



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
MARINHAS TROPICAIS

JORGEANA DE ALMEIDA JORGE BENEVIDES

ANÁLISE TEMPORAL COMPARATIVA DA ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUE
DO ESTUÁRIO DO RIO CURU (CEARÁ) E O USO DE SENSORIAMENTO
REMOTO COMO SUBSÍDIO PARA A GESTÃO AMBIENTAL

FORTALEZA – CEARÁ

2024

JORGEANA DE ALMEIDA JORGE BENEVIDES

ANÁLISE TEMPORAL COMPARATIVA DA ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUE DO
ESTUÁRIO DO RIO CURU (CEARÁ) E O USO DE SENSORIAMENTO REMOTO
COMO SUBSÍDIO PARA A GESTÃO AMBIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutora em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Análise, monitoramento e gestão de impactos costeiros e oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra.

Coorientadora: Prof. Dra. Rafaela Camargo Maia.

FORTALEZA - CEARÁ

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- B413a Benevides, Jorgeana de Almeida Jorge.
Análise temporal comparativa da estrutura vegetal do mangue do Estuário do Rio Curu (Ceará) e o uso de Sensoriamento Remoto como subsídio para a gestão ambiental / Jorgeana de Almeida Jorge Benevides. – 2024.
159 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra.
Coorientação: Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia.
1. ODS 13. 2. ODS 14. 3. Fitossociologia. 4. Índices de Vegetação. 5. LANDSAT. I. Título.
CDD 551.46
-

JORGEANA DE ALMEIDA JORGE BENEVIDES

ANÁLISE TEMPORAL COMPARATIVA DA ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUE DO
ESTUÁRIO DO RIO CURU (CEARÁ) E O USO DE SENSORIAMENTO REMOTO
COMO SUBSÍDIO PARA A GESTÃO AMBIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutora em Ciências Marinhas Tropicais. Área de concentração: Análise, monitoramento e gestão de impactos costeiros e oceânicos.

Aprovada em: 20/06/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra. (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Rafaela Camargo Maia. (Coorientadora)
Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof. Dr. Antônio Geraldo Ferreira (Membro interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Alexander C. Ferreira (Membro interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Neilson Rocha da Silva (Membro externo)
Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Ao meu Ábba eterno.

Aos meus pais, Hildemberg (*in memoriam*) e
Raimunda Emília.

Ao meu esposo Edilberto e filhos Daniel e
João Victor.

AGRADECIMENTOS

A página de agradecimentos é, por vezes, uma parte que muitos “pulam” quando têm uma tese ou dissertação para ler, pois estes jugam que esse trecho pouco tem a acrescentar para quem o lê, já que aqui, geralmente, se discorre sobre obstáculos que foram vencidos e as pessoas que auxiliaram nessa escalada rumo a conclusão de mais um árduo trabalho científico.

Particularmente, os agradecimentos me encantam, pois eles me falam um pouco mais sobre o pesquisador e sempre me deixam uma lição no final. Eu cresço não apenas ao compreender as nuances metodológicas, os resultados obtidos ou discussão em cima do tema, pois percebo as intrincadas relações interpessoais que formaram e se forjaram na caminhada. De como, sem elas, nós não teríamos conseguido chegar até aqui. Para além de uma lista de nomes que nos foram relevantes no processo, para o pesquisador, seja ele jovem ou não, será ser um lindo memorial. E é assim que será para mim. Sem vocês, eu não estaria onde cheguei.

E a minha lista começa por eles: meus pais. Os primeiros que investiram em minha educação: a minha herança. Sim, o legado deixado para mim não foi financeiro, nem territorial, mas sim o exemplo da abnegação deles em favor dos filhos para que estes tivessem um futuro melhor do que fora o deles. E cada título conquistado e degrau avançado é uma vitória de vocês também, Hildemberg e Raimunda Emília. Perdi meu pai muito cedo. E ele não viu os frutos do seu sacrifício, mas procuro honrá-los até hoje como se ele estivesse ali na primeira fila reforçando o coro daqueles que torcem sinceramente por mim. Gratidão.

E neste coro está de igual modo meu esposo Edilberto. Seu incentivo e parceria foram motores importantes para que eu tivesse fôlego e energia para dar mais umas braçadas. Você não me permitiu desistir. Andou mais uma milha ao meu lado quando foi necessário. Não soltou a minha mão nem quando precisei ir ao Manguezal. Seu apoio não foi só verbal, com frases de efeito. Você estava lá com lama até os joelhos, suor na testa e empenhado para que tudo desse certo nas coletas. Gratidão.

Ao prof. Dr. Luis Ernesto pela orientação, compreensão e parceria sempre buscando formas de superarmos os obstáculos. E a profa. Dra. Rafaela Camargo pela coorientação valiosa e disponibilidade de parte dos dados de estrutura vegetal. Aprendi muito com vocês.

A Daniel Jorge, meu primogênito, a Josirene, Samuel, Rafaela, Jennifer, Romildo e ao professor Dr. Max Willian que também me auxiliaram nas campanhas de campo. Ao professor Me. Carlos Sérgio nas análises matemáticas. Ao seu Deodado e ao Duda pelas ricas

informações históricas sobre a área de estudo. Ao Anderson Silva e a Helena pela força na etapa do sensoriamento. Vocês foram incríveis.

Aos professores participantes da banca examinadora pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Aos colegas da turma do doutorado pelos aprendizados compartilhados em cada disciplina, em especial a minha companheira nessa jornada Ingrid H'Oara sempre contribuindo positivamente nas discussões e consultas.

E aos meus colegas do IFCE, *campus* Paracuru, por todo o suporte no processo de afastamento para conclusão da tese. A todos, minha gratidão.

RESUMO

Os manguezais estão amparados legalmente devido a sua importância ecológica, econômica e social. Entretanto, o avanço das pressões antrópicas sobre estes ecossistemas vem interferindo em seus bens e serviços ecossistêmicos. Dentre os tenses sobre o Manguezal do Rio Curu está a supressão da vegetação para a instalação de fazendas de carcinicultura e cultivo agrícola. O uso do Sensoriamento Remoto vem se consolidando no acompanhamento das condições e alterações de áreas costeiras. Com isso, realizou-se uma análise temporal da estrutura mangue do estuário do Rio Curu como subsídio para monitoramento da qualidade ambiental tomando por base dados coletados nos anos 2007 e 2021. Avaliou-se também a atividade da vegetação estuarina por meio da análise multitemporal de imagens Landsat entre os anos 2000 a 2020 baseando-se em três índices de vegetação: NDVI, SAVI e IAF. Quanto aos parâmetros fitossociológicos avaliados, *Rhizophora mangle* foi a espécie que se destacou nos dois períodos. Este manguezal parece está passando por um processo de regeneração natural dado os números de juvenis observados no segundo inventário. Essa característica repercutiu nos resultados de DAP e área basal que apresentaram diferenças significativas entre os anos. Já as respostas dos Índices mostraram que a flora passou por mudanças expressivas quanto a distribuição, a densidade e a saúde em 14 anos como a expansão longitudinal do mangue, substituição progressiva por culturas de interesse comercial e NDVI mais baixo nas áreas ao redor dos cultivos, respectivamente. A complementariedade nas respostas observadas pelos Índices e os dados de campo se apresentaram como uma eficiente ferramenta de avaliação das condições da flora frente aos principais impactos ambientais na área, de modo a ser aplicado no planejamento e gestão costeira local.

Palavras-chave: ODS 13; ODS14; fitossociologia; índices de vegetação; Landsat.

ABSTRACT

Mangroves are legally protected due to their ecological, economic and social importance. However, the advancement of anthropogenic pressures on these ecosystems has been interfering with their ecosystem goods and services. Among the stressors on the Curu River Mangrove is the suppression of vegetation for the installation of shrimp farms and agriculture. The use of Remote Sensing has settled as a useful tool in monitoring conditions and changes in coastal areas. With this, a temporal analysis of the mangrove structure of the Curu River estuary was carried out as a base for monitoring environmental quality, based on data collected in the years 2007 and 2021. The activity of estuarine vegetation was also evaluated through multitemporal analysis of Landsat images between the years 2000 and 2020 based on three vegetation indices: NDVI, SAVI and IAF. Regarding the phytosociological parameters evaluated, *Rhizophora mangle* was the species that stood out in both periods. This mangrove appears to be undergoing a natural regeneration process given the numbers of juveniles observed in the second survey. This characteristic had an impact on the results of DAP and basal area, which showed significant differences between the years. The responses from the Indexes showed that the flora underwent significant changes in terms of distribution, density and health in 14 years, such as the longitudinal expansion of the mangrove, progressive replacement by crops of commercial interest and lower NDVI in the areas surrounding the crops. The complementarity in the responses observed by the Indexes and the field data presented itself as an efficient tool for evaluating the conditions of the flora in relation to the main environmental impacts in the area, in order to be applied in local coastal planning and management.

Keywords: SDG 13; SDG 14; phytosociology; vegetation indices; Landsat.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO II

- Figura 1 - Distribuição mundial da perda das florestas de mangue e seus principais agentes. Anos de referência: 2000 a 2016..... 28
- Figura 2 – Mapa de uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Curu..... 47
- Figura 3 – Foz do Manguezal da APA do Estuário do Rio Curu na divisa entre os municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará, Brasil..... 49

CAPÍTULO III

- Figura 1 - Visão geral da região estuarina do Rio Curu localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará. Destaque para área de amostragem 53
- Figura 2 - Localização e visão geral da área de amostragem localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará. Destaque para o método de coleta para o levantamento fitossociológico (método de parcelas) 54
- Figura 3 - Abundância das árvores vivas adultas nos anos 2007 e 2021..... 58
- Figura 4 – Análise comparativa da frequência das alturas dos indivíduos vivos adultos entre os anos de estudo (superior – 2007; inferior – 2021) 59
- Figura 5 – Box plot da análise comparativa do DAP dos indivíduos adultos vivos da área amostral para os 2007 e 2021..... 59
- Figura 6 – Gráfico da análise comparativa da área basal dos indivíduos vivos da área amostral para os 2007 e 2021..... 61
- Figura 7 – Abundância das árvores vivas nos anos 2007 e 2021..... 64

Figura 8 – Bihistograma da análise comparativa da altura das árvores vivas da área amostral para os 2007 e 2021.....	65
Figura 9 - Box plot da análise comparativa da densidade dos indivíduos vivos da área amostral para os 2007 e 2021.....	65
Figura 10 - Abundância de árvores mortas dos três gêneros encontrados nos anos 2007 e 2021.....	66
Figura 11 – Dados de Altura, DAP e Área Basal. Média por parcelas das árvores mortas da área amostral para os anos 2007 e 2021.....	66

CAPÍTULO IV

Figura 1 - Visão geral da área de amostragem localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará. Destaque para área de estudo	85
Figura 2 – Amostras controle no Estuário do Rio Curu, Paracuru/Paraipaba, Ceará. Composição RGB, Landsat 8 – 2020.....	91
Figura 3 – Etapas da avaliação de precisão da acurácia de mapas temáticos pelo complemento AcATaMa no Qgis.....	92
Figura 4 – Resumo metodológico do processamento de dados usando os Índices de Vegetação NDVI, SAVI e IAF para construção dos mapas temáticos e análise da vegetação.....	95
Figura 5 – Mapa das localidades de interesse no Estuário do Rio Curu, Paracuru/Paraipaba, Ceará, Brasil.....	96
Figura 6 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2000 para as seis classes categorizadas no Estuário do Rio Curu.....	97

Figura 7 – Presença da espécie exótica <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne na margem do rio na zona do Estuário do Rio Curu, Paraipaba, Ceará.....	98
Figura 8 – Distribuição da frequência de valores dos pixels para o IAF entre os anos de estudo para a vegetação do Estuário do Rio Curu.....	101
Figura 9 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2007 para as seis classes categorizadas na área de estudo.....	102
Figura 10 – Alterações na dinâmica hídrica e de cobertura da terra na área de estudo.....	103
Figura 11 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2014 para as seis classes categorizadas na área de estudo.....	105
Figura 12 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2020 para as seis classes categorizadas na área de estudo.....	107
Figura 13 – Mapa do Zoneamento da APA do Estuário do Rio Curu proposto na atualização do Plano de Manejo desta Unidade de Conservação. Em destaque a Zona de Entorno da APA.	112
Figura 14 - Imagem do Google Earth Pro destacando os resquícios de um antigo barramento no curso do Rio Curu nas redondezas da Croa dos Pinhões.....	115
Figura 15 – Mapeamento de densidade da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	117
Figura 16 – Mapeamento da saúde da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	120
Figura 17 – Chuva média mensal observada para o município de Paracuru, Ceará, nos anos de interesse.....	121
Figura 18 – Chuva anual observada para o município de Paracuru, Ceará em três	

décadas.....122

Figura 19 – Tendências dos valores referentes a climatologia (mm), precipitação observada (mm) e desvio – anomalia climática (%) referente ao município de Paracuru, Ceará, nos anos de interesse (2000, 2007, 2014 e 2020) 124

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO III

- Tabela 1 – Fórmulas utilizadas para caracterização estrutural do bosque do mangue do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará..... 55
- Tabela 2 - Análise *One Way* ANOVA para altura do bosque entre os anos 2007 e 2021. Como também para apenas os indivíduos adultos em ambos os recortes temporais. Permutações = 99999). Valores abaixo de $p < 0,05$ são estatisticamente significantes* 58
- Tabela 3 – Médias do DAP e da altura das árvores vivas por classe diamétrica (cm) nos dois recortes temporais em estudo, 2007 e 2021, no Manguezal do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará, Brasil..... 60
- Tabela 4 – Parâmetros estruturais analisados entre os anos de interesse no Manguezal do Estuário do Rio Curu, Ceará, Brasil (média \pm desvio padrão) para os indivíduos vivos. Área basal total (soma das áreas basais individuais calculadas por hectare)..... 61
- Tabela 5 – Principais descritores fitossociológicos da estrutura das árvores vivas do bosque do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará..... 62
- Tabela 6 – Médias do DAP e da altura das árvores mortas por classe diamétrica (cm) nos dois recortes temporais em estudo, 2007 e 2021, no Manguezal do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará, Brasil..... 67
- Tabela 7 – Dominância das espécies de árvores mortas do bosque do Estuário do Rio Curu. 67

CAPÍTULO IV

- Tabela 1 - Características dos instrumentos sensores *Thematic Mapper*™, *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e *Operational Terra Imager* e *Thermal Infrared Sensor* (OLI – TIRS) utilizados..... 87

Tabela 2 - Distribuição das classes de vegetação nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020 do Estuário do Rio Curu com base no NDVI.....	93
Tabela 3 - Distribuição das classes de vegetação nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020 do Estuário do Rio Curu com base no SAVI.....	93
Tabela 4 - Distribuição das classes de vegetação nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020 do Estuário do Rio Curu com base no IAF.....	93
Tabela 5 - Valores de referência para fins de cálculo da densidade (critérios de cobertura) da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	94
Tabela 6 - Classificação da Saúde da Vegetação.....	94
Tabela 7 – Tendência temporal de NDVI da vegetação da área estuarina do Rio Curu entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	98
Tabela 8 – Tendência temporal de SAVI da vegetação da área estuarina do Rio Curu entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	99
Tabela 9 – Tendência temporal do IAF da vegetação da área estuarina do Rio Curu entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	101
Tabela 10 – Números absolutos e percentuais de área com base no NDVI no estuário do Rio Curu, nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	108
Tabela 11 – Números absolutos e percentuais de área com base no SAVI no estuário do Rio Curu, nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	109
Tabela 12 – Números absolutos e percentuais de área com base no IAF no estuário do Rio Curu, nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	110
Tabela 13 – Expansão/regressão da cobertura da terra no estuário do Rio Curu com base no NDVI entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.....	113

Tabela 14 - Saúde da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020..... 119

Tabela 15 – Valores referentes a climatologia (mm), precipitação observada (mm) e desvio percentual da precipitação referente ao município de Paracuru, Ceará, nos anos de interesse (2000, 2007, 2014 e 2020) 123

LISTA DE QUADROS

CAPÍTULO III

Quadro 1 – Variação dos dados abióticos coletados na área de estudo entre os anos de interesse.....	64
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
SR	Sensoriamento Remoto
SIG	Sistema de Informações Geográficas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
SEUD	Sistema Estadual de Unidades de Conservação
UC	Unidade de Conservação
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
APA	Área de Proteção Ambiental
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Mudanças do Clima
GIS	Geographic Information System
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index
IAF	Índice de Área Foliar
WWF	World Wildlife Fund
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
MMA	Ministério do Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
APPs	Áreas de Preservação Permanente
REM	Radiação Eletromagnética
PRODETUR	Programa de Ação para o Desenvolvimento do Turismo
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
EVI	Enhanced Vegetation Index
NDWI	Normalized Difference Water Index
IFV	Índice Foliar Verde
NIR	Near Infra Red
NASA	National Aeronautics and Space Administration
MSS	Multispectral Scanner System
TM	Thematic Mapper
ETM +	Enhanced Thematic Mapper Plus
OLI	Operation Land Imager
TIRS	Thermal Infrared Sensor

AVHRR	Radiômetro de Resolução Muito Alta Avançada
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
USGS	United States Geological Survey
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical
ZCAS	Zona de Convergência do Atlântico Sul
OMJ	Oscilações Madlen Julian
UNEP	United Nation Environment Programme
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
UTM	Universal Transversa de Mercator
DAP	Diâmetro na altura do peito
PAP	Perímetro na altura do peito
DAB	Diâmetro na altura da base
DAP	Diâmetro na altura do peito
DAt	Densidade Absoluta Total
DAe	Densidade Absoluta de uma espécie
DR	Densidade Relativa
FA	Frequência Absoluta
FRe	Frequência Relativa da espécie
Gi	Área Basal
DoAt	Dominância Absoluta total da comunidade
DoAe	Dominância Absoluta da espécie
DoR	Dominância Relativa
IVI	Índice de Valor de Importância
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPSP	European Petroleum Survey Group
DN	Digital number
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
SETUR	Secretaria de Turismo do Estado do Ceará
PROINFUTUR	Programa de Valorização da Infraestrutura Turística do Litoral Oeste

SUMÁRIO

1	CAPÍTULO 1: CONSIDERAÇÕES INICIAIS	22
1.1	Introdução	22
1.2	Questões da Pesquisa	25
1.3	Hipótese	25
1.4	Objetivos	26
1.5	Estrutura da Tese	26
2	CAPÍTULO 2: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	27
2.1	Ecosistema Manguezal e Serviços Ecossistêmicos Potenciais	27
2.2	Caracterização da Vegetação	31
2.3	Estrutura da Vegetação como bioindicadora	33
2.4	Impactos Antrópicos Negativos	36
2.5	Aspectos Legais	40
2.6	Ferramentas de Sensoriamento Remoto aplicadas ao estudo da vegetação	42
2.7	Programa Landsat	45
2.8	Subsídios para a interpretação ambiental	47
3	CAPÍTULO 3: ARTIGO 1 – AVALIAÇÃO TEMPORAL COMPARATIVA DA ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUE DO ESTUÁRIO DO RIO CURU APÓS 14 ANOS	50
	Resumo	50
3.1	Introdução	51
3.2	Material e Métodos	52
3.3	Resultados	57
3.4	Discussão	68
3.5	Conclusões	79

4	CAPÍTULO 4: ARTIGO 2 - ESTUDO TEMPORAL COMPARATIVO DA RESPOSTA ESPECTRAL DA VEGETAÇÃO DA APA DO ESTUÁRIO DO RIO CURU E ENTORNO COM USO DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS	80
	Resumo	80
4.1	Introdução	80
4.2	Material e Métodos	85
4.3	Resultados e Discussão	96
4.4	Conclusões	126
5	CAPÍTULO 5: CONSIDERAÇÕES FINAIS	128
	REFERÊNCIAS	130
	ANEXO A - FICHA DE CAMPO: MEDIDAS ESTRUTURAIS DOS BOSQUES	
	ANEXO B – AMOSTRAS CONTROLE NO ESTUÁRIO DO RIO CURU, PARACURU/PARAIPABA, CEARÁ. COMPOSIÇÃO RGB LANDSAT 8 – 2020.	

1 CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1 Introdução

Abrigando mais de 60% da riqueza das espécies terrestres, o bioma Mata Atlântica sofre ao longo dos últimos 500 anos com os efeitos da pressão das atividades antrópicas, bem como os ecossistemas associados a ele, em destaque o Manguezal (NASCIMENTO; SANTOS; GOUVEIA, 2016), que, no Brasil, apresenta a segunda maior área (7%) de cobertura de Manguezal do mundo (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED, 2007b).

Esse ecossistema é reconhecido por oferecer bens e serviços (COSTANZA *et al.*, 2014; AKRAM *et al.*, 2023) se destacando, muitas das vezes, como a principal fonte de renda para os moradores do seu entorno. A arquitetura e composição das florestas de mangue são importantes por servirem de habitats e fornecerem recursos diversos tanto para as espécies alóctones (moluscos, caranguejos, etc.) quanto autóctones, inclusive para o homem (SILVA, 2018).

E é justamente por oferecer este leque de recursos naturais, para exploração direta e indireta, que o equilíbrio ambiental desse ecossistema está seriamente comprometido (AKRAM *et al.*, 2023). O despejo de resíduos sólidos urbanos, o desmatamento e a presença de cultivos agrícolas e da carcinicultura também se configuram como um grave risco ambiental, tendo em vista que os produtos destas práticas acabam por interferir na estrutura, fisiologia, produtividade, composição florística e na biodiversidade desse ecossistema (SILVA, 2004; OLIVEIRA, 2005; ARAÚJO; COSTA, 2007).

Com mais de 8000 km de costa, o Brasil aparece em destaque no contexto da Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021-2030). Estas áreas são reconhecidas por abrigar expressivo contingente populacional e econômico (CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2021). A zona costeira brasileira se caracteriza pela pluralidade de formas de relevo com a presença de rios, enseadas, costões rochosos, estuários, dentre outros, o que propicia o estabelecimento do Manguezal em vários pontos da faixa litorânea. Vários estudos apontam a relação direta entre a perda de áreas de Manguezal ou o desequilíbrio ambiental dentro desse ecossistema e a pressão exercida pela ação antrópica causando a limitação do crescimento do bosque e fragmentação desse ambiente (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016; MAIA, 2016; MAIA *et al.*, 2018; SCHAEFFER-NOVELLI, 2018; FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019; FERREIRA *et al.*, 2022).

A caracterização da composição e da estrutura vegetal é uma ferramenta viável na avaliação do comportamento dos seus componentes frente as alterações, já que o acompanhamento sistemático do panorama ecológico possibilita a readequação de políticas públicas objetivando a preservação, a recuperação e a melhoria da qualidade ambiental. Aliado a técnicas como o uso Sensoriamento Remoto (SR) e do Sistema de Informações Geográficas (SIG), o alcance e eficácia desse monitoramento em maior escala pode ser potencializado.

Embora existam diversos dispositivos legais visando a sua proteção (*e.g.* Constituição Federal de 1988, CONAMA 004/85, portaria nº 09 de janeiro de 2015 do ICMBio e as Leis nº 4.775/65, nº 12.651/2012), o cenário brasileiro não difere tanto do visto em outras localidades. A nível estadual, tem-se a Lei nº 14.950 de 27 de julho de 2011 que instituiu o Sistema Estadual de Unidades de Conservação – SEUD (CEARÁ, 2011) em reforço aos outros instrumentos legais nacionais. No entanto, o território cearense comporta apenas 0,64% de áreas estaduais protegidas. Valor muito baixo, mas relativamente próximo se comparados a outros estados nordestinos (Pernambuco, 0,11%; Rio Grande do Norte, 1,12%; Paraíba, 1,19%; Sergipe, 2,53%) (SUGAHARA, 2014; ZIEGLER; OLIVEIRA; MARINHO, 2019). Acrescentando a esse resultado, os valores relativos as Unidades de Conservação (UCs) municipais, federais e RPPNs, dados de 2010 apontam para o total de 7,75% do estado (MENEZES *et al.*, 2010), valores não tão distintos do atual.

Dentre as principais atividades que de alguma forma influenciam na supressão dessa vegetação estão a conversão de áreas para cultivo de alimentos (agricultura) e da fauna aquática (aquicultura), bem como a expansão urbana (LEE *et al.*, 2014; GORMAN, 2018; AKRAM *et al.*, 2023).

Em estudo realizado em Paracuru, no distrito de Poço Doce, os autores apontam o desflorestamento para a retirada de areia margeando os rios e canais dentro do estuário do Rio Curu, como também a presença de fazendas de cultivo de camarão que comprometem a saúde do rio devido a descarga de efluentes advindos da “alimentação e manutenção dos tanques” (ROCHA *et al.*, 2020). Os efluentes dessa atividade são capazes carrear sedimentos, oriundos da erosão do talude dos tanques de criação durante a despesca, para os estuários alterando assim o balanço sedimentar da área (GODOY, 2015). Em relatório recente apresentado por uma empresa contratada pelo governo do estado do Ceará para a elaboração/atualização dos Planos de Manejo de algumas áreas de conservação, os resultados apresentados para a Área de

Proteção Ambiental do Estuário do Rio Curu corroboram com os vistos na literatura (GREENTEC, 2021).

O turismo de sol e praia tem chamado a atenção de investidores nacionais e internacionais para a região nordeste do país. E essa exploração não tem se concentrado apenas em grandes cidades, mas tem migrado para as cidades litorâneas menores exercendo assim expressiva pressão sobre a biota. Buscando ordenar o uso e gestão destas áreas, recursos do PRODETUR/CE (I Programa de Ação para o Desenvolvimento do Turismo) no Ceará serviram para criação de cinco Áreas de Proteção Ambiental estaduais no ano de 1999, dentre elas a APA do Estuário do Rio Curu.

Paracuru apresenta uma diversidade de ambientes como um vasto campo de dunas fixas e móveis abrigando lagoas interdunares, uma faixa de praia que se estende por 17km, eolianitos, Manguezal, dentre outros. No tocante a gestão da zona costeira, Paracuru apresenta uma gestão compartilhada junto ao governo estadual (Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Mudanças do Clima – SEMA). Recai sobre a competência do município através da Secretaria de Turismo, Meio Ambiente e Infraestrutura a fiscalização e licenciamentos dentro do território municipal, excetuando-se os perímetros das UCs (ROCHA *et al.*, 2020).

Em 29 de março de 1999 foi declarada como Área de Proteção Ambiental (APA) através do Decreto Estadual Nº 25 416, um perímetro de 14,979 km dentro da região estuarina do Rio Curu abrangendo uma área de 8,8184 km² (CEARÁ, 1999). Valores estes reajustados na recente proposta de Plano de Manejo da referida APA, para 15,67 Km e 9,2692 Km² de perímetro e área, respectivamente (GREENTEC, 2021).

Dentre os objetivos apresentados no documento citado estão a proteção e conservação das comunidades biológicas nativas, bem como de seus recursos abióticos (hídricos e solos). A preocupação também se estende as comunidades tradicionais que dependem dos recursos locais disponíveis, buscando assim capacitar a população residente quanto ao uso de “métodos e técnicas apropriadas ao uso do solo, de maneira a não interferir no funcionamento dos refúgios ecológicos, assegurando a sustentabilidade dos recursos naturais [...], art 2, II” (CEARÁ, 1999).

Paracuru é um dos poucos municípios litorâneos que apresenta a sede urbana defronte para o mar. Isso traz várias implicações e uma delas é a forte pressão sobre os diferentes ambientes presentes na área como dunas fixas e móveis, falésias, lagoas interdunares, eolianitos, depressão sertaneja, tabuleiro pré-litorâneo, planície fluviomarinha e manguezais (ROCHA *et al.*, 2020). Os altos preços do metro quadrado das áreas urbanas mais centrais tendem a forçar a ocupação de áreas periféricas, especialmente em municípios costeiros onde

as atividades econômicas são intensificadas. Não é incomum a presença de grupos mais vulneráveis socioeconomicamente ocupando regiões que apresentam mais instabilidade ambiental, baixa resiliência ou mesmo áreas de proteção (BRITO *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020). Não obstante, atividades e ocupações irregulares já foram registradas e notificadas pelo poder público por serem desenvolvidas dentro das APAs e faixa praial, como por exemplo a instalação de tanques de carcinicultura sem licença ambiental (ROCHA *et al.*, 2020).

De acordo com Rocha e colaboradores (2020), aproximadamente 25,01% das áreas do município apresenta alta vulnerabilidade ambiental, sendo que parte da poligonal referente a APA do Estuário do Rio Curu está incluída nesta parcela, revelando a suscetibilidade deste ambiente e formas de uso não compatíveis com os objetivos de conservação da área. Mesmo que esse percentual seja o menor entre os outros valores (média e baixa vulnerabilidade) observados na referida pesquisa, deve-se levar em conta que é justamente próximo a seus limites que se observa o aumento da pressão pela ocupação inclusive em áreas protegidas pela legislação (ROCHA *et al.*, 2020).

1.2 Questões da Pesquisa

- Quais as principais modificações observadas no padrão estrutural do Manguezal do Rio Curu em 2021 comparado com um estudo realizado em 2007?
- Quais os possíveis vetores responsáveis pela variação temporal das áreas de cobertura vegetal do estuário do Rio Curu?
- Como o uso e ocupação da zona costeira afeta a integridade da vegetação da área estuarina do Rio Curu?

1.3 Hipóteses

- As alterações no uso e ocupação da terra da região estuarina do Rio Curu comprometeu negativamente a arquitetura do mangue local.
- O uso de Sensoriamento Remoto e geotecnologias é eficaz no monitoramento das alterações da cobertura vegetal da região da APA do Estuário do Rio Curu e entorno.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo Geral

Realizar uma análise temporal das mudanças na estrutura do mangue bem como da cobertura vegetal do estuário do Rio Curu como subsídio para o monitoramento da qualidade ambiental.

1.4.2 Objetivos Específicos

Realizar um comparativo fitossociológico das alterações na estrutura deste Manguezal com base em dados referentes aos anos 2007 e 2021;

Analisar as mudanças na cobertura vegetal da APA do estuário do Rio Curu e entorno em resposta às atividades antrópicas utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto entre os anos de 2000 a 2020;

Avaliar as variações na distribuição espacial da vegetação, na sua densidade e estado da saúde desta flora usando imagens Landsat e técnicas de GIS.

Gerar dados sobre o estado de conservação da flora do Estuário do Rio Curu para o auxílio de estudos futuros e monitoramento desta Unidade de Conservação.

1.5 Estrutura da Tese

Como forma de melhor apresentar os resultados obtidos nesta pesquisa, o presente trabalho está estruturado em seis capítulos, a saber: capítulo 1 – onde se encontra a parte introdutória fazendo uma apresentação geral dos temas relevantes envolvidos na tese. Também se encontram as questões da pesquisa, bem como as hipóteses. Finalizou-se esta primeira etapa com uma descrição mais minuciosa da estrutura da tese.

O capítulo 2 traz a fundamentação teórica que embasa toda a tese com temas como o ecossistema Manguezal e seus serviços ecossistêmicos potenciais. Foi realizada ainda uma caracterização da vegetação típica deste ambiente, destacando a estrutura do bosque como bioindicadora. Os principais impactos antrópicos negativos presentes nessas áreas foram elencados fazendo um link com as principais legislações que versam a respeito da proteção sobre a comunidade do Manguezal. O desfecho deste capítulo se dá com a abordagem em torno do uso do Sensoriamento Remoto (a partir de produtos do satélite do programa Landsat) aplicado ao estudo da vegetação num geral. Já que, devido a características particulares do

mangue do Estuário do Rio Curu, não foi possível focar apenas nas espécies que compõe o ecossistema Manguezal.

No capítulo 3 buscou-se fazer uma avaliação temporal comparativa da estrutura vegetal do mangue do estuário do Rio Curu, Paracuru – Ceará. Foram realizados aqui a comparação de dados de estrutura coletados em 2007 e 2021 objetivando-se retratar a dinâmica evolutiva do mangue do Rio Curu.

O capítulo 4 apresenta o estudo temporal comparativo da resposta espectral da vegetação do mangue de estuário do Rio Curu com o uso de imagens multiespectrais. Nele observam-se os resultados referentes as respostas espectrais valendo-se de diferentes Índices de Vegetação (NDVI, SAVI e IAF) para uma melhor compreensão do comportamento da vegetação ao longo dos anos e que também sirva como material testemunho sobre o estado de conservação da flora estuarina do Rio Curu para auxílio de estudos futuros e monitoramento desta Unidade de Conservação. Os resultados e discussão foram trabalhados juntos já que está no formato solicitado pela revista ao qual foi submetido e publicado.

Esta tese tem seu desfecho com o capítulo 5 que apresenta as considerações finais desse estudo.

2 CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

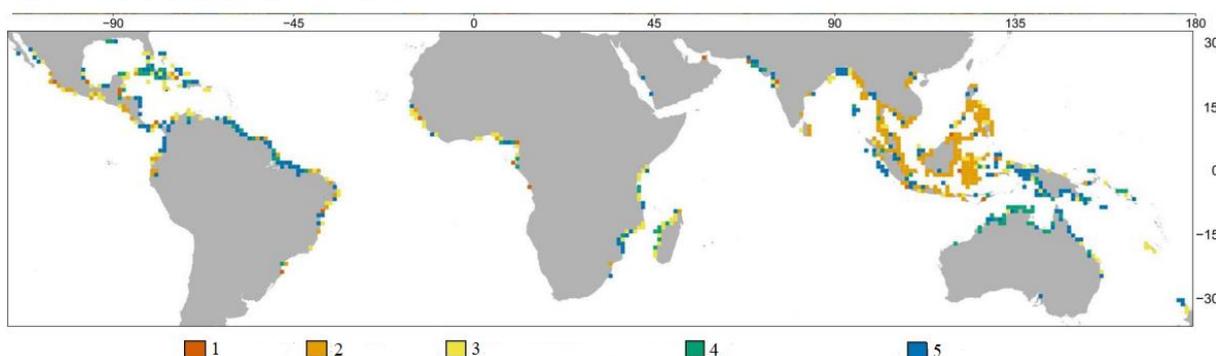
2.1 Ecossistema Manguezal e os seus Serviços Ecossistêmicos Potenciais

Presentes entre as áreas de transição entre os ambientes terrestres e marinhos, os Manguezais são ecossistemas de grande importância ecológica, econômica e social (ALMEIDA; FORTUNA, 2021; ALVES *et al.*, 2022; AKRAM *et al.*, 2023). Londe *et al.* (2013), compartimentam esse ecossistema em quatro esferas interdependentes (água, solo, flora, fauna), mas que, apesar de serem distintas em suas particularidades, apresentam certo equilíbrio entre estes componentes.

Esta flora exhibe uma série de adaptações que lhe permitem prosperar nesse ambiente caracterizado por solos azonais inconsolidados e sedimento pouco oxigenado, sujeito a variações diárias de salinidade devido fluxo de marés e das chuvas (OLIVEIRA; TOGNELLA, 2014; PASCOALINI *et al.*, 2014; BLOTTA *et al.*, 2016; ELLISON, 2019) que atuam como exportador de sedimentos, material orgânico (*e.g.* propágulos, folhas, galhos) para rios, estuários ou águas costeiras onde será decomposto (ALVES, 2001).

Uma destas adaptações é a presença de raízes aéreas fisiologicamente adaptadas altamente especializadas, que auxiliam tanto na fixação quanto nas trocas gasosas. Contam também com a presença de glândulas excretoras de sal nas suas folhas, lenticelas e viviparidade (PARIDA; JHA, 2010). Conseguem se desenvolver em áreas não salinizadas, mas não chegam a formar bosques, uma vez que perdem na competição com espécies melhor adaptadas ao ambiente dulcícola (GALVANI; LIMA, 2010). Esse conjunto de atributos favoreceu o seu estabelecimento por diversas áreas litorâneas tropicais e intertropicais do planeta como observado na figura 1 (GOLDBERG *et al.*, 2020).

Figura 1 - Distribuição mundial da perda das florestas de mangue e seus principais agentes. Anos de referência: 2000 a 2016.



Fonte: Goldberg *et al.*, 2020, adaptado. Legenda: 1 – assentamentos urbanos, 2 – *comodities*, 3 – conversão para áreas não produtivas, 4 – eventos de clima extremo, 5 – erosão.

O Brasil se destaca no cenário mundial em relação a presença deste ecossistema por apresentar uma área de cobertura aproximada de 13.400 km², de forma não contínua, desde o extremo sul município da Laguna (Santa Catarina) até o norte no estado do Amapá. Mas muitas destas áreas têm sido perdidas tanto por conta de agentes antrópicos quanto naturais (NADIA; MORELLATO; MACHADO, 2012; GOLDBERG *et al.*, 2020).

As marés se comportam de modos distintos a depender da proximidade em que está em relação a linha do Equador, pois quanto mais próxima dela, maior será amplitude de maré apresentada. Os maiores registros puderam ser observados nos estados mais ao norte do país como no Amapá (14 m), Pará (12 m) e Maranhão (7 m). Conhecer e compreender essas amplitudes são importantes uma vez que elas repercutem diretamente na estrutura (altura) da flora do Manguezal (ALVES, 2001) já que esta influencia na qualidade da água, no tempo de cobertura e promove a troca periódica de matéria orgânica (THIERS, MEIRELES, SANTOS, 2016).

Por conta das características hídricas na região semiárida, as drenagens de menor vazão apresentam hipersalinização nas épocas mais secas e isso repercute nas características dos mangues cearenses que se distribuem por extensões menores, geralmente, como estreitas franjas (THIERS, MEIRELES, SANTOS, 2016), em especial nas áreas estuarinas e de deltas que estão sujeitos a marés variando de dois a quatro metros (MORAIS *et al.*, 2006; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; MAIA *et al.*, 2006).

Nos últimos anos, pesquisas têm apontado o papel de destaque dos manguezais, um dos ecossistemas de carbono azul, no sequestro de carbono. Estes estudos comprovam que os manguezais armazenam mais carbono (proporcionalmente três a quatro vezes mais), em comparação a florestas tropicais. Isso por conta das condições típicas de seu sedimento e posição da interface terra-oceano, como também na manutenção do clima do planeta (MURDIYARSO *et al.*, 2015; ROSARIO; ABUCHAHLA, 2018; TAILLARDAT; FRIESSE; LAPASCU, 2018). Isso tem aguçado o interesse de pesquisadores em buscar uma melhor compreensão dos serviços ecológicos prestados por esse ecossistema. Gasparinetti *et al.* (2018), categorizam os serviços ecossistêmicos observando o tipo de benefício ofertado. Comumente, se agrupam estes serviços em quatro categorias: provisão, regulação, suporte e cultural.

Entende-se por serviço de provisão aquele que envolve o fluxo de materiais e produtos (*e. g.* alimentos, água potável, matérias-primas de interesse humano). Quanto ao serviço de regulação estão envolvidos os processos naturais como polinização, controle biológico, regulação do clima local, etc. O serviço de suporte ancora todos os outros tipos, como exemplo a disposição de habitats para as mais diversificadas espécies, bem como a diversidade genética. Já os serviços culturais não estão diretamente envolvidos com benefícios materiais, e sim aqueles que provêm da interação e envolvimento com o meio ambiente através de atividades turísticas, de lazer ou tradicionais (GASPARINETTI *et al.*, 2018).

Os Manguezal atuam na proteção das regiões costeiras contra desastres naturais (DAS; DAS; TAH, 2022; KAMIL; TAKAIJUDIN; HASHIM, 2021; AKRAM *et al.*, 2023) e erosão, uma vez que servem como barreira em relação aos ventos, as ondas e a energia das marés. Estas plantas também auxiliam na imobilização de alguns poluentes químicos e físicos já que atuam como filtro biológico; assim como servir de abrigo para inúmeras espécies animais (AMARAL *et al.*, 2010; MA *et al.*, 2020) em diferentes estágios de desenvolvimento atuando como berçário natural. Destacando que muitas dessas espécies têm importante valor comercial (FREITAS *et al.*, 2018).

Olmos e Silva (2003) apontam que 90% das espécies de peixe capturadas na costa brasileira passam parte de sua vida nesse ecossistema. Ao prover diferentes tipos de alimento como mariscos, caranguejos e peixes, o Manguezal fortalece a renda e garante a subsistência dos povos do mar que retiram um alimento rico em proteína de forma contínua e de boa qualidade oferecendo segurança alimentar para muitas famílias (UNEP, 2014; DAS; DAS; TAH, 2022; EGER *et al.*, 2023) como por exemplo aquelas que residem ao longo da costa nordestina. A relevância da pesca artesanal para estas populações se intensifica já que estão sujeitas a condição semiárida e a águas costeiras oligotróficas (MARINS *et al.*, 2003; LACERDA; MARINS, 2002). A avifauna também se beneficia neste ambiente por usufruir das áreas para forrageamento, reprodução e repouso, contribuindo assim para a manutenção da diversidade biológica (ALVES, 2001).

Dentro os serviços ecossistêmicos ofertados pelos manguezais, Gasparinetti *et al.*, (2018) destacam, especialmente, a captura de carbono, proteção da zona de costa, a oferta de amplos recursos pesqueiros e potencial turístico. Desta forma, percebe-se a dependência de certos setores econômicos em relação a oferta de serviços ecossistêmicos, ao passo que, por muitas vezes, estes mesmos setores são os responsáveis pelos impactos que potencialmente prejudicam a resposta positiva dessa interação. A correta compreensão de como ocorrem estes fluxos naturais é importante para que se possa projetar instrumentos de gestão eficazes de modo a contribuir para a manutenção destes fluxos em níveis desejáveis tanto para a atual geração quanto para as futuras (GASPARINETTI *et al.*, 2018).

A proteção do litoral contra eventos extremos está relacionada a localização, distribuição e estrutura da vegetação que acabam atuando como zonas de amortecimento (*buffer*) de proteção de toda a infraestrutura da terra firme que pode ser afetada por eventos como enchentes, ventos fortes e tempestades (LEE *et al.*, 2014; UNEP, 2014; DAS; DAS; TAH, 2022).

Entretanto, Polidoro *et al.* (2010), destacam em seu trabalho que onze das 70 espécies de Manguezal estão presentes numa lista de espécies em risco de extinção e, conseqüentemente, essa perda comprometerá a dinâmica desse ecossistema devido a importância destas espécies para a garantia do fluxo natural de matéria e energia. Portanto, o acesso aos serviços ecossistêmicos prestados pelos Manguezais só será possível se o mesmo estiver minimamente conservado (DUKE *et al.*, 2007).

2.2 Caracterização da Vegetação

O ecossistema manguezal apresenta uma cobertura arbórea e arbustiva típica conhecida como mangue (FRIESS *et al.*, 2019; AKRAM *et al.*, 2023). Termo de origem africana, mas foram os portugueses a partir do século XV que o tornou popular ao designar de mangue em suas cartas náuticas e mapas as áreas recobertas por esta vegetação (VANNUCCI, 2003).

Apresentam também uma zona de transição cuja diferenças na salinidade e vegetação são diferenciadas. As que compreendem a salinidade em taxas de 100 a 150 ppm e presença ou não de vegetação herbácea típica (e. g. bredo do mangue- *Batis maritima*; a beldroega - *Portulaca oleracea*; e as ciperáceas dos gêneros *Cyperus*, *Xyris*, *Scirpus*, *Eleocharis*, *Crenea* (IBAMA, 2005; SILVA; BERNINI; CARMO, 2005; MENEZES; BERGER; MEHLIG, 2008) são denominadas de Salgado ou marismas tropicais hipersalinos (SANTOS, 2005), já aquelas cuja a salinidade está entre 150 e 1000 ppm são conhecidas por Apicum (BRASIL, 2012) originando ambientes halomórficos (PELLEGRINI, 2000).

Este último está presente em regiões litorâneas intertropicais do globo não apresentando vegetação já que são áreas hipersalinas e que por ocasião das preamares apresentam depósitos de areais mais finas (SANTOS, 2005; HADLICH; UCHA, 2009) e considerado como zona de transição entre a zona sob influência das marés e terra firme (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016). Estes autores destacam a importância dos apicuns como áreas de retratação da assembleia de plantas em caso de elevação do nível do mar, como também por ser uma região de depósito de nutrientes, merecendo desta forma a atenção como outras áreas da zona costeira (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016). Meireles *et al.* (2007) ressalta a relevância desse espaço para os povos do mar que realizam pesca e coleta de crustáceos, ampliando a função para além da ambiental.

No mundo, existem cerca de 55 espécies de flora de mangue, distribuídas em 20 gêneros (NADIA; MACHADO, 2014), das quais 17 são exclusivas desse ecossistema (SEMACE, 2006). Contudo, Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986) destacam que no continente americano, apenas cinco gêneros são encontrados (*Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia*, *Conocarpus* e *Pelliciera*). No Brasil conta-se com a ocorrência de sete espécies de “mangue verdadeiro”, que são: *Rhizophora mangle* L., *R. harrisonii*, *R. racemosa* G. M., *Avicennia schaeuriana* Stapf and Leechm. ex Moldenke e *Avicennia germinans* (L.) Stearn e *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaertn (LI *et al.*, 2016; DE ALVARENGA; BOTOSSO; SOFFIATTI, 2017) e *Conocarpus erectus* L. (LACERDA, 2002). Sendo que, em relação a

esta última espécie, há divergência entre alguns pesquisadores em considerá-la nesta lista (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986).

Algumas espécies são pouco expressivas ou até mesmo serem ausentes em determinadas regiões do país (LABOMAR, 2005). Possivelmente em decorrência do tamanho da área estuarina e de suas características ambientais (relevo, salinidade, etc). No estado do Ceará podem ser encontradas as espécies arbóreas *R. mangle*, *A. germinans*, *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *C. erectus* (MAIA; COUTINHO, 2012; MAIA, 2016).

Rhizophora mangle, o mangue vermelho, (Rhizophoraceae), em bosques maduros conseguem ultrapassar os 10 m de altura (SCHAEFFER-NOVELLI, 1994). Ela se desenvolve melhor em áreas mais relacionadas diretamente com o mar, margeando os canais ou áreas mais lamosas com maior intrusão das marés e salinidade em torno de 50 ppm (SCHAEFFER-NOVELLI, 1994; SILVA; MARTINS; CAVALHEIRO, 2010). Seus rizóforos (ramos caulinares especiais) crescem auxiliando na estabilização da árvore no solo lamoso (MENEZES, 2006). A grande quantidade de tanino no seu lenho confere uma cor avermelhada típica (OLMOS; SILVA, 2003).

As flores são de coloração branca ou branca-amarelada (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1984; TOMLINSON, 1994). Suas sementes vivíparas (nomeadas neste trabalho como propágulos) aparentam um bastão, conhecido popularmente como “caneta” que variam de 15 a 20 centímetros de comprimento. A germinação se estender de 8 a 13 meses (STEVELY; RABINOWITZ, 1982; TOMLINSON, 1994). Uma vez desprendido da planta mãe, o propágulo hidrocórico tende a fixar-se no solo lamoso ou ser levado pela correnteza para fixação em outras áreas (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1984). Entretanto, o sucesso dessa dispersão e posterior fixação vai depender da interação entre diversos fatores externos (topografia, complexo de raízes áreas, estrutura do Manguezal, predadores) e características de cada propágulo (flutuabilidade, tamanho, peso, forma, etc) (STEVENS, 1999; FRUEHAUF, 2005; PELOZO, 2012; SOUSA; KENNEDY; MITCHELL, 2003; MAIA, 2010).

Da família Acanthaceae, atingindo até 20 m, o mangue preto (OLMOS; SILVA, 2003) possui duas espécies em território nacional: a *Avicennia schaueriana* e a *A. germinans*. Juntamente com a *Laguncularia racemosa* dominam áreas mais secas, elevadas e protegidas das ações direta das marés (MAIA, 2010). Elas são dotadas de raízes que atuam na absorção de oxigênio, os pneumatóforos. As glândulas de sal presentes nas folhas auxiliam no controle osmótico (SILVA; MARTINS; CAVALHEIRO, 2010). Apresentam um conjunto de flores pentâmeras bissexuadas de um branco cremoso (NADIA; MENEZES; MACHADO, 2013).

Tomlinson (1994) destaca que as flores das duas espécies apresentam variação no tocante a pilosidade e tamanho. As flores de *A. schaueriana* não são dotadas de disco nectarífero (LI *et al.*, 2016). Os propágulos vivíparos são pequenos e conseguem tanto se fixar no sedimento ao se desprender da planta mãe ou serem levados pela correnteza (STEVELY; RABINOWITZ, 1982).

Laguncularia racemosa (Combretaceae) apresenta distribuição limitada aos Manguezais da costa oeste africana e Neotropicais (NADIA; MACHADO, 2014). Quando madura varia de 3 a 5 metros de altura. Suas raízes extensas se estendem tanto embaixo como acima do solo (pneumatóforos) por várias direções auxiliando na sustentação e na absorção de nutrientes (TOMLINSON, 1994; DE ALVARENGA; BOTOSSO; SOFFIATTI, 2017). Os racemos terminais são compostos por flores com cinco pétalas, pilosas e hermafroditas (NADIA; MACHADO, 2014). Por possuírem pequenos propágulos, a ação da correnteza limita a fixação das plântulas (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1984) em regiões mais próximas a franja em contato com o mar, condicionando de certa forma o estabelecimento destes pequenos propágulos em locais onde o substrato fica mais tempo sem ser inundado (MAIA, 2010).

Embora exibam uma diversidade vegetal mais baixa quando comparadas a outros ecossistemas, o Manguezal apresenta uma complexa funcionalidade, não sendo uma tarefa fácil estabelecer conceitos ecológicos sobre estes (SANTOS *et al.*, 2012). Dados de riqueza e estruturais como dominância, altura, densidade e o número de árvores mortas são bons indicadores da conservação desse ambiente (CARVALHO; JARDIM, 2017) e a falta destas informações quantitativas referentes a estrutura do bosque pode ser crítica, uma vez que esses dados favorecem o entendimento a respeito de processos sucessionais, de produtividade primária, bem como respostas ao estresse (ADAIME, 1987).

2.3 Estrutura da Vegetação como bioindicadora

A estrutura do bosque do Manguezal (as espécies, densidade, frequência, altura, dominância, etc) responde de acordo com características e hábitos de crescimento da vegetação constituinte (RIBEIRO, 2001), bem como pela interação de fatores em diferentes escalas (global, regional e local).

Estes bosques estão, normalmente, interligados a baías, enseadas, foz dos rios, lagunas e barras sejam em regiões estuarinas ou diretamente voltados a faixa litorânea (ALVES, 2008). Estendem-se das latitudes de 32° N a 39° S, aproximadamente, mas os seus valores estruturais

e de composição específica são menos representativos (YOKOYA, 1995), já que as maiores latitudes tendem a apresentar menores temperaturas, tanto da água quanto do ar, repercutindo assim na altura e na extensão dos bosques (ALVES, 2001). Os Manguezais com desenvolvimento estrutural mais robusto são aqueles mais próximos à linha do Equador onde estão sujeitos a maiores amplitudes de marés, grandes índices pluviométricos com temperaturas elevadas e constantes (SOBRINHO; ANDRADE, 2009; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). No Brasil, ocupando aproximadamente 92% da linha de costa, estende-se do Oiapoque (4°30'N – Amapá) até o limite ao sul do país em Santa Catarina (28°53'S - Praia do Sonho) (SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE, 2006).

Alguns autores apontam as cinco características que favorecem o desenvolvimento dos bosques de mangue que seriam: temperaturas superiores a 20°C, com amplitude térmica anual por volta de 5°C; solos silte-argilosos com alto percentual de material orgânico, áreas abrigadas da energia das marés, água salgada para favorecer a competição em relação àquelas que não são tolerantes ao sal e marés com amplitudes elevadas (WALSH, 1954 *apud* SILVA, BERNINI; CARMO, 2005). Em relação a precipitação, o ideal seria números superiores a 1.500 mm/ano, mas se configuram em períodos prolongados de chuva (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

A primeira classificação dos Manguezais foi realizada por Lugo e Snedaker (1974) observando algumas características deste ambiente (estrutura, produtividade, mineralização da serapilheira e exportação de detritos diversos) e que mais tarde foram simplificadas por Cintrón e Schaeffer-Novelli (1992) a apenas três categorias: franja, bacia e ribeirão. O do tipo franja refere-se a bosques que se estabelecem em praias e não necessitam do aporte de água doce em seus limites. O classificado como bacia se desenvolve em depressões que margeiam os rios próximo a foz. E o ribeirão que cresce na região estuarina de rios onde ocorre a mistura das águas doces e salgadas. Cada um deles, por conta das suas particularidades apresentam bosques com diferentes desenvolvimentos estruturais, sendo os ribeirinhos o que exibem florestas mais robustas (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; LACERDA; KJERFVE, 1993).

A caracterização estrutural e funcional do mangue habitualmente envolve a identificação dos indivíduos da área de interesse, o diâmetro destes e a área basal. A altura média do bosque bem como a descrição qualitativa dele também são relevantes. A fitomassa aérea (ou volume) e a densidade são parâmetros que podem ser levantados de igual forma (SCHAEFFER-NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015).

Quanto a zonação, embora comum, não é observado um padrão evidente em todos os Manguezais, como acontece em alguns Manguezais estuarinos cearenses, onde se vê a sobreposição de espécies (FRUEHAUF, 2005; OLIVEIRA; TOGNELLA, 2014; PAULA; MAIA, 2012). A zonação observada na flora dos Manguezais se dá em resposta a variações locais como o regime climático e de amplitude de marés, a topografia e teor de matéria orgânica. Além das características do solo (fertilidade, salinidade) e relações ecológicas intra e interespecíficas, por exemplo, competição por recursos (LIMA; TOGNELLA, 2012; MANDAL; RAY; GHOSH, 2013; COSTA; ROCHA; CESTARO, 2014; LUO *et al.*, 2015). O limite máximo de intrusão da maré no continente determina a distância máxima de ocorrência do Manguezal, sendo de extrema importância a ação das marés diárias na manutenção dos processos dentro desse ecossistema (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Os fatores abióticos também exercem grande influência sobre a resposta estrutural da comunidade sendo que as condições adversas (MATIAS; SILVA, 2017) comprometem o equilíbrio dinâmico ao ponto de promover mudanças fisiológicas extremas resultando, em alguns casos, no seu desaparecimento (RIBEIRO, 2001).

Uma das características desse ecossistema é a sua elevada biodiversidade. Entretanto, a manutenção desta riqueza está estritamente correlacionada a estabilidade do meio físico (solo, padrões atmosféricos e cobertura vegetal) que uma vez alterado pode promover o decaimento das taxas de fertilidade, da riqueza e desestruturação nas relações entre seus componentes vivos e não vivos (ARRUDA, 2013). E o que se tem visto ao longo dos anos é uma escalada acentuada nas alterações destes elementos via atividades humanas (AKRAM *et al.*, 2023).

Pesquisas realizadas em Manguezais no Rio de Janeiro (Lagoa da Tijuca e Baía de Guanabara) encontraram valores diversificados quanto a estrutura destes mangues. Portes inferiores e diâmetros reduzidos foram observados nestas áreas que estão fortemente influenciadas por intervenções antrópicas (SOARES, 1999, SOARES *et al.*, 2003).

Já em pesquisa aplicada por Deus e colaboradores (2003), no Delta do Parnaíba, Piauí, observaram que bosques preservados manifestaram um melhor desenvolvimento estrutural de sua assembleia quando equiparadas aos de áreas impactadas negativamente pela ação do homem. A literatura aponta que o desenvolvimento estrutural do mangue é em resposta ao tipo e intensidade da pressão exercida por tensores naturais ou antrópicos. E essa descrição auxilia no entendimento de como está se dando o desenvolvimento, a qualidade ambiental, como também é possível comparar áreas para fins de conhecimento e de planejamento de ações de conservação (SCHAEFFER-NOVELLI, 1986; ALMEIDA *et al.*, 2014).

O desmatamento também influencia na estrutura e densidade das florestas como mostra um estudo realizado por Paludo e Klonowski (1999) na Barra de Mamanguape, Paraíba. A maior abundância de *Laguncularia racemosa* em áreas alteradas ou em processo de recomposição é reportada em diversos estudos (PEREIRA *et al.*, 2009; BERNINI; RESENDE, 2010; SOUZA; SAMPAIO, 2013; SOARES, 1999), uma vez que é mais resistente a flutuações nas características ambientais (BERNINI *et al.*, 2009; MARTINS, COUTO; DELABIE, 2011). Contudo, Santos *et al.*, (2012) destacam que foi observado um padrão estrutural inferior dessa espécie pioneira em áreas afetadas por desmatamento.

2.4 Impactos Antrópicos Negativos

Os bosques de mangue estão entre os elementos da paisagem que sofrem mudanças rápidas devido as mudanças no uso da terra impulsionadas pelo mercado do cultivo aquícola e a dinâmica biofísica de fluxos de maré, erosão e sedimentos, por exemplo (HAMILTON; CASEY, 2016; HAUSER *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2018).

A resolução Nº 001/86 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), em seu artigo 1º entende impacto ambiental como:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas, biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que afetem diretamente ou indiretamente: A saúde, a segurança, e o bem estar da população; As atividades sociais e econômicas; A biota; As condições estéticas e sanitárias ambientais; A qualidade dos recursos ambientais” (CONAMA, 1986).

Uma vez que os Manguezais estão distribuídos ao longo das zonas costeiras de regiões tropicais e intertropicais, estes concorrem diretamente com interesses das mais diversas ordens por conta dos usos múltiplos da zona litorânea (BONALDI; RODERJAN, 2017; BHOWMIK *et al.*, 2022; DAS; DAS; TAH, 2022).

Dentre estes fatores destacam-se o desmatamento (FRIESS, 2019; BHOWMIK *et al.*, 2022) e a degradação ambiental, especialmente, em resposta a pressões do mercado imobiliário, turístico (FANDÉ; PEREIRA, 2014; THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016), expansão da agricultura e do cultivo de camarão, bem como o extrativismo da biota flúvio-lacustre e flúvio-marinha (BRANDÃO, 2011; SANTOS *et al.*, 2014; RICHARDS; FRIESS, 2016; NGUYEN *et al.*, 2021), descarte de resíduos sólidos (SOUZA; MAIA, 2019).

O ecossistema Manguezal está entre os mais produtivos do mundo, entretanto apresenta alta vulnerabilidade e sensibilidade as alterações climáticas que vêm se intensificando nas últimas décadas (AKRAM, 2023; DANYLCHUK *et al.*, 2023). Em resposta as pressões antrópicas, áreas desse ecossistema estão se perdendo anualmente numa proporção mais acelerada (ARIFANTI; NOVITA; TOSIANI, 2021; GOUVÊA *et al.*, 2022).

Nos países em desenvolvimento essa situação se potencializa tendo em vista que muitas comunidades tradicionais (*e.g.* marisqueiras) dependem diretamente dos recursos disponibilizados por esse ecossistema que está incluído nas Zonas Úmidas reconhecidas pela Convenção de Ramsar como um “recurso de grande valor econômico, científico e recreativo, cuja perda seria irreparável (MMA, 2023). Sendo assim, as repercussões não se limitam apenas a ordem ambiental, mas transcende para a esfera socioeconômica, também (DAS; DAS; TAH, 2022; AKRAM *et al.*, 2023).

A estrutura da comunidade lenhosa e a distribuição dos Manguezais são fortemente influenciadas por atividades como descarga de poluentes tóxicos e resíduos sólidos, desmatamento e a carcinicultura (SILVA, 2017; SILVA; MAIA, 2018; ROCHA *et al.*, 2020). Já a poluição a longo prazo age como uma tensora crônica e com isso promove mudanças no ambiente ao ponto de torná-lo incompatível ao desenvolvimento das espécies (DAN, UDOH, WANG, 2022; AKRAM *et al.*, 2023). Este comprometimento da riqueza natural da zona costeira pode refletir na redução do bem-estar social das comunidades tradicionais (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016).

Embora não seja um problema recente na história da humanidade, os resíduos sólidos têm-se configurado uma pauta crescente de preocupação por ser de difícil controle por ter fontes diversificadas (ARAÚJO; SILVA-CAVALCANTI, 2014) e que atingem cada vez mais as áreas costeiras (AKRAM *et al.*, 2023) tendo, muitas das vezes, como destino final o mar (LINCOLN *et al.*, 2022).

Num estudo realizado no litoral cearense, Souza (2016) apontou as principais classes de resíduos encontradas no Manguezal e como nestas áreas era elevada a mortalidade de espécimes (*Laguncularia*, *Avicennia*) por conta do aprisionamento destes materiais trazidos pelas marés em estruturas como os pneumatóforos, que são importantíssimos no processo de trocas gasosas entre a planta e o meio. Estes conseguem ficar retidos dentro do ecossistema por tempo indeterminado (LINCOLN *et al.*, 2022).

Registros de corte de árvores nas áreas de Manguezal remontam o século XVI, quando a exploração do tanino era de interesse para os curtumes e para tingimento de tecidos (VANNUCCI, 2003). Alves (2001) destaca que as clareiras abertas contribuem para a rápida

evaporação da água, favorecendo o aumento no teor de sal no substrato. E ressalta que essas alterações podem resultar na morte das árvores restantes como da fauna associada, comprometendo assim a produtividade e a atividade pesqueira (camarões, peixes e caranguejos).

A presença de fazendas de carcinicultura, apresenta-se também como um dos principais fatores sobre esse ecossistema devido a sua expansão acelerada em muitos países gerando problemas de ordem social, econômica e ambiental (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED, 2007a; DAS; DAS; TAH, 2022; MEIRELES *et al.*, 2007, SOBRINHO; ANDRADE, 2009; DAHDOUH-GUEBAS, 2011; NATORI *et al.*, 2011). O cultivo de camarão em viveiros remonta a década de 70, mas foi nos anos 80 que essa atividade rompeu as fronteiras e atualmente mais de 50 países em todo o mundo realizam essa modalidade da aquicultura em escala industrial. A região nordeste, por conta de sua expressiva linha de costa e temperaturas favoráveis (quentes) o ano todo, se destacou no cenário nacional em relação a esse tipo de cultivo (GODOY, 2015; JÚNIOR; NICÁCIO; RODRIGUES, 2020).

Em levantamento realizado pelo IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - (2005), no território cearense, das 245 fazendas de carcinicultura identificadas, 84,1% destas causaram danos diretos tanto a fauna quanto a flora de mangue, comprometendo a saúde do ecossistema. No município de Acaraú, litoral oeste do estado do Ceará, por exemplo, entre os anos 2001 e 2014 houve um aumento no setor de produção de camarão em excepcionais 700%.

Os impactos indiretos também são comprometedores como o aumento da luminosidade e da temperatura local por conta da remoção da vegetação residente que resultaria no comprometimento da qualidade do solo e da biota (IBAMA, 2005; PESSOA, 2015), promovendo riscos à segurança alimentar das comunidades étnicas e tradicionais (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016). Este rápido crescimento pede um melhor acompanhamento dos possíveis impactos negativos sobre os ecossistemas costeiros (GODOY, 2015).

Os efluentes não devidamente tratados, interferem na qualidade da água (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016) e se configuram num risco adicional. Tendo em vista que podem apresentar uma carga rica em proteínas e suas subunidades (aminoácidos), além de vitaminas e uma variedade de material particulado oriundos das rações comerciais, como também poliquetas, crustáceos e moluscos (GAUTIER; AMADOR; NEWMARK, 2001). O incremento desse material no sistema desestabilizaria o equilíbrio tanto químico quanto biológico potencializando a morte da flora e fauna locais (SANTOS *et al.*, 2005; JÚNIOR;

NICÁCIO; RODRIGUES, 2020).

Tanto a área de feição arbórea do Manguezal quanto as áreas de Salgado e Apicum estão sendo comprometidas pelo avanço expressivo do cultivo de camarão, em destaque nestas últimas, uma vez que as instalações destas fazendas se dão especialmente em seus limites. Estas áreas acabam sendo atrativas devido aos menores valores nos custos de aquisição de lotes por conta das características particulares a esse ambiente como alta salinidade e inundações. O relevo plano e a maior facilidade na captação de águas salobras e marinhas (distância máxima de 1000 metros de um corpo hídrico) dentro dos padrões necessários (qualidade e quantidade) e a brecha na legislação que entende os Salgados e Apicuns como feições separadas, aumentam a especulação pelo setor tanto salineiro quanto da carcinicultura para estas regiões (WANDERLEY; MAGALHÃES, 2004; ARARIPE; LOPES; BASTOS., 2006; SANTOS; LEITE, 2011).

Alongi (2002) previu em seu estudo que até metade da segunda década dos anos 2000, a exploração pesqueira e a carcinicultura seriam as ameaças mais importantes sobre esse ecossistema. Para a instalação de fazendas de cultivo de camarão, salinas e outra atividades econômicas, o ecossistema sofre primeiramente devido ao corte dos bosques, que de acordo com Miranda e Souza (1998), num estudo realizado sobre os Manguezais no estado Ceará, observou que as taxas de desmatamento giraram em torno de 60%. E destes, 11% foram para a implantação de viveiros de camarão. Essa perda de biomassa interfere não apenas no mangue, mas tanto outros componentes bióticos quanto abióticos são impactados de alguma forma (KILCA *et al.*, 2011).

Estudos preveem uma perda de 30% a 40% das áreas úmidas do planeta no próximo século, assim como a funcionalidade quase total do Manguezal caso nada seja feito para barrar esse avanço exploratório sobre essas áreas. Consequentemente, os bens e serviços fornecidos por esse ecossistema serão perdidos ou diminuídos (GIRI, 2016).

Eventos naturais também afetam o Manguezal (MATIAS; SILVA, 2017), no entanto, a intensidade dos impactos se diferencia de acordo com a fonte de origem. Estes fenômenos atuam sobre o ecossistema, temporariamente, sendo possível a sua recuperação em muitos dos casos (QUIÑONES, 2000). Diferentemente, os de origem antrópica tem o potencial de comprometer a estrutura e o equilíbrio ambiental por um espaço de tempo mais prolongado podendo, consequentemente, provocar a morte da biota associada (MATIAS; SILVA, 2017).

Diferentemente de muitos países, no Brasil, os Manguezais são protegidos pela legislação - Código Florestal - Lei N° 12651/12 (GODOY, 2015). Mesmo havendo diversos dispositivos legais que disciplinem a ocupação e exploração dentro da área do Manguezal

(MEIRELES *et al.*, 2007), contrariando o entendimento de alguns pesquisadores da área ambiental, o atual Código Florestal entende as áreas de Salgado e Apicum como feições distintas do ecossistema Manguezal (MEDEIROS; CARVALHO; PIMENTA, 2014; ALBUQUERQUE *et al.*, 2015).

2.5 Aspectos Legais

A necessidade da preservação das zonas costeiras e de que a proteção ambiental não devem ser a parte do processo de desenvolvimento é um entendimento cada vez mais presente (SOUZA, 2016). Instrumentos legais, sejam eles nacionais e internacionais (Convenção de Washington – 1940; a Convenção de Zonas Úmidas – RAMSAR – 1971; a Convenção da Biodiversidade – 1992; a Declaração do Rio -1992) versam sobre essa preocupação que vem ganhando proporções globais. Dentre as resoluções acordadas na 10ª Conferência das Partes da Convenção sobre a Diversidade Biológica tem-se como exemplo a aprovação de um plano que visa a redução da perda da biodiversidade mundial (Plano Estratégico de Biodiversidade) (BENEVIDES, 2018).

A zona costeira brasileira é extensa e apresenta diferentes feições como dunas, ilhas, recifes, costões rochosos, baías, brejos, falésias e estuários. O Estado do Ceará possui 626,89 km de extensão de costa (SEMA, 2021), onde são encontrados 22 estuários (MAIA *et al.*, 2006) e seis deles, inclusive o da APA do Estuário do Rio Curu, na divisa dos municípios de Paracuru/Paraipaba, estão sob o aparo legal do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC ((Lei Nº 9985/2000) que “estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação” (BRASIL, 2000).

Apesar da maior sensibilização popular e da criação de dispositivos legais de proteção ambiental, a efetividade ainda é baixa (ALVES, 2013; MEDEIROS; CARVALHO; PIMENTA, 2014), pois se percebe que os esforços devem ir para além do que está escrito na Lei, perpassando por questões econômicas, políticas e sociais (VIANA, 2002; MEDEIROS; CARVALHO; PIMENTA, 2014).

O primeiro Código Florestal Brasileiro (Lei Nº 4771/65) não versava sobre a proteção do ecossistema Manguezal. Apenas com a CONAMA nº 303/2002 é que uma legislação delimitou estas porções em toda a sua extensão como Áreas de Preservação Permanente (APP). Anteriormente, a CONAMA nº 302/2002 estabeleceu as funções, limites e conceitos acerca das APP's, mas encontra na Lei nº 4771/65 uma fragilidade legal para a efetiva proteção uma vez que esta estabelece a possibilidade de supressão de vegetação dentro destes

limites (THIERS; MEIRELES; SANTOS, 2016).

Seguindo nesta mesma linha de entendimento, conceitualmente, a Lei 12.651/2012 apresenta os Salgados e Apicuns como feições separadas do Manguezal, aparentando que a legislação vigente que discorre sobre essa temática não compreende ou releva a complexa dinâmica e estreito relacionamento entre estas feições (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015).

Desta forma, não se encontra de forma explícita em nenhum instrumento legal, o entendimento do Apicum como parte integrante do Manguezal. Isso comprometendo ainda mais o controle efetivo das ações desenvolvidas nestas áreas por empreendimentos potencialmente impactantes (HADLICH; UCHA; OLIVEIRA, 2009; MEIRELES; SILVA, 2003). Consequentemente, essa “brecha” legal deixa em aberto a possibilidade de ocupação e exploração de áreas não compreendidas como APPs.

Na prática, especialmente em relação aos solos e a flora nativa, observa-se um potencial comprometimento dos fluxos naturais de matéria e energia que podem desencadear uma série de problemas de ordens sociais, ambientais e econômicas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015). A Resolução CONAMA nº 312/2002, “considerando que a atividade de carcinicultura pode ocasionar impactos ambientais nos ecossistemas costeiros” estabelece um ordenamento para a implantação de empreendimentos de carcinicultura visando sua recuperação em casos mais críticos através da aplicação de projetos.

Para Schaeffer-Novelli (2002), o Apicum faz parte da sucessão natural do Manguezal e essa compartimentação da proteção oferece um risco de comprometimento da dinâmica natural que está condicionado a ação sinérgica de diversos elementos naturais que culminam nas características singulares desse ecossistema.

Christopherson (2012) ressalta que precisamos entender os ecossistemas naturais como sistemas abertos (para matéria e energia solar), onde os seus perímetros atuam como zonas de transição não apresentando demarcações bem definidas. Compreender a forte inter-relação entre seus elementos naturais, sejam eles físicos, químicos ou biológicos que atuam conjuntamente através de intrincados fluxos de matéria e energia é vital para a gestão eficaz destes espaços (CHRISTOPHERSON, 2012).

A quebra desse equilíbrio nas áreas não protegidas legalmente compromete justamente os ecossistemas que estão visando preservar (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015). A Lei 12651/2012 disciplina as intervenções ou mesmo a supressão da vegetação nativa nesta área que se dará “somente nas hipóteses de utilidade pública, de interesse social, ou de baixo impacto” (BRASIL, 2012).

Outro importante dispositivo legal é a Medida Provisória nº 571, de 25 de maio de

2012, estabelecida pela Lei Federal nº 12.727/2012 (BRASIL, 2012b), que, dentre outros assuntos, discorre sobre o uso ecologicamente sustentável dos Salgados e Apicuns para atividades de cultivo de camarão e salinas (ALBUQUERQUE *et al.*, 2015). De acordo com esta lei, os Apicuns podem ser explorados economicamente não superior a 10% da área total do Manguezal para aqueles estados que compreendem a Amazônia Legal; e 35 % de uso nos demais estados brasileiros, excetuando-se as ocupações já consolidadas antes de 22 de julho de 2008 (BRASIL, 2012).

Todos estes dispositivos objetivam promover um certo grau de proteção a estes ambientes costeiros, mas não conseguem garantir de fato já que estas áreas estão submetidas a forte pressão de ordem sociais e econômicas (SOUZA, 2016).

As perdas observadas ao longo dos anos nas áreas de Manguezal têm gerado um impacto negativo sobre a biodiversidade faunística e florística. Desta forma, a realização de monitoramentos destas florestas se faz necessário. Os métodos tradicionais de levantamento de campo utilizados para mapear estas áreas oferecem boa precisão de resultados, mas costumam ser demorados e onerosos, como também de difícil mobilidade devido as características particulares do Manguezal. Nas últimas décadas, o uso de Sensoriamento Remoto para estes fins tem se intensificado (GIRI, 2016; KANNIAH *et al.*, 2015).

2.6 Ferramentas de Sensoriamento Remoto aplicadas ao estudo da vegetação

Sensoriamento remoto (SR) é o conjunto de técnicas de obtenção de informações sobre um determinado objeto, área ou fenômeno, valendo-se de um instrumento de medição que não entra em contato físico com estes elementos (JENSEN, 2009). O SR por satélite tem se destacado por fornecer uma grande riqueza de dados de observação da Terra (BELWARD; SKOIEN, 2015), uma vez que os avanços na área da computação de alto desempenho aliados aos serviços de computação em nuvem auxiliam no processamento e gerenciamento dos enormes conjuntos de dados compilados de modo a tornar informações aplicáveis (CÁRDENAS; JOYCE; MAIER, 2017; AZZARI; LOBELL, 2017; YANG *et al.*, 2017).

Estes sensores permitem a visualização do espectro eletromagnético, auxiliando assim na ampliação do campo sensorial para a percepção de nuances discretas dos objetos de interesse (GAMEIRO *et al.*, 2016). Uma enorme coleção de dados, expressos em resoluções espectrais, espaciais e temporais é produzida diariamente (BELWARD; SKOIEN, 2015). Mas estes dados necessitam estar integrados para que possam responder a pontos científicos críticos (GIRI, 2016).

Pelo fato de se configurar como uma fonte regular de informações da superfície terrestre, o SR apresenta-se como um potencial recurso para realização do monitoramento da dinâmica vegetal, seja a curto ou longo prazo (HAUSER *et al.*, 2020; BENFIELD; GUZMAN; MAIR, 2005; FROMARD; VEJA; PROISY, 2004; GIRI, 2016; CÁRDENAS *et al.*, 2017; HAUSER *et al.*, 2020). As imagens orbitais oferecem uma visão sintética de uma área. Por isso têm se destacado no estudo de variados grupos vegetacionais (EPIPHANIO *et al.*, 1996), proporcionando uma melhor investigação e previsão de mudanças ambientais de modo acessível, devido ao relativo baixo custo, rapidez e assertividade, sendo assim uma ferramenta a ser considerada na tomada de decisão (AMIRI *et al.*, 2014; GAMEIRO *et al.*, 2016).

Estas técnicas seguem o padrão de registro, análise e interpretação das medições da radiação eletromagnética - REM e os diferentes materiais da cena, que posteriormente serão registradas por um sensor remoto, expressa em diferentes intervalos do espectro eletromagnético (MATHER; KOCH, 2011; NOVO, 2010) e transformada em pulso eletrônico ou valor digital, proporcional a energia emitida ou refletida (FIGUEIREDO, 2005). E por estes materiais apresentarem distintas propriedades físico-químicas, o comportamento espectral será diferente para os alvos, uma vez que alguns deles podem emitir/refletir, absorver ou transmitir energia distintamente, o que é conhecido como assinatura espectral (ABREU; COUTINHO, 2014).

Estão cada vez mais comuns estudos da flora se utilizando de ferramentas de SR (NASCIMENTO JÚNIOR *et al.*, 2013; MAIA *et al.*, 2006; GODOY; LACERDA, 2014). Estudos estes necessários, pois fornecem informações relevantes que auxiliarão os programas de conservação da zona costeira (CUNHA-LIGNON *et al.*, 2009) já que fornecem dados seguros sobre a saúde e dinâmica de ecossistemas naturais, como o Manguezal, por exemplo (HEUMANN, 2011; KUENZER *et al.*, 2011; GIRI, 2016). E promover uma melhor caracterização, mapeamento e monitoramento destas áreas de modo consistente e regular (GIRI, 2016).

O desenvolvimento tecnológico aeroespacial em consonância com avanço no campo da tecnologia computacional com máquinas cada dia mais potentes tem possibilitado observações de diferentes porções da Terra em distintas escalas espaciais (local, global) e temporais (diária, plurianual) (LIRA *et al.*, 2016). Nesse sentido, diversas agências espaciais tem buscado saber como as tecnologias de SR estão sendo usadas e qual o impacto disso na solução de problemas ambientais complexos. Com isso, bancos de dados relativos a florestas estão sendo criados tanto a nível nacionais quanto global (GIRI, 2016). O acesso a essas

informações auxiliará no planejamento para uma gestão mais eficaz e gerar relatórios que subsidiarão tratados e convenções internacionais (GIRI, 2016).

Conhecer o comportamento espectral da vegetação frente a influência de diferentes sensores, como os provocados pela degradação ambiental, perda ou incremento das populações vegetais, auxilia na escolha das melhores técnicas de estudo, na análise das informações obtidas pelos sensores, na reconfiguração dos sensores já existentes, como também otimizar na escolha de quais processamentos deverão ser submetidas as imagens (NOVO, 2010; ABREU; COUTINHO, 2014).

O elemento distintivo para a identificação da vegetação no SR são as folhas. São pelas respostas espectrais dessas estruturas que se observam as condições da flora. Os diferentes comportamentos são influenciados pela morfologia foliar, sua composição química e seus componentes internos (CURRAN, 1985; OLIVEIRA, 2020). Fatores externos também comprometem os dados que são os referentes a aquisição destas informações (métodos e geometria), parâmetros atmosféricos e aqueles referentes ao alvo (OLIVEIRA, 2020).

O uso de parâmetros biofísicos da vegetação como os índices de vegetação (NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index*, SAVI - *Soil Adjusted Vegetation Index*, EVI - *Enhanced Vegetation Index*, NDWI - *Normalized Difference Water Index*, IFV - Índice Foliar Verde, etc) na etapa de processamento digital das imagens geradas via SR pode auxiliar no entendimento sobre as condições da vegetação monitorada, avaliando o aumento da cobertura vegetal ou da sua supressão, já que estes índices são mais sensíveis do que as bandas individualmente (RÊGO *et al.*, 2012, ABREU; COUTINHO, 2014).

Mais de 50 índices de vegetação já foram desenvolvidos observando as medidas de reflectância nas faixas do vermelho (RED) e do infravermelho próximo (Near Infra Red - NIR), sendo que uns se aproximam no tipo de conteúdo de informação que oferecem como produto, outros disponibilizam dados biofísicos diferenciados (QI *et al.*, 1995). Estas operações algébricas, que estão relacionadas com bandas específicas de reflectância, possibilitam determinar parâmetros vegetacionais como cobertura e densidade (CRUZ; SOUZA; JESUS, 2011).

De acordo com Epiphanyo *et al.* (1996), geralmente, as principais faixas do espectro eletromagnético utilizadas nestes índices são as que estão nas faixas do vermelho e do infravermelho próximo, onde a operação matemática gera um valor adimensional. Barbosa (2006) explica que isso se dá especialmente em resposta a reflectância do pigmento clorofila mediante estes comprimentos de onda.

Jensen (2009) destaca que, devido a importância dos comprimentos de onda do vermelho nos processos fotossintéticos, ele apresenta alta absorvância e baixa refletância. Já no infravermelho próximo acontece o inverso, sendo que a maior refletância observada se dá devido aos tipos estruturais da planta, de sua morfologia foliar interna e também ao fato de que o acúmulo de energia neste comprimento de onda é passível de causar danos as proteínas presentes nos vegetais, por isso é refletida ou transmitida (JENSEN, 2009).

Entretanto, o sucesso no uso destes índices está relacionado com as respostas da interação entre a produtividade primária de uma determinada área vegetada e a energia que foi absorvida e revertida no seu crescimento, repercutindo assim no desenvolvimento dessa comunidade. Sendo que estas métricas estão diretamente associadas com os valores “de biomassa, o índice de área foliar, a cobertura da terra, a interceptação da radiação e o rendimento agrícola” (FONTANA; BERLATO; BERGAMASCHI, 1998, p.1). Estudos neste campo permitem extrair informações importantes para o desenvolvimento de políticas e projetos de conservação ambiental (FONSECA *et al.*, 2017).

As alterações na paisagem estão cada vez mais intensas, especialmente por conta do avanço das ações antrópicas sobre os diversos biomas promovendo a substituição de áreas naturais por outros usos de cunho econômico e social. Analisar estas alterações favorecerá o entendimento dos padrões de uso e cobertura da terra em escalas temporais e espaciais (SOARES FILHO, 1998). A tecnologia de sensoriamento remoto por satélite fornece imagens com escalas espaciais distintas e contínuas a um custo reduzido que poderão ser utilizadas na melhoria do manejo dos ecossistemas em risco (KANNIAH *et al.*, 2015).

2.7 Programa Landsat

Os satélites Landsat disponibilizam um registro temporal de mais de 40 anos, configurando-se assim como o mais longo programa de observações da superfície da terra por sensoriamento remoto (SOARES *et al.*, 2015).

A NASA (National Aeronautics and Space Administration) lançou o Landsat 5 em 1 de março de 1984 e ficou ativo até 2013 fornecendo dados globais de alta qualidade de dados da superfície terrestre por mais de 28 anos. A bordo estavam os instrumentos *Multispectral Scanner System* (MSS) e *Thematic Mapper* (TM) (NASA, 2023). Possui sete bandas, com numeração 1 a 7 assim como no satélite Landsat 7. Sendo que cada uma das bandas representa uma faixa do espectro eletromagnético. O tempo de revisita se dá a cada 16 dias e a resolução espacial é de 30 m para as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 (INPE, 2023).

O Landsat 7 está em órbita desde abril de 1999. O sensor a bordo é o *Enhanced Thematic Mapper Plus* – ETM, Mapeador Temático de Maior Realce. As suas imagens são compostas de 8 bandas espectrais que, dependendo das feições de interesse, são capazes de produzir imagens coloridas das áreas em análise. Possui uma banda pancromática com resolução de 15 metros. Também apresenta características geométricas e radiométricas melhoradas em relação aos seus antecessores. A banda do termal apresenta resolução espacial de 60 metros. Com um ciclo orbital de 99 minutos, consegue fechar o ciclo em 14 volta, o que permite uma reamostragem a cada 16 dias, assim como se dá com o Landsat 5 (SEMACE, 2006).

O lançamento do novo programa Landsat 8 veio para dar continuidade a este legado de monitoramento disponibilizando uma série de novos dados gratuitos a partir de sensores espectrais mais finos, dentre eles o *Operation Land Imager* – OLI (SOARES *et al.*, 2015) e o Sensor Infravermelho Térmico – TIRS (ROY *et al.*, 2014) que apresentam melhor calibração, ao contrário, por exemplo, dos sensores AVHRR/NOAA - Radiômetro de Resolução Muito Alta Avançada/National Oceanic and Atmospheric Administration / (MARKHAM; HELDER, 2012). Só no ano de 2017 esta missão coletou mais de 3,35 pentabytes de dados dando continuidade ao legado da série Landsat (SOILLE *et al.*, 2018). Assim como o Landsat 7, oferece intervalos médios de revisita a cada 16 dias (HAUSER *et al.*, 2020).

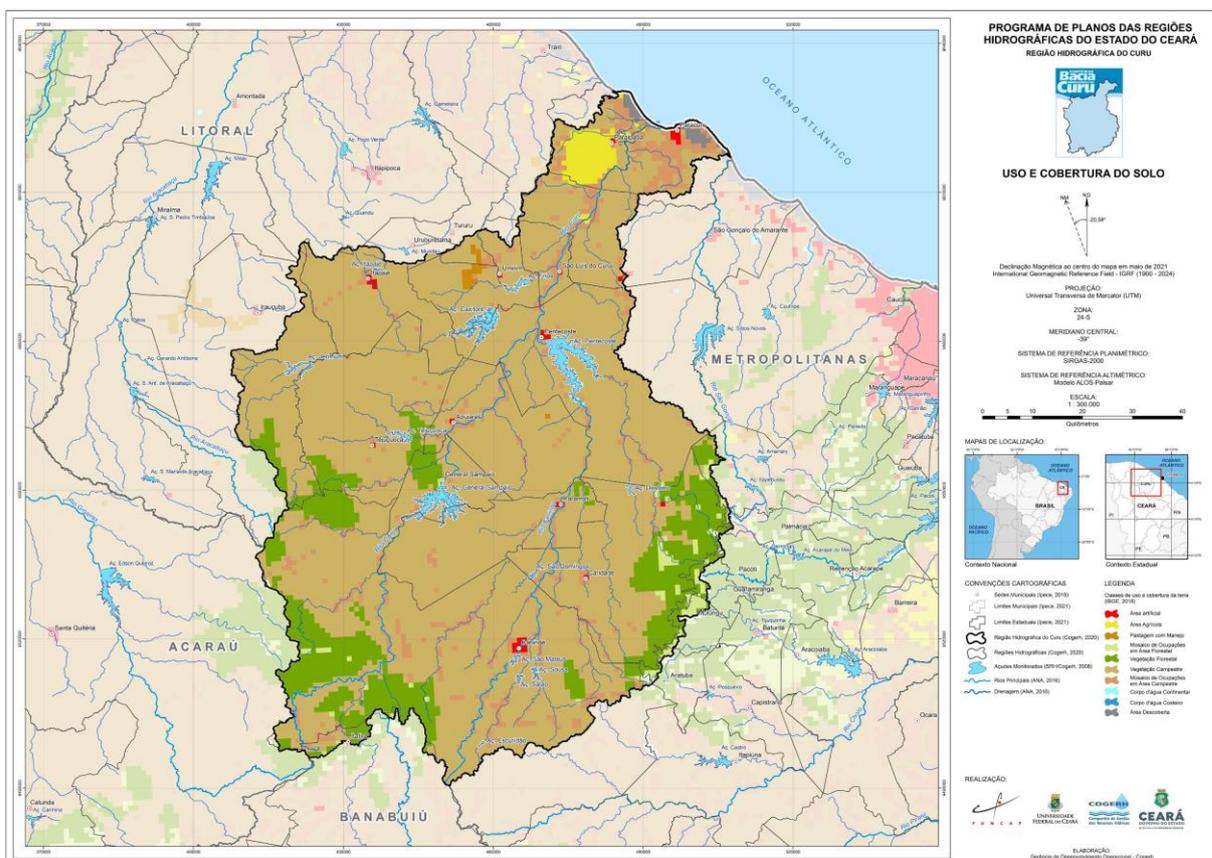
O Landsat 8 OLI apresenta diferenças quando comparado ao seu antecessor, entre elas estão as bandas espectrais mais estreitas, características sinal-ruído e calibração melhoradas. A resolução radiométrica é de 12 bits e a geometria também é mais precisa (IRONS; DWYER; BARSİ, 2012). Destaque para a faixa dinâmica OLI que otimizada, permitiu a redução da saturação da banda nas superfícies altamente reflexivas, bem como a quantização de 12 bits possibilita aferir com acuidade sutis variações nas condições da superfície promovendo assim um melhor desempenho sinal-ruído o que permite uma otimização na caracterização da cobertura da terra em comparação aos dados fornecidos pelo sensor anterior, ETM + (ROY *et al.*, 2014).

O Landsat 7 ETM + e o Landsat 8 OLI apresentam resoluções espaciais, qualidade geral da imagem, números de bandas espectrais e larguras distintas. Embora, algumas de suas bandas possuam a mesma resolução espacial de 30 metros (CHANDER *et al.*, 2013). Só que estas bandas no ETM + são espectralmente mais estreitas, evitando a absorção atmosférica, e acabam cobrindo diferentes faixas espectrais (IRONS; DWYER; BARSİ, 2012; ROY *et al.*, 2014; UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, 2020).

2.8 Subsídios para a interpretação ambiental

A Bacia Hidrográfica do rio Curu leva o mesmo nome do seu principal rio. O Rio Curu se estende linearmente por 198km, desde a sua nascente na Serra do Machado (FIGURA 2) até a sua foz (entre os municípios de Paracuru e Paraipaba), percorrendo e sofrendo a influência de 15 municípios, o que corresponde a 5% da população do estado do Ceará (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2022; ANJOS, 2015).

Figura 2 – Mapa de uso e cobertura do solo da Bacia do Rio Curu.



Fonte: Gerência de Desenvolvimento Operacional – Cogerh, 2021.

A iniciativa de implantação de perímetros irrigados teve seu *start* em 1975 nesta Bacia, como também foi a pioneira na criação de um Comitê de Bacias (1986). O alerta sobre problemas ambientais relacionados a má utilização dos recursos naturais também é antigo (GORAYEB *et al.*, 2007).

O recorte da vegetação deste estudo está inserido no domínio do bioma Caatinga na zona de influência do sinuoso estuário do Rio Curu, o qual faz parte de uma Área de Proteção Ambiental há mais de 20 anos. As comunidades de Santa Rita, Trapiá, Torrões, Crôa dos

Pinhões, Curuzinho e Capim-Açu estão inseridas nos limites da APA e usufruem diretamente dos seus recursos naturais (ARRUDA, 2013).

Apresenta temperatura média anual de 26,3 °C, com máxima de 35 °C e mínima de 18 °C e sujeita aos efeitos das flutuações nas taxas de chuva do semiárido e aos baixos índices de balanços hídricos ao longo do ano (BRASIL, 2010; ANJOS, 2015). Contudo, por influência da maritimidade, a intensidade e os índices de precipitação podem ser maiores do que a média do Estado (800 mm) – 1200 mm anuais (CAITANO; LOPES; TEICEIRA, 2011).

A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) são os sistemas atmosféricos que mais influenciam no clima da região (ROCHA, 2020). Kelting (2010) aponta também as Oscilações Madlen Julian (OMJ) que interferem na ocorrência (aumentando ou diminuindo) as precipitações. Redução da convecção na região Amazônica interfere nas OMJ, e isso influenciado fortemente pelos fenômenos La Niña e El Niño. A intensidade das secas no Nordeste brasileiro pode aumentar em anos de El Niño (ROCHA, 2020). A ZCAS pode favorecer a diminuição da precipitação, já que desloca outros sistemas. Mesmo eventuais, os Vórtices Ciclônicos formados no Oceano Atlântico promovem intensos episódios de chuva no norte nordeste (ROCHA, 2020).

A gestão ambiental costeira é compartilhada entre o Estado (SEMA) e o município (Secretaria de Cultura, Turismo e Meio Ambiente), que é o órgão licenciador e fiscalizador, exceto das UCs que recai a responsabilidade sobre a SEMACE (ROCHA *et al.*, 2020).

Dentre os propósitos da criação desta UC estão o de conservar os ecossistemas presentes, buscando manter seus serviços ambientais de regulação (manutenção da qualidade da água, controle de erosões e assoreamento), de provisão (oferta de água e pescado), de suporte (dispersão de sementes e propágulos, ciclagem de nutrientes) e cultural (visitação e contemplação), associado ao uso sustentável dos seus recursos naturais, bem como coordenar a exploração destes recursos pelo agente humano (GREENTEC, 2021).

Esta UC busca resistir aos tensores antrópicos que disputam com a biota residente os espaços e recursos oferecidos nesse ambiente (FIGURA 3).

Figura 3 – Foz do Manguezal da APA do Estuário do Rio Curu na divisa entre os municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará, Brasil.



Fonte: SEMA, 2020.

A paisagem abriga um ecossistema de Manguezal, ecológica e economicamente importante no desenvolvimento de atividades baseadas na mariscagem, no turismo e na pesca (GREENTEC, 2021).

Em trabalho recentemente publicado relativo à flora local foram registradas 129 espécies de 46 famílias (GREENTEC, 2021). Onde 70% delas eram típicas da floresta/arbustal de tabuleiro, classificada por Mendes (2016) como Vegetação Subcaducifólia de Tabuleiro, por perderem suas folhas no período de estiagem, onde a presença do cajueiro é marcante. Essa fitofisionomia apresenta espécies associadas aos biomas da Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica e está fortemente degradada na área (MENDES, 2016; GREENTEC, 2021). Em substituição à vegetação natural, predominam então espécies secundárias (LANDIM NETO *et al.*, 2013) com exploração intensa da agropecuária e da aquicultura. Um dos alertas deste estudo foi a constatação de alterações expressivas na Mata ciliar e no Carnaubal por conta das pressões antrópicas (GREENTEC, 2021). Um importante produto do extrativismo na região, a *Copernicia prunifera* (carnaúba), foi observado com mais predomínio (GREENTEC, 2021).

3 - CAPÍTULO 3: ARTIGO 1 – ANÁLISE TEMPORAL COMPARATIVA DA ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUE DO ESTUÁRIO DO RIO CURU (CEARÁ) APÓS 14 ANOS

RESUMO

Os manguezais estão amparados legalmente devido a sua importância ecológica, econômica e social. Entretanto, o avanço das pressões antrópicas sobre estes ecossistemas vem causando perda de habitats e interferindo em seus bens e serviços ecossistêmicos. A caracterização estrutural da vegetação é uma ferramenta importante para apontar as respostas do ecossistema às condições ambientais existentes e auxiliar nos estudos sobre conservação. Dentre os sensores sobre o Manguezal do Rio Curu está a supressão da vegetação para a instalação de fazendas de carcinicultura. Com isso, realizou-se uma análise temporal da estrutura do mangue do estuário do Rio Curu como base para monitoramento da qualidade ambiental com base em dados fitossociológicos dos anos 2007 e 2021. Quanto aos parâmetros fitossociológicos avaliados, *Rhizophora mangle* foi a espécie que se destacou nos dois períodos tanto para os indivíduos vivos quanto mortos. O Manguezal do Rio Curu parece estar passando por um processo de regeneração natural dado os números de juvenis observados no segundo inventário e isso repercutiu nos resultados de DAP e área basal que apresentaram diferenças significativas entre os anos. A área de coleta dos dados pode ser classificada como de baixo impacto já que não foram observadas alterações ambientais visuais expressivas no ambiente. A caracterização fitossociológica do mangue é uma importante ferramenta para o conhecimento deste bosque e construção de uma base teórica. Como também servirá para a construção de projetos que visem a conscientização da população local sobre a riqueza e fragilidades desse ecossistema.

Palavras-Chave: fitossociologia; manguezal; semiárido; monitoramento ambiental.

3.1 INTRODUÇÃO

Presentes nas áreas de transição entre os ambientes terrestres e marinhos, os manguezais são ecossistemas de grande importância ecológica, econômica e social (ALVES *et al.*, 2022; ALMEIDA; FORTUNA, 2021). Por apresentar uma área de cobertura aproximada de 8.148,400 ha, de forma não contínua, o Brasil se destaca no cenário mundial em relação a presença deste ecossistema (HAMILTON; CASEY, 2016) fomentando cada vez mais pesquisas nessas áreas.

Nos últimos anos, pesquisas relacionadas ao sequestro de carbono têm apontado o papel de destaque dos manguezais, um dos ecossistemas de carbono azul. Estes estudos demonstram que este ecossistema pode armazenar carbono numa proporção de três ou quatro vezes mais, por área equivalente em comparação a florestas tropicais, devido as características peculiares de seu sedimento e localização na interface terra-oceano, bem como na manutenção do clima do planeta (MURDIYARSO *et al.*, 2015; ROSARIO; ABUCHAHLA, 2018; TAILLARDAT; FRIESSE; LAPASCU, 2018; SOARES *et al.*, 2022).

Ao ofertar distintos tipos de alimento (*e. g.* mariscos, caranguejos e peixes), o Manguezal incrementa a renda e garante a subsistência dos povos do mar que retiram dos produtos ali explorados, um alimento rico em proteína de forma contínua e de boa qualidade, oferecendo segurança alimentar para muitas famílias (UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME, 2014; DAS; DAS; TAH, 2022; EGER *et al.*, 2023).

Contudo, dentre os impactos sobre o Manguezal do Rio Curu está a supressão da vegetação e a interferência na dinâmica natural da área para a instalação de fazendas de carcinicultura e barramentos ao longo do seu curso. A instalação de barragens, hidrelétricas ou diques são obras complexas de engenharia que tanto agrega benefícios para as comunidades que vivem no seu entorno, como também estas podem sofrer as consequências da sua implantação sejam estas na esfera social, emocional, econômica ou ambiental. Polidoro e colaboradores (2010), ressaltam em sua publicação que 11 das 70 espécies da fauna e flora que compõe o Manguezal estão presentes numa lista de espécies em elevado risco de extinção. Essa perda gera preocupação, pois poderá comprometer a dinâmica desse ecossistema devido a importância destas espécies para a garantia do fluxo natural de matéria e energia.

Assim, os serviços ecossistêmicos prestados pelos Manguezais só serão possíveis se o mesmo estiver minimamente conservado (DUKE *et al.*, 2007). A caracterização estrutural da vegetação é uma ferramenta importante para apontar as respostas do ecossistema às condições ambientais existentes e auxiliar nos estudos sobre conservação.

Com isso, esse trabalho objetivou realizar uma análise temporal da estrutura vegetal do Manguezal do estuário do Rio Curu como subsídio para monitoramento da qualidade ambiental do mangue com base em dados referentes aos anos 2007 e 2021.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização da área de estudo

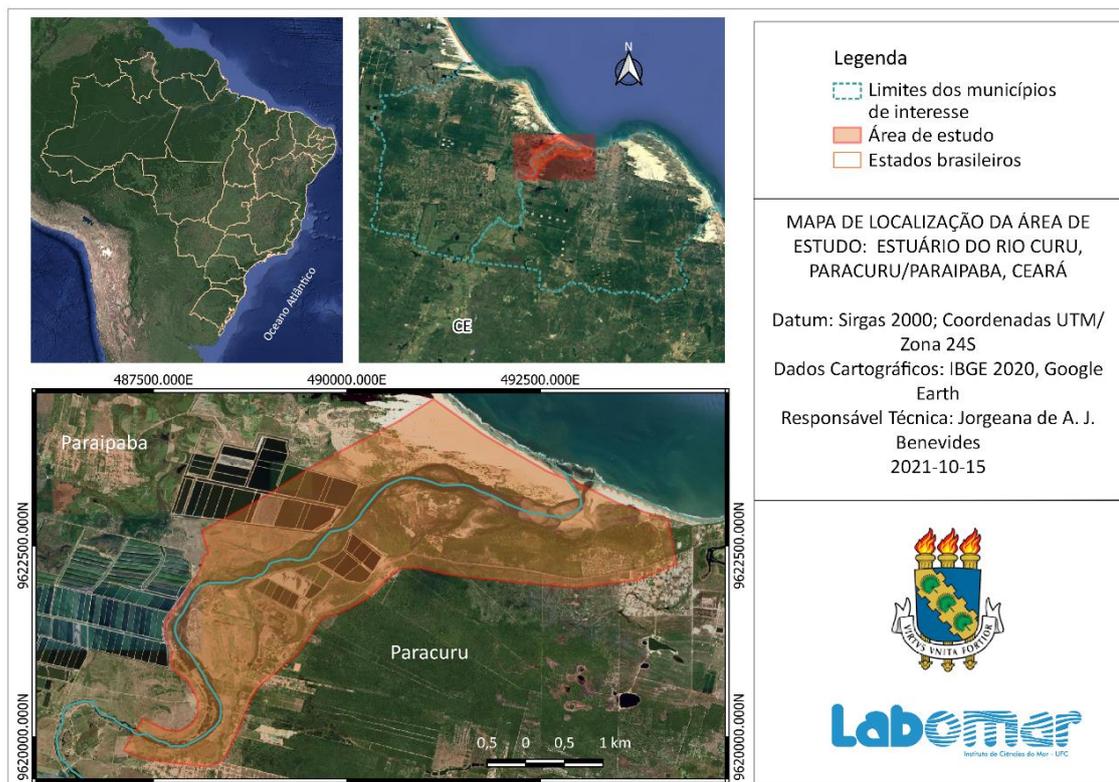
O Rio Curu, que nasce no platô da Serra do Machado, é o principal curso d'água da Bacia Hidrográfica do Curu (SOUZA; SANTOS; DE OLIVEIRA, 2012). O rio é alimentado, em sua grande parte, por cursos d'água temporários em seus cursos médio e superior. Por conta das características geológicas das rochas que compõem a Bacia, o período de chuvas pode ser marcado pelo escoamento rápido e torrencial (COGERH, 2021).

Paracuru dista da capital cearense aproximadamente 70 km e apresenta coordenadas geográficas 3° 24' 36" S e 39° 01' 50" W, fazendo divisa com os municípios de São Gonçalo do Amarante e Paraipaba. Junto com este município, divide a zona de influência do estuário do Rio Curu.

O clima é do tipo sub-úmido úmido ($65 \leq IA < 100$) de acordo com o índice de aridez (IA) para os postos pluviométricos dos municípios cearenses (FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 2016). A temperatura média anual é de 26,7°C com temperaturas variando 0,9°C durante o ano e precipitação em torno de 1073 mm (CLIMATE DATA, 2022).

De acordo com a classificação de Schaeffer-Novelli *et al.* (1990), que dividiu o litoral brasileiro em oito unidades observando suas características fisiográficas, climáticas, hidrológicas e oceanográficas, o Manguezal presente neste estuário (FIGURA 1) se insere na Unidade IV, no segmento costeiro compreendido entre Ponta Mangues Secos (2°15'S) até Cabo Calcanhar (05°08'S). Os autores caracterizaram a área destacando a presença de praias e dunas arenosas e falésias de arenito. A média amplitude de marés é por volta de 2 metros, chegando a 2,6 metros nas marés de sizígia.

Figura 1 – Visão geral da região estuarina do Rio Curu localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará. Destaque para área de amostragem.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O pronunciado período de estiagem e limitação no escoamento de água doce comprometem o desenvolvimento dos Manguezais locais. As secas prolongadas favorecem o aumento do teor salino na água limitando assim a distribuição dos bosques de mangue à foz imediata dos rios (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). O mangue estudado pode ser classificado como ribeirinho uma vez que apresenta ocorrência associada às margens de rios, gamboas e outras veias hidrológicas com influência fluviomarinha (CINTRÓN; LUGO; MARTINEZ, 1985).

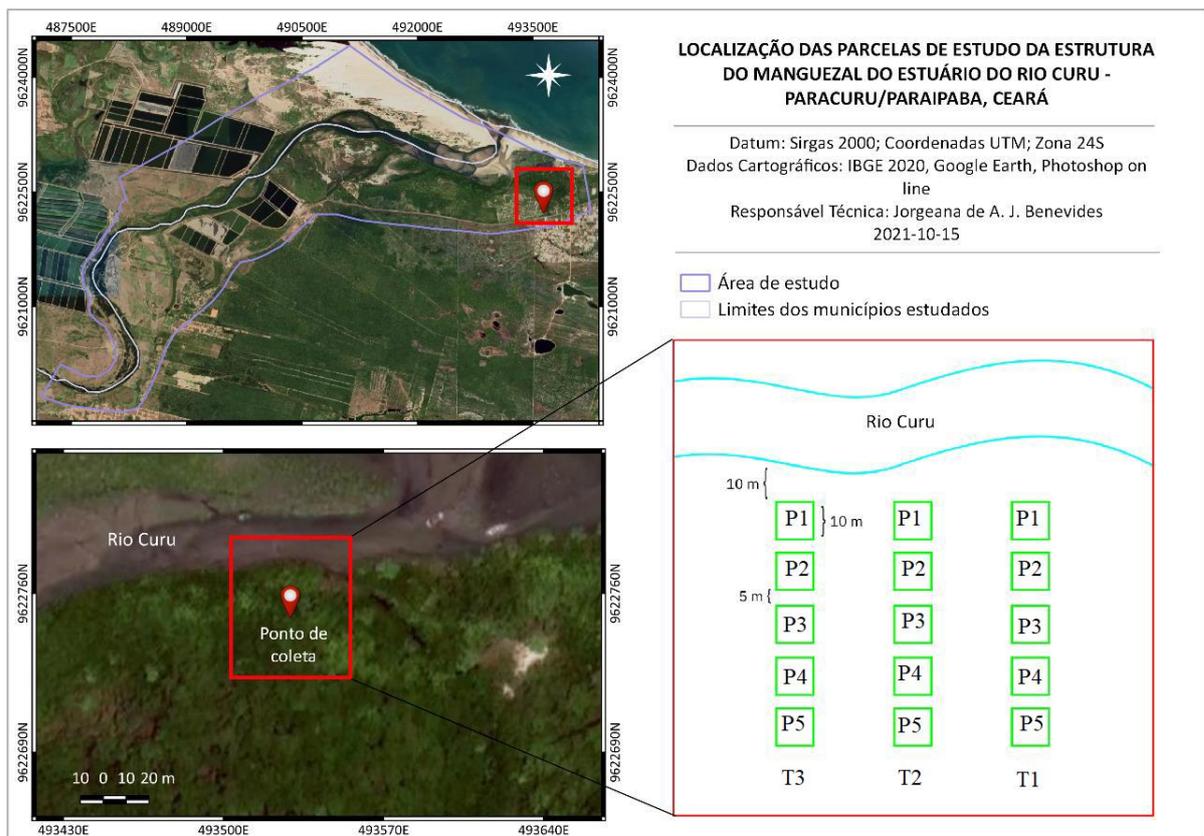
As parcelas se encontram numa área sujeita a influência do trânsito de barcos e pequenas embarcações de pescadores locais e tráfego de pessoas para a coleta de material vivo do Manguezal.

Para a elaboração dos mapas foram realizados procedimentos operacionais a partir do software QGis 13.16. Os dados digitais foram processados em projeção cartográfica Universal Transversa de Mercator – UTM, com Datum horizontal SIRGAS 2000, coordenadas projetadas, Zona 24 Sul. O mapeamento seguiu a escala de 1:52.000.

3.2.2 Análise dos dados de estrutura

Na caracterização da estrutura vegetal utilizou-se a metodologia proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986) - do Guia para Estudo de Áreas de Manguezais - adaptada por Maia e Coutinho (2012). As visitas de campo para registro das espécies foram realizadas na maré baixa de sizígia. Para a coleta de dados amostrais foram delimitados três transectos perpendiculares ao leito do Rio Curu, distantes 50 metros entre si e 10 metros da linha de borda deste. Utilizou-se o Método de Parcelas Múltiplas no modo sistemático, onde cada transecto era composto por cinco parcelas com dimensões de 10x10 m, abrangendo uma área de 100 m² cada parcela e 1500 m² no total. Estas estavam distantes entre si a uma metragem de 5m (FIGURA 2).

Figura 2 – Localização e visão geral da área de amostragem localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará. Destaque para o método de coleta para o levantamento fitossociológico (método de parcelas).



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Os materiais utilizados para fazer a delimitação dos três transectos e das parcelas foram uma trena e fitas de TNT. O GPS (Sistema de Posicionamento Global) Garmin® foi

utilizado para localização das parcelas monitoradas. Também foram utilizadas fitas de TNT para marcação dos indivíduos amostrados em cada parcela.

Para levantamento dos dados da caracterização estrutural em cada parcela, foram realizadas a contagem e identificação das espécies vivas e mortas (MAIA; COUTINHO, 2012). Todos os indivíduos presentes nas parcelas entraram nesta amostragem. A altura das árvores foi estimada com auxílio de vara graduada, onde um indivíduo se posiciona ao lado da árvore com uma vara de comprimento variável e a utiliza como referencial. Desta forma, outro operador se coloca a uma certa distância e efetua a estimativa da altura das árvores valendo-se da vara como unidade de medida. A ramificação de maior altura da copa da árvore foi considerada como altura máxima do indivíduo. Os indivíduos com altura inferior a 1,30 m foram considerados juvenis.

Medidas do diâmetro de plantas (perímetro na altura do peito – PAP \geq 1,3 m do solo), área basal, altura total e densidade das árvores de mangue também foram contabilizadas (MAIA; COUTINHO, 2012). A posteriori, os dados do PAP foram transformados em diâmetro à altura do peito (DAP = PAP/ π). Para os indivíduos menores que 1,30 m foi aferido o DAB (diâmetro na altura da base). A área basal (G_i) (para cálculos de dominância) do indivíduo foi verificada por meio da medição do DAP de todas as árvores demarcadas. Relativo ao diâmetro das classes, estes foram estabelecidos observando outros estudos fitossociológicos em manguezais (SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; SANTOS *et al.*, 2019).

Com base nos dados da estrutura dos bosques de mangue foram calculados os descritores como densidade, frequência, dominância, além do valor de importância das espécies. Todos estes descritores foram calculados com base nas seguintes fórmulas (TABELA 1):

Tabela 1 – Fórmulas utilizadas para caracterização estrutural do bosque do mangue do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará.

Descritor	Símbolo	Fórmula	Unidade
Densidade absoluta total da comunidade	DAt	número de plantas de cada espécie/ área amostral	ind ha ⁻¹
Densidade absoluta de	DAe	Número de indivíduos	ind ha ⁻¹

uma espécie		amostrados da espécie <i>e</i>	
Densidade relativa	DR	densidade de cada espécie / densidade total de plantas × 100	%
Frequência absoluta	FA	100 (Pe (número de parcelas em que ocorre determinada espécie) / Pt (número total de parcelas))	%
Frequência relativa da espécie	FR _e	100(FA _e frequência absoluta da espécie <i>e</i> / FA _t somatório da FA da todas as espécies)	%
Área basal/dominância do indivíduo	Gi	$\pi D^2/4$	cm ²
Dominância absoluta total da comunidade	DoAt	$\Sigma Gi/A$	m ² ha ⁻¹
Dominância absoluta da espécie	DoA _e	$\Sigma Ge/A$	m ² ha ⁻¹
Dominância relativa	DoR	100(Ge/Gt)	m ² ha ⁻¹
Índice de valor de importância	IVI _e	DRe + Fre + DoRe	%

Fonte: Moro; Martins, 2011.

Primeiramente, os dados para a caracterização estrutural do bosque foram submetidos a testes de normalidade. Quando estes não apresentavam normalidade, utilizou-se o teste de *Kruskall-Wallis* comparando as variações da estrutura dos bosques de mangue (altura, área basal e DAP) das árvores entre os diferentes anos. A mediana e os intervalos interquartílicos foram analisados, nestes casos. Quando os dados apresentaram distribuições normais, submeteu-se ao teste *One Way ANOVA*. Os dados foram processados no programa Past 4.03 e no Excel®.

Também foram coletados dados abióticos como temperatura do ar, água e solo (termo-higrômetro) e a salinidade com um refratômetro para observar se houve discrepâncias

significativas entre os anos avaliados. Estes dados foram coletados na ocasião do levantamento dos dados estruturais, ou seja, uma coleta em outubro de 2007 e outra em outubro de 2021.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Análise estrutural comparativa das árvores vivas adultas no Manguezal do estuário do Rio Curu

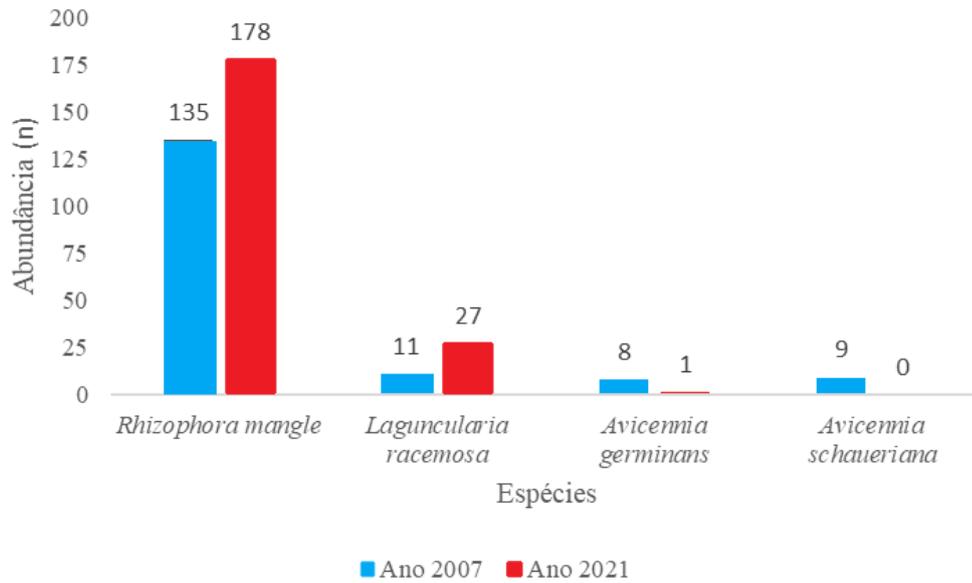
No período de 2007, as espécies *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae), *Laguncularia racemosa* (Combretaceae) e *Avicennia germinans* (Acanthaceae), *Avicennia schaueriana* estavam presentes. Já no ano de 2021, apenas *A. schaueriana* não foi computada na área.

A densa copa das *R. mangle*, especialmente nas parcelas mais próximas ao leito do rio, bloqueava boa parte da entrada de luz abaixo do dossel. O solo presente nas parcelas P1, P2 dos três transectos eram mais lamosos, o que favoreceu o estabelecimento de *R. mangle* nessa parte mais da borda do Manguezal.

Observou-se um acréscimo no número de indivíduos vivos entre os anos de estudo onde se contabilizou 163 indivíduos no ano de 2007 e 368 indivíduos no ano 2021. Em 2007 não foram observados indivíduos com altura inferior a 1,30 m. Já em 2021 esse grupo apareceu contabilizando 162 indivíduos juvenis da amostra total de 368 indivíduos. Desta forma, os resultados do componente adulto e juvenil foram apresentados em separado e realizada uma posterior discussão geral visando entender melhor a resposta estrutural deste mangue.

No segundo inventário (2021) percebeu-se a ausência da *A. schaueriana* e uma quase ausência da *A. germinans* já que apenas um exemplar foi computado na área de amostragem (FIGURA 3). Destaque nos dois anos de estudo foi a espécie *R. mangle* que apresentou porcentagens acima 82% referentes a abundância de indivíduos vivos adultos.

Figura 3 – Abundância das árvores vivas adultas nos anos 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Quanto à altura entre os 163 indivíduos vivos adultos amostrados no ano de 2007, a mesma variou de 1,30 m a 17 m. Na análise da média de altura do bosque por parcela para todos os indivíduos, obteve-se a uma média de $8,52 \pm 3,22$ m para o ano 2007, com uma média mínima de indivíduos com 3,7 m e máxima de 14,2 m. No ano de 2021, com um n amostral de 206 indivíduos vivos adultos, a altura variou de 1,30 m a 18 m, com média de $8,61 \pm 3,95$ m. A maior altura nesta coleta também foi para a espécie *R. mangle* (18 m). O resultado da altura média comparativa atesta diferença significativa ($p = 0,0006358$) (TABELA 2).

Tabela 2 - Análise *One Way* ANOVA para altura do bosque entre os anos 2007 e 2021. Como também para apenas os indivíduos adultos em ambos os recortes temporais. Permutações = 99999). Valores abaixo de $p < 0,05$ são estatisticamente significantes*.

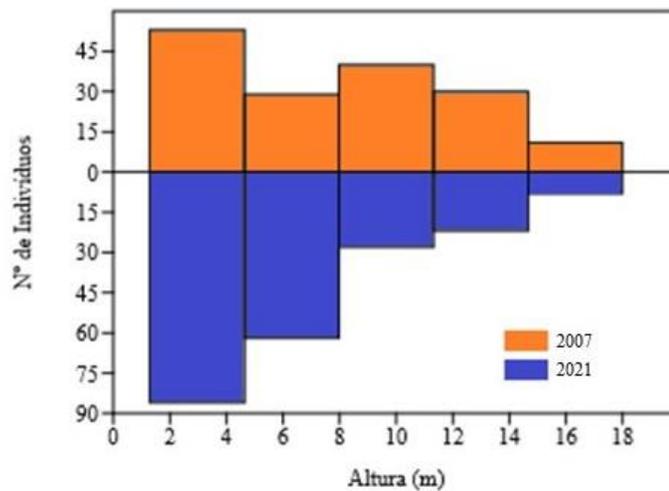
Variável	Df	MS	F	<i>p</i>
Altura Total	1	121,212	14,54	0,0006358*
Altura Adultos	1	0,1922	0,0151	0,903

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Quanto a média por parcela para os indivíduos adultos da espécie, *R. mangle*, esta foi de $8,52 \pm 3,22$ m (2007) e $8,61 \pm 3,95$ m (2021) registrando um acréscimo na média quando comparada entre os anos. No ano de 2021, dos indivíduos adultos vivos, 41,74% foram

classificados dentro da faixa $\leq 4,6$ metros. Apenas 14,56% exibiram metragens ≥ 11 metros. Como observado na figura 4, a distribuição dos indivíduos em altura no ano 2007 foi mais uniforme, no entanto, 56,44% apresentaram alturas ≤ 8 metros. Para esta mesma classe, no ano 2021, esse percentual subiu para 71,84%.

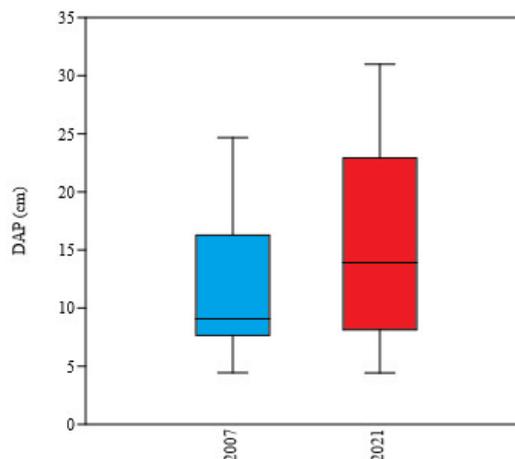
Figura 4 – Análise comparativa da frequência das alturas dos indivíduos vivos adultos entre os anos de estudo (superior – 2007; inferior – 2021).



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O DAP médio dos troncos de indivíduos adultos por parcela (FIGURA 5) para o ano 2007 foi de 9,08 cm (1ºIQR – 7,65 cm; 3ºIQR – 16,28 cm) sendo menor do que o observado em 2021 com mediana 13,91 cm (1ºIQR – 8,13 cm; 3ºIQR – 22,91 cm), não apresentando diferença significativa entre as medianas ($p = 0,2372$).

Figura 5 – Box plot da análise comparativa do DAP dos indivíduos adultos vivos da área amostral para os 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Quando observado os DAPs médios por classe, percebeu-se que a classe diamétrica dos troncos vivos (TABELA 3), que apresentou diferença significativa entre os anos, foi as de DAP < 2,5 cm ($p = 0,000000002462$), onde, em 2007, foram contabilizados 41 troncos dentro dessa classe diamétrica, enquanto que em 2021 totalizaram 211 troncos.

Tabela 3 – Médias do DAP e da altura das árvores vivas por classe diamétrica (cm) nos dois recortes temporais em estudo, 2007 e 2021, no Manguezal do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará, Brasil.

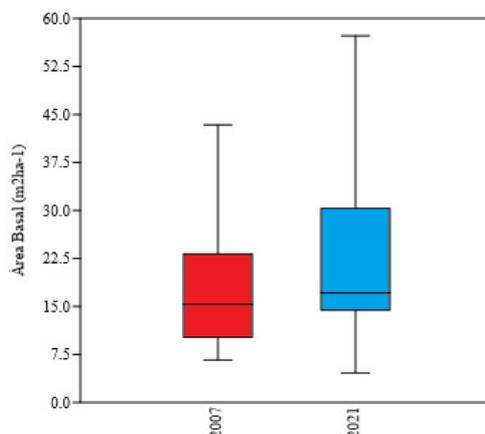
Árvores Vivas							
Parâmetro		≥ 10 cm		≥ 2,5 cm		< 2,5 cm	
DAP (cm)	Abundância total		Abundância por tronco		Abundância por tronco		Abundância por tronco
2007	163	20,15	70	5,26	52	1,28	41
2021	401	19,96	80	5,48	109	1,72	211

Altura (m)	Abundância total		Abundância por indivíduo		Abundância por indivíduo		Abundância por indivíduo
2007	163	11,31	70	6,47	51	2,78	41
2021	368	10,49	61	4,9	99	1,01	208

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Quando avaliadas as somas das áreas basais das 15 parcelas de 100 metros quadrados, obteve-se o resultados abaixo (FIGURA 6), onde a mediana para o ano 2007 foi de 15,29 m² ha⁻¹. Para 2021 a mediana ficou em torno de 17,14 m² ha⁻¹. O teste estatístico não apresentou diferença significativa entre as áreas basais totais entre os anos (*Kruskal-Wallis*, $p = 0,254$).

Figura 6 – Gráfico da análise comparativa da área basal dos indivíduos vivos da área amostral para os 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A espécie *R. mangle* foi quem mais contribuiu em área basal nos dois anos avaliados. Contudo, observou-se um incremento na dominância absoluta da espécie (DoAe) no segundo inventário (DoAe_{Rhi2007} – 16,99 m² ha⁻¹; DoAe_{Rhi2021} – 21,58 m² ha⁻¹). A segunda espécie em destaque para esse descritor foi *L. racemosa*, mas com valores bem mais modestos (DoAe_{Lr2007} – 0,76 m² ha⁻¹; DoAe_{Lr2021} – 0,18 m² ha⁻¹).

Em relação a densidade, no ano de 2007, o Manguezal apresentou uma densidade absoluta total dos indivíduos vivos estimada de 1086 ind ha⁻¹ (TABELA 4). com predominância da espécie *R. mangle* (DAe_{Rhi} – 900 ind ha⁻¹).

Tabela 4 – Parâmetros estruturais analisados entre os anos 2007 e 2021 no Manguezal do Estuário do Rio Curu, Ceará, Brasil (média ± desvio padrão) para os indivíduos vivos. Area basal total (soma das áreas basais individuais calculadas por hectare).

Ano	Altura (m)		DAP (cm)		Área Basal (m ² ha ⁻¹)	Densidade absoluta (ind ha ⁻¹)	Frequência absoluta (%)
	Total	Adultos	<10cm	>10cm	Total	Total	
2007	8,46±3,13	8,46±3,13	1,83±0,92	21,97±6,35	17,44	1.086	173,33%
2021	4,57±2,61	8,61±3,95	3,14±1,87	22,09±6,51	21,78	2.453	126,66%

Em relação ao DAP por classe de diâmetro, os dados não apresentaram diferenças significativas de acordo com os testes estatísticos aplicados (*One Way ANOVA*, *Kruskal-Wallis*).

Laguncularia racemosa teve uma expressividade baixa (DAe_{Lr} – 73 ind ha⁻¹), assim como as espécies *A. germinans* e *A. schaueriana* que apresentaram densidades absolutas de DAe_{Ag} – 53 ind ha⁻¹, DAe_{As} – 60 ind ha⁻¹, respectivamente.

Para o ano de 2021, com densidade absoluta total de 2.453 ind ha⁻¹, a presença mais percebida continuou sendo da *R. mangle* (2.113 ind ha⁻¹), como no inventário citado

anteriormente. No entanto, contou-se com a ausência da *A. schaueriana*. A outra espécie desse gênero, *A. germinans*, foi contabilizada, entretanto exibiu percentuais ainda mais baixos que no ano de 2007, perfazendo apenas 4,90% dos indivíduos amostrados. Já para *L. racemosa* a densidade relativa aumentou para 13,58%.

Quanto a frequência das espécies, *R. mangle* esteve presentes em todas as unidades amostrais nos dois anos de estudo, apresentando assim uma FA_{Rhi} de 100% e FR_{Rhi} de 57,69%. *Laguncularia racemosa* diminuiu sua frequência entre os anos ($FA_{Lr2007} = 33,33\%$; $FA_{Lr2021} = 20\%$), como também as espécies *A. germinans* ($FA_{Ag2007} = 20\%$; $FA_{Ag2021} = 0,06\%$) e *A. schaueriana* ($FA_{As2007} = 20\%$; $FA_{As2021} = 0\%$). A tabela abaixo apresenta um resumo dos principais descritores analisados neste estudo (TABELA 5).

Tabela 5 – Principais descritores fitossociológicos da estrutura das árvores vivas do bosque do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará.

DESCRITORES	ANOS	ESPÉCIES			
		<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>
Altura Média* (m)	2007	8,54	3,78	3,66	4,75
	2021	6,64	3,09	1,3	-
Densidade Relativa (%)	2007	82,82	6,74	4,90	5,52
	2021	86,14	13,58	0,27	0,00
Dominância Relativa (%)	2007	95,37	4,28	0,23	0,10
	2021	99,16	0,83	0,01	0,00
Frequência Relativa (%)	2007	57,69	19,22	11,53	11,53
	2021	78,95	15,79	5,25	0,00
Valor de Importância das Espécies (%)	2007	78,62	10,08	5,55	5,71
	2021	88,08	10,06	1,84	0,00

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Rhizophora mangle foi a espécie dominante em ambos os períodos de estudo (TABELA 5), conseqüentemente, esta espécie exibiu os maiores Valores de Importância.

Em relação aos dados abióticos coletados nos dois períodos de coleta não se observou variações significativas entre os anos (QUADRO 1).

Quadro 1 – Variação dos dados abióticos coletados na área de estudo entre os anos de interesse.

Dados Abióticos	Out/2007	Out/2021
Umidade do ar	69%	64%
Temperatura do ar	31,9 ° C	31,1 ° C
Temperatura da água	29 ° C	27,7 ° C
Temperatura do solo	28,7 ° C	28 ° C
Salinidade	30	32

3.3.2 Análise estrutural comparativa das árvores vivas juvenis no Manguezal do Estuário do Rio Curu

Em relação a avaliação do estrato vegetal inferior a 1,30 m de altura, o bosque do Manguezal do Estuário do Rio Curu apresentou resultados distintos nos dois períodos analisados. No inventário de 2007 não foram observados espécimes inferiores a 1,30 m de altura. Já em 2021 a abundância foi de 162 indivíduos juvenis. Por conta disso a abordagem neste tópico irá se referir apenas as respostas fitossociológicas do ano 2021.

As espécies do gênero *Avicennia* não foram computadas nesta amostragem. Das 162 plantas juvenis, 139 era da espécie *R. mangle* e 23 de *L. racemosa*.

Em relação à altura dos juvenis, esta variou de 0,14 cm a 1,27 m, (ambos exemplares de *R. mangle*). A média geral de altura foi de $0,63 \pm 0,25$ cm. No tocante as médias por espécie, *R. mangle* exibiu média $0,58 \pm 0,21$ cm e *L. racemosa* $0,95 \pm 0,25$ cm, apresentando diferença significativa entre as medianas ($p = 1,1442E-08$) quando avaliadas as diferenças das alturas entre as espécies.

O Manguezal em 2021 apresentou uma densidade absoluta de juvenis estimada em 1080 ind ha^{-1} com predominância da espécie *R. mangle* ($DRe_{Rhi} = 37,77\%$). *Laguncularia racemosa* teve uma expressividade mais baixa correspondendo a $DRe_{Lr} = 6,25\%$.

Os resultados para frequência relativa destacaram a *R. mangle* que esteve presente em 12 das 15 parcelas exibindo um percentual de $FRe_{Rhi} = 80\%$. *L. racemosa* fez $FRe_{Lr} = 13,33\%$ se concentrando em apenas duas parcelas.

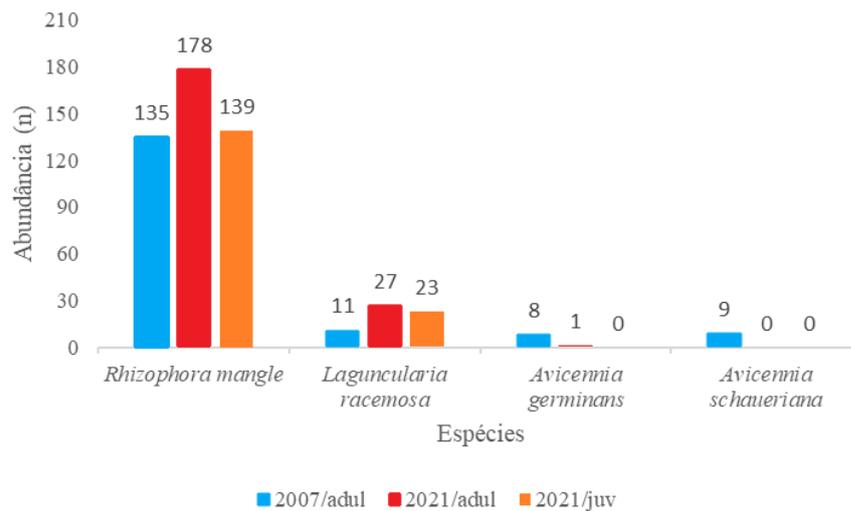
Em algumas parcelas (T3P3 e T3P4) foram observados espaçamentos nas copas (*sunflecks*) a depender do tipo de espécie presente na área que eram indivíduos adultos de *R.*

mangle ou *L. racemosa* de tamanho médio. Nestas parcelas foram observadas a maior parte dos juvenis de *L. racemosa*. Já nas áreas com as copas mais adensadas a predominância foi de *R. mangle*.

3.3.3 Análise estrutural comparativa das árvores vivas adultas e juvenis no Manguezal do Estuário do Rio Curu

Ao se avaliar o extrato amostral como um todo, constatou-se que o bosque do Rio Curu em 2007 apresentou uma maior riqueza; contudo o destaque em abundância foi apenas para *R. mangle* perfazendo 317 indivíduos dos 368 amostrados (FIGURA 7).

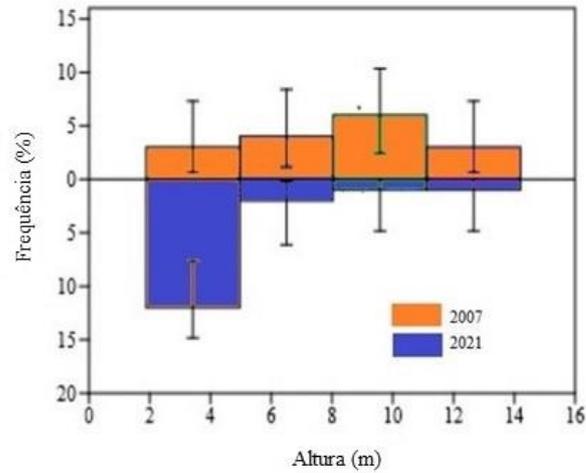
Figura 7 – Abundância das árvores vivas nos anos 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

No ano 2021, a classe de juvenis foi quase tão abundante para a espécie *R. mangle* quanto a sua composição de indivíduos adultos. O mesmo se deu para *L. racemosa*. Assim, o bosque exibiu uma estratificação maior com a presença de indivíduos em diferentes estágios de maturação e altura (FIGURA 8). De acordo com o teste estatístico, houve diferença significativa em relação à altura geral dos indivíduos vivos (*One Way ANOVA*, $p = 0,0006358$), onde apresentaram uma média em altura por parcela em 2007 de 3,7 m (mínimo) e 14,2 m (máximo). Para o ano 2021, foi observada uma média mínima de 1,88 m e máxima de 11,75 m.

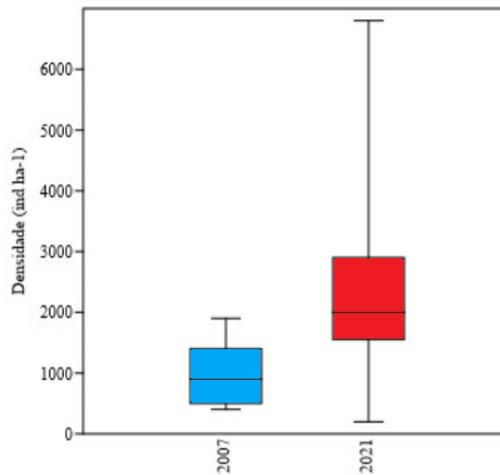
Figura 8 – Bihistograma da análise comparativa da altura das árvores vivas da área amostral para os 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A análise da densidade geral dos indivíduos no bosque (FIGURA 9) nos dois momentos, apontou que há diferença significativa entre as medianas ($p = 0,001213$).

Figura 9 – Box plot da análise comparativa da densidade dos indivíduos vivos da área amostral para os 2007 e 2021.

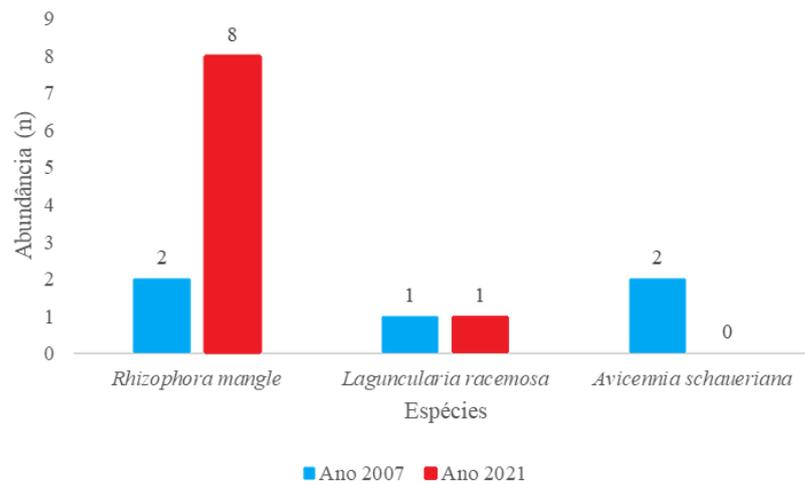


Mediana 2007 – 900 ind ha⁻¹, 1º IQR (variação interquartil) – 500 ind ha⁻¹, 3º IQR – 1550 ind ha⁻¹. Mediana 2021 2000 ind ha⁻¹, 1º IQR – 1400 ind ha⁻¹, 3º IQR – 2900 ind ha⁻¹.

3.3.2 Análise estrutural temporal comparativa das árvores mortas no Manguezal do Estuário do Rio Curu

Foram contabilizados cinco indivíduos mortos no ano de 2007 e nove no ano de 2021. A espécie *R. mangle* foi a que apresentou maior mortalidade total na área avaliada (FIGURA 10).

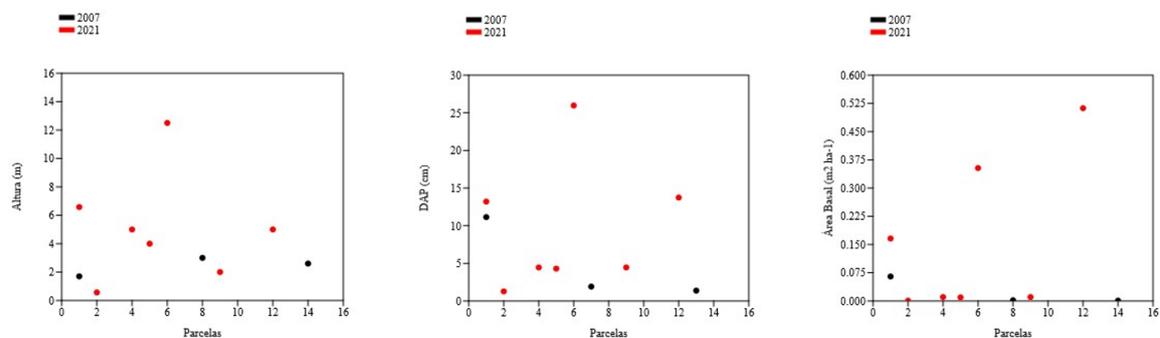
Figura 10 – Abundância de árvores mortas dos três gêneros encontrados nos anos 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

As árvores mortas exibiram resultados maiores para altura, DAP e área basal no ano 2021 (FIGURA 11). Contudo, quando analisadas quanto a diferença estatística, estas não foram significantes para nenhuma das variáveis altura, DAP e área basal geral dos indivíduos (*Kruskal-Wallis*, $p = 0,3036$; $p = 0,2086$; $p = 0,3036$, respectivamente).

Figura 11 – Dados de Altura, DAP e Área Basal. Média por parcelas das árvores mortas da área amostral para os anos 2007 e 2021.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A tabela 6 apresenta a baixa abundância de indivíduos mortos em ambos os períodos. As classes diamétricas mais altas foram as mais afetadas no ano 2021. Já em 2007, a classe diamétrica inferior foi a mais representada, mas com valores absolutos insignificantes (três indivíduos).

Tabela 6 – Médias do DAP e da altura das árvores mortas por classe diamétrica (cm) nos dois recortes temporais em estudo, 2007 e 2021, no Manguezal do Estuário do Rio Curu, Paracuru, Ceará, Brasil.

		Árvores mortas			
			≥ 10 cm	≥ 2,5 cm	< 2,5 cm
	Ano	Abundância			
DAP (cm)	2007	5 *	11,14		1,51
	2021	9 *	23,53	3,89	1,27
Altura (m)	2007	5 •	1,7	2,75	
	2021	9 •	12,75	2,4	0,57

* N° de troncos; • N° de indivíduos

Rhizophora mangle foi dominante em relação a mortalidade com percentuais de 92,49% e 99,73% entre os anos (TABELA 7). *Laguncularia racemosa* apresentou uma diminuição no percentual de mortalidade de 4,67% para 0,25%. O gênero *Avicennia* teve pouca representatividade entre os indivíduos mortos.

Tabela 7 – Dominância das espécies de árvores mortas do bosque do Estuário do Rio Curu.

PARÂMETRO	ANOS	ESPÉCIES			
		<i>Rhizophora mangle</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Avicennia germinans</i>	<i>Avicennia schaueriana</i>
Dominância Relativa (%)	2007	92,49%	4,67%	0,0%	2,83%
	2021	99,73%	0,25%	0,0	0,0

Fonte: Dados da pesquisa, 2021.

A densidade absoluta total (DoAt) de indivíduos mortos partiu de 33 ind ha⁻¹ em 2007 para 60 ind ha⁻¹ em 2021. As espécies *R. mangle* e *A. schaueriana* apresentaram os maiores percentuais de perda em 2007 (DRe_{Rhi} – 40%; DRe_{Lr} – 40%). Já em 2021, apenas *R. mangle* se destacou ((DRe_{Rhi} – 88,88%).

Quanto a frequência absoluta das espécies mortas, o ano 2021 exibiu uma maior frequência (53,32%) quando comparada ao ano 2007 (26,65%). Como esperado, *R. mangle* apresentou a maior frequência relativa, $FRe_{Rhi2007} = 50,01\%$. *Laguncularia racemosa* e *A. schaueriana* expressaram os mesmos valores para esse descritor em 2007, $FRe = 24,99\%$. Em 2021, estes valores ficaram em torno de 87,50% ($FRe_{Rhi2021}$) e 12,49% (FRe_{Lr2021}).

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Análise estrutural comparativa das árvores vivas adultas no Manguezal do estuário do Rio Curu

A riqueza no ano 2007 era composta pela presença de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. Estas espécies também foram encontradas em manguezais de diversas regiões do país (GONÇALVES *et al.*, 2018; TOGNELLA *et al.*, 2020). No entanto, percebeu-se a ausência da *Avicennia schaueriana* no inventário de 2021 e apenas um indivíduo de *A. germinans* foi computado nesse ano. Sinalizando assim a perda de riqueza entre os anos e a pouca abundância deste gênero nos pontos avaliados em 2021.

Quanto aos parâmetros fitossociológicos analisados, *R. mangle* apresentou destaque, sendo a mais abundante, tanto em relação aos adultos quanto aos juvenis. A predominância desta espécie também se deu nos manguezais da Lagoa do Roteiro (Alagoas) e do Rio Gramame, na Paraíba (SILVA; BARROS; OLIVEIRA, 2020; SOUZA, 2023). Cavalcanti *et al.* (2009), apontam que a maior representatividade de *R. mangle* num bosque é um indicador importante de áreas preservadas, uma vez que esta espécie é menos tolerante a distúrbios. No entanto, Clough (1993) ressalta que características ambientais particulares de cada parcela, onde são encontrados espécimes bem desenvolvidos, podem favorecer o desenvolvimento de determinada espécie em detrimento de outras.

Goncalves *et al.* (2018), avaliando a região portuária de São Luís (MA), registraram a presença das quatro espécies também encontradas no presente trabalho, assim como as melhores respostas apresentadas pela *R. mangle* tanto para abundância ($n = 321$) quanto para os outros parâmetros fitossociológicos avaliados. Dos 309 indivíduos inventariados no trabalho de Kilca *et al.* (2010), *R. mangle* e *L. racemosa* foram as espécies que expressaram maior importância na estrutura da comunidade do Manguezal estuarino do Rio Piauí, estado de Sergipe, assim como na presente pesquisa. O manguezal do Rio Coruripe, localizado

também no semiárido brasileiro, seguiu o mesmo padrão observado no manguezal do Rio Curu quanto as respostas estruturais destas plantas.

Aspectos interespecíficos também auxiliam na interpretação deste resultado como o ponto ressaltado no estudo realizado numa área do Rio Jaguaribe, Natal – Rio Grande do Norte (FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019). Tal estudo mostrou que o Ocyrodidae *Ucides cordatus* tem preferência por habitar em florestas com *R. mangle* já que consegue estabelecer densas populações sob estas copas e forragear seus propágulos (FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019) e folhas (NORDHAUS; WOLFF; DIELE, 2006).

Não obstante, pode consumir em poucos dias, junto com outros grupos (*e. g. Goniopsis cruentata*, *Sesarma rectum* e *Pachygrapsus gracilis*), percentuais altíssimos ($\geq 92\%$) dos propágulos das três espécies como visto em trabalho realizado por pesquisadores numa área do semiárido nordestino (FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019). Já *G. cruentata* apresentou preferência pelos propágulos de *Avicennia* spp. e *Laguncularia racemosa* em estudo realizados no Brasil, como também no Atlântico Leste e em Manguezais australianos (SOUSA; MITCHELL, 1999; CLARKE; KERRINGAN, 2000; CLARKE, 2004; SOUZA; SAMPAIO, 2011; FERREIRA *et al.*, 2013). Deste modo, estas relações interespecíficas, a depender da sua intensidade, interferirá significativamente na estratificação dos bosques.

Souza e Sampaio (2013) num estudo sobre a estrutura dos mangues no Rio Pacoti, Ceará, observaram que as médias de altura das espécies dos mangues pouco antropizados e em regeneração há 23 anos (9,6 m) e não assoreados (8,8 m) foram bem próximas ao deste estudo. Já em comparação aos resultados obtidos por Santana *et al.*, (2020) em quatro Manguezais de Sergipe, as médias encontradas no mangue do Rio Curu foram mais elevadas.

Thiers, Meireles e Santos (2016) citando Lacerda (2002) destacam que os Manguezais distribuídos ao longo da costa cearense até o litoral carioca apresentam porte mais baixo (raramente ultrapassando os 15 m), sendo assim estruturalmente menos complexo quando comparados aos robustos resultados observados nos Manguezais da região norte que podem apresentar indivíduos de até 40 metros de altura. Bonaldi e Roderjan (2017) encontraram um valor aproximado ao registrado em 2007 para o Manguezal do Rio Curu, onde a média apresentada pela flora do Manguezal da APA de Guaraqueçaba, Paraná, foi de 7,7 m para *R. mangle*.

Bernini (2008) apontou que em um Manguezal com forte influência fluvial e sob menor atividade antrópica negativa, exibiu espécimes de *R. mangle* e *L. racemosa* de 25 m e

16 m de altura, respectivamente. Os maiores valores (45 a 50 m) de altura para indivíduos arbóreos de Manguezal são encontrados em regiões fronteiriças a linha do Equador, uma vez que nessas áreas as condições de luz, nutrientes e aporte de água doce são particularmente propícias para o pleno desenvolvimento destas assembleias (BERNINI; REZENDE, 2010; CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983). Já as espécies *A. germinans* e *L. racemosa* apresentaram máximas alturas de 1,3 m e 7 m, respectivamente. No nosso inventário, as espécies *R. mangle* e *L. racemosa* apresentaram as maiores alturas como visto também em um estudo realizado no Paraná (BONALDI; RODERJAN, 2017).

Esse investimento em altura pode ser em resposta a competição e a busca por se estabelecer nesse ecossistema (ALMEIDA *et al.*, 2014; GONÇALVES *et al.*, 2018). Uma vez que os Manguezais são ambientes que estão sujeitos a modificação em resposta aos tensores ambientais, sua flora está em constante crescimento e renovação, apresentando indivíduos com diferentes tamanhos.

Souza e Sampaio (2013), avaliando apenas os indivíduos com altura maior que 1,5 m, obtiveram DAP médio de 11,2 cm (área pouco antropizada) e 8,3 cm (área em regeneração há 23 anos e não assoreada) no Manguezal do Rio Pacoti.

Bonaldi e Roderjan (2017) encontraram DAP médio aproximado (12,02 cm) ao verificado nesta pesquisa entre os indivíduos adultos (DAP₂₀₀₇ 11,88 ± 6,18 cm; DAP₂₀₂₁ 15,78 ± 8,69 cm). Ressalta-se, entretanto, que a amostragem realizada por estes autores incluíram apenas indivíduos com DAP mínimo ≥ 3,8cm. Essa falta de padronização na amostragem observada nos estudos realizados em Manguezais foi uma das dificuldades encontradas para a realização de uma análise comparativa mais robusta. Contudo, num estudo realizado em bosques de mangue no município de Aracaju, observou-se médias inferiores ao DAP encontrado no Manguezal do Rio Curu nos dois recortes temporais (SANTANA *et al.*, 2020). Já em outro manguezal em Sergipe (Kilka *et al.*, 2010) o DAP dos indivíduos de um bosque ribeirinho mais maduro exibiu valores aproximados ao do presente estudo (11,61 ± 11,43 cm).

Os valores encontrados nesta pesquisa (AB₂₀₀₇ 17,82 m² ha⁻¹; AB₂₀₂₁ 21,76 m² ha⁻¹) em relação a área basal geral dos indivíduos adultos estão aproximados quando comparado ao de Kilca *et al.*, (2010) e Fromard *et al.*, (1988) em manguezais em Sergipe e Guiana Francesa, respectivamente. Mas contrastam bastante com os obtidos por Bonaldi e Roderjan (2017), onde a área basal foi 45,06 m² ha⁻¹ num manguezal localizado na região sul do Brasil.

Hutchison *et al.* (2014), Ferreira *et al.*, (2014) e Del Vecchia *et al.* (2014), ressaltam que as respostas das comunidades em relação aos percentuais de biomassa são altamente

variáveis porque são resultado de uma série de interações abióticas (riqueza florística, temperatura, precipitação, marés, solo, etc) e bióticas (diversidade macrobentônica, relações ecológicas intra e interespecíficas) (KRAUSS *et al.*, 2014; ALONGI, 2014; BHOMIA, KAUFFMAN; MCFADDEN, 2016; FERREIRA *et al.*, 2013).

A forte heterogeneidade dos parâmetros estruturais do manguezal do Rio Curu em 2021 pode indicar que ao longo destes 14 anos a área passou por algum tipo de alteração que refletiu na sua resposta estrutural. Estudos sugerem que bosques em recomposição e que apresentam assim valores de diâmetro e altura médias reduzidas podem ter sido expostos a intervenções antrópicas negativas de modo a não permitir que a comunidade vegetal atinja a sua maturidade estrutural (PERIA *et al.*, 1990; JIMENES *et al.*, 1985) e por vezes favoreça o estabelecimento de determinadas espécies em detrimento de outras.

Hart *et al.*, (1989) propôs que comunidades vegetadas constituídas por mais de 50% de indivíduos da mesma espécie caracterizariam a monodominância. A presença destas zonas monoespecíficas já foi reportada na literatura tanto em Manguezais naturais quanto nos restaurados (TOMLINSON, 1994; FERREIRA; GANADE; ATTAYDE, 2015; FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019). Os resultados aqui apresentados apontam uma dominância relativa de *R. mangle* de 95,37% (2007) e 99,16% (2021).

Laguncularia racemosa também foi contabilizada nos transectos avaliados, mas de modo menos expressivo. Esta espécie pode se estabelecer em solos mais firmes sendo comumente encontrada em áreas alcançadas pela preamar (ALMEIDA *et al.*, 2014). Alterações no ambiente, como o promovido pelo desmatamento para instalação de estruturas de cultivo da carcinicultura modificam significativamente as características do solo dos Manguezais, bem como alterar os níveis de nutrientes disponíveis para o crescimento da vegetação em termos de biomassa (FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019).

Somadas as flutuações no ciclo hidrológico, pode ocorrer um comprometimento do recrutamento das sementes, como das relações intra e interespecíficas, por exemplo, competição e herbivoria (ELLISON; FARNSWORTH, 1993; SHERMAN; FAHEY; BATTLES, 2000; RIVERA-MONROY *et al.*, 2004) favorecendo mais uma espécie do que a outra. Tews *et al.*, (2004) e Vermeiren e Sheaves (2014) ressaltam como a estrutura das comunidades de Manguezais são geridas pela heterogeneidade do ambiente, como também pelas interações entre as espécies.

Rhizophora mangle foi dominante assim como nos estudos desenvolvidos nos Manguezais da Barra Grande (92,42%), no do Rio Curu (94,91%), no do Rio Jaguaribe (35,45%) e Pacoti (52,36%) num levantamento feito por Maia (2010). Assim também num

manguezal na Lagoa do Roteiro (85,87%) no semiárido alagoano (SILVA; BARROS; OLIVEIRA, 2020).

As taxas de dominância das espécies *A. germinans* e *L. racemosa* foram irrelevantes em 2021. Em trabalho realizado no estuário do Rio Acaraú, Ceará, os percentuais de dominância observados nos anos de estudo em 2008, 2014 e 2016 exibiram valores bem próximos para as quatro espécies inventarizadas, não apontando assim para uma espécie em destaque como ocorreu no Manguezal em Paracuru onde as taxas para *R. mangle* ultrapassaram os 94% nos anos monitorados (SILVA, 2018).

Pelo contrário, no ano de 2014 no Manguezal de Acaraú, *L. racemosa* foi a mais expressiva com 48,06% de dominância relativa ressaltando que mesmo Manguezais relativamente próximos podem exibir características fitossociológicas particulares respondendo a fatores locais no tocante a sua composição e estrutura.

A presença predominante de *R. mangle*, em termos ecológicos, é importante, pois esta espécie promove, em um rápido espaço de tempo, o retorno das funções e características ecossistêmicas perdidas por conta da ação de tensores sejam eles antrópicos ou naturais. Entre estes se destacam a estocagem de carbono e o suporte a uma rica macrofauna, em especial as assembleias de caranguejos braquiúros que são hábeis recicladores de carbono e consumidores de propágulos de mangue (NORDHAUS; WOLFF; DIELE, 2006; FERREIRA; GANADE; ATTAYDE, 2015; FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019).

As raízes arqueadas características de *R. mangle* atuam como suporte para a construção de um complexo sistema de túneis anastomosados de tocas típico dos Manguezais Neotropicais (FERREIRA; ALENCAR; BEZERRA, 2019).

Comunidades com dominância de *R. mangle* promovem uma maior estocagem de carbono, principalmente em seus troncos e, *a posteriori*, com o aumento da idade, em suas raízes. Assim, o nível de sequestro de carbono pode ser maior em Manguezais com predominância de *R. mangle* (FERREIRA; GANADE; ATTAYDE, 2015; FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019).

Entre os ecossistemas de carbono azul, Alongi (2012) e Breithaupt *et al.* (2012), apresentam os Manguezais em segundo lugar ($168 \pm 36 \text{ gC m}^{-2}$) em relação as taxas de incorporação de carbono, se configurando em um eficiente sumidouro deste elemento.

Tailardat, Friesse e Lapascu (2018) afirmam que este ecossistema pode contribuir no amortecimento das emissões de carbono se o desmatamento nestas áreas permanecer baixo. Ainda segundo estes autores, em regiões muito desmatadas, esse potencial de sequestro cai

nas áreas dos remanescentes mesmo estes não sendo mais perturbados (e. g. Malásia e Mianmar).

Apesar deste aparente déficit, conservar estes ambientes evitando-se a perda de indivíduos é importante já que programas de restauração poderão ser desenvolvidos nestes locais, evitando mais emissões e incentivando a estocagem de carbono futuro.

O acesso a dados de biomassa (estoque de carbono) auxilia no entendimento de como está se dando o ciclo de nutrientes numa determinada comunidade e direcionar melhor a tomada de decisão sobre as melhores medidas mitigatórias tanto a níveis locais quanto globais referentes aos esforços para a diminuição dos efeitos do aquecimento global (KAUFFMAN et al., 2014).

Quanto a densidade, Bonaldi e Roderjan (2017), em um estudo no manguezal da APA de Guaraqueçaba, Paraná, também observaram que *R. mangle* apresentou maior valor de densidade (44,25%). Entretanto se configura em quase a metade do percentual registrado no presente estudo para a espécie ($DRe_{Rhi2007} = 82,82\%$; $DRe_{Rhi2021} = 86,14\%$). No entanto, para *L. racemosa* e *A. schaueriana* os valores de densidade superaram os números encontrados no Estuário do Rio Curu exibindo percentuais de 28,74% e 22,99%, respectivamente. Dados obtidos em um estudo no Rio Pacoti exibiram valores de densidade superiores com números que variaram de 2483 a 6238 planta/ha, nos quatro pontos de amostragem (SOUZA; SAMPAIO, 2013), diferentemente do visto no mangue em análise ($DA_{2007} = 1.086 \text{ ind ha}^{-1}$; $DA_{2021} = 2.453 \text{ ind ha}^{-1}$). De acordo com Paraguassu e Silva (2007), menores valores de densidade e árvores com maiores diâmetros apontam para bosques mais antigos.

Os resultados para frequência relativa também destacaram *R. mangle*, que esteve presente em todas as 15 parcelas nos dois recortes temporais em estudo apresentando taxas de $FR_{Rhi2007} = 57,69\%$ e $FR_{Rhi2021} = 78,95\%$. Esta espécie é típica da franjas dos bosques de Manguezal, onde tem contato direto com o estuário e está sujeita as flutuações da maré, geralmente nos arredores das desembocadoras (ALMEIDA et al., 2014). *Rhizophora mangle* também foi a espécie com maior frequência nos Manguezais cearenses da Barra Grande (61,9%), Pacoti (34,62%), Curu (57,69%), Acaraú (31,82%), Aracatimirim (48%) e Guriú (37,5%) num estudo apresentado por Maia (2010).

Para além das questões geográficas, o comportamento da fauna local também pode influenciar na composição da flora do manguezal. Diversos autores (KRISTENSEN; KOSTKA, 2005; BOSIRE et al., 2005; KRISTENSEN, 2008; VAN NEDERVELDE et al., 2015) já pontuaram o papel dos caranguejos braquiúros na dinâmica desse ecossistema influenciando na diversidade florística, na estrutura vegetal e biomassa da comunidade.

O consumo preferencial de alguns tipos de propágulos por estes macrobentos podem repercutir na ciclagem de carbono dentro da comunidade reverberando assim na sua riqueza e produtividade primária local. *Laguncularia racemosa* foi a segunda espécie em destaque com FRe_{Lr2007} 19,22% e FRe_{Lr2021} 15,79%.

É importante destacar que os pequenos propágulos de *L. racemosa*, *A. germinans* e *A. schaueriana* sentem mais os efeitos do soterramento causados pela carcinofauna não resistindo a períodos prolongados abaixo do solo - entre 2 e 3 cm de profundidade (DELGADO *et al.*, 2001; THAMPANYA; VERMAAT; TERRADOS, 2002; FERREIRA *et al.*, 2013). Assim, esse comportamento bioturbador dos caranguejos pode afetar as espécies de mangue que se estabelecem e, conseqüentemente, nas taxas de estoque de biomassa das árvores no Manguezal (RODRIGUES *et al.*, 2014; FERREIRA; GANADE; ATTAYDE, 2015).

Como esperado, *Rhizophora mangle* exibiu o maior Índice Valores de Importância: $IVI_{Rhi2007}$ 78,62% e $IVI_{Rhi2021}$ 88,08%, seguida pela *L. racemosa* com IVI_{Lr2007} 10,08% e IVI_{Lr2021} 10,06% (TABELA 4). Essa discrepância nos IVIs das espécies, demonstrou o predomínio de *R. mangle* sobre as outras espécies, exibindo um povoamento monoespecífico (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1985) nesse trecho analisado. Nos Manguezais do Novo Mundo, *R. mangle* é a espécie pioneira dominante na colonização de substratos emergentes (TOMLINSON, 1994; JIMÉNEZ, 1994).

Rhizophora mangle também apresentou IVI significativo em uma análise fitossociológica realizada no Manguezal da zona portuária de São Luís – Maranhão (81,49%); percentual este bem aproximado ao da presente pesquisa. Conhecer a espécie que apresenta maior IVI é interessante, pois esse dado é reflexo de outros parâmetros fitossociológicos importantes em estudos de estrutura como frequência, dominância e densidade (GONÇALVES *et al.*, 2018).

Pires (1992), Soares (1999) e Souza e Sampaio (2001), apontam que Manguezais impactados negativamente ou em estágio de regeneração são caracterizados pelo predomínio de uma espécie, apresentando um padrão monoespecífico. Entretanto, Smith III (1992) ressalta que em Manguezais impactados a espécie predominante não é *R. mangle* e sim a *L. racemosa*.

Assim, deve-se considerar que características bióticas e físico-químicas dos estuários podem afetar tanto a dispersão de propágulos, quanto o seu estabelecimento e sobrevivência. Além de que a ação das marés, das correntes, a flutuabilidade do propágulo e o tempo de ancoragem também são fatores que precisam ser levados em conta nesta avaliação, pois se

configuram como determinantes no estabelecimento das espécies que se dispersão pela água (DUKE *et al.*, 1998; CLARKE, 1993; MCGUINNESS, 1996).

3.4.2 Análise estrutural comparativa das árvores vivas juvenis no Manguezal do Estuário do Rio Curu

Em relação ao estudo relativo com os juvenis, não foram encontrados indivíduos inferiores a 1,30 no inventário de 2007, sendo que os valores de 162 plantas juvenis apresentados aqui (139 - *R. mangle* e 23 - *L. racemosa*) foram relativos ao ano de 2021.

Rhizophora mangle também aparece em destaque no número de indivíduos juvenis, como se deu com os resultados em relação a abundância dos indivíduos adultos. Ball (1980), Jiménez e Lugo (1985) e Jiménez (1985) ressaltaram em seus trabalhos sobre a intolerância ao sombreamento para as espécies *L. racemosa*, *A. germinans* e *A. schaueriana*, ao passo que a *R. mangle* parece ter uma resposta mais positiva nesse quesito conseguindo ganhar na competição interespecífica.

O processo de regeneração natural, que proporciona a reconstrução de uma área, é dinâmico e em florestas é possível ser em resposta a alterações no ambiente devido a queda de árvores, ou partes dela, senescência, doenças, desmatamento, queimadas, chuvas e etc . Por conta disso, clareiras são formadas e criam condições favoráveis ao despertar do banco de sementes e ao desenvolvimento de plântulas, dando início as etapas da sucessão natural (PELOZO, 2012). No entanto, em Manguezais esse processo pode ser limitado por fatores como predação de plântulas, produção insuficiente de propágulos, dificuldade de se fixar no substrato instável, influência da maré, competição por espaço para o desenvolvimento das raízes, alterações ambientais e nutricionais do substrato (STEVENS, 1999; WHITMORE, 1978; FRUEHAUF, 2005).

A zonação dos bosques de mangue pode ocorrer em resposta a características dos propágulos como o tamanho, a flutuabilidade (CUNHA-LIGNON, 2006) e o peso. Por exemplo, como os propágulos de *R. mangle* são mais pesados que os das outras espécies típicas dessa área, eles tendem a se fixar mais perto das regiões que estão sujeitas ao fluxo da maré. Já os pequenos propágulos de *Avicennia* spp. e de *L. racemosa* necessitam de menos perturbação das águas para conseguirem se fixar, ocupando assim as áreas onde as frequências de inundações são mais espaçadas (FRUEHAUF, 2005; PELOZO, 2012).

Estresses característicos de ambientes florestais como herbivoria e sombreamento também são fatores que dificultam o estabelecimento de plântulas. As “sunflecks”, que podem

ser traduzidas como “falhas” na estrutura do dossel por onde se infiltram raios solares, são essenciais para a germinação e crescimento de propágulos (ASAEDA *et al.*, 2016; MACIEL *et al.*, 2002).

Em algumas parcelas (T3P3 e T3P4) foram observados estes espaçamentos nas copas variando quando se tratava de indivíduos adultos de *R. mangle* ou *L. racemosa* de tamanho médio. Nestas parcelas foram observadas a maior parte dos juvenis de *L. racemosa*. Já nas áreas com as copas mais adensadas a predominância foi de *R. mangle*. A ausência de plântulas de *Avicennia* spp. pode ser por conta da quase ausência de indivíduos adultos na área, uma vez que esta espécie geralmente se estabelece próximos aos espécimes mais maduros (DELGADO *et al.*, 2001).

Alguns desses fatores devem ter contribuído para a não ocorrência de juvenis no inventário de 2007. Desta forma, o Manguezal do Rio Curu pode ter passado por algum tipo de alteração que favoreceu a regeneração da floresta depois desse período, tendo em vista que a porcentagem de indivíduos com porte inferior a 1,30 m foi de 40% ou este incremento na taxa de juvenis seja em resposta a ocorrência de processos sucessionais nesta comunidade.

Rhizophora mangle foi a espécie que apresentou dominância em relação as árvores adultas nas áreas avaliadas. Isso favoreceu o expressivo número de plântulas desta espécie, uma vez que, provavelmente, a presença destas árvores maduras predispõe uma maior frutificação e, conseqüentemente, mais propágulos viáveis para o recrutamento (BLANCHARD; PRADO, 1995). Esta espécie também se destacou nos valores de densidade, área basal e IVI em áreas pouco antropizadas e em área em regeneração no Rio Pacoti (SOUZA; SAMPAIO, 2013).

Fatores como competição interespecífica, frequência da inundação e características físico-químicas do solo também são fatores relevantes no estabelecimento e sobrevivência dos propágulos nestas áreas (CLARKE; MYERSCOUGH, 1993; MCKEE, 1993). Silva e colaboradores (2007) perceberam que a limitação da luz foi a principal causa de mortalidade das plântulas e dos juvenis de *A. germinans* e *L. racemosa* monitoradas no Manguezal do Rio Paraíba do Sul. Mas eles não descartaram que a competição por espaço também é um fator relevante nessa seleção. No entanto, outros autores concluíram que o excesso de luminosidade devido a abertura de clareiras por conta do desmatamento ou por causas naturais também pode diminuir o potencial de germinação da *L. racemosa* (SILVA; MAIA, 2018; SILVA; MAIA, 2019).

3.4.3 Análise estrutural comparativa das árvores vivas adultas e juvenis no Manguezal do Estuário do Rio Curu

Rhizophora mangle ocupou as porções mais da borda do Manguezal de frente para a área sob influência direta da subida das marés. Esse resultado corrobora com a literatura que afirma que essa espécie é mais tolerante a inundação (MCKEE, 1993). Essa característica favorece a dispersão e adaptabilidade da espécie nesse ambiente (GONÇALVES *et al.*, 2018). Nas áreas com o substrato mais arenoso e mais abrigada da forte energia das ondas foram contabilizadas as outras espécies inventariadas nesse estudo.

Observando os resultados relativos ao DAP médio por parcela, observou-se que eles variaram significativamente entre o mínimo (DAP₂₀₀₇ 4,43 cm, DAP₂₀₂₁ 4,44 cm) e máximo (DAP₂₀₀₇ 24,66 cm, DAP₂₀₂₁ 30,98 cm), indicando assim a heterogeneidade do bosque em questão em ambos os períodos. No presente estudo, a classe < 2,5 cm foi a que exibiu diferença estatística significativa, especialmente no ano de 2021. Em 2007 o quantitativo nesta menor classe foi de apenas 42 indivíduos, contrastando fortemente como os 208 indivíduos em 2021. *Rhizophora mangle* despontou como a espécie de maior relevância em ambos os períodos, entre estes juvenis. Diferentemente do encontrado no Estuário do Rio Curu, Bernini e Rezende (2004), observaram o predomínio da *A. germinans* na classe ≥ 10 cm e na classe intermediária no manguezal do Rio Paraíba do Sul, estado do Rio de Janeiro, mostrando que os Manguezais, embora possam apresentar uma riqueza de espécies aproximada, eles exibem respostas estruturais particulares.

Esta diferença de abundância de juvenis entre os anos de estudo pode indicar que esta comunidade está passando pelo processo natural de desenvolvimento ou está em um estágio de regeneração em virtude de algum distúrbio resultante da atividade humana.

Ressalta-se, entretanto, que não foi observado nas visitas de campo vestígios de desmatamento ou corte seletivo na área de estudo. Desta forma, a distribuição dos troncos em classes diamétricas distintas como as apresentadas aqui, fortalece a hipótese de que o Manguezal do Estuário do Rio Curu encontra-se em diferentes estágios sucessionais.

Em florestas tropicais, comumente, se observa uma sequência de estágios sucessionais posterior a um distúrbio, e, conseqüentemente, haveria a possibilidade de serem observadas algumas modificações na composição da flora original (SWAINE; WHITMORE, 1988). Mas para Clark e Kerigan (2000), os Manguezais seguem um processo próprio de regeneração onde as espécies primárias são substituídas por outras das mesmas espécies.

Com base nisso, Lugo (1980), entendeu os Manguezais como ecossistemas estáveis e que são passíveis de alcançar a maturidade já na segunda ou terceira década após a perda da cobertura arbórea (LUGO; SNEDAKER, 1974; LUGO, 1979).

3.4.4 Análise estrutural temporal comparativa das árvores mortas no Manguezal do Estuário do Rio Curu

Assim como no estudo realizado por Maia (2010), no Manguezal do Rio Curu observou-se uma baixa representatividade de indivíduos mortos. Dos Manguezais cearenses avaliados na pesquisa citada anteriormente, apenas 33 árvores mortas foram contabilizadas, sendo a maior contribuição observada no estuário do Rio Acaraú, litoral oeste do estado.

Rhizophora mangle foi dominante em relação a mortalidade com percentuais de 87% e 99,8% entre os anos. Resultado inverso ao apresentado no Manguezal do Rio Paraíba do Sul, no Rio de Janeiro, onde quase não se computou indivíduos mortos dessa espécie (SILVA *et al.*, 2007).

O gênero *Avicennia* teve pouca representatividade entre os indivíduos mortos. Estes números são baixos quando comparados com a mortalidade em outras áreas, e pode se dá em resposta ao declínio natural dentre os indivíduos senescentes (SILVA, 2018; SEIXAS; FERNANDES; SILVA, 2006) em virtude da competição ou processo de sucessão natural. Bem como não seguiram o padrão de mortalidade encontrado nos trabalhos de Silva (2018) e Petri *et al.*, (2011) onde *L. racemosa* e *Avicennia* spp. foram destaque nos valores de mortalidade.

Na pesquisa realizada por Bernini e Rezende (2010), os números de área basal e densidade das árvores mortas foram mais elevados do que os encontrados nesse estudo. A espécie que mais contribuiu não foi *R. mangle* como ocorreu no Manguezal do Rio Curu, e sim, *L. racemosa*.

Vários fatores locais como intensidade e frequência de distúrbios, naturais ou antrópicos, contribuição do crescimento das espécies vegetais, dinâmica geomorfológica, calibre ao morrer e velocidade de degradação dos espécimes da flora mortos influencia nas taxas de área basal e densidade das árvores mortas, por isso esses parâmetros exibem valores tão díspares (JIMÉNEZ; LUGO, 1985).

3.5 CONCLUSÕES

O manguezal do estuário do Rio Curu apresentou em sua composição florística de 2007 as quatro espécies típicas de mangue (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* e *A. schaueriana*) presentes no estado. No entanto, essa riqueza diminuiu em 2021, com a ausência de *A. schaueriana*.

Rhizophora mangle foi a espécie dominante no estuário do Rio Curu, exibindo as maiores taxas para todos os parâmetros fitossociológicos analisados.

Registrou-se a presença de juvenis apenas no inventário de 2021 com indivíduos de *R. mangle* e *L. racemosa*, sendo que esta espécie só apareceu nas parcelas onde as copas eram mais espaçadas. A representativa heterogeneidade diamétrica do mangue do Rio Curu exibida no segundo inventário pode fortalecer a hipótese que esta comunidade encontra-se em diferentes estágios sucessionais.

Observou-se que na literatura há uma falta de padronização na amostragem dos indivíduos que entrarão no escopo da pesquisa, o que dificulta a análise comparativa dos parâmetros.

Os Manguezais estão constantemente respondendo e se ajustando a dinâmica estuarina que é fortemente influenciada por fatores abióticos e bióticos, por isso, deve-se considerar as particularidades de cada Manguezal.

A caracterização fitossociológica dos bosques de mangue é uma importante ferramenta para o conhecimento dessas assembleias, uma vez que possibilita a construção de uma base teórica. E que servirá de base para a construção de projetos que visem a conscientização da população regional sobre a riqueza e fragilidades desse ecossistema. Bem como a busca pela consolidação de ações visando o seu desenvolvimento sustentável.

4 - CAPÍTULO 4: ARTIGO 2 – ESTUDO TEMPORAL COMPARATIVO DA RESPOSTA ESPECTRAL DA VEGETAÇÃO DA APA DO ESTUÁRIO DO RIO CURU (CEARÁ) E ENTORNO COM USO DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS

RESUMO

A necessidade de equilibrar a preservação das zonas costeiras, não obstante a promoção de seu desenvolvimento, é um entendimento emergente. O uso do Sensoriamento Remoto vem se consolidando no acompanhamento das condições e alterações de áreas costeiras. Deste modo, avaliou-se o comportamento da atividade da vegetação da APA do Estuário do Rio Curu e seu entorno próximo através da análise multitemporal de imagens Landsat (5, 7 e 8) entre os anos 2000 e 2020 baseando-se em três índices de vegetação: NDVI, SAVI e IAF. Conclui-se que a flora passou por mudanças expressivas quanto a distribuição, a densidade e a saúde em duas décadas. A complementariedade nas respostas observadas pelos Índices e os dados de campo se apresentaram como uma eficiente ferramenta de avaliação das condições da flora frente aos principais impactos ambientais na área, de modo a ser aplicado no planejamento e gestão costeira local.

4.1 INTRODUÇÃO

O Estado do Ceará possui 626,89 km de área de costa (SEMA, 2021), onde são encontrados 22 estuários (MAIA *et al.*, 2006) e seis deles, inclusive o da APA do Estuário do Rio Curu, na divisa dos municípios de Paracuru/Paraipaba, estão sob o aparo legal do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), Lei Nº 9985/2000 (BRASIL, 2000). Já a interface terra-mar paracuruense perfaz 17km desse litoral, onde são encontradas riquezas naturais como recifes de arenito, dunas, praias e uma área estuarina na sua porção mais a oeste, onde se encontra um dos ecossistemas mais produtivos e vulneráveis do planeta, o Manguezal. O Complexo Vegetacional de Zona Litorânea, com ocorrência de Manguezal, e a Floresta Mista Dicótilo-palmácea são predominantes na área (ROCHA *et al.*, 2020).

Embora a conservação e a restauração de ecossistemas úmidos tenham se tornado uma das prioridades das políticas públicas ambientais em diversos países (Convenção de Washington – 1940; Convenção de Zonas Úmidas - RAMSAR - 1971, Convenção da Biodiversidade – 1992; Declaração do Rio – 1992; Metas de Aichi – 2010; PAN Manguezal – 2015; Portaria MMA Nº 463/2018), os atores envolvidos nesse processo têm esbarrado no

limitado conhecimento sobre quais são, de fato, os fatores que mais afetam o funcionamento e intensificam a degradação destas áreas.

Paracuru se destaca entre os municípios cearenses, por estar entre os poucos municípios litorâneos que apresentam sede urbana defronte para o mar. Uma das várias implicações disto é a maior pressão sobre os diferentes ambientes presentes no seu território. Nos municípios costeiros, onde as atividades econômicas são mais valorizadas, os altos preços do metro quadrado das áreas urbanas mais centrais tendem a forçar a ocupação de áreas da periferia.

Por conta disso, atividades e ocupações irregulares não são raras e até já se contam com registros e notificações do poder público pelo fato de serem desenvolvidas dentro de Unidades de Conservação (*e. g.* Área de Proteção Ambiental – APA) e faixa praial. Rocha *et al.*, (2020) destacam como exemplo a instalação de tanques de carcinicultura sem licença ambiental.

Por conta da diversidade natural, observam-se distintas unidades ambientais ao longo do curso do Rio Curu. Mesmo sendo de pequeno porte, Paracuru, que está inserido na microrregião do Baixo Curu, apresenta importância econômica dada a sua proximidade à capital cearense, como também pelo potencial para o desenvolvimento de projetos de irrigação. Contudo, os investimentos em saneamento básico não acompanharam o desenvolvimento econômico e de urbanização da região e vem ao longo dos anos comprometendo a qualidade das águas e a saúde das comunidades (GORAYEB *et al.*, 2006; ROCHA *et al.*, 2020).

Os diversos usuários comprometem a dinâmica natural alterando desta forma as condições do ambiente, refletindo numa série de conflitos das mais diversas ordens (ambiental, social, econômica) com amplitudes variadas. E como produto dessa exploração tem-se observado problemas sérios relacionados a degradação desse ambiente (ANJOS, 2015).

As sedes municipais na zona de influência da Bacia se configuram como potenciais poluidores, tanto nas áreas do alto quanto do baixo curso do Rio Curu, pelo lançamento e transporte de efluentes contaminados que podem chegar nas águas subterrâneas quanto as da superfície por diferentes tensores (chorume, resíduos, metais pesados, patógenos, etc.) (GORAYEB *et al.*, 2006).

Já as práticas como descarga de efluentes domiciliares e industriais, o escoamento superficial e agrícola nos rios e a instalação de infraestruturas físicas (*e.g.* estradas) alteraram o fluxo hidrológico local pela sedimentação excessiva dos rios (LUCAS; FOLEGATTI; DUARTE, 2010; FORESTRY ECONOMICS AND POLICY DIVISION, 2006).

Estas áreas são também exploradas por perímetros irrigados públicos e privados, para o abastecimento de comunidades adjacentes e vazante de açudes que fazem parte do seu sistema. Desta forma, a qualidade deste recurso hídrico sentirá o reflexo das atividades desenvolvidas no seu transcurso. A irrigação constitui-se numa fonte expressiva de contaminação dos sedimentos devido a deposição de metais pesados oriundos de rios com alta carga de poluentes, como é o caso do Rio Curu (ANJOS, 2015).

Essa contaminação também pode se dá por meio atmosférico, pela aplicação de defensivos, fertilizantes e corretivos agrícolas. Como também pela disposição inadequada de resíduos orgânicos (ROCHA *et al.*, 2020) e inorgânicos urbanos ou industriais. Estes efluentes que circulam no espaço territorial da Bacia do Curu, acrescidos destes contaminantes, potencialmente comprometem a biota microbiana que, em parte, influencia nas características químicas do solo e da água (ANJOS, 2015).

O avanço das atividades agropecuárias e do cultivo de camarão traz um custo significativo para os sistemas naturais uma vez que tem o poder de interferir nos processos físicos, químicos e biológicos.

Nesse fluxo de ocupação e alteração no uso da terra, paisagens são modificadas e, em muitos casos, o solo fica mais exposto devido a remoção da vegetação nativa para a instalação das novas culturas. Com a chegada das chuvas, a desagregação do solo e a lixiviação de seus nutrientes até a rede de drenagem pode ser uma das consequências (LANDIM NETO *et al.*, 2013).

Esse carreamento por adsorção promove não apenas a perda *in situ* de nutrientes do solo, como também provoca o enriquecimento de mananciais com estes elementos ou com produtos tóxicos e o assoreamento (MENDES, 2016) de rios. Esse incremento, geralmente por nitrogênio e fósforo, potencializa a atividade primária pelas assembleias fotossintetizantes (MERTEN; MINELLA, 2002), repercutindo na estrutura das comunidades e na abundância de determinados grupos (algas).

O avanço do cultivo de camarão pode se configurar como um grave risco ambiental, tendo em vista que os produtos destas práticas, quando não seguidas as normas de segurança, acabam por interferir na estrutura, fisiologia, produtividade, composição florística e na biodiversidade dos ecossistemas circundantes (ARAÚJO; COSTA, 2007; SILVA *et al.*, 2004; OLIVEIRA, 2005). Conseqüentemente, a estrutura da comunidade lenhosa e a distribuição desta são fortemente influenciadas pelo desmatamento e atividades como a descarga de poluentes tóxicos e resíduos sólidos.

A aplicação do SR nos estudos ambientais tem ganhado força, já que as técnicas utilizadas exibem uma resposta espectral típica para a vegetação lenhosa do Manguezal, que auxiliam nos estudos desse ecossistema (SILVA, 2011; KANNIAH *et al.*, 2021; NURHALIZA; DAMAYANTI; DIMYATI, 2021) permitindo a discriminação entre áreas ocupadas por mangue de regiões adjacentes não colonizadas por esta assembleia (HAITO *et al.*, 2003; ZAITUNAH *et al.*, 2018; RHYMA *et al.*, 2020), como também podem expressar como está a saúde da vegetação, valendo-se de dados espectrais multi-banda (em geral os da faixa do Vermelho – RED e do infravermelho próximo – NIR) (ALATORRE *et al.*, 2016). Entretanto, pelo fato do mangue do estuário do Rio Curu ter como característica sua distribuição complexa, onde em alguns pontos pode ser classificada como agregada, mais próximo à foz, preferencialmente sobre o depósito paludial (ROCHA, 2020), e em outros (à montante) de modo mais aleatório e quase pontual, dificultando assim a sua distinção, optou-se nesta pesquisa por avaliar a vegetação estuarina como um todo.

O desenvolvimento de satélites com sensores cada vez mais modernos permitiram o monitoramento ambiental mais econômico e obtenção de dados de forma rápida e não invasiva (LEITE; SANTOS; SANTOS, 2017; PHAM *et al.*, 2019). Desta forma, examinar a organização do espaço, permite reconhecer as vulnerabilidades presentes numa dada região, sejam elas de ordem física, biológica ou social, contribuindo para um melhor planejamento costeiro, ordenamento territorial e gestão ambiental.

O uso de índices de vegetação, por SR, é bastante utilizado nos estudos da flora (GLENN *et al.*, 2008) já que eles podem destacar a presença de uma determinada vegetação, bem como as respostas das mesmas às condições ambientais impostas (SINGGALEN, 2022).

A aplicabilidade destes índices se dá pela estreita correlação entre a absorção da energia luminosa pela assembleia de plantas e a sua produtividade primária que repercute na robustez dessa comunidade (FONTANA *et al.*, 1998). Antunes, Assad e Batista (1993), Jensen (2009) e Viganó, Borges e França-Rocha (2011) ressaltam que as medidas expressas pelos índices de vegetação apresentam, geralmente, uma relação direta com parâmetros como área foliar, biomassa, cobertura da terra e vigor da floresta.

Desde 1980, o NDVI é um dos índices de vegetação mais utilizados devido as suas inúmeras aplicabilidades e eficácia (SWANSON, 2021). Algumas das aplicações desse índice são as pesquisas de monitoramento de curto e longo prazo envolvendo a classificação e quantificação das diferenças no uso do solo, estimativas de biomassa e cobertura do dossel para levantamento de dados de densidade, da folhagem, do vigor, da fenologia, quanto da distribuição das vegetações paludosas em áreas costeiras e ilhas (GLENN *et al.*, 2008;

ARJASAKUSUMA *et al.*, 2018; GLENN; TABB, 2019; VERBYLA; KURKOWSKI, 2019; GUHA; GOVIL; GILL, 2018; WEI *et al.*, 2020; SINGGALEN *et al.*, 2021; CHAMBERLAIN; PHINN; POSSINGHAM, 2021).

Em conjunto com o NDVI, utilizou-se o SAVI para auxiliar na interpretação dos resultados a respeito das condições da vegetação, uma vez que esse índice usa um fator de ajuste dependendo da cobertura da terra. Portanto, o SAVI acaba sendo mais utilizado em áreas onde a vegetação é mais esparsa e o solo mais visto através do dossel (SINGGALEN, 2022), características estas também encontradas na área de interesse. Vários estudos têm conciliado, com ótimos resultados, o uso desses dois índices para monitorar a distribuição, saúde e a densidade da vegetação (BRAZ; ÁGUAS; GARCIA, 2015; KAWAMUNA; SUPRAYOGI; WIJAYA, 2017; SINAGA; SUPRAYOGI; HANIAH, 2018; RUZA; CORTE; PRUNZEL; 2019; ALJAHDALI; MUNAWAR; KHAN, 2021; SINGGALEN, 2022).

Já o IAF (Índice de Área Foliar) é utilizado para expressar a quantidade de área foliar do dossel por metro quadrado de solo, levando-se em conta apenas uma das faces da folha. Os valores oscilam dependendo de fatores externos como competição intra e inter-específica, precipitação, umidade, temperatura, etc (GAMEIRO *et al.*, 2016; CAVALCANTI-SILVA *et al.*, 2018), quanto aqueles típicos da arquitetura da planta (tamanho, forma, orientação e distribuição espacial dos órgãos dela, alongamento das folhas, velocidade do surgimento das folhas e duração desta, densidade das hastes e a quantidade de folhas vivas por haste) (CAVALCANTI-SILVA *et al.*, 2018).

Deste modo, o IAF é expresso em resposta a características tanto ambientais quanto morfo-genéticas típicas de cada vegetação (CAVALCANTI-SILVA *et al.*, 2018). Ele é utilizado em estimativas da produtividade (biomassa na área) e da evapotranspiração com base em modelos de interface floresta-solo-atmosfera (SILVA *et al.*, 2015). O IAF pode aumentar nos estágios iniciais do crescimento vegetal e declinar em virtude da senescência da folha (ROSS, 1981; OLIVEIRA; RAKOCEVIC, 2003).

Diante do exposto, esta pesquisa objetivou analisar as mudanças na cobertura vegetal do Estuário do Rio Curu em resposta às atividades antrópicas utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto. Como também calcular as variações na distribuição espacial da vegetação, na sua densidade e estado da saúde desta flora usando imagens Landsat e técnicas de GIS, investigando o potencial de uso dos índices de vegetação no monitoramento da cobertura vegetal.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Caracterização da área de estudo

Parte da área de estudo está inserida dentro de uma das Unidades de Conservação de Uso Sustentável (APA do Estuário do Rio Curu) cearense que abrange tanto o município de Paracuru quanto o de Paraipaba. No antigo Decreto Estadual N° 25.416 de 29 de março de 1999, a superfície da UC contava com 881,94 hectare (8,8194 km²), sendo ajustada recentemente na atualização do Plano de Manejo, para 926,92 ha (9,2692 km²). O perímetro, conseqüentemente, também sofreu ajustes indo de 14,979 km para 15,67 km (GREENTEC, 2021).

O perímetro da área de estudo está inserido na unidade geoambiental predominante em Paracuru, o tabuleiro pré-litorâneo, e numa pequena faixa da praia, onde foram realizadas cinco campanhas de campo para a delimitação deste. Observou-se, portanto, o limite de influência marinha através da presença de mangue. Logo, foi considerada esta variável como elemento limitante para se delimitar o trecho de interesse, perfazendo então um perímetro de 20,05 km e 12,44 km², aproximadamente, de área total.

Esta área é caracterizada por apresentar baixas cotas altimétricas, um sistema estuarino sob a influência de perímetros irrigados, barragens ao longo do rio e carcinicultura nos limites do estuário (FIGURA 1).

Figura 1 – Visão geral da área de amostragem localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba, Ceará. Destaque para a área de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A diversidade da paisagem da APA, que é composta por uma porção estuarina, envolta por terraços marinhos e glaciais de acumulação advindos da Formação Barreiras, possibilitou o estabelecimento de diferentes fitofisionomias como as de campo praiano e praia com vegetação incipiente, floresta/arbustal de tabuleiro, carnaubal e mata ciliar bordejando alguns trechos do Rio Curu, mangue e apicum.

Estão presentes as espécies típicas de manguezais como a *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* e *A. schaueriana*. Os maiores indivíduos são da espécie *R. mangle* e estão, preferencialmente, perto da zona de maior influência da maré. *L. racemosa* apresenta uma distribuição mais ampla, podendo ser encontrada tanto no interior do bosque quanto nas franjas e bancos de areia, exibindo padrão de franca expansão na área.

Outros componentes da flora são a *Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul) L. P. Queiroz (pau ferro), *Aspidosperma dispernum* Müll. Arg. (catigueira), *Ziziphus joazeiro* Mart. (juazeiro), *Desmoncus mitis* Mart. (macambira), *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. (timbaúba), *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. (jurema preta), *Piptadenia retusa* (Jacq.) P. G. Ribeiro, Seigler & Ebinger (jurema branca), *Cobretum leprosum* (mofumbo), *Anacardium occidentale* (cajueiro).

A área é comumente frequentada pela comunidade para atividades de exploração dos recursos pesqueiros por pescadores e marisqueiras locais, recreação, quanto para práticas de Educação Ambiental promovidas por instituições públicas de ensino e da área ambiental nas trilhas distribuídas ao longo de algumas gamboas. O local também ancora pequenas embarcações dos povos do mar dos arredores da APA.

4.2.2 DADOS E METODOLOGIA

4.2.2.1 Base de dados e pré-processamento

Os mapeamentos realizados neste estudo foram baseados nos produtos do programa Landsat 5 (sensor Thematic Mapper - TM), Landsat 7 (sensor Enhanced Thematic Mapper Plus - ETM+) e 8 (sensor Operational Land Imager - OLI). Todos apresentam resolução espacial de 30 metros e período de revisita de 16 dias. Quanto as resoluções radiométricas, o Landsat 5 e 7 apresentam resolução de 8 bits e o Landsat 8 é de 16 bits. As bandas utilizadas para os cálculos dos Índices de Vegetação foram as bandas 3 (vermelho: 0,63 µm - 0,69 µm) e 4 (infravermelho próximo: 0,76 µm – 0,90 µm) do Landsat 5 e 7 e as bandas 4 (vermelho:

0,64 μm – 0,67 μm) e 5 (infravermelho próximo: 0,85 μm – 0,88 μm) do Landsat 8 (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2022).

Para se analisar o comportamento espectral das imagens orbitais foram realizados os *downloads* das imagens orbitais. As imagens foram obtidas gratuitamente do site do site Earth Explorer da USGS (United States Geological Survey) da coleção 2 nível 2 para as imagens obtidas do Landsat 5, 7 e 8 como descrito na tabela 1.

Tabela 1 - Características dos instrumentos sensores *Thematic Mapper*™, *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e *Operational Terra Imager* e *Thermal Infrared Sensor* (OLI – TIRS) utilizados.

(continua)			
Satélite	Landsat 5	Landsat 7	Landsat 8
Sensor	MSS/TM	ETM+	OLI/TIRS
Data	2007-10-05	2000-06-03	2014-06-18; 2020-09-06
Cena	LT52170622007278CUB00	LE72170622000155ED C00	LC82170622014169LGN01/ LC82170622020250LGN00
Órbita/ Ponto	217/062	217/062	217/062
Bandas	1,2,3,4,5,6 e 7	1,2,3,4,5,6,7 e 8	1,2,3,4,5,6,7,8 e 9
Resolução Espacial	30 m – 120 m	15 m – 60 m	15 m – 30 m
Resolução Temporal	16 dias	16 dias	16 dias
Bandas/ Resolução Espectral	B1 AZUL – 0.45 - 0.52 μm	B1 AZUL – 0.45 - 0.512 μm	B1 COSTAL – 0.433 – 0.453 μm
	B2 VERDE – 0.52 - 0.60 μm	B2 VERDE – 0.525 - 0.605 μm	B2 AZUL – 0.450 – 0.515 μm
	B3 VERMELHO – 0.63 - 0.69 μm	B3 VERMELHO – 0.63 - 0.69 μm	B3 VERDE – 0.525 – 0.600 μm
	B4 INFRAVERMELHO PRÓXIMO – 0.76 - 0.90 μm	B4 INFRAVERMELHO PRÓXIMO – 0.76 - 0.90 μm	B4 VERMELHO – 0.630 – 0.680 μm
	B5 INFRAVERMELHO MÉDIO – 1.55 – 1.75 μm	B5 INFRAVERMELHO MÉDIO – 1.55 – 1.75 μm	B5 INFRAVERMELHO PRÓXIMO – 0.845 – 0.885 μm
	B6 INFRAVERMELHO TERMAL – 10.4 – 12.5 μm	B6 INFRAVERMELHO TERMAL – 10.4 – 12.5 μm	B6 INFRAVERMELHO MÉDIO – 1.560 – 1.660 μm
	B7 INFRAVERMELHO	B7 INFRAVERMELHO	B7 INFRAVERMELHO

	MÉDIO 2.08 – 2.35 μm	MÉDIO – 2.09 – 2.35 μm	MÉDIO – 2.100 – 2.300 μm
		B8 PANCROMÁTICO – 0.52 – 0.90 μm	B8 PANCROMÁTICO – 0.500 – 0.680 μm
			B9 CIRRUS – 1.360 – 1.390 μm
Resolução	8 bits	8 bits	16 bits
Radiométrica			
Azimute	94.75363193	46.72166913	44.23371048/71.30805910
Ângulo de elevação	63.77760030	52.08762514	52.33971002/61.73804270
Distância relativa do Sol	1.0000702	1.0144395	1.0160023/1.0078447
Altura da Órbita	705 km	705 km	705 km
Faixa Imageada	185 km	185 km	185 km

Fonte: Adaptado da USGS; INPE; EMBRAPA.

Buscou-se adquirir imagens da mesma época do ano, na tentativa de se evitar o efeito da sazonalidade que repercute nas marés, e, conseqüentemente, no comportamento da vegetação (RUZA; CORTE; PRUZEL, 2019), mas não foi possível. Sendo assim, a escolha teve que ser condicionada à disponibilidade da imagem, da quantidade de nuvens acima da região de estudo e pelas respostas espectrais significativas, resultando em 4 imagens escolhidas (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2022), sendo duas no período seco (outubro e setembro) e duas no período chuvoso (ambas em junho).

Em seguida foram realizadas a reprojeção da imagem para o local de interesse. O sistema de projeção cartográfica foi o UTM (Universal Transverso de Mercator) referenciado ao *datum* geodésico SIRGAS – 2000, zona 24 sul, EPSG (European Petroleum Survey Group) – 31984. Para o processo de construção dos *layouts* foi utilizado o programa QGIS 3.22.10 e na composição feita em RGB utilizou-se as bandas 543 para as imagens do Landsat 5 e 7, e composição 654 para o Landsat 8. Foram utilizadas as composições coloridas mais adequadas para auxiliar na interpretação visual da vegetação, valendo-se de elementos como textura, cor e localização.

Na conversão de radiância para reflectância planetária no topo da atmosfera, fez-se uso da equação que está disponível no site da USGS (2022):

$$p'_{\lambda} = ((M_p * Q_{cal}) * A_p) / \theta_{SE}$$

Onde p'_{λ} é o valor da reflectância do topo da atmosfera. M_p é o parâmetro metadado de `reflectance_mult_band_x`, onde x é o número da banda de interesse. A_p é o parâmetro metadado `reflectance_add_band_x`. Já Q_{cal} é o valor do número digital (DN) de cada pixel, ou seja, a própria banda e θ_{SE} é o ângulo de elevação do solo. Para o fim dessa etapa, realizou-se o cálculo dos índices de interesse.

4.2.2.2 Índices de Vegetação

No desenvolvimento deste trabalho foram utilizados três índices de vegetação. O NDVI, proposto por Rouse *et al.* (1974), foi computado através da razão entre a diferença da reflectância das bandas do infravermelho próximo (ρ_{IV}) e do vermelho (ρ_V) e pela soma destas reflectividades (Equação 1). Ele aponta as condições da vegetação em relação a quantidade e a condição desta.

$$NDVI = (\rho_{IV} - \rho_V) / (\rho_{IV} + \rho_V) \quad \text{Equação 1}$$

Outro índice utilizado foi o SAVI (*Soil Adjusted Vegetation Index* – Índice de Vegetação Ajustado para os efeitos do Solo) que objetiva minimizar os efeitos do “background”, do solo exposto nas imagens analisadas, com base na equação 2 abaixo:

$$SAVI = (1 + L) * (\rho_{IV} - \rho_V) / L + \rho_{IV} + \rho_V \quad \text{Equação 2}$$

É utilizada uma constante (L), um fator de ajuste ao solo, que vai sendo modificado em observação a quantidade de vegetação da área de interesse, onde o seu valor pode variar entre 0,25 e 1. É utilizado o valor 0,25 quando a vegetação for densa, 0,5 quando esta densidade for intermediária e 1 para indicar uma vegetação com baixa densidade (HUETE, 1988). Caso o valor do SAVI se apresente como igual a 0, entende-se que seus valores se equivalem aos do NDVI. Para este estudo utilizou-se o valor 0,5 nas imagens analisadas.

O Índice de Área Foliar (IAF) também foi avaliado. Essa variável biofísica é calculada através da razão entre a área foliar de toda a vegetação por unidade de área onde esta

vegetação está estabelecida. Ele é um indicador de biomassa obtido de cada pixel da imagem a partir da seguinte equação (3) proposta por Allen *et al.*, (2002):

$$\text{IAF} = - \ln (0,69 - \text{SAVI}/0,59) / 0,91 \quad \text{Equação 3}$$

4.2.2.3 Composição RGB da imagem Landsat 8 e fusão das imagens (Pan Sharpening)

Uma imagem Landsat 8 do ano de 2020 foi utilizada para composição colorida RGB 654 (análise da vegetação) para representar os mapas da área de estudo e dos pontos de amostragem. Para auxiliar na interpretação dos dados, optou-se por coletar amostras que representassem bem a heterogeneidade da área de estudo que está inscrita dentro de uma região sujeita a influência, marinha, fluviomarinha, zona de agricultura, aquícultura e área urbanizada. Também se fez uso da técnica de fusão de imagens (*pan sharpening*) para melhorar a resolução espacial da área de 30 m para 15 m. Para este fim se utilizou a composição RGB 654 e a banda pancromática do sensor OLI do Landsat 8.

As composições RGB para os anos 2000 e 2001 foram “cor natural”. Já para o ano 2020 foi usada a “falsa cor análise de vegetação”. Para o ano 1969 foi utilizada a composição RGB com as bandas 123 (FIGURA 10).

4.2.2.4 Classificação das Imagens

Nesse estudo foi realizada a classificação digital supervisionada aplicando o algoritmo classificador de Distância Mínima e Máxima Verossimilhança (MAXVER). Esta técnica é uma das mais utilizadas para detectar os tipos de uso da terra. As assinaturas espectrais vão delimitar a área de treinamento e as características destas assinaturas são então utilizadas para classificar todos os pixels contidos na imagem de interesse. A área de treinamento abrangeu os diferentes tipos de paisagem presentes dentro da área de estudo.

As amostras na área de estudo foram divididas em seis classes observando as seguintes tipologias: P1 – Amostra sobre o predomínio de praia; P2 - Amostra sobre o predomínio de mangue; P3 – Amostra sobre o predomínio de meandro de rio, mangue e vegetação associada; P4 – Amostra sobre o predomínio de tanques de carcinicultura; P5 – Amostra sobre o predomínio de área de cultivo e vegetação rala ou esparsa; P6 – Amostra sobre o predomínio de área construção civil, trecho de meandro de rio, mangue e vegetação rala ou esparsa.

O mapa abaixo exibe as amostras controle, expressos por P1, P2, P3, P4, P5 e P6 (FIGURA 2). Estes pontos foram selecionados objetivando compreender melhor a resposta espectral e seu real uso em campo, já que a área de estudo está inserida numa região de alta heterogeneidade como as que estão sujeitas a influência marinha, fluviomarina, fluvial e urbana.

Figura 2 – Amostras controle no estuário do Rio Curu, Paracuru/Paraipaba, Ceará. Composição RGB Landsat 8 – 2020.



Fonte: Elaborado pela autora e adaptado de Silva (2022). Legenda: P1 – Amostra sobre o predomínio de praia; P2 - Amostra sobre o predomínio de mangue; P3 – Amostra sobre o predomínio de meandro de rio, mangue e vegetação associada; P4 – Amostra sobre o predomínio de tanques de carcinicultura; P5 – Amostra sobre o predomínio de área de cultivo e vegetação rala ou esparsa; P6 – Amostra sobre o predomínio de área construção civil, trecho de meandro de rio, mangue e vegetação rala ou esparsa.

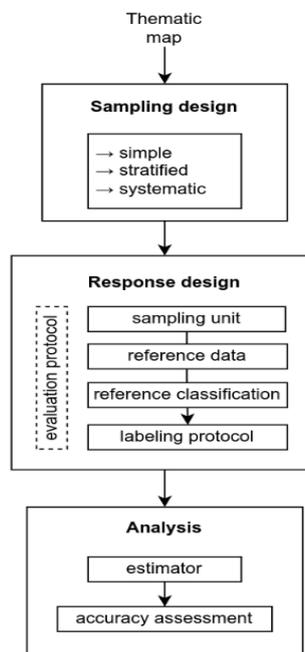
4.2.2.5 Acurácia da Classificação

Para avaliar a qualidade da classificação das imagens Landsat 5, 7 e 8, assim também a precisão dos mapas gerados, foi utilizado no pós-processamento o complemento AcATaMa. O relatório final produzido apresenta a acurácia do usuário, do produtor e a global. Esta última estima a proporção de acerto global dos classificadores. Nesta pesquisa foi utilizado o

projeto de amostragem aleatória estratificada. Os valores das amostras observaram as proporções baseadas na área.

A figura 3 apresenta os componentes básico dessa análise de precisão que são o desenho amostral que é utilizado na seleção da amostra de referência. Já o desenho de resposta obtém a classificação de referência para cada classe em teste. Conclui-se o processo com as etapas de estimação e análise pelo algoritmo. (<https://smbyc.github.io/AcATaMa/overview>).

Figura 3 - Etapas da avaliação de precisão da acurácia de mapas temáticos pelo complemento AcATaMa no Qgis.



Fonte: <https://smbyc.github.io/AcATaMa/overview> (2022).

4.2.2.6 Mapeamento da distribuição e densidade da vegetação

Para mapear a distribuição das classes de interesse (TABELAS 2, 3 e 4) e a densidade (TABELA 5) da vegetação do Estuário do Rio Curu tomou-se como base o proposto por Lamchin *et al.*, (2016), Singgalen *et al.*, 2021 e Silva (2022). Devido as peculiaridades da área de estudo, algumas adaptações foram realizadas, especialmente nas características de cada classe que foram categorizadas de acordo com a realidade local.

Tabela 2 - Distribuição das classes de vegetação nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020 do Estuário do Rio Curu com base no NDVI.

Classes	NDVI	Tipologia	Características
1	≤ 0	Corpos hídricos	Corpos d'água, tanques de carcinicultura
2	0.1 - 0.15	Área não vegetada	Solos expostos, apicum, praia
3	0.16 - 0.30	Vegetação muito esparsa	Subarbusativa, arbustiva muito rala. Transição entre solo exposto e vegetação. Pastagens, cultivos recentes. Núcleos urbanos.
4	0.31 - 0.45	Vegetação esparsa	Arbustiva densa a subarbórea. Culturas em estágio de crescimento e vegetação de pequeno porte.
5	0.46 - 0.60	Vegetação média	Arbustiva densa a arbórea rala. Flora razoavelmente bem desenvolvida ou bem desenvolvida com espaçamento. Carnaubal.
6	> 0.60	Vegetação densa à muito densa	Arbórea média a densa. Vegetação de mangue ou vegetação bem desenvolvida.

Adaptado de Lamchin *et al.*, (2016) e Silva (2022).

Tabela 3 - Distribuição das classes de vegetação nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020 do Estuário do Rio Curu com base no SAVI.

Classes	SAVI	Tipologia	Características
1	$\geq -1,0 - 0$	Corpos hídricos	Corpos d'água, tanques de carcinicultura
2	0.1 - 0.15	Área não vegetada	Solos expostos, apicum, praia
3	0.16 - 0.25	Vegetação muito esparsa	Subarbusativa, arbustiva muito rala. Transição entre solo exposto e vegetação. Pastagens, cultivos recentes. Núcleos urbanos.
4	0.26 - 0.35	Vegetação esparsa	Arbustiva densa a subarbórea. Culturas em estágio de crescimento e vegetação de pequeno porte.
5	0.36 - 0.45	Vegetação média	Arbustiva densa a arbórea rala. Flora razoavelmente bem desenvolvida ou bem desenvolvida com espaçamento. Carnaubal.
6	0.46 - 1,00	Vegetação densa à muito densa	Arbórea média a densa. Vegetação de mangue ou vegetação bem desenvolvida.

Adaptado de Lamchin *et al.*, (2016) e Silva (2022).

Tabela 4 - Distribuição da vegetação classificada nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020 do Estuário do Rio Curu com base no IAF.

Classes	Subclasses	Intervalos				Tipologia	Características
		2000	2007	2014	2020		
1	I	$\leq 0,17$	$\leq 0,07$	$\leq -0,03$	$\leq -0,01$	Corpos hídricos	Corpos d'água, tanques de carcinicultura
2		0,17 - 0,74	-0,07 - 0,11	-0,03 - 0,48	-0,01 - 0,41	Área não vegetada	Solos expostos
3		0,74 -	0,11 -	0,48 -	0,41 -	Vegetação	Subarbusativa, arbustiva muito rala.

		1,09	0,31	0,97	0,67	muito esparsa	Transição entre solo exposto e vegetação. Pastagens, cultivos recentes. Núcleos urbanos.
4	II	1,09 – 1,46	>0,31	0,97 – 1,40	0,67 – 1,08	Vegetação esparsa	Arbustiva densa a subarbórea. Culturas em estágio de crescimento e vegetais de pequeno porte.
5		1,46 – 1,87	-	1,40 – 1,95	>1,08	Vegetação média	Arbustiva densa a arbórea rala. Flora razoavelmente bem desenvolvida ou bem desenvolvida com espaçamento.
6	III	> 1,87	-	>1,95	>1,08	Vegetação densa à muito densa	Arbórea média a densa. Vegetação de mangue ou vegetação bem desenvolvida.

Adaptado de Lamchin *et al.*, (2016) e Silva (2022).

Tabela 5 - Valores de referência para fins de cálculo da densidade (critérios de cobertura) da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Critério	Cobertura %	NDVI
Denso	≤ 75%	0.42 < NDVI ≤ 1.0
Moderado	≤ 50% - < 75%	0.32 < NDVI ≤ 0.42
Raro	< 50%	0,16 < NDVI ≤ 0.32
Ausente		-1 ≤ NDVI ≤ 0.16

Fonte: Adaptado de Singgalen *et al.*, 2021.

Optou-se por se utilizar dos índices NDVI, SAVI E IAF no mapeamento da distribuição. No entanto, para fins da avaliação da densidade, optou-se por usar apenas o NDVI. Foram utilizadas quatro imagens dos satélites Landsat 7 ETM+ (2000-06-03), Landsat 5 (2007-10-05) e Landsat 8 OLI (2014-06-18 e 2020-09-06) para levantamento destes dados. As imagens dos anos 2000 e 2014 registram dados do final período chuvoso na região. Já as dos anos 2007 e 2021 são registros do período seco.

4.2.2.7 Classificação da saúde da vegetação

Foram utilizadas quatro imagens dos satélites Landsat 7 ETM+ (2000-06-03), Landsat 5 (2007-10-05) e Landsat 8 OLI (2014-06-18 e 2020-09-06) para levantamento destes dados. Os valores de NDVI gerados serviram de base para avaliação da saúde da vegetação como proposto por Vito (2009) e adaptado, como visto na tabela 6.

Tabela 6 – Classificação da Saúde da Vegetação.

Saúde da Vegetação	NDVI
Muito boa	0.73 ≤ NDVI ≤ 1
Boa	0.43 ≤ NDVI ≤ 0.72
Normal	0.23 ≤ NDVI ≤ 0.42

Pobre	$0.13 \leq \text{NDVI} \leq 0.22$
Muito pobre	$- 1.0 \leq \text{NDVI} \leq 0.12$

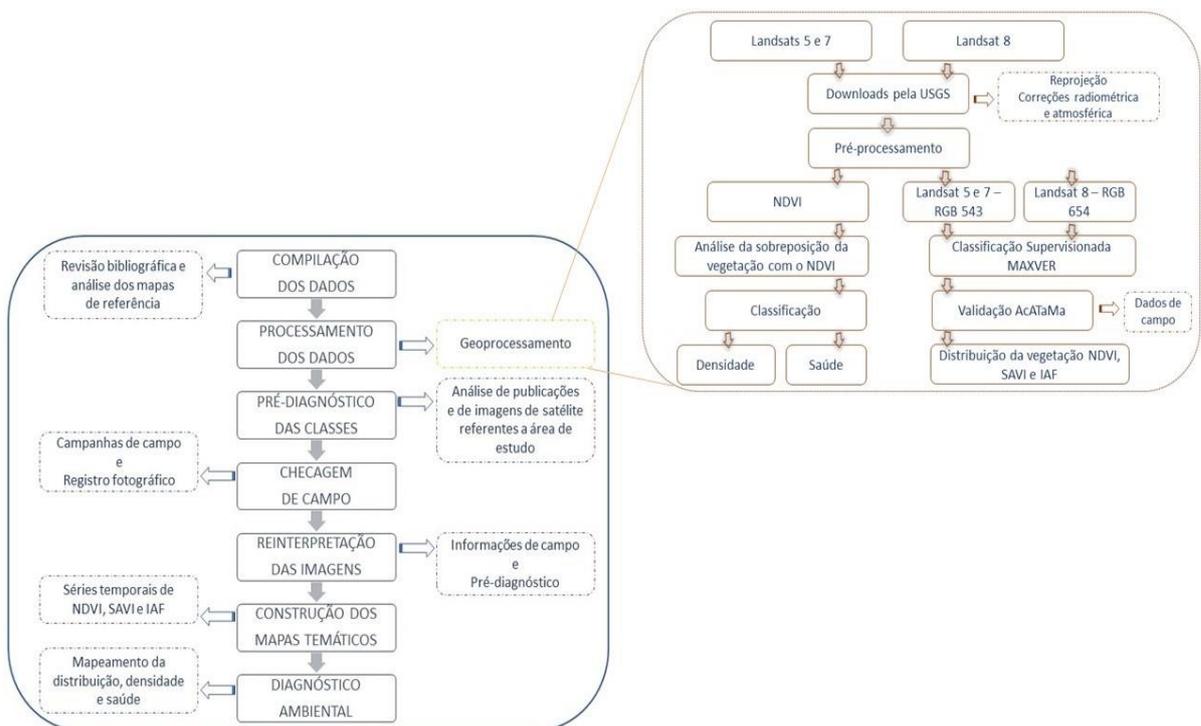
Adaptado de Vito (2009).

Como resultado final da classificação do NDVI foram gerados mapas mostrando os valores entre $- 1.0$ e 1.0 que implicam numa vegetação saudável a não saudável entre os anos de amostragem.

4.2.2.8 Coleta de dados secundários

Análise de mapas de referência, publicações anteriores à pesquisa relativas à área de interesse e campanhas de campo foram realizadas para auxiliar na interpretação das imagens, uma vez que se verificou *in loco* os tipos de cobertura da terra e dados sobre a vegetação de modo a melhorar a classificação dos componentes da cobertura da terra. Cada classe proposta foi verificada em campo com coleta de dados por observação direta. Na figura 4 tem-se um resumo de todas as etapas seguidas nesta pesquisa.

Figura 4 – Resumo metodológico do processamento de dados usando os Índices de Vegetação NDVI, SAVI e IAF para construção dos mapas temáticos e análise da vegetação.



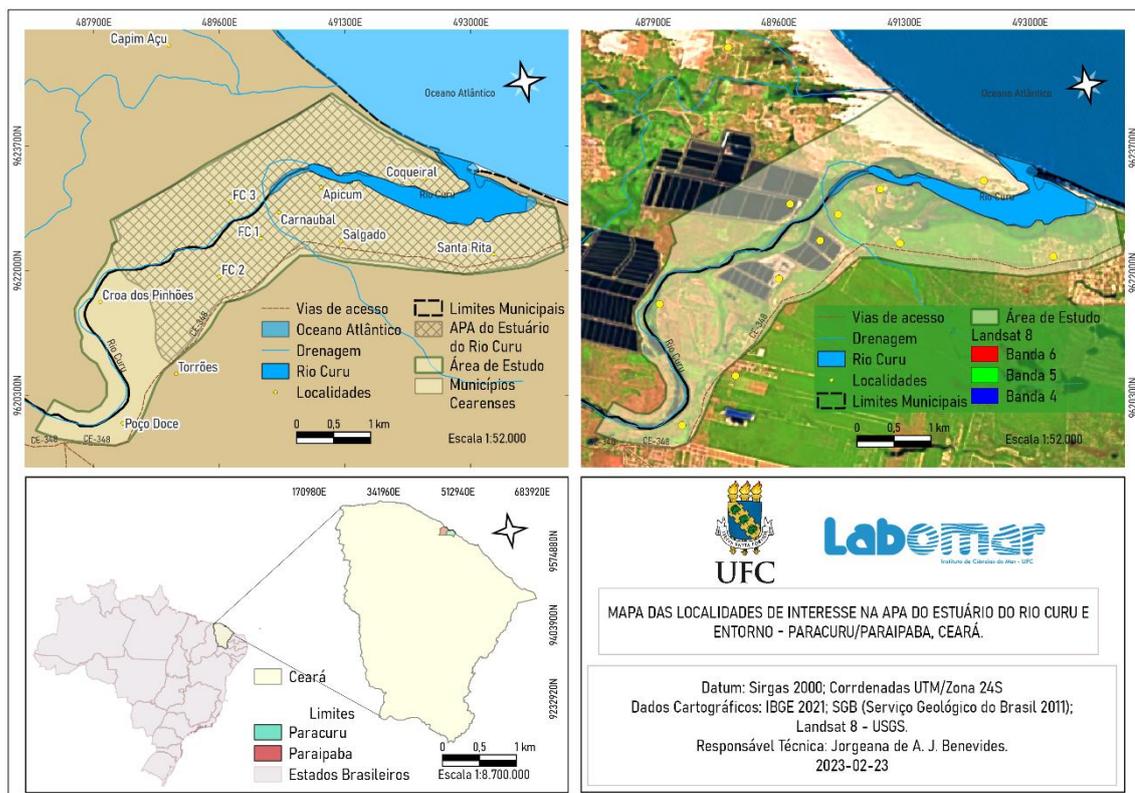
Fonte: Elaborado pela autora (2023).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.2 Mapeamento da distribuição e da densidade da vegetação do estuário do Rio Curu e entorno

Para um melhor entendimento de como se comportou a vegetação neste recorte temporal, optou-se por realizar um comparativo das respostas dos índices por ano. Na figura 5 tem-se o mapa das localidades de interesse no Estuário do Rio Curu, Paracuru/Paraipaba, Ceará, Brasil.

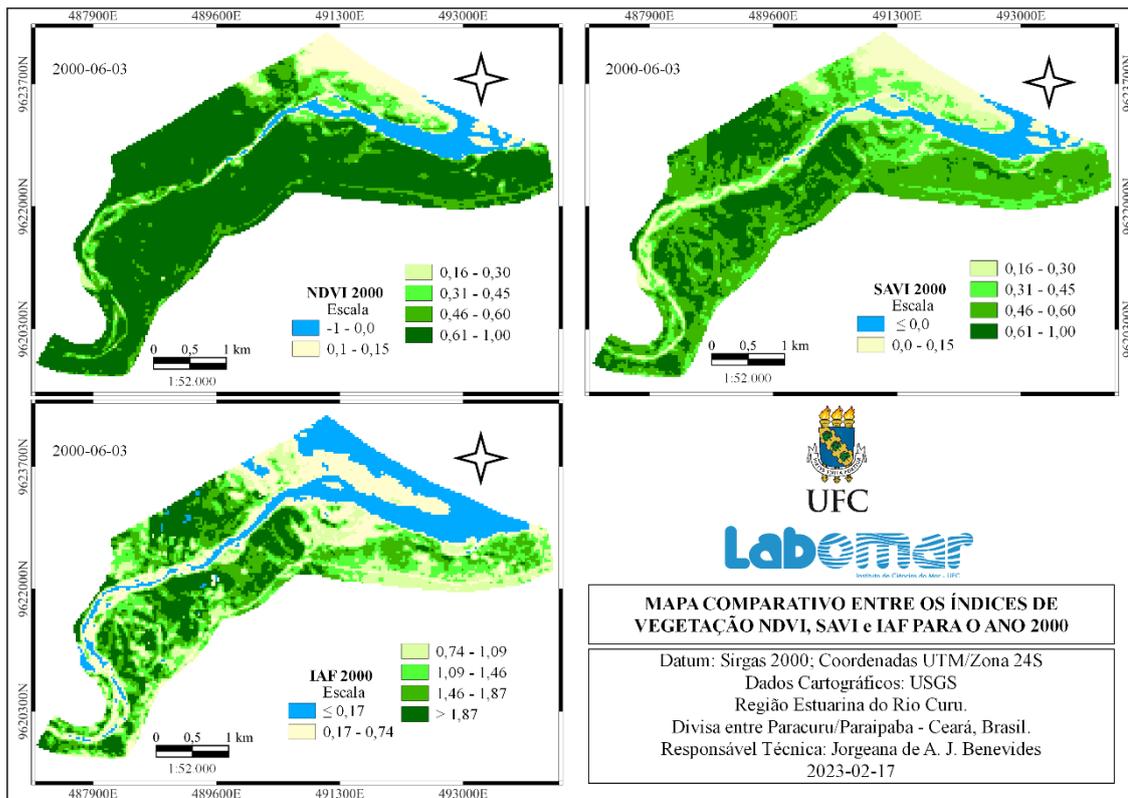
Figura 5 – Mapa das localidades de interesse no Estuário do Rio Curu, Paracuru/Paraipaba, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora (2023). Legenda: FC – Fazenda de Carcinicultura.

Já a figura 6 apresenta como se deu a distribuição da vegetação a partir dos índices avaliados para o ano 2000. O NDVI está fortemente correlacionado com os percentuais de clorofila: biomassa verde e teor de água foliar (GLENN *et al.*, 2008). A vegetação predominante por esse índice foi a “vegetação densa à muito densa”. Isso pode ser percebido pela extensão significativa de cobertura entre a escala 0,61 e 1,0 no ano 2000. As áreas de Apicum e do Salgado não ficaram bem diferenciadas pelo NDVI já que ele saturou bem essas feições uniformizando a resposta (FIGURAS 5 e 6).

Figura 6 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2000 para as seis classes categorizadas no Estuário do Rio Curu.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Liang (2004) explica que o NDVI é uma ferramenta interessante nos estudos de superfície, mas que responde de modo diferenciado dependendo das características do dossel. Deste modo, se as copas apresentarem espaçamentos, as propriedades do solo influenciarão no produto do NDVI. Mas também, se o dossel for muito denso, a reflectância no vermelho não será tão alterada, diferentemente do NIR, que continua a aumentar, o que irá saturar este índice.

Nas superfícies de inundação da feição geomorfológica flúvio-marinha, predominou a Vegetação Paludosa de Mangue com a presença das quatro espécies típicas: *R. mangle*, *A. schaueriana*, *A. germinans*, *L. racemosa* (LANDIM NETO *et al.*, 2013; GREENTEC, 2021). Na porção mais à jusante da APA encontram-se os indivíduos de porte mais elevado. Também nesta parte da UC se percebe a maior abundância e riqueza dentro desta fitofisionomia. À medida que se adentra no Rio Curu no sentido contrário à foz, o bosque exibe um dossel mais baixo e com predomínio de *L. racemosa* margeando o leito do rio como uma delgada franja. *C. erectus* foi encontrado nas porções mais arenosas.

Nas áreas mais à montante, a espécie exótica *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne (unha de bruxa) é mais constante (FIGURA 7) e vem disputando espaço junto a flora residente podendo causar danos expressivos as espécies típicas de mangue, como também as da Mata Ciliar (carnaúba). Este arbusto tem a capacidade de formar maciços populacionais podendo causar alterações na diversidade e na estrutura dos ecossistemas invadidos (SOUSA *et al.*, 2017).

Figura 7 – Presença da espécie exótica *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne na margem do rio na zona do Estuário do Rio Curu, Paraipaba, Ceará.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Nas áreas mais elevadas da planície flúvio-marinha se desenvolvem os Apicuns (planícies hipersalinas) onde, devido as suas condições de alta salinidade não sustentam uma flora arbórea. Por isso, só conseguem ser colonizadas por espécies herbáceas halófitas como a *Batis marítima* L. (planta de sal) e, com menos abundância na área, a *Sesuvium portulacastrum* (L.) L., o beldro-da-praia (GREENTEC, 2021). As espécies presentes sobre a Planície fluvial e flúvio-marinha foram captadas e apresentaram valores que variaram entre 0,31 a 0,94 (TABELA 7) exibindo assim vegetações das classes 3, 4, 5 e 6.

Tabela 7 – Tendência temporal de NDVI da vegetação da área estuarina do Rio Curu entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Variação	2000/jun	2007/out	2014/jun	2020/set
Mínimo	-0,585	-0,271	-1,944	-1,459

Máximo	0,912	0,771	0,948	0,921
Média	0,586	0,331	0,496	0,412
Desvio Padrão	0,310	0,191	0,388	0,340

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A presença de Vegetação Subperenifólia de Dunas apresentou tanto componentes de porte arbustivo quanto subarbóreo. Sendo que este último se limitou mais as áreas próximas ao leito do Rio Curu no lado da Paraipaba, onde a interferência antrópica é menor.

No ano 2000, os núcleos urbanos e a intervenção antrópica direta eram bem pontuais e, aparentemente, seu impacto não comprometia a resiliência da biota residente. As tipologias “vegetação muito esparsa” e “vegetação esparsa” apresentaram seus menores resultados nestas duas décadas avaliadas. O mesmo se deu em relação ao “solo exposto”.

Pelo SAVI, os realces no ano 2000 entre os tipos de cobertura saturaram menos que o NDVI para essa mesma cena. O que aproximou mais os resultados da realidade de campo e dos dados bibliográficos levantados (GORAYEB *et al.*, 2005). É interessante que estudos que se utilizem de produtos do SR agregue levantamentos bibliográficos e documentais sobre a região, além de se realizar um bom trabalho de campo a fim de se abster de regras genéricas e extrapolações.

Quando se observa os componentes numéricos a partir da resposta espectral, se percebe variações bem significativas (Tabela 7 e 8). Os valores mínimos mostraram baixas flutuações e não houve discrepâncias significativas entre o período seco e chuvoso. No tocante aos valores máximos, quando comparadas as respostas entre o NDVI e o SAVI, estes foram inferiores.

Tabela 8 – Tendência temporal de SAVI da vegetação da área estuarina do Rio Curu entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Variação	2000/jun	2007/out	2014/jun	2020/set
Mínimo	-0,173	-0,130	-0,246	-0,226
Máximo	0,773	0,613	0,815	0,686
Média	0,432	0,226	0,374	0,293
Desvio Padrão	0,214	0,125	0,231	0,191

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

As classes 5 e 6 predominaram de acordo com o SAVI, diferentemente do apresentado pelo NDVI que classificou praticamente quase toda a área na classe 6 (vegetação densa). Esta tipologia ficou mais presente nas áreas a noroeste da localidade do Salgado. Destaque para o

Carnaubal e para expressivas porções de vegetação nativa na planície fluvial, tanto do lado do município de Paracuru quanto da Paraipaba.

Ressalva para a margem do rio que saturou menos, evidenciando melhor o assoreamento do Rio Curu. As áreas de Apicum e Salgado ficaram mais distintas no mapa. E o canal que contorna a ilha de mangue também ficou melhor delimitada pelo SAVI. Para o ano 2000, o SAVI exibiu um produto mais interessante do que o NDVI nessa região estuarina.

Parte do solo exposto expresso nos mapas (mais a noroeste em cada frame) corresponde a faixa de praia e aos campos de dunas que fazem parte da Planície Litorânea. A extrema acidez, a fertilidade baixa do solo, a pouca retenção de água e a grande exposição a erosão eólica limitam a colonização das areias quartzosas (faixa de praia), favorecendo o estabelecimento de plantas de menor porte como as gramíneas, ciperáceas e herbáceas halófitas (Vegetação Pioneira Psamófila) (GORAYEB *et al.*, 2005; MENDES, 2016; GREENTEC, 2021). A resposta espectral desta vegetação não foi bem capturada pelos índices.

Dentre os fatores que comprometem a resposta dos IV's estão, entre outros, o efeito do solo e fatores anisotrópicos. Assim, dependendo da época do ano e de como está essa exposição do solo, poderá haver problemas de anisotropia e da fração de cobertura da terra no pixel. Isso interferirá (aumentando ou diminuindo) a radiância ou a reflectância dos canais do RED (infravermelho) e do NIR (infravermelho próximo), já que a radiação solar que chega na superfície depende muito da visada, ou seja, da irregularidade da superfície. Portanto, quanto mais irregular, e dependendo do ângulo de visada do sensor e da fonte (sol) ou da época do ano, essa reflectância irá aumentar ou diminuir. Logo, o SAVI é uma alternativa viável para a correção dos efeitos do solo.

Como o IAF, em termos biofísicos, dá mais uma noção estrutural da vegetação, por ele percebe-se o quanto fisicamente uma área vegetada é diferente da outra. Uma resposta complementar ao oferecido pelo NDVI que é um indicador do *green up*, verdor, tendo forte correlação com a biomassa verde. O que em termos fisiológicos refere-se ao grau de atividade fotossintética e crescimento vegetal. O que acaba sendo bem interessante em estudos de comunidades já que eles apresentam esta complementariedade na leitura do ambiente.

Portanto, pelos resultados apresentados, para o ano 2000, tem-se que a vegetação mais densa e de porte mais elevado estava distribuída, principalmente, sobre o Tabuleiro Prélitorâneo, onde em poucos anos foi suprimida para a instalação de áreas de cultivos agropecuário (GORAYEB *et al.*, 2005). As áreas de Apicum e Salgado ficaram mais evidentes do que com o NDVI e SAVI.

Já a vegetação de pós praia e dunas fixas no território da Paraipaba não foi bem

representada no mapeamento. A tipologia “corpo hídrico” também não foi bem dimensionada, pois sua área foi superestimada por este índice. As áreas reconhecidamente povoadas por vegetação de mangue exibiram os valores que variou de 0,74 a 1,87. Somente uma fração pouco expressiva de mangue ultrapassou essa faixa de 1,87.

Em relação a resposta do IAF, os valores mínimos foram bem próximos entre os anos analisados. Contudo, para os valores máximos observou-se variações bem acentuadas ao longo das duas décadas como pode ser observado na tabela 9.

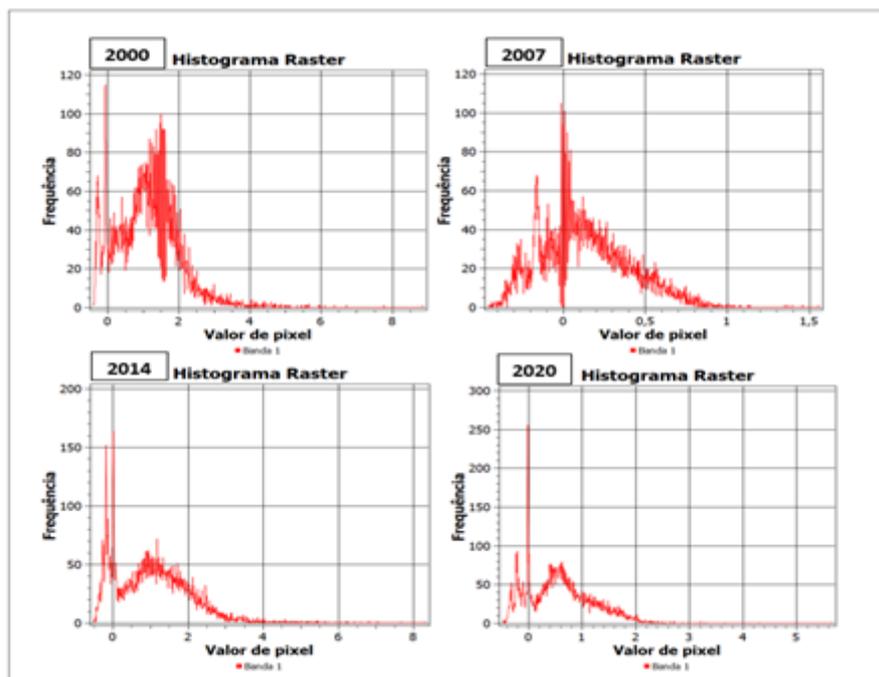
Tabela 9 – Tendência temporal do IAF da vegetação da área estuarina do Rio Curu entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Variação	2000/jun	2007/out	2014/jun	2020/set
Mínimo	-0,401	-0,456	-0,507	-0,484
Máximo	8,873	1,560	8,328	5,666
Média	1,111	0,131	1,028	0,580
Desvio Padrão	0,882	0,269	0,989	0,594

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Embora se observe amplitudes maiores nos valores máximos, a frequência destes valores de pixels extremos foi quase zero como mostra o histograma abaixo (FIGURA 8).

Figura 8 – Distribuição da frequência de valores dos pixels para o IAF entre os anos de estudo para a vegetação do Estuário do Rio Curu.

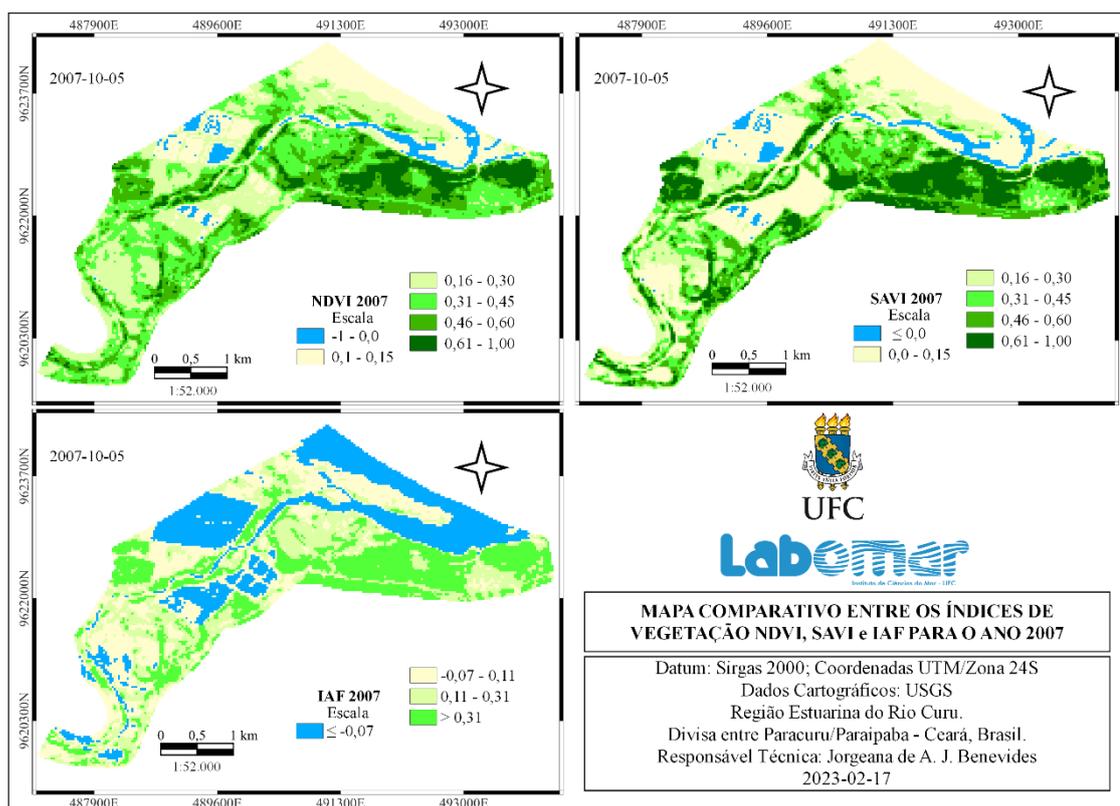


Fonte: Elaborado pela autora (2023).

No ano 2007, o imageamento se deu no período seco na região. Pelo NDVI, as tipologias “vegetação muito esparsa” e “vegetação esparsa”, predominaram na paisagem. A

supressão acentuada de grandes áreas vegetadas foi evidente. A “vegetação densa” reduziu-se a uma área mais próxima à foz do rio. O mangue apresentou valores, em sua maioria, acima de 0,61 (FIGURA 9).

Figura 9 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2007 para as seis classes categorizadas na área de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

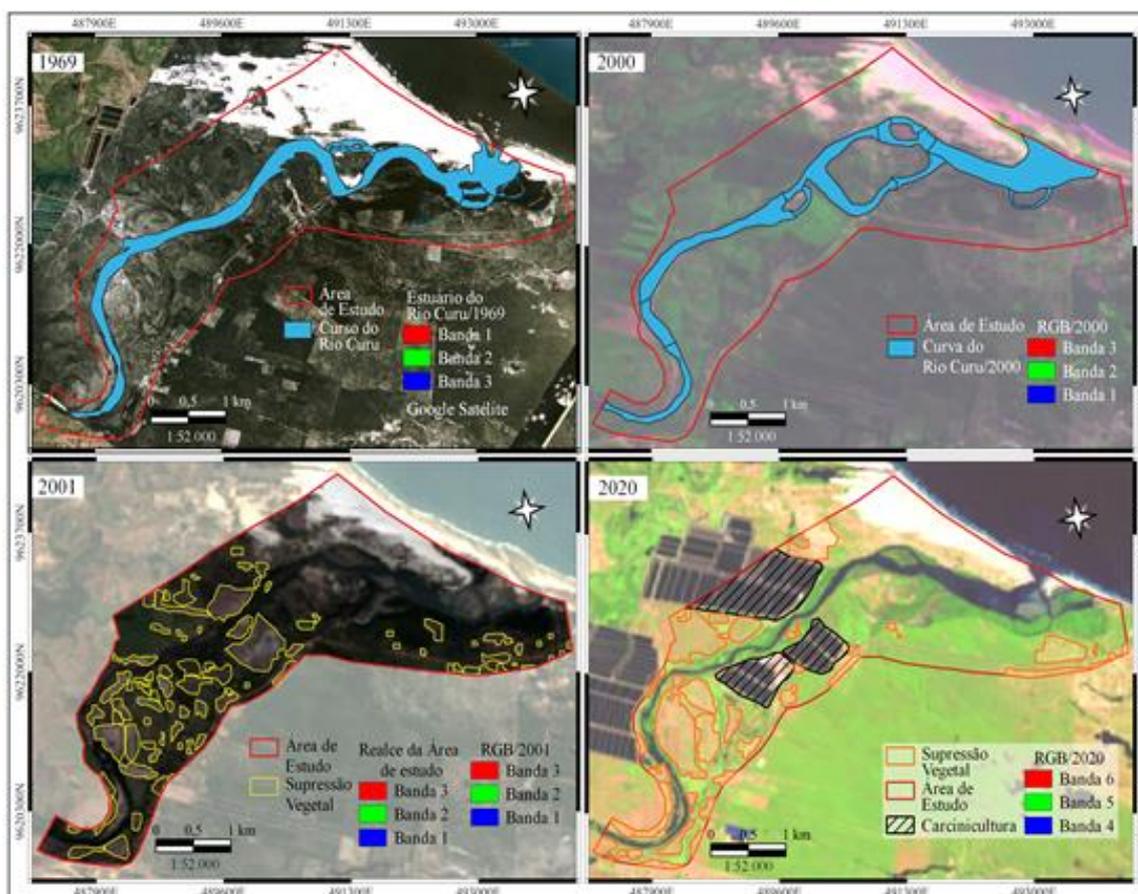
Uma expressiva área na comunidade Santa Rita que no ano 2000 exibia valores em torno de 0,61 a 1, está em 2007 classificada como “vegetação esparsa” com índice NDVI entre 0,31 e 0,45, expressando um déficit significativo no vigor desta vegetação.

Outra área de destaque de perda do *green up* foi na área entre Torrões e Croa dos Pinhões. Nessa área se encontra um dos perímetros irrigados importantes da Bacia do Curu (Curu-Paraipaba), onde era forte a fruticultura, as culturas de subsistência, e, expressivamente, os cultivos de cana-de-açúcar e coco-da-baía (GORAYEB *et al.*, 2005; GORAYEB *et al.*, 2007).

A vegetação que recobria a pós praia na comunidade do Capim Açú, teve as respostas mais discretas dos anos avaliados, tanto em área de cobertura quanto em vigor da vegetação.

A implementação dos primeiros tanques de cultivo de camarão no sinuoso estuário do Rio Curu começou a surgir ainda no ano 2000 (FIGURA 10), onde os desmatamentos para este fim já foram captados pelas imagens de satélite, se intensificando a partir de então, e, conseqüentemente, exibindo maiores porções de solo nu ao longo dos anos subsequentes.

Figura 10 – Alterações na dinâmica hídrica e de cobertura da terra na área de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

No ano de 2003, as imagens já captam os tanques cheios tanto do lado do Paracuru, quanto da Paraipaba, onde o avanço da carcinicultura se mostrou mais acentuado (USGS). Outra problemática apontada era a presença de barragens dispostas à montante que interferiam na energia das águas, o que provocava constantes processos de assoreamento e mudanças no curso do rio (FIGURA 10) e no local de desague no mar (GORAYEB *et al.*, 2005).

Pelo fato de no ano 2007 haver mais áreas fragmentadas e com solos mais expostos, o SAVI representou melhor as tipologias. Em especial, as áreas que sofreram com o

desmatamento para a expansão dos assentamentos urbanos (Poço Doce), cultivo agropecuário (Torrões, Croa dos Pinhões, engenho na Santa Rita) e a carcinicultura (GREENTEC, 2021).

Analisando então a área a partir do IAF, a tipologia “corpo hídrico” foi superestimada em vários pontos do mapeamento. Em consequência do processo de perda e fragmentação do hábitat, a vegetação respondeu exibindo estratos inferiores, onde se observou uma vegetação com menos investimento em estrutura. Os valores menos robustos exibidos por esse índice para o ano 2007, fundamenta essa observação.

Os IV's estão relacionados intimamente com os fluxos de carbono e umidade foliar, porque este trânsito é, até certo ponto, controlado pela resistência estomática que varia bastante em períodos de tempo mais curtos. Contudo, quando se trata de períodos mais prolongados (semanas/meses), o vegetal tende a equilibrar a densidade de folhas à capacidade do ambiente suportar a fotossíntese (FIELD, 1991; GLENN *et al.*, 2008).

Assim, no ano 2007, registrou-se os menores valores para o IAF na área de interesse, talvez em virtude da menor densidade foliar por conta de tensores presentes na área. Como a produção e manutenção das folhas é custosa para a planta, com a limitação nutricional, de água ou condições outras de estresse, elas tendem a reduzir a superfície foliar para otimização do uso dos recursos (NINEMETS, 2007).

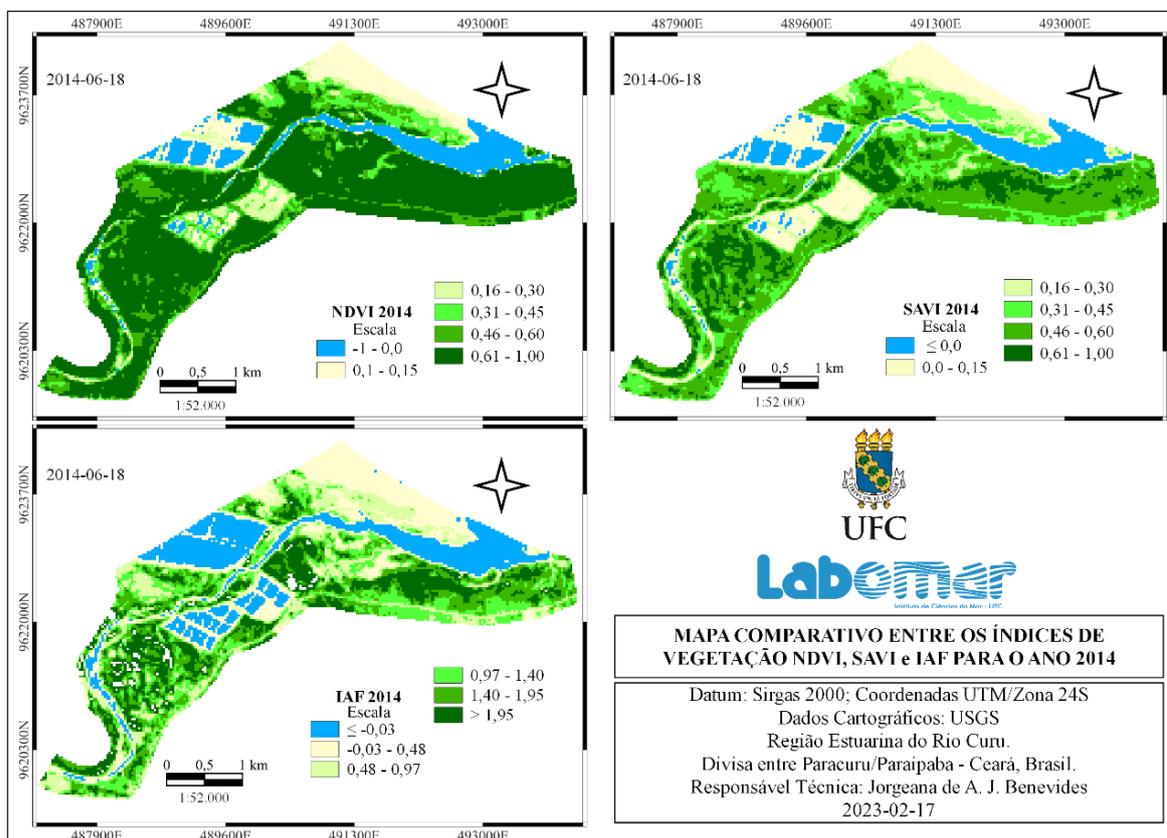
Para o IAF, assim como aos outros índices, foram determinadas 6 classes, mas para o ano 2007, a escala de valores se limitou a apenas 4 classes e foi o que exibiu os resultados mais discretos entre os anos analisados. Em algumas situações, a presença de ruídos, a influência atmosférica e a difícil distinção entre os alvos podem promover respostas distintas na classificação (RUZA; CORTE; PRUNZEL, 2019). Como também as alterações, devido as mudanças na cobertura da terra, afetará a produtividade primária bruta e isso será refletido na escala do IAF (KANNIAH *et al.*, 2021).

Alguns estudos se utilizam destes índices para monitorar a distribuição dos manguezais (KAWAMUNA; SUPRAYOGI; WIJAYA, 2017; ALJAHDALI; MUNAWAR; KHAN, 2021; SINGGALEN, 2022). Entretanto, no trabalho de Silva *et al.*, (2009) na microrregião de Itamaracá, Pernambuco, as tipologias de mangue, vegetação esparsa e agricultura exibiram respostas espectrais semelhantes, assim como na presente pesquisa, onde o NDVI e SAVI, o IAF não diferenciou com precisão a feição mangue dentre as outras assembleias de plantas.

A resposta do NDVI para o ano 2014 mostrou uma retomada do *green up* da vegetação na maior parte da área de estudo. Os períodos de chuva na região são marcados pela intensificação nos cultivos agrícolas e, potencialmente, aumenta também o uso de fertilizantes

que percolam para áreas vizinhas se espalhando pela região. Isso pode também explicar o verdor observado na imagem (FIGURA 11).

Figura 11 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2014 para as seis classes categorizadas na área de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Pelo SAVI, as tipologias “vegetação média” e “vegetação esparsa” em 2014 se destacaram mais do que “vegetação densa”, como apontado pelo NDVI. As vegetações mais vigorosas, pelo SAVI, estavam alocadas na região do Carnaubal, como também próximo a área de Manguezal e no perímetro irrigado entre os Torrões e Croa dos Pinhões. Mais uma vez as áreas de Apicum e Salgado ficaram melhor evidenciadas já que apresentam mais porções de solo exposto. Mas para a região da pós praia, o NDVI destacou melhor o mangue ribeirinho que cresce em alguns trechos da margem bem próximo ao Lagamar no Capim Açú. Em relação aos “corpos hídricos”, as respostas muito se assemelharam entre o NDVI e o SAVI.

O IAF auxiliou mais na fotointerpretação do ano 2014, pois conseguiu contrastar melhor as tipologias que estavam bem saturadas no NDVI e SAVI. Com base nele, áreas com vegetação mais alta e/ou com densidade foliar maior como o Carnaubal e mata associada

ficaram mais bem definidas. Por conseguinte, a Mata de Tabuleiro e o mangue também fizeram parte das feições que exibiram os maiores valores de IAF.

A tipologia “corpos hídricos” foi a que teve sua mais próxima identificação com o observado em campo, entretanto, os pixels mistos geraram certa confusão na classificação. Observou-se que este índice superestimou “corpos hídricos” nos anos 2000, 2007 e 2020, já que ele recobriu o que na verdade é a faixa de praia e pós praia da localidade de Capim Açú, município da Paraipaba. Uma porção de terra na comunidade de Poço Doce em Paracuru (2007) também foi classificada como “corpos hídricos”, equivocadamente. Ressalta-se mais uma vez a relevância das campanhas de campo para validação dos resultados.

Num comparativo entre os três índices, a vegetação da pós praia é melhor evidenciada usando-se o NDVI e o SAVI já que são compostas por espécies, em sua maioria, de porte baixo com algumas manchas arbustivas. Fileiras espaçadas de coqueiros também são encontradas nessa porção e não ficaram claramente demarcadas. A zona do Apicum ficou bem delimitada pelo IAF, que deu uma melhor noção de onde se encontra o fragmento com vegetação mais densa. Alguns pixels deixaram de ser computados (áreas em branco no mapa) devido a uma inconsistência no processamento.

O ano 2014 apresentou o IAF mais elevado entre os anos analisados. Isso pode ser devido ao aumento nas bordas, por conta da fragmentação observada ao longo dos anos, o que favoreceu a exposição de mais área foliar aos raios solares, favorecendo a produção de biomassa (KANNIAH *et al.*, 2021).

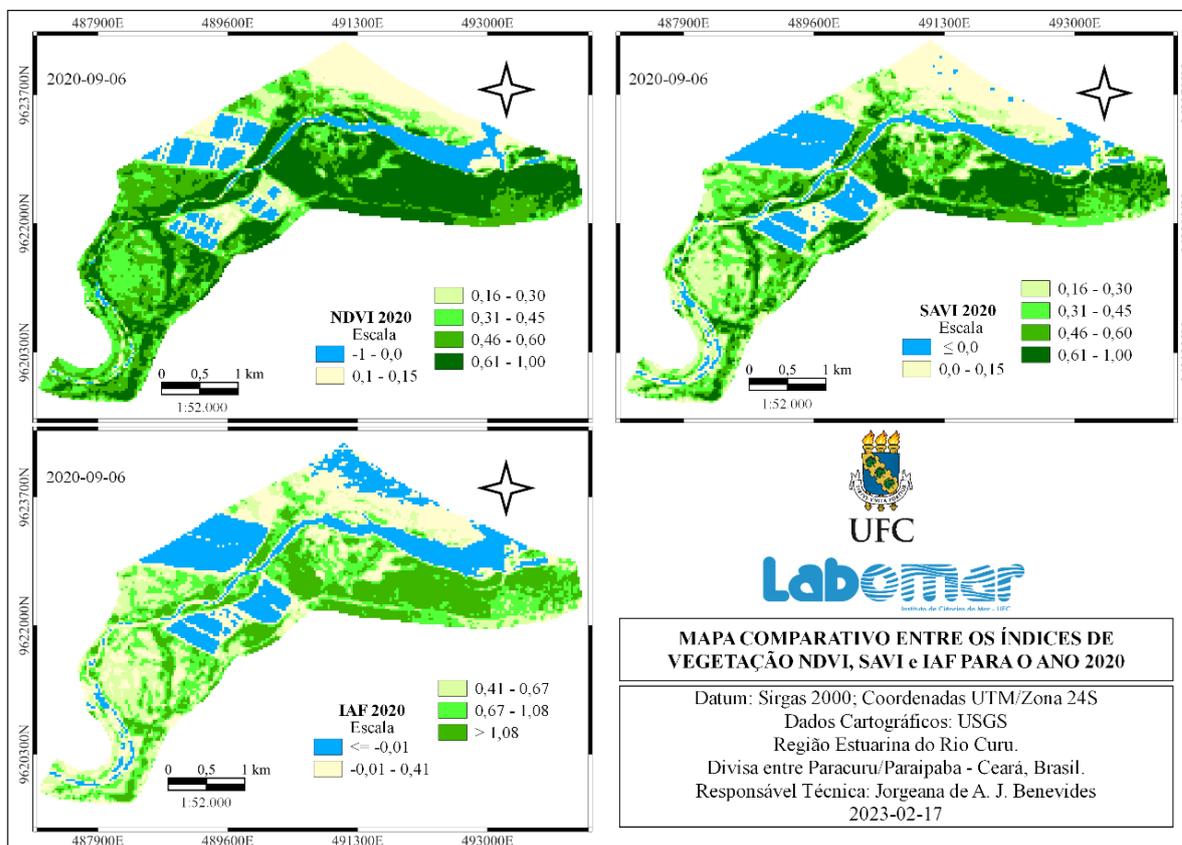
Nos períodos de estiagem, as respostas para o IAF foram inferiores quando comparadas aos chuvosos (2000 e 2014). Isto pode ser uma resposta a diminuição da disponibilidade de água que repercutiu no investimento em área foliar, conseqüentemente, afetou a produtividade.

Este índice também diferenciou melhor os estratos vegetais quando comparados ao NDVI e SAVI, já que a abordagem do IAF é mais para avaliar a biomassa com base na área. Por isso, acaba destacando nuances não captadas pelos primeiros índices analisados, expressando assim a importância de se trabalhar conjuntamente com os três índices de forma concomitante. Além de que, as informações do IAF são essenciais em predição microclimática e de processos biofísicos dentro e abaixo do dossel (FAN *et al.*, 2008).

De acordo com o NDVI para o ano 2020, a tipologia “vegetação densa” cedeu espaço para a “vegetação média” e “vegetação esparsa” em algumas áreas. A vegetação da pós praia exibiu menor vigor, talvez pelo fato de que as plantas de menor porte sejam mais sensíveis a ausência de chuvas já que a imagem reflete o estado vegetacional no período da estiagem

(FIGURA 12).

Figura 12 – Tendência espacial de distribuição dos Índices de Vegetação no ano 2020 para as seis classes categorizadas na área de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A maior proporção de áreas com solo nu, vegetação de pequeno porte e muito esparsa apresentou melhor destaque com o SAVI. Só a tipologia “corpos hídricos” que foi superestimada em alguns pontos no mapeamento. Destaque também para as áreas ocupadas pelo mangue que foram mais bem discretizadas nessa imagem.

Mais uma vez a tipologia “corpo hídrico” foi superestimada ao se utilizar o IAF. Os valores do IAF em 2020 foram mais discretos, sendo que a tipologia “vegetação densa” não apareceu na classificação como aconteceu com o NDVI. Esse índice não consegue dar uma noção de como está estruturalmente uma comunidade como o IAF faz. Então, pelo IAF tem-se que em 2020, a área de estudo exibiu, no geral, uma vegetação estruturalmente inferior ao se comparar com o ano 2000.

Em suma, IAF sozinho não foi suficiente para caracterizar a cobertura vegetal que compõem o Estuário do Rio Curu. O NDVI foi mais relacionado com o SAVI. Eles variaram entre si e exibiram dados complementares que auxiliaram na compreensão ambiental.

O acesso a dados como esses pode favorecer estudos futuros relativos a como as alterações no ambiente estão afetando a diversidade e taxa de assimilação de carbono pelas assembleias de plantas, além da produtividade primária e crescimento vegetacional.

Nestes 20 anos analisados, tanto em relação a biomassa verde quanto ao nível estrutural e de densidade foliar, a vegetação do estuário do Rio Curu sofreu perdas expressivas podendo assim comprometer o equilíbrio ambiental dentro e na zona de influência desta Unidade de Conservação.

4.3.3 Taxas de expansão e/ou regressão das classes de cobertura no estuário do Rio Curu e mapeamento da densidade da vegetação

O ambiente litorâneo é altamente dinâmico e está sujeito a mudanças diárias sejam elas impostas naturalmente ou pela ação antrópica. Como estratégia para identificar áreas sob risco de degradação, analisar os níveis de densidade pode ser uma alternativa viável.

Deste modo, áreas naturalmente vegetadas, mas com valor médio/baixo de densidade precisam ser priorizadas como medida mais assertivas de conservação/preservação. Datta e Deb (2012) já alertavam para a necessidade desse monitoramento das regiões costeiras via SR na identificação do uso e das mudanças promovidas por conta do desenvolvimento humano.

A tabela 10 expressa como se deu o comportamento da cobertura da terra na área de estudo nas duas décadas de interesse com base no NDVI.

Tabela 10 – Números absolutos e percentuais de área com base no NDVI no estuário do Rio Curu, nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Classe	2000		2007		2014		2020	
	Km ²	%						
1	1,458	11,73	1,6875	13,57	1,9242	15,48	2,3337	18,77
2	0,1773	1,43	0,7434	5,98	0,4527	3,64	0,4806	3,87
3	0,5688	4,58	3,447	27,73	0,7533	6,06	1,0125	8,14
4	0,7776	6,25	3,24	26,06	1,0197	8,20	2,0439	16,44
5	1,3689	11,01	2,322	18,68	1,764	14,19	2,6802	21,56
6	8,0811	65,00	0,9918	7,98	6,5178	52,43	3,8808	31,22
Total	12,4317	100%	12,4317	100%	12,4317	100%	12,4317	100%

Fonte: Elaborado pela autora (2023). Legenda: Classes 1 – corpos hídricos; 2 – área não vegetada; 3 – vegetação muito esparsa; 4 – vegetação esparsa; 5 – vegetação média; 6 – vegetação densa à muito densa.

No ano 2000, as tipologias “vegetação muito esparsa” e “vegetação esparsa” apresentaram seus menores resultados nestas duas décadas avaliadas. O mesmo se deu em relação ao solo exposto que apresentou apenas 1,43% da cobertura da área (TABELA 15). Já

para a classe 6 (vegetação densa à muito densa), este foi o melhor resultado de cobertura perfazendo pouco mais de 8 km² da área de estudo de um total de 12,43 km².

No ano 2007, o imageamento se deu no período seco na região. Observou-se aqui que as tipologias “vegetação muito esparsa” (4,48% para 27,53%) e “vegetação esparsa” (6,25% para 26,06%) tiveram aumentos percentuais bem elevados.

Destaque também para a significativa redução da “vegetação densa” de 65% para apenas 7,98%. Desde a década de 70, com a implantação do perímetro irrigado Curu-Paraipaba (1974) foi estimulado pelo DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas) o plantio de culturas de subsistência (feijão, milho), coco, frutas tropicais, capim forrageiro e, significativamente, os cultivos de cana-de-açúcar (DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS, 2004; GORAYEB *et al.*, 2005; GORAYEB *et al.*, 2007). E para o estabelecimento destes cultivos, a mata nativa foi sendo gradualmente suprimida. Algumas destas áreas se descaracterizaram totalmente, outras foram recolonizadas por espécies do entorno, como também por tipos alóctones de interesse comercial ou não.

Em 2014, continua a crescente no percentual referente a “corpos hídricos”. Isso pode ser em resposta a expansão dos tanques para cultivo de camarão na área. Essa tipologia apresentou neste ano seu maior percentual de cobertura nas duas décadas analisadas. Um ponto relevante foi a expansão da “vegetação densa”, que se recuperou e ascendeu de uma área de cobertura de 7,98% para 52,43%.

Para o ano de 2020, temos novamente uma redução desta tipologia e um aumento na “vegetação média” (21,56%), “vegetação esparsa” (16,44%) e “vegetação muito esparsa” (8,14%). Rocha *et al.*, (2020) também registraram trechos de vegetação antropizada com padrão irregular, com culturas de reflorestamento por toda a área da APA (Santa Rita, Salgado) e para além dela (Torrões e Poço Doce) como observado nesta pesquisa.

A tabela 11 apresenta os valores absolutos e percentuais de área agora com base no SAVI. As respostas deste índice para “corpos hídricos” e “área não vegetada” apresentaram percentuais maiores do que os exibidos a partir do NDVI para o ano 2000.

Tabela 11 – Números absolutos e percentuais de área com base no SAVI no estuário do Rio Curu, nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Classe	2000		2007		2014		2020	
	Km ²	%						
1	1,5633	12,58	2,3562	18,95	2,2446	18,06	2,7531	22,15
2	0,2916	2,35	1,3815	11,11	0,828	6,66	0,5409	4,35
3	0,6966	5,60	3,6288	29,19	0,6048	4,86	1,2069	9,71
4	0,9288	7,47	3,1023	24,95	0,9576	7,70	2,7099	21,80

5	1,5741	12,66	1,7505	14,08	1,8774	15,10	2,5524	20,53
6	7,3773	59,34	0,2124	1,71	5,9193	47,61	2,6685	21,47
Total	12,4317	100%	12,4317	100%	12,4317	100%	12,4317	100%

Fonte: Elaborado pela autora (2023). Legenda: Classes 1 – corpos hídricos; 2 – área não vegetada; 3 – vegetação muito esparsa; 4 – vegetação esparsa; 5 – vegetação média; 6 – vegetação densa à muito densa.

As classes 4, 5 e 6 apresentaram as mesmas tendências de flutuação em suas respostas, sendo que para o SAVI os números absolutos de cobertura foram inferiores quando comparados as mesmas classes pelo NDVI (TABELA 10).

Destaque para a diferença de percentual entre o categorizado pelo NDVI e SAVI para a classe 6 (vegetação densa) no ano 2007, onde pelo NDVI teve-se um percentual de cobertura de 7,98% já pelo SAVI foi de apenas 1,71%.

Um estudo realizado por Gorayeb e colaboradores (2007) alertou que o crescimento econômico e demográfico na Bacia Hidrográfica do Rio Curu estava sendo responsável pela deterioração dos recursos hídricos devido à supressão da vegetação nativa aliado a ocupação das APP's (Áreas de Preservação Permanente), além do descaso em relação a infraestrutura dos serviços de saneamento básico (ROCHA *et al.*, 2020), manejo inapropriado das atividades agrícolas (GORAYEB *et al.*, 2007) e atividade irregulares de algumas fazendas de carciniculturas (GORAYEB *et al.*, 2005). Assim, o SAVI acabou respondendo melhor em áreas que apresentaram baixa densidade de vegetação.

Uma diferença de mais de 10% também foi observada no ano 2020 para “vegetação densa” entre o NDVI e SAVI, ressaltando novamente a importância de se trabalhar de forma complementar com estes dois índices uma vez que os realces irão favorecer uns componentes em detrimento de outros. Os valores totais de área por ano não seguiram o padrão observado até então com os outros dois índices, uma vez que dados foram perdidos no processamento do IAF para os anos 2000 e 2014 como expressado na tabela 12.

Tabela 12 – Números absolutos e percentuais de área com base no IAF no estuário do Rio Curu, nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Classe	2000		2007		2014		2020	
	Km ²	%						
1	0,0567	0,46	0,0009	0,01	0,0054	0,04	0,0108	0,09
2	0,0207	0,17	0,3888	3,13	0,3186	2,60	0,4644	3,74
3	0,0954	0,77	5,7726	46,43	2,7306	22,25	2,8359	22,81
4	2,0097	16,23	6,2694	50,43	8,9001	72,51	9,1125	73,30
5	9,8208	79,33	-	-	0,3078	2,51	0,0081	0,07
6	0,3762	3,04	-	-	0,0117	0,10	-	-
Total	12,3795	100%	12,4317	100%	12,2742	100%	12,4317	100%

Fonte: Elaborado pela autora (2023). Legenda: Classes 1 – corpos hídricos; 2 – área não vegetada; 3 – vegetação muito esparsa; 4 – vegetação esparsa; 5 – vegetação média; 6 – vegetação densa à muito densa.

Com base no IAF para o ano 2000, a flora era composta por tipos arbustivos densos a uma vegetação subarbórea ou arbórea rala que perfazia, aproximadamente, 11,83 km². Todavia, em 2007, essa classificação sofreu uma drástica mudança, onde as classes 5 e 6 não foram computadas por esse índice. Sendo destaque deste ano as vegetações subarbustivas a subarbórea, pastagens, cultivos recentes e culturas em estágio de crescimento, bem como vegetais de pequeno porte. Predominando esta classificação na cobertura pelos anos subsequentes.

Entre os anos 2000 e 2007 a região passou por profundas modificações devido o avanço expressivo da agricultura, pecuária e aquicultura. Para a implantação destas atividades, parte da flora foi removida ou alterada (por espécies de interesse econômico) e isso interferiu na composição populacional, favorecendo o estabelecimento de determinadas espécies em detrimento de outras. E o IAF está diretamente relacionado à intercepção de luz pelo dossel.

Mudanças na composição vegetal, conseqüentemente, na morfologia e densidade foliar, podem refletir em alterações na resposta desse índice já que plantas com folhas erectófilas (verticais), normalmente, absorvem menos luz por unidade foliar do que as planófilas (horizontais). Deve-se ressaltar também as propriedades espectrais das folhas sobre a fração de luz absorvida pelo dossel, porquanto algumas exibem superfícies reflexivas para diminuir o aquecimento. Enquanto que outras tendem a absorver praticamente toda a radiação incidente entre 400 e 700 nm (GLENN, 2008).

Por exemplo, áreas que apresentam 100% de cobertura (vegetação densa à muito densa) e vegetação mista apresentam taxas dos índices de modo diferenciado devido a variação no conteúdo de clorofila ou na arquitetura do dossel. Assim, espécies de ambientes com culturas fertilizadas apresentam uma tendência a exibir valores mais expressivos de clorofila foliar, e, conseqüentemente, NDVI mais alto, do que em áreas onde este pode ser um fator limitante, como ocorre em alguns ecossistemas naturais, por conta do grande custo do nitrogênio deste pigmento e das proteínas de ligação à clorofila (GLENN, 2008).

Outro fator de interferência no cálculo do IAF é o arranjo espacial das espécies, pois plantas isoladas captam luz por todos os lados, ao passo que as que compõem povoamentos mais densos (como é o caso das áreas próximas à comunidade Santa Rita), só o faz pela parte superior do dossel (GLENN, 2008). E como um único pixel pode conter várias unidades da paisagem, e em 2007 esta Unidade de Conservação foi bastante alterada, isso explicaria os resultados relativamente baixos encontrados nesse referido ano.

De acordo com o SNUC (Lei 9985/2000), as APAs não precisam apresentar Zona de Amortecimento, mas a legislação cearense trouxe uma inovação conferindo a este tipo de UC

empreendedores deveram consultar antes de qualquer ação, o órgão responsável pela gestão, que no caso da APA do Estuário do Rio Curu é a SEMA.

O uso do SR para monitoramento ambiental é uma alternativa eficiente e, por vezes, menos custosa. Mesmo a área da APA não perfazendo uma extensão tão grande, há desafios na sua fiscalização devido a dificuldade de deslocamento dentro de algumas áreas (e. g. planície flúvio-marinha), como também as limitações de ordem orçamentária e técnica (ROCHA, 2020).

A tabela 13 apresenta um comparativo dos percentuais de mudança de cobertura da terra ao longo de vinte anos com base na resposta espectral pelo índice NDVI.

Tabela 13 – Expansão/regressão da cobertura da terra no estuário do Rio Curu com base no NDVI entre os anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Classe	Mudança (Km ²)	Percentual de Mudança (%)	Mudança (Km ²)	Percentual de Mudança (%)	Mudança (Km ²)	Percentual de Mudança (%)	Mudança (Km ²)	Percentual de Mudança (%)
	2000/2007	2000/2007	2007/2014	2007/2014	2014/2020	2014/2020	2000/2020	2000/2020
			4		0			0
1	+0,2295	+15,74	+0,2367	+14,03	+0,4095	+21,28	+0,8757	+60,06
2	+0,5661	+319,29	-0,2907	-39,10	+0,0279	+6,16	+0,3033	+171,07
3	+2,8782	+506,01	-2,6937	-78,15	+0,2592	+34,41	+0,4437	+78,01
4	+2,4624	+316,67	-2,2203	-68,53	+1,0242	+100,44	+1,2663	+162,85
5	+0,9531	+69,63	-0,558	-24,03	+0,9162	+51,94	+1,3113	+95,79
6	-7,0893	-87,73	+5,526	+557,17	-2,637	-40,46	-4,2003	-51,98

Fonte: Elaborado pela autora. Legenda: Classes 1 – corpos hídricos; 2 – área não vegetada; 3 – vegetação muito esparsa; 4 – vegetação esparsa; 5 – vegetação média; 6 – vegetação densa à muito densa. Obs: os sinais de “+” e “-“ significam aumento (+) ou diminuição (-) de área de cobertura da terra com ênfase na vegetação.

Observa-se então entre os anos 2000/2007 as classes 2, 3 e 4 exibiram as mais significativas alterações com ampliação de sua área de cobertura com uma perda significativa da sua vegetação natural arbóreo/arbustiva. A área estuarina do Rio Curu é altamente influenciada pelos processos que ocorrem ao longo da bacia de drenagem do Rio Curu (GORAYEB *et al.*, 2005; GORAYEB *et al.*, 2007), assim como também pelas dinâmicas atmosféricas e oceanográficas.

As taxas observadas neste estudo corroboram com o observado em campo, uma vez que houve uma queda acentuada na tipologia vegetação densa e maior domínio das vegetações de menor porte, ampliação de núcleos urbanos e de empreendimentos da construção civil. Outra atividade que impactou bastante na primeira década de estudo foram os cultivos de *Saccharum officinarum* - cana-de-açúcar (LANDIM NETO *et al.*, 2013), especialmente, nas proximidades do Poço Doce, Torrões e Croa dos Pinhões.

Os moradores locais vendiam seus produtos para a Agrovale e Ypioca, como também atuavam na produção de rapadura e visgo. Estes cultivos se expandiram em escala maior sobre a área do Tabuleiro pré-litorâneo onde predominam os Neossolos Quartzarênicos Distróficos e os Argilosos Vermelho-Amarelo que exibem fertilidade intermediária (de baixa à média). Isso faz com que o uso de fertilizantes químicos seja, por muitas vezes, um recurso utilizado para otimizar os resultados da produção. A aridez e a lixiviação são dois agentes que também atuam sobre estes tipos de solos, se agravando em condições de desmatamento (LANDIM NETO *et al.*, 2020).

Neste espaço do tempo foram registradas na região a ampliação dos tanques de carcinicultura em ambos os lados do Rio Curu. Na área onde existiam as populares assembleias de *Anacardium occidentale* L. (cajuero), *Copernicia prunifera* (carnaúba), *Annona squamosa* (ata), *Genipa americana* (jenipapo), se instalou a FC1 (fazenda de carcinicultura 1).

Com a queda no plantio da cana-de-açúcar, novas cultivares foram tomando o espaço mais ao sul da FC 2 (fazenda de carcinicultura 2) onde se intensificou a agricultura de subsistência, o cultivo de *Pennisetum purpureum* Schum. (capim-elefante), de *Cocos nucifera* (coqueiro) e do cajueiro precoce. Para o plantio desde último era comum, na época, o desbaste da vegetação nativa próxima ao leito do rio em ambas as suas margens. A presença da espécie típica de matas de galeria na região Nordeste, a *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (sabiá) recobria expressiva área onde se instalou a FC3.

Landim Neto e colaboradores (2013) pontou as pressões (supressão da vegetação, desvio do leito, emissão de efluentes e matéria orgânica) e impactos (degradação do ecossistema Manguezal e Mata Ciliar, alteração da qualidade hídrica estuarina), exercidos pela carcinicultura, sobre a biota e nas características físico-químicas da área, quando não respeitada as normas de segurança.

A remoção de areia do rio é atividade recorrente. Essa prática promovia, especialmente na primeira década dos anos 2000, grandes “veias” no solo que drenavam e acumulavam a água do rio para além de suas margens naturais. Os ambientes estuarinos são naturalmente vulneráveis (LANDIM NETO *et al.*, 2013; MENDES, 2016) devido a intensidade dos eventos naturais a que estão expostos diariamente e atividades potencialmente desestabilizadoras, como a retirada de sedimentos, pode comprometer seriamente os fluxos de matéria e energia nesse sistema.

Gorayeb *et al.*, (2007) já alertava para as problemáticas presentes na região no tocante a prática desordenada e inapropriada de irrigação, do manejo agrícola ineficiente, uso de

agroquímicos, tanto à montante do estuário quanto nas áreas de cultivo no leito principal e afluentes. Além da necessidade de uma melhor compreensão das questões ambientais, bem como em relação as condições climáticas da região pela comunidade local. Os autores concluíram que medidas de controle deveriam ser adotadas, sobretudo, na perspectiva de preservar tanto os recursos hídricos, o que afeta diretamente na saúde da biota, como também na minimização das pressões ambientais (GORAYEB *et al.*, 2007).

No intervalo 2007/2014 percebe-se um retorno significativo da vegetação de maior porte (classe 6) à área. Os barramentos ao longo do curso do rio (LANDIM NETO *et al.*, 2013) eram comuns para a utilização na irrigação e para “barrar” a intrusão salina por conta do fluxo das marés (FIGURA 14).

Figura 14 - Imagem do Google Earth Pro destacando os resquícios de um antigo barramento no curso do Rio Curu nas redondezas da Croa dos Pinhões.



Fonte: Google Earth Pro (2023).

Esse tipo de intervenção antrópica influenciou na distribuição do mangue que não se estendia até a comunidade de Poço Doce como atualmente se vê. Essa vegetação somente “subiu” o rio depois da chegada da carcinicultura e do rompimento da barragem após a cheia em 2009, já que o mangue antes se limitava as proximidades do Salgado seguindo o sentido da foz, tanto do lado do município de Paraicuru quanto da Paraipaba. Nas margens mais à

montante só era encontrado o mangue branco (*L. racemosa*) e o de botão (*Conocarpus erectus* L.) nas partes mais arenosas. As outras espécies típicas de mangue eram mais frequentes perto à foz e margeando o rio e os canais mais à jusante.

No período de chuvas eram associados os cultivos de milho, feijão, mandioca para dar suporte à agricultura familiar. Com a queda na produção intensiva de cana-de-açúcar, a pressão sobre a vegetação local diminuiu, favorecendo assim a emergência do banco de sementes da área e os processos de sucessão natural (TABELA 13).

Já entre 2014/2020 percebeu-se uma retomada na expansão da classe 1 (corpos hídricos), 4 (vegetação esparsa) e 5 (vegetação média). Neste recorte temporal se percebe na área o máximo de expansão nos empreendimentos de carcinicultura. Inclusive uma das fazendas teve seu pedido de expansão negado pelo órgão competente (SEMACE) uma vez que a área solicitada para ampliação da fazenda estaria dentro de uma área atualmente ocupada pelo Manguezal.

O processo de expansão da carcinicultura tanto suprimiu parte significativa da flora da APA quanto pode ter favorecido ainda mais o estreitamento do rio e seu assoreamento, uma vez que a remoção da vegetação nativa intensifica os processos erosivos locais e interferem na saúde ambiental (LANDIM NETO *et al.*, 2013). Contudo, pode ter favorecido a expansão do Manguezal ao longo das margens uma vez que contribuiu para que a influência da salinidade adentrasse mais à montante do Rio Curu.

Como observado, ao longo de 20 anos a área que está sob os auspícios do Estado passou por muitas mudanças, não obstante ser uma Unidade de Conservação. O fato de que, apenas após 22 anos do seu Decreto de criação, a Portaria de aprovação do Plano de Manejo (Portaria N° 14/2022) ter sido publicado, tem-se uma ideia do tamanho do descaso pelo qual muitas áreas de relevância ambiental e social estão sujeitas.

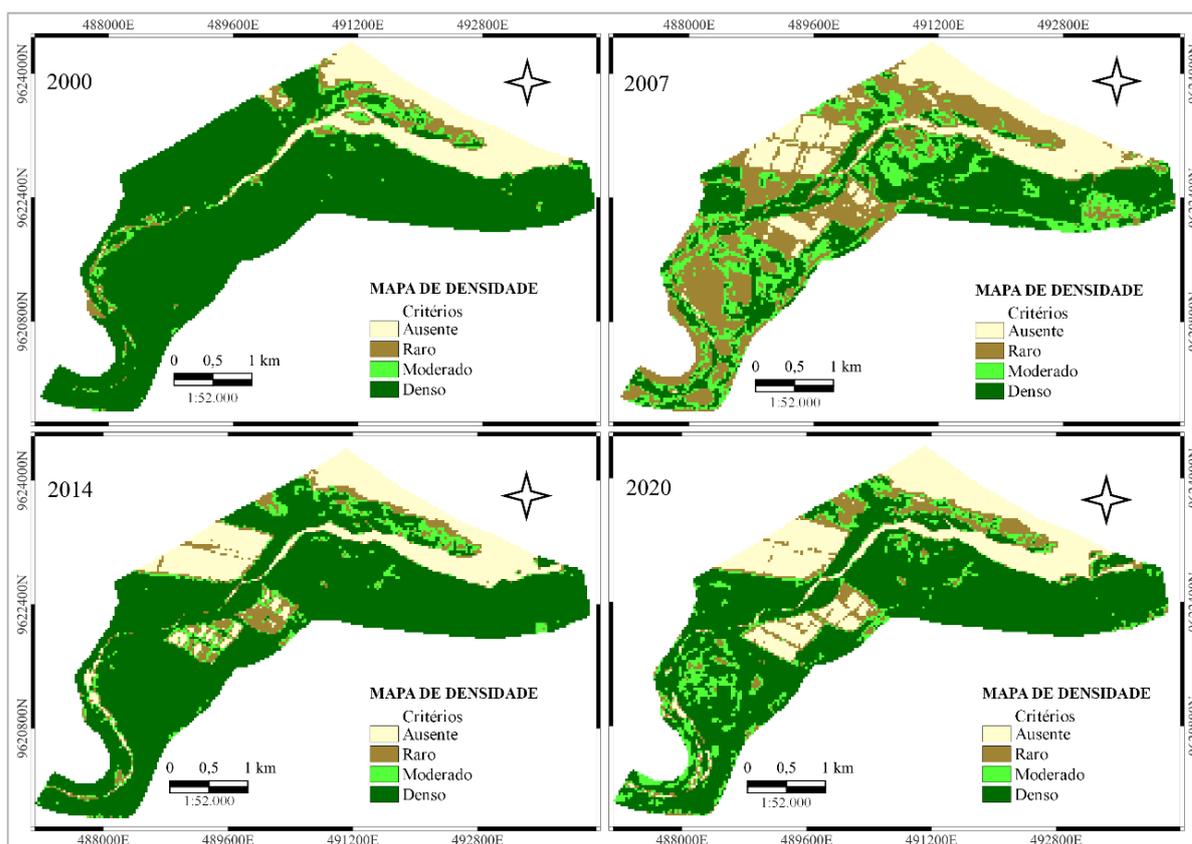
Como consta na tabela 18, nestas duas décadas o destaque vai para o aumento na área não vegetada, ou seja, parte do aumento desta classe foi por supressão da vegetação sobre o Tabuleiro Costeiro (floresta e arbustal de tabuleiro), a Planície flúvio-marinha (parte do Manguezal pela FC 3) e a Planície Fluvial (Matas Ciliares e Carnaubais) (SAMPAIO, 2007) para construção de estradas de acesso, instalação de tanques para cultivo aquícola, expansão da pecuária, da agricultura e de núcleos urbanos. Vários loteamentos foram regulamentados nesse período, como também foram registradas ocupações ilegais (invasões) (LANDIM NETO *et al.*, 2013), especialmente, mais próximo à sede municipal de Paracuru.

A diminuição drástica na disponibilidade do pescado e as alterações na qualidade da água (GORAYEB, 2007) foram também algumas das consequências observadas pela

comunidade local (GREENTEC, 2021). Alterações na dinâmica natural podem comprometer a saúde do ambiente de modo a tornar inviável determinadas etapas do ciclo biológico das espécies residentes como as que se utilizam do estuário para reprodução dentre eles o curupim (*Megalops atlanticus*), o bagre (*Siluriformes* sp.) e aves (*Tringa semipalmata* – maçarinho; *Tangara sayaca* – sanha-açu; *Turdus fumigatus* – sabiá-do-mato) (ARRUDA, 2013; ROCHA, 2020).

Na figura 15 tem-se o mapeamento da densidade da vegetação ao longo de 20 anos realizado com base no NDVI. Este índice de vegetação é muito utilizado no monitoramento de manguezais e outros ecossistemas (TAO *et al.*, 2019; VERBYLA; KURKOWSKI, 2019; SINGGALEN *et al.*, 2021)

Figura 15 – Mapeamento de densidade da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.



Fonte: Elaborado pela autora (2023). Critérios: denso - $0.42 < NDVI \leq 1.0$; moderado - $0.32 < NDVI \leq 0.42$; raro - $0.16 < NDVI \leq 0.32$; ausente - $NDVI \leq 0.16$.

As respostas espectrais observadas na figura 15 acima seguiram a proposta de Singgalen *et al.*, 2021, mas devido as características desta área de estudo, foi necessário fazer alguns ajustes e tomar alguns cuidados na fotointerpretação da imagem.

As respostas observadas aqui reforçam o que já foi explanado anteriormente, de que área passou por grandes alterações, especialmente, devido ao desmatamento para implantação e expansão da agricultura e aquicultura. Tendência também observada no estudo realizado por Goldberg e colaboradores (2020) que aponta uma diminuição global de 62% das áreas de Manguezal para a implantação de cultivos aquícolas e agrícolas. Queiroz (2003) ressaltou que o corte de *L. racemosa* de diâmetros diversos foi observado na planície do Rio Curu. Ele conjecturou também que este desbaste deve ter ocorrido em diferentes épocas para fins como construção, abastecer fogo, dentre outros fins. E que essa intervenção na área favoreceu o estabelecimento de plantas alóctones ao ambiente, tomando o espaço que antes era ocupado por espécies típicas de Manguezal. Foram observadas também na época, indivíduos da flora herbácea (pioneiras), assim como as de Manguezal e de Mata de Tabuleiro nas áreas sob influência da preamar (QUEIROZ, 2003).

Áreas no mapa onde a escala compreende uma resposta espectral iguais ou inferiores a $\leq 0,16$ se referem a regiões desprovidas de vegetação, sejam elas naturais ou não. O Índice NDVI não distinguiu os corpos hídricos (rio e tanques de carcinicultura) das áreas de solo nu (como a faixa praias), por exemplo. Devido a resolução espacial, a ferramenta não refletiu de maneira fidedigna todas as características das tipologias da área.

Constata-se que até o ano 2000 a área da APA e entorno estava com uma alta taxa de cobertura (densidade acima de 75%), onde apresentava uma boa resposta da vegetação as condições ambientais. Isso foi visivelmente sendo modificado ao longo do tempo (FIGURA 15), onde significativas porções da vegetação foram sendo suprimidas e o solo ficou mais exposto apresentando desta forma mais áreas dentro da faixa de cobertura inferior a 50%.

No estudo de Rocha (2020), onde aborda a relação da vulnerabilidade dos subsistemas ambientais em Paracuru, a planície flúvio-marinha apresentou alta vulnerabilidade. A ocupação, seja ela de forma regular ou irregular dos cultivos, o desmatamento para construção de moradias e uso da madeira são problemas também reportados (MEIRELES; SILVA, 2002; LANDIM NETO *et al.*, 2013; ROCHA, 2020). Ainda resalta a preocupação dos gestores frente a este avanço em face a fiscalização deficitária (ROCHA, 2020).

Mesmo que quase toda a porção da área de estudo esteja amparada legalmente (Lei Federal nº 4771/1965; SNUC nº 9985/2000; Medida Provisória nº 2166-67/2001; Decreto Estadual 25.416/1999) observa-se que a degradação ambiental avançou dentro da APA e na zona de entorno comprometendo desta forma, os objetivos de conservação de seus recursos naturais. Pelas imagens é possível apontar áreas críticas (*e.g.* área entre os Torrões e a Croa do Pinhões) que podem receber mais atenção tanto dos órgãos gestores para otimização e

atualização do Plano de Manejo, quanto dos órgãos fiscalizadores e parceiros se mostrando assim uma ferramenta eficaz para estudos ambientais.

4.3.5 Saúde da Cobertura da vegetação

Outro aspecto analisado neste trabalho foi a saúde da cobertura da vegetação estuarina. A tabela 14 apresenta as flutuações no comportamento da resposta espectral da flora local e suas respectivas taxas de cobertura no transcurso de duas décadas.

Tabela 14 - Saúde da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.

Saúde da Vegetação	NDVI	2000	2000	2007	2007	2014	2014	2020	2020
		Área Km ²	%						
Muito boa	0.72 – 0.92	5,8176	46,80	0,0936	0,75	4,3182	34,74	2,1636	17,40
Boa	0.42 – 0.72	3,789	30,48	3,7341	30,04	4,1337	33,25	4,8978	39,40
Normal	0.22 – 0.42	0,9693	7,80	4,7538	38,24	1,233	9,92	2,1465	17,27
Pobre	0.12 – 0.22	0,3141	2,53	1,7568	14,13	0,5895	4,74	0,576	4,63
Muito Pobre	- 1.0 – 0.12	1,5417	12,40	2,0934	16,84	2,1573	17,35	2,6478	21,30
	Total	12,4317	100	12,4317	100	12,4317	100	12,4317	100

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

No ano 2000, 46,80% da cobertura da vegetação apresentava uma saúde “muito boa”. Este percentual teve uma significativa queda no ano 2007, onde apenas 0,75% da vegetação agora estava classificada neste patamar.

Desmatamento, infrações relativas ao não cumprimento da legislação que ordenam as APP's e APA, descarte irregular de resíduos sólidos (LANDIM NETO *et al.*, 2013), lançamento de efluentes de matadouros públicos, de viveiros de carcinicultura e drenagem dos perímetros irrigados foram algumas das problemáticas levantadas num estudo realizado na Bacia do Curu e que podem auxiliar no entendimento dessa perda de vigor e cobertura da vegetação local (GORAYEB *et al.*, 2007).

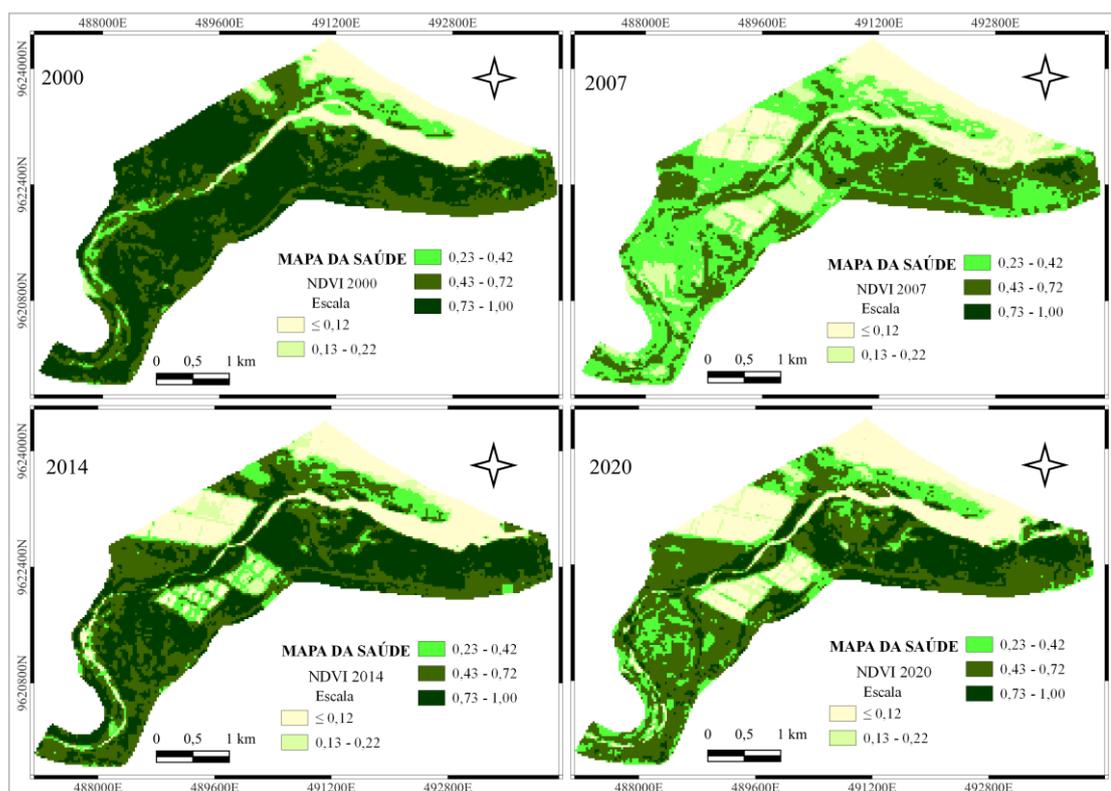
Os *status* “boa” e “normal” foram dominantes no ano 2007 chegando a 68% da área de cobertura. Mas no balanço geral foi o ano com menor resultado entre os analisados.

O Decreto de criação da APA (Nº 25.416/1999) reforçava os cuidados sobre os ecossistemas do estuário do Rio Curu tanto da perspectiva ambiental quanto social onde

visava “II - proporcionar à população regional métodos e técnicas apropriadas ao uso do solo (...) assegurando a sustentabilidade dos recursos naturais (...)” os de “III – ordenar (...) atividades econômicas compatíveis com a conservação ambiental” como também “IV - desenvolver, na população regional, uma consciência ecológica e conservacionista”. Objetivos estes que não foram respeitados como mostra um dos estudos realizados na região (GORAYEB *et al.*, 2007).

Em 2014 o *status* saúde “muito boa” voltou a se destacar, até chegar aos 17,40% em 2020, saindo então no ano 2000 de uma área de 5,8176km² para menos da metade desse valor em 2020 (2,1636 km²). O status saúde “boa” foi o mais estável ao longo dos anos analisados.

Figura 16 – Mapeamento da saúde da vegetação do estuário do Rio Curu nos anos 2000, 2007, 2014 e 2020.



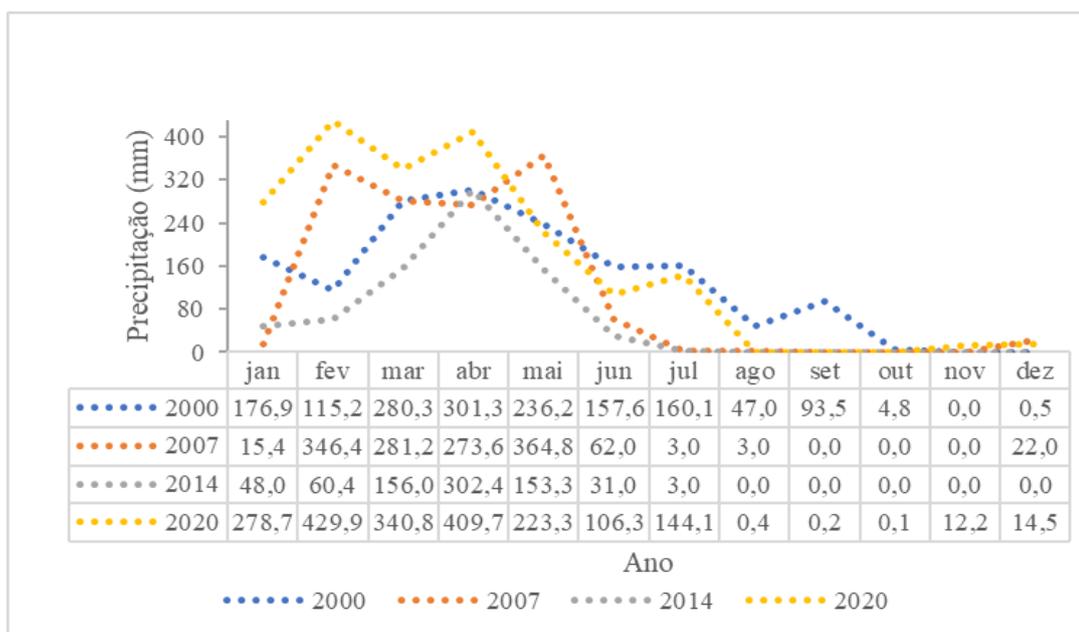
Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O NDVI que compreende a faixa espectral entre -1 e 0,12 são áreas, no presente estudo, referentes a faixas de areia de praia e corpos hídricos, não devendo, portanto, ser interpretada como área vegetada. A figura 16 apresenta melhor como se deu essa distribuição ao longo dos anos e por toda a área de interesse.

No ano 2014 a saúde da vegetação apresentou sua mais significativa resposta desde o início da intensificação das pressões antrópicas na área. Os status “boa” e “muito boa” representaram neste ano mais de 8,4 km² de área.

O ano de 2020 apresentou uma distribuição quase igual para os status “normal” e “muito boa”. O destaque ficou para a vegetação que exibiu saúde “normal” perfazendo assim mais de 4,8km² da cobertura da área de estudo. Resposta alinhada ao trabalho de Rocha (2020) que aponta a baixa vulnerabilidade da vegetação arbóreo arbustiva do Tabuleiro Pré-litorâneo na área de interesse desta tese. Esse estudo também reconheceu o potencial que esta região, sob a influência da maritimidade, tem de preservar o vigor da vegetação por quase todo o ano dado o volume de chuvas que é geralmente maior do que em outras partes do estado (ROCHA, 2020) (FIGURA 17).

Figura 17 – Chuva média mensal observada para o município de Paracuru, Ceará, nos anos de interesse.

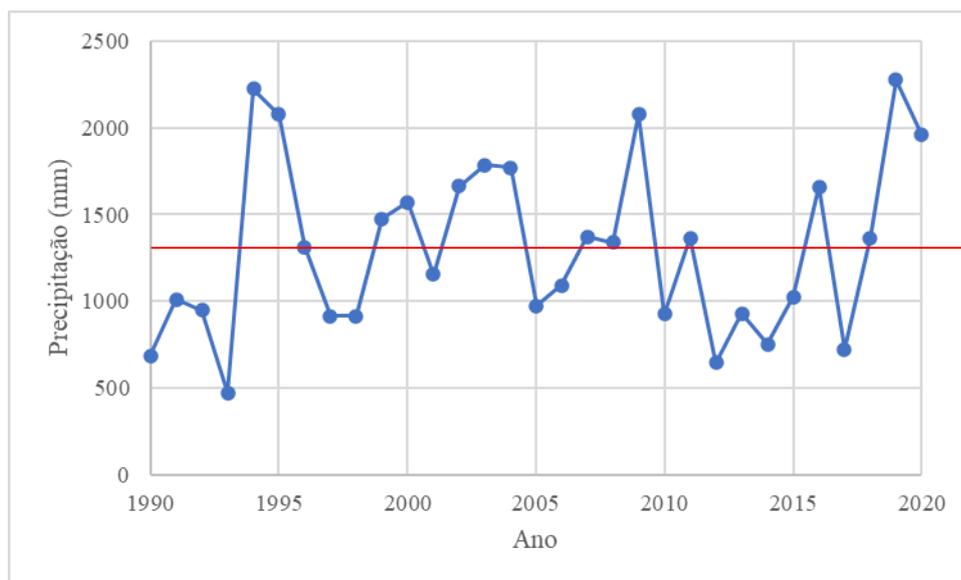


Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Aproximadamente $\frac{3}{4}$ do território cearense apresenta média anual de 800 mm. No espectro restante, as variações desta pluviometria irão depender de condicionantes geoambientais (altitude, áreas vegetadas, proximidade da costa) e meteo-oceanográficas, como a temperatura do ar, do solo e dos oceanos Pacífico e Atlântico, direção e velocidade do vento, umidade do ar, posicionamento da Zona de Convergência Intertropical – ZCIT, entre outros. E isso repercute fortemente na fisiologia vegetal e nos aspectos estruturais da comunidade.

Comparando as precipitações dos anos 2014 (754,1 mm total anual) e 2020 (1960,2 mm total anual) para a cidade de Paracuru (FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 2023), a variação na precipitação foi bem significativa (FIGURA 18).

Figura 18 – Chuva anual observada para o município de Paracuru, Ceará em três décadas.



Fonte dos dados: FUNCEME (2023).

Nela observa-se que apenas o ano 2014, dos anos de interesse, ficou abaixo da média climatológica (linha vermelha – 1305,65 mm).

Assim, outros fatores para além do natural, talvez explique o vigor da vegetação observado para o ano 2014. A época preferencial para plantio na região se dá no primeiro semestre por conta das chuvas que ocorrem justamente nesse período (FIGURA 17). Deste modo, é mais comum a intensificação do uso de fertilizantes agrícolas para suprir as demandas nutricionais das safras de interesse. Sabe-se que o NDVI responde fortemente à disponibilidade de nitrogênio para planta e, conseqüentemente, há elevação nos teores de clorofila foliar (SINGGALEN *et al.*, 2021). E esse *green up* é melhor percebido pelos sensores, o que reflete diretamente nas taxas de NDVI como observado, especialmente, na área entre os Torrões e Croa do Pinhões.

A tabela 15 mostra os valores da climatologia (mm), precipitação observada (mm) e o desvio percentual da precipitação para o município de Paracuru, Ceará. Como observado nesta tabela, a precipitação nos meses de maio/2000 e jun/2000 foram acima do esperado exibindo um desvio percentual positivo, chovendo acima da climatologia (13,9% e 30,4%,

respectivamente). Já para o ano 2007, o valor observado de chuva para esse período foi ainda menor que a sua média histórica, onde nenhuma precipitação foi registrada nos meses de set/2007 e out/2007.

Tabela 15 – Valores referentes a climatologia (mm), precipitação observada (mm) e desvio percentual da precipitação referente ao município de Paracuru, Ceará, nos anos de interesse (2000, 2007, 2014 e 2020).

PARACURU	CLIMATOLOGIA (mm)	OBSERVADO (mm)	DESVIO (%)
abr/00	304,4	301,3	-1
mai/00	207,4	236,2	13,9
jun/00	120,9	157,6	30,4
ago/07	6,9	3	-56,7
set/07	7,1	0	-100
out/07	2	0	-100
abr/14	304,4	302,4	-0,7
mai/14	207,4	153,3	-26,1
jun/14	120,9	31	-74,4
jul/20	59,7	144,1	141,4
ago/20	6,9	0,4	-94,2
set/20	7,1	0,2	-97,2

Fonte dos dados: FUNCEME (2023).

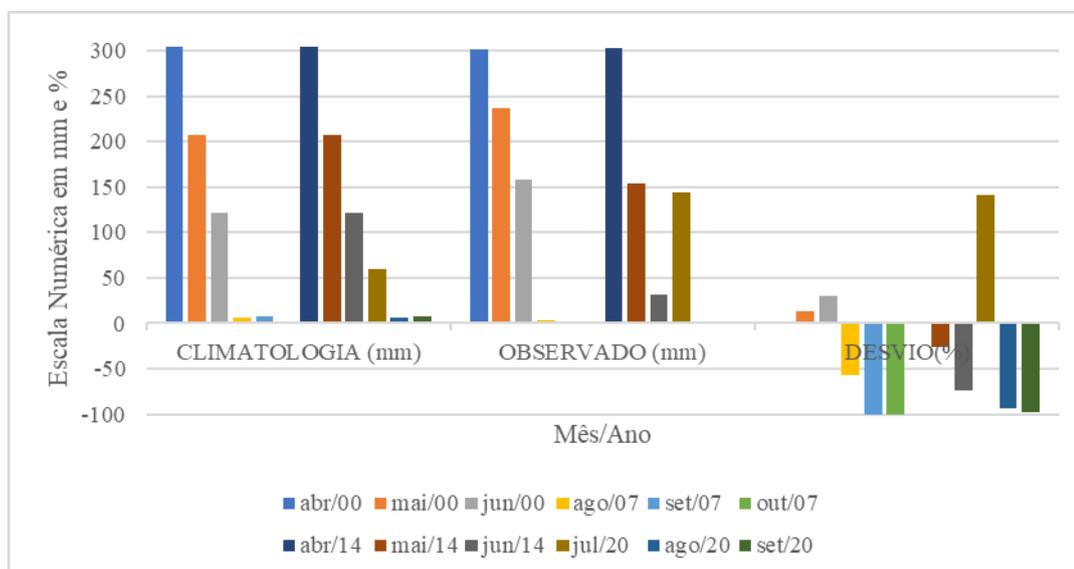
Para o ano 2014, observou-se chuvas abaixo da média nos meses de abril a junho, sendo que o mês do imageamento teve o maior déficit de chuva que foi de 74,4%. Mesmo apresentando desvios percentuais negativos, os valores precipitados (FIGURA 18), foram suficientes para não comprometer a saúde da vegetação local que está inserida dentro do Bioma Caatinga.

As plantas da Caatinga apresentam uma série de adaptações morfo-fisiológica que as auxiliam na otimização do uso da água quando sujeitas a escassez. Muitas conseguem, mesmo depois de cessadas as chuvas, manter o seu verdor enquanto o solo apresentar umidade. E o solo aluvial, um dos que compõe a área de estudo (GREENTEC, 2021), tem a característica de exibir maior umidade, bem como a de conservá-la por mais tempo.

Os desvios percentuais observados em 2014 também foram observados no ano 2020, mas com um diferencial no mês de jul/2020 onde as chuvas excederam e muito (141,4%) o valor climatológico.

A figura 19 mostra os desvios de percentuais da precipitação para os anos de 2000, 2007, 2014 e 2020, anos de interesse deste estudo.

Figura 19 – Tendências dos valores referentes a climatologia (mm), precipitação observada (mm) e desvio – anomalia climática (%) referente ao município de Paracuru, Ceará, nos anos de interesse (2000, 2007, 2014 e 2020).



Fonte dos dados: FUNCEME (2023).

Benevides, Maia e Silva (2019) apontaram num estudo realizado em Manguezais no município de Acaraú, Ceará, que em áreas impactadas (carcinicultura, resíduos sólidos e desmatamento) as respostas fenológicas quanto intensidade e atividade de floração e frutificação de espécies de mangue apresentaram correlações significativas com fatores abióticos como a salinidade e a pluviosidade. Já na área de baixo impacto essa correlação não foi observada sugerindo que os impactos ambientais analisados na pesquisa provavelmente exercem maior força seletiva sobre os percentuais de atividade e intensidade da floração e frutificação que os fatores abióticos avaliados.

Nessa linha, Borchert (1980) ressalta que os padrões reprodutivos e de crescimento da flora tropical são determinados, a princípio, por ciclos endógenos e apenas num segundo plano, como adaptação às mudanças ambientais. No entanto, fatores ambientais (*e. g.* salinidade, pluviosidade) aparentam agir secundariamente como sinalizadores exógenos na fenofase reprodutiva quando as espécies estão sujeitas a algum tipo de impacto antrópico negativo. Portanto, é de suma importância manter os ambientes naturais preservados para que essa dinâmica não seja interrompida a ponto de comprometer o equilíbrio ecossistêmico.

De acordo com Rocha (2020), aproximadamente 25,01% das áreas do município apresenta alta vulnerabilidade ambiental, sendo que parte da poligonal referente a APA do Estuário do Rio Curu está incluída nesta parcela, revelando a suscetibilidade deste ambiente a formas de uso não compatíveis com os objetivos de conservação da área.

Mesmo que esse percentual seja o menor entre os outros valores (média e baixa vulnerabilidade) observados na referida pesquisa, deve-se levar em conta que é justamente próximo a seus limites que se observa o aumento da pressão pela ocupação inclusive em áreas protegidas pela legislação (MEIRELES; SILVA, 2002; ROCHA, 2020). Ambientes vulneráveis como o estuarino estão em constante modificação, e, uma vez modificados, poderão não retornar ao *status* anterior, ou seja, às condições naturais (ROCHA, 2020).

Num levantamento a respeito de quem seriam os principais responsáveis pelos problemas encontrados no município, 69% dos entrevistados responderam que seria a própria população local. Mas para 48% a responsabilidade recaía sobre o poder público (ROCHA, 2020).

Landim Neto *et al.*, (2013) já alertava para a necessidade urgente de interferência no gerenciamento deste espaço bem como o ajuste da legislação com vistas a promoção da conservação dos recursos naturais da região estuarina do Rio Curu. Ele aponta para a carência de uma consciência ambiental por parte da comunidade residente, assim como a ineficiência de políticas públicas. Mesmo a área sendo uma UC há mais de 20 anos, isso não impediu a existência de impactos ambientais negativos.

Nos últimos dois anos se observa um incentivo no ecoturismo de base comunitária, sobretudo, após a publicação do plano de manejo da APA do Estuário do Rio Curu. Esse diálogo entre os povos do mar, a comunidade científica e a gestão pública é importante, pois se apresenta como uma abordagem apropriada que efetivamente busca a preservação da sustentabilidade dos ecossistemas presentes.

4.4 CONCLUSÕES

O Sensoriamento Remoto pode ser usado no acompanhamento das condições e alterações nas áreas costeiras. Os índices de vegetação analisados apresentaram respostas complementares que podem ser utilizadas em estudos de monitoramento ambiental.

Com base no exposto, conclui-se que a zona do Estuário do Rio Curu passou por mudanças expressivas em relação a distribuição, a densidade e a saúde em duas décadas e os Índices de Vegetação auxiliaram neste diagnóstico.

Embora boa parte da área de estudo esteja numa Unidade de Conservação observa-se que a degradação ambiental avançou dentro e na Zona de Entorno comprometendo desta forma os objetivos de conservação de seus recursos naturais.

Foi possível identificar a conversão de áreas com cobertura vegetal para a instalação de assentamentos urbanos, cultivos agrícolas e aquícolas. Logo, expressivas áreas vegetadas foram reduzidas a fragmentos com tamanhos distintos, aumentando o efeito de borda nestas manchas. Foram também registradas a introdução de espécies alóctones de interesse comercial tanto para os cultivos em pequena, quanto em macro escala.

Após os processamentos aplicados nas imagens orbitais foram observadas algumas tendências na evolução espaço-temporal do NDVI, SAVI e IAF em resposta a dinâmica de regressão e expansão das áreas ocupadas pela vegetação. A resolução baixa do satélite Landsat dificultou algumas análises devido ao tamanho relativamente pequeno da área e a características particulares da vegetação presente (flora mista).

Devido ao mosaico de assembleias de plantas dispostas na região estuarina do Rio Curu e da resolução do satélite, não se diferenciou, com um grau de confiança significativo, os tipos vegetacionais de modo mais específico. Mas foi possível observar como o desmatamento, para implantação e expansão de cultivos agrícolas e aquícolas, foram os responsáveis diretos por alterações expressivas nos estratos vegetais, e, conseqüentemente, na estrutura da comunidade estuarina.

As diferenças entre as respostas do NDVI e do SAVI foram complementares e se evidenciaram mais nos dois períodos de ausência de chuvas na região (2007- out; 2020 – set), onde as áreas com solos mais expostos se destacaram melhor nos mapas. O SAVI também saturou menos as áreas de vegetação média (classe 5) e densa (classe 6). Entretanto, dadas as características da área em estudo, o SAVI se mostrou mais efetivo que o NDVI já que este saturou em muitos pontos.

Já o IAF superestimou a classe 1 (corpos hídricos e carcinicultura), mas trouxe uma resposta complementar aos dois primeiros índices analisados, uma vez que trouxe um panorama de como se comportou estruturalmente a assembleia de plantas da área. Ele se mostrou mais sensível às mudanças pluviométricas da região não saturando tanto nos períodos de estiagem.

Por fim, no tocante a distribuição, constatou-se que a comunidade de mangue se expandiu longitudinalmente neste íterim sentido foz-montante até chegar na comunidade de Poço Doce. Mesmo com esse incremento nos seus domínios, a densidade do mangue é mais significativa próxima ao mar.

Em relação a densidade da vegetação, constatou-se que a mata nativa foi substituída progressivamente por espécies de interesse comercial como cana-de-açúcar, capim elefante, coco da baía e culturas de subsistência. Assim como para implantação da aquicultura, diminuindo expressivamente a área de cobertura e alterando a estratificação (altura) da comunidade. Isso deixou o solo mais exposto, o que foi bem captado pelos Índices de Vegetação.

Referente a saúde da vegetação, o ano de 2007 foi o mais crítico, pois foi o que apresentou o menor vigor geral. As áreas ao redor dos cultivos de agricultura e aquicultura foram as mais afetadas pela pressão antrópica exibindo NDVI mais baixo. Os resultados também mostraram a capacidade de resiliência da flora frente aos desafios impostos a ela como foi observado no crescente vigor exibido entre 2007/2014.

A aplicação dos IV's talvez seja mais eficaz quando usado como instrumento para o diagnóstico de dados observacionais do solo, ao invés de simplesmente servirem para detalhar a paisagem através de seus produtos. O conhecimento de campo assim se mostra indispensável para uma leitura ambiental mais assertiva.

Contudo, as respostas apresentadas pelos índices podem auxiliar na formulação ou reformulação de políticas de reabilitação da vegetação envolvendo as comunidades locais, uma vez que a análise da distribuição e da condição da flora se utilizando destes índices é contextual. Deste modo, a estrutura e a composição da comunidade vegetal de cada zona ou região irão exibir diferenças significativas, sendo de extrema importância o monitoramento constante destas áreas.

Sugere-se deste modo, realizar trabalhos de conscientização junto as comunidades ribeirinhas que utilizam a área para cultivo sobre a necessidade de emprego de métodos conservacionistas na utilização do solo e dos recursos hídricos, sejam eles de caráter reversivo ou preventivo.

Por fim, ao se pensar a gestão das UC's de uso sustentável deve-se levar em conta o planejamento integrado, envolvendo vários atores sociais objetivando reconhecer áreas sensíveis e passíveis de proteção contra o uso e ocupação indiscriminados, buscando contribuir para o gerenciamento costeiro.

CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo almejou, por meio de dados de campo e por Sensoriamento Remoto, realizar uma análise temporal das mudanças na estrutura do manguezal bem como da cobertura vegetal do estuário do Rio Curu como subsídio para o monitoramento da qualidade ambiental. Baseado nos resultados encontrados, confirma-se que o objetivo proposto foi alcançado.

Em relação as principais modificações observadas no padrão estrutural do manguezal do Rio Curu em 2021 comparado com um estudo realizado em 2007 destaca-se que o referido Manguezal parece está passando por um processo de regeneração natural dado o número de juvenis observado no inventário de 2021. Essa característica repercutiu nos resultados de DAP e área basal que apresentaram diferenças significativas entre os anos, exibindo assim um Manguezal estruturalmente inferior ao do inventário de 2007, fortalecendo a hipótese que esta comunidade se encontra em diferentes estágios sucessionais.

No tocante aos possíveis vetores responsáveis pela variação espaço-temporal das áreas de cobertura vegetal do estuário do Rio Curu, constatou-se que o desmatamento para a expansão/instalação de áreas destinadas a agricultura, a aquicultura e aos assentamentos urbanos reduziram expressivas porções de cobertura vegetal nativa a fragmentos com tamanhos distintos contribuindo para a instabilidade ambiental.

A introdução de espécies alóctones de interesse comercial interferiu na riqueza das espécies, o que pode ter favorecido o estabelecimento e expansão de algumas espécies em detrimento de outras. Alterações na composição das espécies provocam alterações nos estratos vegetais e, conseqüentemente, na estrutura da comunidade.

Além disso foi observado que as possíveis alterações nos teores de salinidade do rio em consequência da derrubada dos barramentos ao longo do curso do rio e pela instalação de fazendas de carcinicultura, o mangue se expandiu longitudinalmente no sentido a montante, expandindo suas fronteiras até a comunidade de Poço Doce.

Entre os achados se utilizando de técnicas de Sensoriamento Remoto sobre como o uso e ocupação da zona costeira da área de estudo afeta a integridade da vegetação da área

estuarina observou-se que a flora residente apresenta uma boa capacidade de resiliência frente aos desafios impostos como foi observado no crescente vigor exibido entre os anos 2007 a 2014. Entretanto, apesar de uma resposta geral positiva, ao longo dos 20 anos monitorados, percebeu-se um declínio nestas taxas ao longo do tempo.

No que tange as contribuições, este estudo pode auxiliar na tomada de decisão dos gestores da referida APA sobre quais são as fragilidades e desafios frente a peculiaridades deste estuário de grande valor ecológico e turístico. Assim, o presente estudo contribuiu por descrever o comportamento espectral da flora da APA do Estuário do Rio Curu e de como estes resultados podem auxiliar na formulação ou reformulação de políticas de recuperação da vegetação natural em parceria com a população residente.

Os resultados aqui reunidos podem servir de *insights* para futuras pesquisas visando a melhor conservação dessa área, bem como o uso sustentável por parte da população local, veranistas e turistas através do bom emprego de atividades turísticas e de lazer.

Quanto as limitações desta pesquisa, ressalta-se que o uso do satélite com baixa resolução somado ao tamanho relativo pequeno da área de interesse não permitiu uma análise mais pormenorizada da cobertura vegetal. Também se observou que a falta de padronização da amostragem que está disponível na literatura dificulta a análise comparativa dos parâmetros fitossociológicos.

Os transectos deveriam ter abrangido uma área maior para uma melhor compreensão da espacialidade das espécies e conseqüentemente, uma leitura ambiental mais assertiva.

É importante destacar que estes resultados não são conclusivos. Por isso, sugere-se que sejam utilizadas mais parcelas distribuídas ao longo do curso do rio sentido montante.

Recomenda-se ainda que futuras investigações tentem utilizar satélites ou ferramentas de Sensoriamento Remoto com maior resolução espectral ampliando assim a compreensão de como está se comportando as assembleias de plantas da APA do Estuário do Rio Curu.

Por fim, que sejam promovidas atividades de conscientização junto a população regional sobre a necessidade de emprego de métodos conservacionistas na utilização do solo e dos recursos hídricos, sejam eles de caráter reversivo ou preventivo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, K. M. P.; COUTINHO, L. M. Sensoriamento remoto aplicado no estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem. **Revista Vértices**, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, v.16, n.1, p. 173-196, jan/abr. 2014. DOI: 10.5935/1809-2667.20140012.
- ADAIME, R. R. Estrutura, produção e transporte em um Manguezal. *In*: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA. São Paulo. Anais [...] **Academia de Ciências de São Paulo**, São Paulo, p. 80-90, 1987.
- ALATORRE, L. C. *et al.* Temporal changes of NDVI for qualitative environmental assessment of mangroves: Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the Gulf of California (1990-2010). **Journal of Arid Environments**, v. 125, p. 98-109, 2016.
- ALBUQUERQUE, A. *et al.* A proteção dos ecossistemas de Manguezal pela legislação ambiental brasileira. **Geographia**, ano 17, n. 33, 2015.
- ALJAHDALI, M. O.; MUNAWAR, S.; KHAN, W. R. Monitoring mangrove forest degradation and regeneration: Landsat time series analysis of moisture and vegetation indices at Rabigh Lagoon, red sea, **Forests**, v. 12, n. 1, p. 1–19, 2021.
- ALLEN, R. *et al.* Surface Energy Balance Algorithms for Land (SEBAL) – **Advanced Training and Users Manual** – Idaho Implementation, version 1.0, 2002. 97 p.
- ALMEIDA, V. C. *et al.* Caracterização estrutural do Manguezal do Rio Tabatinga, Suape, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 1, p. 37-47, 2014.
- ALMEIDA, E. A.; FORTUNA, J. L. Ecologia de microfungos ambientais encontrados em substratos de manguezais. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, v. 18, n. 35, p. 96-112, 2021.
- ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**. v. 3, p. 313 –322, 2012. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.4155/cmt.12.20>. Acesso em: 11 abr. 2023.
- ALONGI, D. M. Present state and future of the worlds Mangrove forests. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 3, p. 331- 349 2002.
- ALONGI, D. M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annual Review of Marine Science**, v. 6, p. 195–219, 2014.
- ALVES, J. R. P. **Manguezais: educar para proteger**. Rio de Janeiro: Femar Semads, 2001. 96 p.
- ALVES, M. L. Salvem os Manguezais. **Desafios do Desenvolvimento**, IPEA, ano 10, n. 77. 2013. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/agencia/images/boletim_2013/pdf/desafios77_72_76.pdf . Acesso em 30 de mar. 2023.

ALVES, Solange N. **Ecofisiologia do Manguezal**: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Aracajú- SE, Degrase, 2008. 72p.

ALVES, A. P. A.; SILVA, J. B.; MOURA, D. C.; NASCIMENTO, I. B. Sucessão Ecológica no Ecossistema Manguezal: revisão bibliográfica. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 14, p. e160111436003-e160111436003, 2022.

AMARAL, A. C. Z. *et al.* Araçá: biodiversity, impacts and threats. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, p. 219-264, 2010. Disponível em: <<https://bit.ly/2H74VM3>>. Acesso em: 20 jan. 2019.

AMIRI, F. *et al.* T. Multitemporal landsat images based on eco-environmental change analysis in andaround Chah Nimeh reservoir, Balochestan (Iran). **Environmental Earth Sciences**, v.72, n. 3, p. 801-809, 2014.

ANJOS, D. C. **Diversidade microbiana e de teores de metais pesados em solos e nas águas superficiais ao longo do Rio Curu**. 2015. 108 f. Tese – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas), Fortaleza, 2015.

ANTUNES, M. A. H.; ASSAD, E. D.; BATISTA, G. T. Variação das medidas espectrais ao longo do ciclo da soja (*Glicine max* (L.) Merrill.). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7, 1993, Curitiba. **Anais [...]** Curitiba: INPE, 1993. p. 1-9. 1993.

ARARIPE, H. G. A.; LOPES, J. B. e BASTOS, M. E. G. Aspectos do Licenciamento Ambiental da carcinicultura na APA do Delta do Parnaíba. **Revista Ambiente e Sociedade**, v. 9, n. 2, 2006.

ARAÚJO, M. C. B.; SILVA-CAVALCANTI, J. S. Resíduos em praias e ambientes costeiros. **Revista Ciência Hoje**, São Paulo, v. 53, n. 313, abr. 2014.

ARAÚJO, M. C. B.; COSTA, M. Visual diagnosis of solid waste contamination of a tourist beach: Pernambuco, Brazil. **Waste Management**, v. 27, n. 6, p. 833-839, 2007.

ARIFANTI, V. B.; NOVITA, N.; TOSIANI, A. Mangrove deforestation and CO2 emissions in Indonesia. In: IOP Conference Series: **Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, v. 874, n. 1, p. 012006, 2021.

ARRUDA, A. G. F. **Análise do uso e ocupação do solo e seus impactos em Zonas Costeiras**: Paracuru – CE. 2013. 130 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico ou Profissional em 2013) - Universidade Estadual do Ceará, 2013. Disponível em: <<http://siduece.uece.br/siduece/trabalhoAcademicoPublico.jsf?id=84726>> Acesso em: 8 de fevereiro de 2023

ARRUDA, C. P. S. **Monitoramento de mudas de espécies arbóreas de mangue na rodovia PA do km 17, Bragança-Pará**. 2013. 400 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Grau de Licenciado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Pará, *campus* de Bragança, 2013.

ASAEDA, T. *et al.* Mangrove plantation over a limestone reef – good for the ecology? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 173, p. 57-64, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.02.017>. Acesso em: 12 abr. 2023.

AZZARI, G.; LOBELL, D. Landsat-based classification in the cloud: An opportunity for a paradigm shift in land cover monitoring. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 64–74, 2017.

BALL, M. C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of Southern Florida. **Oecologia**, v. 44, p. 226-235, 1980.

BARBOSA, K. M. N. **Monitoramento espacial de biomassa e carbono orgânico da vegetação herbácea de várzea na Amazônia Central**. 2006. 131 p. Tese (Doutorado Ciências Florestais) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BELWARD, A. S.; SKØIEN, J. O. Who launched what, when and why; trends in global land-cover observation capacity from civilian earth observation satellites. **ISPRS J. Photogramm. Remote Sensing.**, v. 103, p. 115–128, 2015.

BENFIELD, S. L.; GUZMAN, H. M.; MAIR, J. M. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. **J. Environ. Manag.**, v. 76, p. 263 –276, 2005.

BENEVIDES, J. A. J. **Monitoramento fenológico para avaliação de impacto ambiental em manguezais estuarinos no Ceará**. 2018. 78f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2018.

BENEVIDES, J. A. J.; MAIA, R. C.; SILVA, I. H. C. V. da. Monitoramento fenológico para avaliação de impacto ambiental em manguezais estuarinos no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 31, n. 4, p. 1631–1653, 2021. DOI: 10.5902/1980509839683. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/39683>. Acesso em: 16 out. 2023.

BERNINI, E. **Estrutura da cobertura vegetal e produção de serapilheira da floresta de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2008. 134 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Estadual do Norte Fluminense, Brasil, 2008.

BERNINI, E. *et al.* Estrutura da vegetação em duas áreas com diferentes históricos de antropização no Manguezal de Anchieta, Es. **Boletim do Laboratório de Hidrologia**, Espírito Santo, v. 22, p. 01-08, 2009.

BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 491-502, 2004.

BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Variação estrutural em florestas de mangue do estuário do Rio Itabapoana, ES-RJ. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 1, p. 49-60, 2010.

BHOMIA, R. K.; KAUFFMAN, J. B.; MCFADDEN, T. N. Ecosystem carbon stocks of mangrove forests along the Pacific and Caribbean coasts of Honduras. **Wetlands Ecology and Management**, v. 24, p. 187–201, 2016.

BHOWMIK, A. K. *et al.* Global mangrove deforestation and its interacting social-ecological drivers: A systematic review and synthesis. **Sustainability**, v. 14, n. 8, p. 4433, 2022.

BLANCHARD, J.; PRADO, G. Natural regeneration of *Rhizophora mangle* in Strip Clearcuts in North West Ecuador. **Biotropica**, v. 27, p. 160-162, 1995.

BLOTTA, K. D. *et al.* Fitossociologia comparativa de dois manguezais: Canal de Bertioiga/SP e do estuário da Barra do Rio Una-Peruíbe-SP. **Unisanta BioScience**, v. 5, n. 3, p. 271-282, 2016.

BONALDI, R. A.; RODERJAN, C. V. Levantamento florístico e caracterização estrutural de um Manguezal na APA de Guaraqueçaba, Paranaguá, PR. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 1, p. 19-28, jan-jun. 2017.

BORCHERT, R. Phenology and ecophysiology of tropical trees: *Erythrina poeppigiana* O.F. Cook. **Ecology**, v. 61, n.5, p.1065-1074, 1980.

BOSIRE, J. O. *et al.* Predation on propagules regulates regeneration in a high-density reforested mangrove plantation. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 299, p. 149–155, 2005.

BRANDÃO, E. J. O ecossistema Manguezal: aspectos ecológicos e jurídicos. **Revista de Curso de Direito**, v. 1, n. 2, p.1-16. 2011.

BRASIL. **Lei 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.

BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012a.

BRASIL. **Lei 12.727, de 17 de outubro de 2012**. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº s 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nº s 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. 2012b.

BRAZ, A. M.; ÁGUAS, T. A.; GARCIA, P. H. M. Análise de Índices de Vegetação NDVI e SAVI e Índice de Área Foliar (IAF) para a comparação da cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Córrego Ribeirãozinho, município de Selvíria – MS. **Revista Percorso**. Nemo, Maringá, v. 7, n. 2, p. 05- 22, 2015. ISSN: 2177 – 3300.

BREITHAUPT, J. L. *et al.* Organic carbon burial rates in mangrove sediments: strengthening the global budget. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 26, n. 3, 2012.

BRITO, A. G. M. *et al.* Áreas de vulnerabilidade em Natal/RN, Brasil: análise da zona de proteção ambiental 9 (ZPA 9). **Caminhos de Geografia**, v. 20, p. 433–453, 2019.

CAITANO, R. F.; LOPES, F. B.; TEICEIRA, A. S. Estimativa de Aridez no Estado do Ceará usando o Sistema de Informação Geográfica. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XV (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais [...]** São José dos Campos: INPE, 2011.

CÁRDENAS, N. Y.; JOYCE, K. E.; MAIER, S. W. Monitoring mangrove forests: Are we taking full advantage of technology? **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 63, p. 1-14, 2017. ISSN 1569-8432, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.07.004>.

CARVALHO, E. A.; JARDIM, M. A. G. Composição e estrutura florística em bosques de manguezais paraenses, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 923-930, jul-set. 2017. ISSN 1980-5098.

CAVALCANTI, V. F. *et al.* Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. **Journal of Coastal Research**, Flórida, v. 56, n. 1, p. 390–394, 2009.

CAVALCANTI-SILVA, E. R. A. *et al.* Análise espaço-temporal das características do mangue urbano no estuário do Pina (Pernambuco). **Revista Brasileira do Meio Ambiente**, v. 1, n.1. p. 30-38, 2018.

CEARÁ. **Decreto Estadual N° 25.416, de 29 de março de 1999**. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da APA do Estuário do Rio Curu, localizada na divisa dos municípios de Paracuru e Paraipaba e adota outras providências. Palácio do Governo do Estado do Ceará, 1999. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2021/09/Rio-Curu.pdf> . Acesso em: 10 abr. 2023.

CEARÁ. **Lei 14.950, de 27 de junho de 2011**. Institui o Sistema Estadual de Unidades de Conservação do Ceará – SEUC, e dá outras providências. Palácio da Abolição, 2011. Disponível em: <https://bela.ce.gov.br/index.php/legislacao-do-ceara/organizacao-tematica/meio-ambiente-e-desenvolvimento-do-semiarido/item/1684-lei-n-14-950-de-27-06-11-do-de-05-07-11> . Acesso em: 10 abr. 2023.

CHAMBERLAIN, D. A.; PHINN, S. R.; POSSINGHAM, H. P. Mangrove Forest Cover and phenology with landsat dense time series in Central Queensland, Australia. **Remote Sensing**, v. 13, n. 15, p. 3032, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs13153032>. Acesso em: 12 abr. 2023.

CHANDER, G. *et al.* Visão geral da intercalibração de instrumentos de satélite. IEEE Trans. **Geoscience and Remote Sensing**, v. 51, p.1056–1080, 2013.

CHRISTOFOLETTI, R. A. *et al.* A década da ciência oceânica para o desenvolvimento sustentável. E eu com isso? **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 73, n. 2, abr./jun. 2021.

CHRISTOPHERSON, R. W. **Geossistemas**: uma introdução à Geografia Física. 7 ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 688 p.

CINTRÓN, G.; LUGO, A. E.; MARTINEZ, R. Structural and functional properties of mangrove forests. *In*: D'Arcy, William Gerald & Mireya de Correa (eds.). **The botany and natural history of Panama**: La botánica y la historia natural de Panamá. St. Louis: Missouri Botanical Garden; 1985.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur America. **Ciencia Interamericana**, v. 25, n. 1, p. 4-15, 1985.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducción a la ecología del manglar**. Montevideo: Oficina Regional de Ciência y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe, 1983, 109p.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangrove forests: ecology and response to natural and man induced stressors. *In*: **Coral Reefs, Seagrass Beds and Mangrove**: their Interaction in the Coastal Zones of the Caribbean. UNESCO Reports in Marine Science, n. 23, p. 87-113, 1984.

CINTRÓN-MOLERO, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecology and management of New World mangroves, p. 233-258. *In*: U. Seeliger (ed.), **Coastal plant communities of Latin America**, Academic Press, California, 1992. 392 p.

CLARK, J. P.; KENIGAN, A. R. Do forest gaps influence the population structure and species composition of mangrove stands in Northern Australia. **Biotropica**, v. 32, p. 642-652. 2000.

CLARKE, P. J.; KERRINGAN, R. A. The effects of seed predators on the recruitment of mangroves. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 728–736, 2002.

CLARKE, P. J. Effects of experimental canopy gaps on mangrove recruitment: lack of habitat partitioning may explain stand dominance. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 203–213, 2004.

CLARKE, P. J.; MYERSCOUGH, P. J. The intertidal distribution of the grey mangrove (*Avicennia marina*) in southeastern Australia: the effects of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment and survival. Aust. **Journal of Ecology**, v. 18, p. 307–315, 1993.

CLIMATE DATA. 2022. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/ceara/paracuru-44128/#climate-graph>. Acesso em: 03 abr. 2023.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS – COGERH. **Plano de recursos hídricos das regiões hidrográficas do Ceará** – PRH. Iniciando o diálogo na região hidrográfica do Curu. 2021. 142 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 001 de 23 de janeiro de 1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 fev. CONAMA, 1986. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0001-230186.PDF>. Acesso em: 11 abr. 2023.

COSTA, D. F. S.; ROCHA, R. M.; CESTARO, L. A. Análise fitoecológica e zonação de Manguezal em estuário hipersalino. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 1, p. 119-126, jan./abr. 2014.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

CRUZ, M. A. S.; SOUZA, A. M. B.; JESUS, J. S. Avaliação da cobertura vegetal por meio dos Índices de Vegetação SR, NDVI, SAVI e EVI na Bacia do Rio Japarutuba- -Mirim em Sergipe. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR). 2011, Curitiba. **Anais [...]** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 1357-1364. ISBN 978-85-17-00056-0.

CUNHA-LIGNON, M. Variação espaço-temporal de bosques de mangue. *In*: III SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO. **Anais [...]**. Aracajú/SE, 25 a 27 out, 2006. 5 p.

CUNHA-LIGNON, M. *et al.* Estudos de Caso nos Manguezais do Estado de São Paulo (Brasil): Aplicação de Ferramentas com Diferentes Escalas Espaço-Temporais. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 9, n. 1, p. 79-91, 2009.

CURRAN, P. J. **Principles of Remote Sensing**. London, Longman, 1985. 260 p.

DAN, S. F.; UDOH, E. C.; WANG, Q. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals, and relationship with organic matter sources in surface sediments of the Cross River Estuary and nearshore areas. **Journal of Hazardous Materials**, v. 438, p. 129531, 2022.

DANYLCHUK, A. J. *et al.* Cascading effects of climate change on recreational marine flats fishes and fisheries. **Environmental Biology of Fishes**, v. 106, n. 2, p. 381-416, 2023.

DAHDOUH-GUEBAS, F. World Atlas of Mangroves: Mark Spalding, Mami Kainuma and Lorna Collins (eds). **Human Ecology**, v. 39, n. 1, p. 107-109, 2011.

DAS, S. C.; DAS, S.; TAH, J. Mangrove forests and people's livelihoods. *In*: Mangroves: Biodiversity, Livelihoods and Conservation. Singapore: **Springer Nature Singapore**, p. 153-173, 2022

DE ALVARENGA, A. M. S. B.; BOTOSSO, P. C.; SOFFIATTI, P. Stem growth and phenology of three subtropical mangrove tree species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 4, p. 907-914, dez, 2017.

DEL VECCHIA, A. G. *et al.* Organic carbon inventories in natural and restored Ecuadorian mangrove forests. **PeerJ**, v. 22, n. 2, mai. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.7717/peerj.388>. Acesso em: 31 mar. 2023.

DELGADO, P. *et al.* The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. **Aquatic Botany**, v. 71, p. 157-178, 2001.

DEUS, M. S. M. *et al.* Estrutura da vegetação lenhosa de três áreas de Manguezal do Piauí

com diferentes históricos de antropização. **Brasil Florestal**, v. 78, p. 53-60, 2003.

DUKE, N. C.; BALL, M. C.; ELLISON, J. C. Factors influencing in mangroves biodiversity and distributional gradients. **Global Ecology and Biogeography Letters**, v. 7, p. 27-47, 1998.

DUKE, N.C. *et al.* A world without mangroves? **Science**, v. 317, n. 5834, p. 41-42, 2007.

EGER, A. M. *et al.* The value of ecosystem services in global marine kelp forests. **Nature communications**, v. 14, n. 1, p. 1894, 2023.

ELLISON, A. M.; FARNSWORTH, E. J. Seedling survivorship, growth, and response to disturbance in a Belizean mangal. **American Journal of Botany**, v. 80, p. 1137–1145, 1993.

ELLISON, J. C. Biogeomorphology of mangroves. *In*: **Coastal Wetlands**, (2ed). Elsevier, 2019. p. 687-715. ISBN 9780444638939. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444638939000204> .Acesso em: 31 mar. 2023.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Satélites de monitoramento. Landsat: Land Remote Sensing Satellite. 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento/missoes/landsat#tm> . Acesso em: 06 abr. 2023.

EPIPHANIO, J. C. N *et al.* Índices de vegetação no sensoriamento remoto da cultura do feijão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 6, p. 445-454, jun. 1996.

FAN, L. *et al.* Investigating the relationship between NDVI and LAI in semi-arid grassland in Inner Mongolia using *in situ* measurements. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 95, n. 1-2, p. 151–156, 2008. Disponível em: <https://doi:10.1007/s00704-007-0369-2> . Acesso em: 07 abr. 2023.

FANDÉ, B.; PEREIRA, V. F. G. C. Impactos ambientais do turismo: um estudo sobre a percepção de moradores e turistas no município de Paraty-RJ. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental-REGET**, v. 18, n. 3, p. 1170-1778, 2014.

FERREIRA, A. C.; GANADE, G.; ATTAYDE, J. L. Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: effects on plant biomass and crab communities. **Ocean & Coastal Management**, v. 110, p. 38–45, 2015.

FERREIRA, A. C. *et al.* Propagule predation in a Neotropical mangrove: the role of the *Grapsid* crab *Goniopsis cruentata*. **Hydrobiologia**, v. 707, p. 135–146, 2013.

FERREIRA, A. C.; ALENCAR, C. E. R. D.; BEZERRA, E. A. Interrelationships among ecological factors of *Brachyurian* crabs, trees and soil in mangrove community assemblage in Northeast Brazil. **Community Ecology**, v. 20, n. 3, p. 277-290, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1556/168.2019.20.3.8>. Acesso em: 07 abr. 2023.

FERREIRA, A. C.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Aboveground carbon stock in a restored neotropical mangrove: influence of management and *Brachyuran* crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management**, [s. l.], v, 27, p. 1-20, 2019.

FERREIRA, A. C. *et al.* Mangrove recovery in semiarid coast shows increase of ecological processes from biotic and abiotic drivers in response to hydrological restoration. **Wetlands**, v. 42, n. 80, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01603-0>. Acesso em: 12 abr. 2023.

FIELD, C. D. Ecological scaling of carbon gain to stress and resource availability. *In*: H. Mooney, W. Winner, & E. Pell (eds.), **Response of Plants to Multiple Stresses**, London, Academic Press, 1991. p. 35-66.

FIGUEIREDO, D. **Conceitos básicos de sensoriamento remoto**. 2005. 32 p. Disponível em: https://clickgeo.com.br/wp-content/uploads/2013/04/conceitos_sm.pdf . Acesso em: 31 mar. 2023.

FONSECA, R. C. **Análise de índices de vegetação (NDVI e SAVI) no estudo da dinâmica geoespacial e espectro-temporal da vegetação de caatinga, cultura irrigada e solo exposto do município de Petrolina/PE**. 2017. 78 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Departamento de Engenharia Cartográfica e de Agrimensura do Centro de Tecnologia e Geociências), Universidade Federal de Pernambuco. 2017.

FONSECA, R. C. *et al.* O Sensoriamento Remoto como instrumento de gestão ambiental no bioma Caatinga: o caso do Parque Nacional de Ubajara. **Anais [...]**. II Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido, Campina Grande, 2017.

FONTANA, D. C.; BERLATO, M. A.; BERGAMASCHI, A. Relação entre índice de vegetação global e condições hídricas no Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 8, p. 1399-1405, 1998.

FORESTRY ECONOMICS AND POLICY DIVISION. **The new generation of watershed management programmes and projects**. FAO, Rome, 2006. 137 p. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/4eb77067-c07c-5389-88f5-53ed508a7c8f> . Acesso em: 31 mar. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED - **FAO**. The state of World fisheries and aquaculture 2006. Rome: FAO, 2007a. 180 p. Disponível em: <https://www.fao.org/3/a0699e/a0699e.pdf>. Acesso em: 06 abr. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED - **FAO**. The world's mangrove: 1980 – 2005. A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, n. 153, 2007b. 77 p. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2008433305>. Acesso em: 06 abr. 2023.

FREITAS, D. M. *et al.* Mapas dos manguezais do Brasil. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, p. 121-173, 2018.

FRIESS, D. A. Where the tallest mangroves are. **Nature Geoscience**, v. 12, p. 4-6, 2019.

FRIESS, D. A. *et al.* The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, n. 1, p. 89-115, 2019.

FROMARD, F.; VEGA, C.; PROISY, C. Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana. A case study based on remote sensing data analyses and field surveys. **Marine Geology**, v. 208, p. 265–280, 2004.

FRUEHAUF, S. P. **Rhizophora mangle (mangue vermelho) em áreas contaminadas de manguezais na Baixada Santista**. 2005. 223 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agrossistemas). Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME. Calendário de Chuvas, 2016. Disponível em: <https://www.funceme.br/app-calendario/ano/municipios/media/2000> . Acesso em: 07 abr. 2023.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME. Postos Pluviométricos do estado do Ceará - posto 109, Paracuru, 2023. Disponível em: [http://www.funceme.br/produtos/script/chuvas/Download de series historicas/DownloadChuvasPublico.php](http://www.funceme.br/produtos/script/chuvas/Download%20de%20series%20historicas/DownloadChuvasPublico.php). Acesso em: 06 mar. 2023.

GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. Estudos climáticos nas escalas inferiores do clima: manguezais da Barra do Rio Ribeira, Iguape, SP. **Revista Mercator**, v. 9, n. 1, p. 25-38, 2010.

GAMEIRO S. *et al.* Avaliação da cobertura vegetal por meio de índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe, CE. **Terræ**, v. 13, n. 1-2, p. 15-22, 2016.

GASPARINETTI, P. *et al.* **Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense**. In: Documento de Trabalho, abril, 2018. Disponível em: https://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2018/04/Os_valores_dos_servicos_ecossistemicos_dos_manguezais_brasileiros.pdf . Acesso em: 31 mar. 2023. 67 p.

GAUTIER, D.; AMADOR, J.; NEWMARK, F. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents - preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. **Aquaculture Research**, v. 32, p. 787-799, 2001.

GIRI, C. E. *et al.* Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p.154-159, 2010.

GIRI, C. Observation and Monitoring of Mangrove Forests Using Remote Sensing: Opportunities and Challenges. **Remote Sensing**, v. 8, n. 9, p. 783, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs8090783> . Acesso em: 07 abr. 2023.

GLENN, D. M.; TABB, A. Evaluation of five methods to measure Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) in apple and citrus. **International Journal of Fruit Science**, v. 19, n.

2, p. 191–210, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15538362.2018.1502720>. Acesso em: 31 mar. 2023.

GLENN, E. P. *et al.* Relationship between remotely-sensed Vegetation Indices, canopy attributes and plant physiological processes: what Vegetation Indices can and cannot tell us about the landscape. **Sensors**, v. 8, n. 4, p. 2136-2160, 2008. ISSN 1424-8220.

GODOY, M. D. P.; LACERDA, L. D. River-island response to land-use change within the Jaguaribe River, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 30, n. 2, p. 399-410, 2014.

GODOY, M. D. P. **Alteração nas áreas de mangue em estuários no estado do Ceará devido a mudanças nos usos do solo e mudanças climáticas**. 2015. 202 p. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais). Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR. Universidade Federal de Fortaleza. Fortaleza, Ceará, 2015.

GOLDBERG, L. *et al.* Global declines in human-driven mangrove loss. **Global Change Biology**, v. 26, n. 10, p. 5844-5855, 2020.

GONÇALVES, A. L. *et al.* Composição florística e fitossociológica do Manguezal da zona portuária de São Luís, Maranhão, Brasil. **Biofix Scientific Journal**, v. 1, n. 1, p. 1-7. 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.55789>. Acesso em: 07 abr. 2023.

GORAYEB, A. *et al.* Aspectos ambientais e qualidade das águas superficiais na Bacia Hidrográfica do Rio Curu – Ceará – Brasil. **Holos Environment**, v. 7, n. 2, p. 105, 2007. ISSN: 1519-8634 (ON-LINE). 2007.

GORAYEB, A. *et al.* Saneamento básico e impactos ambientais na bacia hidrográfica do Rio Curu – Estado do Ceará – NE do Brasil. **Scripta Nova**, v. 10, n. 208, 2006.

GORAYEB, A. *et al.* Aspectos geoambientais, condições de uso e ocupação do solo e níveis de desmatamento da Bacia Hidrográfica do Rio Curu, Ceará – Brasil. **Geografia**. Londrina, v. 7, n. 2, p. 85-106, 2005.

GORMAN, D. Historical losses of Mangrove systems in South America from human-induced and natural impacts. In: Makowski, C., Finkl, C. (eds) **Threats to Mangrove Forests**. Coastal Research Library, Springer, Cham., v. 25, p. 155-171, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-73016-5_8. Acesso em: 07 abr. 2023.

GOUVÊA, L. P. *et al.* Global impacts of projected climate changes on the extent and aboveground biomass of mangrove forests. **Diversity and Distributions**, v. 28, n. 11, p. 2349-2360, 2022.

GREENTEC CONSULTORIA E PLANEJAMENTO AGROFLORESTAL E DO MEIO AMBIENTE – GREENTEC. Volume 1 – **Diagnóstico Socioambiental APA do Estuário do Rio Curu**. Brasília/DF, 2021. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/planos-de-manejos-das-unidades-de-conservacao/plano-de-manejo-da-apa-do-estuario-do-rio-curu/>. Acesso em: 10 abr. 2023.

GUHA, S., H.; GOVIL, A. D.; GILL, N. Analytical study of land surface temperature with NDVI and NDBI using Landsat 8 OLI and TIRS data in Florence and Naples City, Italy.

European Journal of Remote Sensing, v. 51, n. 1, p. 67–78, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1474494>. Acesso em: 07 abr. 2023.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M. Apicuns: aspectos gerais, evolução recente e mudanças climáticas globais. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 10, n. 2, 2009.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.; OLIVEIRA, T. L. Distribuição de apicuns e de manguezais na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. **Anais [...]. XIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, Natal, Brasil, 25-30, INPE. p. 4607-4614, 2009.

HAITO, H. *et al.* Mangrove research and coastal ecosystem studies with SPOT-4 HRVIR and TERRA ASTER in the Arabian Gulf. **Int. J. Remote Sensing.**, v. 24, p. 4073-4092, 2003. Disponível em: https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf . Acesso em: 01 abr. 2023.

HAMILTON, S. E.; CASEY, D. Creation of a High Spatio-Temporal Resolution Global Database of Continuous Mangrove Forest Cover for the 21st Century (CGMFC-21). **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 6, p. 729–738, 2016.

HAUSER, L. T. *et al.* Gap-free monitorins of annual mangrove forest dynamics in Ca Mau, Vietnamese Mekong Delta, Using the Landsat 7-8 archives and post-classification temporal optimization. **Remote Sensing.**, v. 12, n. 22, p. 3729, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13416979.2020.1783752>. Acesso em: 11 abr. 2023.

HEUMANN, B.W. Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities. **Progress in Physical Geography**, v. 35, p. 87–108, 2011.

HUETE, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote Sensing of Environment**, v. 25, n. 3, p. 295-309, 1988.

HUTCHISON, J. M. A. *et al.* Predicting global patterns in mangrove forest biomass. **Conservation Letters**, v. 7, p. 233–240, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará**. Equipe técnica: DIPRO/DILIQ/DIFAPE/GEREX-CE. Brasília/DF, 2005. 240 p. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&iid=20489 . Acesso em: 06 abr. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE Cidades@. Dispõe os números do censo de 2010 das cidades do Estado do Ceará. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/index.php>>. Acesso em: 06 abr. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Satélites Landsat 5 e 7**. INPE, 2023. Disponível em: http://www.dgi.inpe.br/Suporte/files/Cameras-LANDSAT57_PT.php . Acesso em: 28 mar. 2023.

IRONS, J. R.; DWYER, J. L.; BARSÍ, J. A. The next Landsat satellite: The Landsat Data Continuity Mission. **Remote Sensing of Environment.**, v. 122, p. 11-21, 2012.

- ISLAM, M. D. S.; TANAKA, M. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 4, p. 624–649, 2004.
- JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: uma perspectiva em recursos terrestres. Tradução da 2ª edição por (pesquisadores do INPE): Epiphany, J. C. N.; Formaggio, A. R.; Santos, A. R.; Rudorff, B. F. T.; Almeida, C. M.; Galvão, L.S. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 672 p.
- JIMÉNEZ, J. A. L.; LUGO, A. *Avicennia germinans* (L.) L. black mangrove, Avicenniaceae Verbena Family. Unesco - Institute of Tropical Forestry, **Silviscs Manual**, v. 3, n. 4, 1985. 6 p.
- JIMÉNEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. **Biotrop**, v. 17, n. 3, p. 177-185, 1985.
- JIMÉNEZ, J. Structure and dynamics of a mangrove forest along a flood gradient. **Estuaries**, v. 14, p. 49-56, 1985.
- JIMÉNEZ, J. A. **Los Manglares del Pacífico Centroamericano**. Editorial Fundación UNA, Heredia, Costa Rica. 1994. 336 p.
- JÚNIOR, J. J. S.; NICACIO, G.; RODRIGUES, G. G. A carcinicultura nos manguezais do Nordeste brasileiro: problemáticas socioambientais nas comunidades tradicionais. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**, v. 9, n. 2, p. 70-84, 2020.
- KAMIL, E. A.; TAKAIJUDIN, H.; HASHIM, A. M. Mangroves as coastal bio-shield: a review of mangroves performance in wave attenuation. *Civil Engineering Journal*, v. 7, n. 11, p. 1964-1981, 2021.
- KANNIAH, K. *et al.* Satellite images for monitoring mangrove cover changes in a fast growing economic region in southern Peninsular Malaysia. **Remote Sensing**, v. 7, n. 11, p. 14360–14385, 2015.
- KANNIAH, K. D. *et al.* Remote Sensing to study mangrove fragmentation and its impacts on Leaf Area Index and gross primary productivity in the south of peninsular Malaysia. **Remote Sensing**, v. 13, n. 8, p. 1427, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs13081427>. 2021. Acesso em: 01 abr. 2023.
- KAUFFMAN, J. B. *et al.* Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. **Ecological Applications**, v. 24, p. 518–527, 2014.
- KAWAMUNA, A.; SUPRAYOGI, A.; WIJAYA, A. P. Analysis of Mangrove forest health based on NDVI classification method on Sentinel-2 images (Case Study: Teluk Pangpang, Banyuwangi Regency). **Journal of Geodesy**. Undip., v. 6, n. 1, p. 277–284, 2017.
- KELTING, F. M. S. O Clima e a Paisagem da Bacia Hidrográfica do Litoral: Estado do Ceará. *In: Boletim Goiano de Geografia*, Goiânia, v. 29, n. 2, p. 83-99, mar. 2010.
- KILCA, R. V. *et al.* Estrutura de uma floresta de mangue na Baía da Babitonga, São Francisco

do Sul, SC. **Revista Ciência e Natura**, v. 33, n. 2, p. 57-72, 2011.

KILCA, R. V. *et al.* Estrutura de manguezais em diferentes estágios sucessionais no estuário do rio Piauí, Sergipe, Brasil. **Botânica**, n. 61, p. 171-189, 2010.

KRAUSS, K. W. *et al.* How mangrove forests adjust to rising sea level. **New Phytologist**, v. 202, p. 19–3, 2014.

KRISTENSEN, E. *et al.* Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201–219, 2008.

KRISTENSEN, E.; KOSTKA, J. E. Macrofaunal burrows and irrigation in marine sediment: microbiological and biogeochemical interactions. *In*: Kristensen, E; Haese, R. R; Kostka, J. E. (eds) **Interactions between macro- and microorganisms in marine sediments**. American Geophysical Union, Washington, DC, p. 125–157, 2005.

KUENZER, C. *et al.* Remote Sensing of Mangrove Ecosystems: A Review. **Remote Sensing**, v. 3, p. 878–928, 2011.

INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR – LABOMAR/UFC. **Estudo das áreas de Manguezais do nordeste do Brasil**. Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezais – ISME/BR e Universidade Federal de Fortaleza, Fortaleza, Ceará. 2005. 62 p.

LACERDA, L. D. **Mangrove ecosystems function and management**. 1. ed. Springer, 2002. 316 p.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. River domming and changes in mangrove distribution. **ISME/Glomis Eletronic Journal**, v. 2, n. 1, p. 1-4, 2002.

LACERDA, L.D.; KJERFVE, B. Mangroves of Brazil. *In*: LACERDA; L. D. (ed) **Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions**. Part I Latin America. ITTO/ISME, Okinawa, Japão, p. 245-272, 1993.

LAMCHIN, M. LEE, J-Y.; LEE, W-K.; LEE, E.J.; KIM, M.; CHUL-HEE, L.; CHOI, H-A.; KIM, S.- R. Assessment of Land Cover change and Desertification using Remote Sensing Technology in a local region of Mongolia, **Advances in Space Research**. 2016.

LANDIM NETO, F. O. *et al.* Diagnóstico ambiental e zoneamento funcional do estuário do Rio Curu: subsídios para a gestão local e regional. **Revista Eletrônica Georaguaia**, MT, v. 3, n.1, p. 97-113. jan/jun. 2013.

LEE, S. Y. *et al.* Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. Australian. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 7, p. 726-743, 2014.

LEITE, A. P.; SANTOS, G. S.; SANTOS, J. E. O. Análise temporal dos Índices de Vegetação NDVI e SAVI na estação experimental de Itatinga utilizando imagens Landsat 8. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 6, n. 4, p. 606-623, 2017.

- LI, X. *et al.* Re-Evaluation of Phylogenetic Relationships among species of the mangrove genus *Avicennia* from Indo-West Pacific based on multilocus analyses. **PLoS ONE**, v.11, n.10, p.1-14, out. 2016.
- LIANG, S. **Quantitative remote sensing of land surfaces**. Ed. Wiley Interscience, New Jersey, USA. 2004. 534 p.
- LIMA, T. M. J.; TOGNELLA, M. M. P. Estrutura e função dos Manguezais: revisão conceitual. **Eciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 1801-1827, 2012.
- LINCOLN, S. *et al.* Marine litter and climate change: Inextricably connected threats to the world's oceans. **Science of The Total Environment**, v. 837, p. 155709, 2022.
- LIRA, C. *et al.* **Sistemas de Informação Geográfica: Análise de dados de satélite**. DGRM, Lisboa/Portugal, 2016. 115p. ISBN 978-989-99601-5-2. Disponível em: https://www.sophia-mar.pt/uploads/GUIA_5_SIG_Analise_de_dados_satelite.pdf . Acesso em: 03 abr. 2023.
- LONDE, V. *et al.* Estrutura da vegetação de mangue associada ao gradiente de inundação no litoral do norte do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 37, n. 4, p. 629-637, 2013.
- LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, p. 937-943, 2010.
- LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 5, p. 39-64, 1974.
- LUO, L.; ZHOU, Z. C.; GU, J. D. Distribution, diversity and abundance of bacterial laccase-like genes in different particle size fractions of sediments in a subtropical mangrove ecosystem. **Ecotoxicology**, v. 24, n. 7-8, p.1508, 2015. Disponível em: <https://doi:10.1007/s10646-015-1452-6> . Acesso em: 07 abr. 2023.
- MA, W. *et al.* Zonation of mangrove flora and fauna in a subtropical estuarine wetland based on surface elevation. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 14, p. 7404-7418, 2020.
- MACIEL, M. N. M. *et al.* Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 4, n. 1, p.101-114, 2002.
- MAIA, L. P. *et al.* **Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. SEMACE: Fortaleza, 2006. 150 p.
- MAIA, R. C. *et al.* Benthic Estuarine Assemblages of the Northeastern Brazil Marine Ecoregion. *In*: LANA, P. C.; BERNARDINO, A. F. (Eds.) **Brazilian Estuaries**. Springer, Cham, p. 75-94, 2018.
- MAIA, R. C. **Manguezais do Ceará**. Recife: Imprima, 2016. 55 p.

MAIA, R. C. **O uso do gastrópode *Melampus coffeus* (Linnaeus, 1758) como indicador ecológico do estado de degradação ambiental dos manguezais do Ceará.** 2010. 222 p. Tese (Doutorado em Biologia Marinha) pelo Instituto de Biologia. Universidade Federal Fluminense. Programa de pós-graduação em Biologia Marinha. Niterói, RJ. 2010.

MAIA, R. C.; COUTINHO, R. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: A comparative study. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**. [online], v. 47, n. 1, p. 87-98, 2012. ISSN 0718-1957.

MANDAL, S.; RAY, S.; GHOSH, P.B. Impact of mangrove litterfall on nitrogen dynamics of virgin and reclaimed islands of Sundarban mangrove ecosystem, India. **Ecological Modelling**, v. 252, p. 153-166, mar. 2013.

MARINS, R. V. *et al.* Efeitos da açudagem no Rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, n. 197, p. 66-70, 2003.

MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Forty-year calibrated record of earth reflected radiance from Landsat: A review. **Remote Sensing of Environment**, v. 122, p. 30-40, 2012.

MARTINS, P. T. A.; COUTO, E. C. G.; DELABIE, J. H. C. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 2, p. 163–169, 2011.

MATIAS, L.; SILVA, M. D. Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, n. 3, p. 312-319. 2017.

MATHER, P. M.; KOCH, M. **Computer Processing of Remotely-Sensed Images.** An Introduction. 4th ed. John Wiley & Sons, Ltd. 2011. 434 p. ISBN: 978-0-470-74239-6.

MCGUINNESS, K. A. Dispersal, establishment and survival of *Ceriops tagal* propagules in a north Australian mangrove forest. **Oecologia**, v. 109, p. 80–87, 1996.

MCKEE, K. L. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - reciprocal effects? **Journal of Ecology**, v. 81, n. 3, p. 477-487, 1993.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Áreas Úmidas – Convenção de Ramsar. Brasília, 2023. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar.html>. Acesso em: 07 abr. 2023.

MEDEIROS, S. R. M; CARVALHO, R. G.; PIMENTA, M. R. C. A proteção do ecossistema Manguezal a luz da Lei: 12.651/2012: Novos desafios para a sustentabilidade dos manguezais do Rio Grande do Norte. **GEOTemas**, v. 4, n. 2, p. 59-78, jul/dez. 2014

MEIRELES, A. J. A. *et al.* Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. **Revista Mercator**, Fortaleza, v. 6, n. 12, p. 83-106, 2007.

MEIRELES, A. J. A.; SILVA, E. V. Diagnóstico e impactos ambientais associados ao ecossistema Manguezal do Rio Acaraú/Ce, nas proximidades da comunidade de Curral Velho

de Cima. **Parecer Técnico**, Procuradoria da República no Estado do Ceará, Ministério Público Federal. 2003. p. 32.

MEIRELES, A. J. A.; SILVA, E. V. Abordagem geomorfológica para a realização de estudos integrados para o planejamento e gestão em ambientes fluviomarinhos. **Scripta Nova - Geocrítica** – Universidad de Barcelona – Espanha: v. 7, n. 118, p. 25, 2002. Disponível em: <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-118.htm>. Acesso em: 01 abr. 2023.

MENDES, L. S. Relações Fitogeomorfológicas da Bacia Hidrográfica do Rio Curu, Ceará - Brasil: Uma abordagem preliminar. **Revista de Geociências do Nordeste**, [S. l.], v. 2, p. 12–21, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/10419> . Acesso em: 18 mar. 2023.

MENEZES, M. O. T; ARAÚJO, F. S; ROMERO, R. E. O Sistema de Conservação Biológica do Estado do Ceará: Diagnóstico e Recomendações. REDE – **Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v. 5, n. 2, p. 7-31, jun. 2010.

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão states, North Brazil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 3, p. 403-420, 2008.

MENEZES, N. L. Rhizophores in *Rhizophora mangle* L.: an alternative interpretation of so-called “aerial roots”. **Anais da Academia Brasileira Ciência**, v. 78, n. 2, p. 213-226, 2006.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

MIRANDA, P. T. C; SOUZA, M. M. A. Impactos ambientais em áreas de mangue no Estado do Ceará (Brasil). In: IV SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, **Anais [...]** Águas de Lindóia, SP, Brasil, v. 1, p. 69-80, 1998.

MORAIS, J.O. *et al.* Ceará. In: **Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro**. Org. Mueth, D. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 1ed. Rio de Janeiro, v. 1, p. 131-154. 2006.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; NETO, J. A. A. M. (org.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de caso**. 1. ed. Minas Gerais: UFV, 2011. p. 174-212

MURDIYARSO D. *et al.* The potential of Indonesian mangrove forests for global change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 5, p. 1089–1092, 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nclimate2734>>. Acesso em: 04 abr. 2023.

NADIA, T. C. L. **Fenologia, ecologia da polinização e reprodução de espécies de Manguezal no município de Goiana – PE**. 2009. 160 p. Tese (Doutorado em Ecologia Vegetal). Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

NADIA, T. L.; MORELLATO, L. P. C.; MACHADO, I. C. Reproductive phenology of a

northeast Brazilian mangrove community: Environmental and biotic constraints. **Flora**, v. 207, n. 9, p. 682-692, 2012.

NADIA, T. L.; MENEZES, N. L.; MACHADO, I. C. Floral traits and reproduction of *Avicennia schaueriana* Moldenke (Acanthaceae): a generalist pollination system in the Lamiales. **Plant Species Biology**, v. 28, n. 1, p. 70-80, 2013.

NADIA, T. L.; MACHADO, I. C. Wind pollination and propagule formation in *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae): resource or pollination limitation? **Anais [...]** Academia Brasileira de Ciências, v. 86, n. 1, p. 229-238, 2014.

NASCIMENTO JR, W. R. *et al.* Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 117, p. 83-93, 2013.

NASCIMENTO, E. R.; SANTOS, J. L.; GOUVEIA, S. F. Configuração dos remanescentes florestais em uma área da mata atlântica do nordeste do Brasil: orientando medidas de conservação em escala municipal. **Scientia Plena**, v. 12, n. 8, p. 1-10, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2016.081001> . Acesso em: 07 abr. 2023.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION. **Landsat 5**. NASA – Landsat Science, 2023. Disponível em: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/satellites/landsat-5/> . Acesso em: 28 mar. 2023.

NATORI, A. M *et al.* Desenvolvimento da carcinicultura marinha no Brasil e no mundo: avanços tecnológicos e desafios. **Informações Econômicas**, SP, v. 41, n. 2, p. 61-73, fev. 2011.

NGUYEN, H. T. T. *et al.* Mangrove forest landcover changes in coastal Vietnam: A case study from 1973 to 2020 in Thanh Hoa and Nghe An provinces. **Forests**, v. 12, n. 5, p. 637, 2021.

NINEMETS, U. Photosynthesis and resource distribution through plant canopies. **Plant, Cell and Environment**, v. 30, n. 9, p. 1052-1071, 2007.

NORDHAUS, I; WOLFF, M; DIELE, K. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, n. 1-2, p. 239–250, 2006.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. Edição revista 4. São Paulo: Edgard Blucher, 2010. 388p.

NURHALIZA, A. P.; DAMAYANTI, A.; DIMYATI, M. Monitoring area and health changes of Mangrove forest using multitemporal Landsat imagery in Taman Hutan Raya Ngurah Rai, Bali province, v. 673, n. 1. IOP Conference Series: **Earth Environmental Science**, 2021.

Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/349675433_Monitoring_Area_and_Health_Changes_of_Mangrove_Forest_Using_Multitemporal_Landsat_Imagery_in_Taman_Hutan_Raya_Ngurah_Rai_Bali_Province. Acesso em: 07 abr. 2023.

OLIVEIRA, F. C.; RAKOCEVIC, M. Adaptação de um método para medir o Índice de Área Foliar (IAF) e sua aplicação para a braquiária (*Brachiaria brizantha* Hochst ex A. Rich) em um Sistema silvopastoril no nordeste do Paraná. **Anais [...]** II evento de Iniciação científica da Embrapa Florestas. Colombo, 09 a 11 de dezembro de 2003.

OLIVEIRA, E. N. **Geografia e Sensoriamento Remoto**. Rio de Janeiro: Fundação Cecierj, volume único, 2020. 366 p.

OLIVEIRA, L. N., CUNHA, L. J. S.; CRUZ, M. L. B.; PEREIRA, E. C. Índice de resiliência natural em bacias hidrográficas: o caso do baixo curso do Rio Poti. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 75, p. 185-200, 2020.

OLIVEIRA, R. G.; TOGNELLA, M. M. P. Processo de colonização do Manguezal do Rio Tavares por análise da estrutura de diferentes bosques. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 18, n. 1, p. 9-18, 2014.

OLIVEIRA, V. F. **Influência do estresse hídrico e salino na germinação de propágulos de *Avicennia schaueriana* Stapf e Leechman ex Moldenke e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. (f)**. 2005. 92 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Escola Nacional de Botânica Tropical, do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

OLMOS, F.; SILVA, R. S. **Guara: ambiente, flora e fauna dos Manguezais de Santos - Cubatão, Brasil**. Empresa das Artes, São Paulo, 2003. 216 p.

PALUDO, D.; KLONOWSKI, V. S. **Barra de Mamanguape – PB: estudo do impacto do uso de madeira de Manguezal pela população extrativista e da possibilidade de reflorestamento e manejo dos recursos madeireiros**. São Paulo; Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Cadernos da Reserva da Biosfera, 016, 1999. 54 p.

PARAGUASSU, L. A. A.; SILVA, M. N. Caracterização fitossociológica do Manguezal de Porto de Sauípe, Entre Rios, Bahia. **Revista da Rede de Ensino FTC**. ano 5, n. 12, dez. 2007.

PARIDA, A. K.; JHA, B. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. **Trees**, New York, v. 24, p.199-217, 2010.

PASCOALINI, S. S. *et al.* Abordagem ecofisiológica dos Manguezais: uma revisão. **Biotemas**, v. 27, n. 3, p. 1-11, set. 2014.

PAULA, A. L. S.; MAIA, R. C. Características estruturais de um bosque de mangue estuarino no Ceará: subsídios para recuperação do ecossistema. 64^a Reunião Anual da SBPC. 2012. Disponível em: <http://www.sbpnet.org.br/livro/64ra/resumos/resumos/3616.htm>. Acesso em: 13 abr. 2023.

PELLEGRINI, J. A. C. **Caracterização da planície hipersalina (apicum) associada a um bosque de mangue em Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro – RJ**. 2000. 114 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.

PEREIRA, F. V. *et al.* Estrutura da vegetação em duas áreas com diferentes históricos de antropização no Manguezal de Anchieta, ES. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, Espírito Santo, v. 22, n. 1, p. 01-08, 2009.

PERIA, L. C. S., FERNANDES, P. P. C. P., MENEZES, G.V., GRASSO, M. & TOGNELLA, M. M. P., 1990, Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal de Bertioiga) e não-impactados (Ilha do Cardoso), Estado de São Paulo, pp. 183-193. *In: Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: estrutura, função e manejo*. Águas de Lindóia, São Paulo, Academia de Ciências do Estado de São Paulo, v. 2. 1990.

PESSOA, P.R.S. **Análise integrada da evolução da paisagem do estuário do rio Acaraú**. 2015. 135 p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará. Programa de Pós-graduação em Geografia do Centro de Ciências e Tecnologia, 2015.

PETRI, D. J. C. *et al.* Species distribution and structure of mangrove of the Benevente River, Anchieta, ES. **Biota Neotropica**. v.11, n. 3, p 107-116, jul/set. 2011.

PHAM, T. D. *et al.* A. Remote Sensing approaches for monitoring Mangrove species, structure, and biomass: opportunities and challenges. **Remote Sensing**. v. 11, n. 3, p. 230, 2019.

PIRES, I. O. **Monitoramento de Manguezais através de correlação de dados da fitomassa e de radiação TM/LANDSAT**. Exemplo: Área de Proteção Ambiental de Guapimirim (RJ). 1992. 143 p. Tese (Doutorado em Geografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1992.

POLIDORO, B. A. *et al.* The loss of species: mangrove extinction risk geographic areas of global concern. **PLoS One**, v. 5, n. 4, p. 1-10, 2010.

QI, J. C.; MORAN, M.S. Biophysical Parameter Estimations Using Multidirectional Spectral Measurements, **Remote Sensing of Environmental**, v. 54, n. 1, p. 71-83, 1995.

QUINÕES, E. M. **Relações água-solo no sistema ambiental do estuário de Itanhaém**. Campinas, FEAGRI, UNICAMP, 2000.

QUEIROZ, M. A. **Determinação do índice de sensibilidade do litoral do trecho Pecém-Mundaú/CE**. 2003. 243 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Universidade Federal do Ceará. Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais – LABOMAR/UFC, Fortaleza, 2003.

RÊGO, S. C. A. *et al.* Análise Comparativa dos Índices de Vegetação NDVI e SAVI no município de São Domingos do Cariri-PB. **Revista Geonorte**, edição especial, v. 2, n. 4, p. 1207- 229, 2012.

RHYMA, P. P. *et al.* Integration of normalised different vegetation index and Soil Adjusted Vegetation Index for mangrove vegetation delineation, **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 17, 2020. ISSN 2352-9385. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2019.100280>. 2020. Acesso em: 07 abr. 2023.

RIBEIRO, J. B. M. **Micrometeorologia do Manguezal e o impacto do desmatamento em Bragança-PA**. 2001. 103 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2001.

RICHARDS, D. R.; FRIESS, D. A. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 2, p. 344–349, 2016.

RIVERA-MONROY, B. H. *et al.* Spatial variability of soil nutrients in disturbed riverine mangrove forests at different stages of regeneration in the San Juan River Estuary, Venezuela. **Estuaries**, v. 27, p. 44–57, 2004.

ROCHA, C. S. *et al.* Vulnerabilidade socioambiental como base para a gestão costeira no município de Paracuru – Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 06, p. 2820-2839, 2020.

ROCHA, C. S. **Análise socioambiental como subsídio à gestão integrada da zona costeira em Paracuru – CE**. 2020. 219f. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Geografia) – Universidade Estadual do Ceará. Programa de Pós-graduação em Geografia do Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.

RODRIGUES, D. P. *et al.* Variability of carbon content in mangrove species: effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 346–351, 2014.

ROSARIO, R. P. G.; ABUCHAHLA, G. M. O. Arcabouço legal de proteção aos manguezais. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, p. 75-84, 2018.

ROSS, J. **The radiation regime and architecture of plant stands**. Tasks for vegetation Science, 1981. 391 p.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the great plain with ERTS. *In*: **Earth Resources Technology Satellite – 1 Symposium**, 3, 1974. Pror. Washington, v.1, Sect. A, p. 309-317, 1974.

ROY, D. P. *et al.* Landsat 8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote Sensing of Environment**, v. 145, p. 154 – 172, 2014.

RUZA, M. S.; CORTE, A. P. D.; PRUZEL, J. Mangue no Paraná: análise multitemporal do uso do solo no litoral paranaense para o período de 2000 a 2017. **Anais [...] XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**. Santos, SP, Brasil, INPE, v. 19, p. 2486-2498, 2019. ISBN: 978-85-17-00097-3.

SAMPAIO, H. S. **Análise Integrada de modelo de proteção ambiental e gestão das unidades de conservação do município de Paraipaba**. 2007. 199 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará. Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, Fortaleza, 2007.

SANTANA, J. P. *et al.* Fitossociologia de manguezais em zonas urbanas: um estudo de caso em Aracaju, Sergipe. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 05, p. 2103-2113, 2020.

SANTOS, L. C. M. *et al.* Anthropogenic activities on Mangrove áreas (São Francisco River Estuary, Brazil Northeast): A GIS-based analysis of CBERS and SPOT images toa id in local management. **Oceans & Coastal Management**, v. 89, p. 39-50, 2014.

SANTOS, M. J. L. F.; LEITE, R. A. O conceito de utilidade pública aplicado ao setor salineiro e a controvérsia envolvendo a autorização para supressão de Áreas de Preservação Permanente – Manguezais. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, v. 1, n. 1, p. 389-408, 2011.

SANTOS, M. V. Apicuns, salgados e manguezais e a ideologização do debate sobre a carcinicultura marinha brasileira. **Revista da ABCC**, n. 4, ano 7, dez. 2005. Disponível em: <https://abccam.com.br/2011/02/apicuns-salgados-e-manguezais-e-a-ideologizacao-do-debate-sobre-a-carcinicultura-marinha-brasileira/> . Acesso em: 05 abr. 2023.

SANTOS, M. *et al.* Proposta de implementação de um sistema para monitoramento e controle na carcinicultura, diálogos e Ciência. **Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana**, ano 3, n. 6, dez. 2005.

SOUZA, M. J. N.; SANTOS, J. O.; OLIVEIRA, V. P. V. Sistemas Ambientais e Capacidade de Suporte na Bacia Hidrográfica do Rio Curu, Ceará. **Revista Continentes (UFRRJ)**, v. 1, p. 119, 2012.

SOUZA, M. M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Estrutura dos mangues em áreas pouco antropizadas e em regeneração no Rio Pacoti, Ce. **Caderno de Cultura e Ciência (Universidade Regional do Cariri)**, Ano VIII, v. 12, n. 2. p. 32-43, Dez, 2013.

SANTOS, T. O. *et al.* Caracterização estrutural de bosques de mangue: estuário do São Francisco. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4, p. 1-7, 2012

SANTOS, T. O. *et al.* Floristic and structural characterization of the Mangrove forests in the estuary of the São Francisco River. **Floresta**, v. 49, n. 2, p. 163-170, abr/jun. 2019.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezal, marisma e apicum - (Diagnóstico Preliminar). *In*: Fundação Bio-Rio *et al.* (Org.). **Avaliações e ações prioritárias para conservação da biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha**. Brasília: MMA/SBF. 2002.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries, Caribbean Ecological Research**, v. 13, n. 2, p. 204-218, ago.1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangue e Manguezal. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. 176 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezais**. *In*: Panitz. Clarice Maria Nevel *et al.*, Coord. Diagnóstico ambiental oceânico costeiro das regiões sul e sudeste do Brasil: Lagoas costeiras, Manguezais, Marismas, Dunas e Restingas, v. 7, p. 128-196, 1994.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo, **Caribbean Ecological Research**, 1995. 64 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema Manguezal: estrutura e características funcionais. *In*: TURRA, A.; DENADAI, M. R. **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, p. 62-80, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y; CINTRÓN, G. **Guia para estudo de áreas de Manguezal, estrutura, função e flora**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986. 150 p.

SEIXAS, J.A.S.; FERNANDES, M.E.B.; SILVA, E.S. Análise estrutural da vegetação arbórea dos mangues no Furo Grande, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, Belém, v. 1, n. 3, p. 61-69, set-dez. 2006.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA NO CLIMA – SEMA. Volume 3: diagnóstico do meio físico: setores ambientais estratégicos. Demanda 19 – Zoneamento Ambiental da Planície Litorânea. Tomo IV: Diagnóstico consolidado dos setores ambientais estratégicos escala 1:10.000. 287 p, 2021. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/gerenciamento-costeiro/zoneamento-ecologico-economico-da-zona-costeira-zeec/documentos-previous-para-consulta-publica-do-zeec/>. Acesso em: 22 de mai. 2023.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - SEMACE. **Manguezais do nordeste do Brasil. Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. Fortaleza. SEMACE, 2006.

SHERMAN, R. E; FAHEY, T. J; BATTLES, J. J. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 1, p. 165–178, 2000.

SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; CARMO, T. M. C. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v.19, p.465-471, 2005.

SILVA, N. R.; MAIA, R. C. Avaliação do tamanho e peso de propágulos das espécies pioneiras de mangue na formação de plântulas para a recuperação de manguezais. **Gaia Scientia**, v. 12, n. 3, p. 117-128, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2018v12n3.39306>. Acesso em: 07 abr. 2023.

SILVA, C. P. **Caracterização dos Manguezais do complexo estuarino de Paranaguá a partir de imagens SPOT**. 2011. 33 p. Monografia (Oceanografia/Gestão Pesqueira) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SILVA, E. R. A. C. *et al.* Space-time analysis of environmental changes and your reflection on the development of phenological of vegetation of Mangrove. **Journal of Agriculture and Environmental Sciences**. v. 4, n. 1, p. 245-253, jun. 2015.

SILVA, J. M.; MARTINS, M. B. G.; CAVALHEIRO, A. J. Caracterização anatômica e perfis

químicos de folhas de *Avicennia schaueriana* Stapf. & Leech. ex Moldenke e *Rhizophora mangle* L. de Manguezais impactados e não impactados do litoral paulista. **Revista de Botânica – Journal of Botany**. INSULA, Florianópolis, n. 39, p. 14-33, 2010.

SILVA, L. M. *et al.* Impactos Ocasionados pela Atividade da Carcinicultura Marinha no Ecossistema Manguezal no Brasil. **Anais [...]** XXIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 7p. San Juan, Porto Rico, 2004. Disponível em: <
<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:NoVLA4m9V0AJ:www.bvsde.paho.org/bvsaidis/puertorico29/henio.pdf+&cd=1&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br&client=firefox-b-ab>>. Acesso em: 12 dez, 2017.

SILVA, M. A. B.; BERNINI, E.; CARMO, T. M. S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

SILVA, M. R. **Povos de terra e água**: A comunidade pesqueira canto do mangue, Canguaretama (RN) Brasil. 2004. 142p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.

SILVA, A. C. **Alterações ambientais de ecossistemas Manguezais e apicuns no Estuário do Rio Acaraú – Ceará**. 2022. 159 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Geografia (Centro de Ciências e Tecnologia), Universidade Estadual do Ceará. Fortaleza, 2022.

SILVA, N. R. **Monitoramento da estrutura vegetal de bosques de mangues sob impactos ambientais como subsídio para recuperação de áreas degradadas no Ceará**. 2018. 162 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará/*campus* Fortaleza, Fortaleza, 2018.

SILVA, S. A.; BARROS, V.; OLIVEIRA, A. Estrutura fitossociológica do manguezal da Lagoa do Roteiro, Alagoas, Nordeste do Brasil. *Revista Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 532-541, abr-jun. 2020.

SINAGA, S. H.; SUPRAYOGI, A.; HANIAH, H. Analysis of availability of green open space with Normalized Difference Vegetation Index and Soil Adjusted Vegetation Index methods using Sentinel-2a satellite image (Case study: Kabupaten Demak). **Journal of Geodesy**. Undip, v. 7, n. 1, p. 202–211, 2018.

SINGGALEN, Y. A. Tourism infrastructure development and transformation of Vegetation Index in Dodola Island of Morotai Island Regency. **Journal of Information Systems and Informatics**, v. 4, n. 1, mar. 2022.

SINGGALEN, Y. A. *et al.* Mangrove monitoring using Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): case study in north Halmahera, Indonesia. **Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis**, v. 13, n. 2, p. 219-239, 2021.

SMITH III, T. J. Forest structure. *In*: Alistar, Robertson Ian; Daniel Michael Alongi. **Tropical Mangrove Ecosystems**. Washington, DC: American Geophysical Union, p. 101-136, 1992.

SOARES, M. O. *et al.* Blue carbon Ecosystems in Brazil: overview and an urgent call for conservation and restoration. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, 2022. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2022.797411/full> . Acesso em: 05 abr. 2023.

SOARES FILHO, B. S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. 1998. 299 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EPUSP). São Paulo, 1998.

SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 503-515. 1999.

SOARES, M. L. G. *et al.* Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 26, p. 101-116, 2003.

SOARES, R. B. *et al.* Aplicação de técnica de fusão em imagens Landsat 8/ OLI. *In*. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBRB), 17; 2015. Paraíba. **Anais [...]** João Pessoa: INPE, 2015. São José dos Campos: INPE, 2015.

SOBRINHO, M. A. M.; ANDRADE, A. C. O desafio da conservação de manguezais em áreas urbanas: identificação e análise de conflitos socioambientais no Manguezal do Pina - Recife - PE Brasil. **Unimontes Científica**, Montes Claros, v. 11, n. 1-2, p. 8-16, jan/dez. 2009.

SOILLE, P. *et al.* A versatile data-intensive computing platform for information retrieval from big geospatial data. **Future Generation Computer Systems**, v. 81, p. 30–40, 2018.

SOUSA, W. P.; MITCHELL, B. J. The effect of seed predators on plant distributions: is there a general pattern in mangroves? **Oikos**, v. 86, p. 55–66, 1999.

SOUSA, W. P.; KENNEDY, P. G.; MITCHELL, B. J. Propagule size and predispersal damage by insects affect establishment and early growth of mangrove seedlings. **Oecologia**, [s. l], v. 135, n. 4, p. 564-75, 2003.

SOUSA, F. Q.; ANDRADE, L. A. A.; XAVIER, K. R. F.; SILVA, P. C. C.; ALBUQUERQUE, M. B. Impactos da invasão por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. (Apocynaceae) Juss.) em remanescentes de Caatinga no município de Ibareta, Ceará, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1243-1255, out/dez. 2017.

SOUZA, K. N. S.; MAIA, R. C. Análise ambiental de manguezais no Ceará por meio da caracterização dos resíduos sólidos presentes nestes ambientes costeiros. *In*: MATOS, F. O. *et al.* **Educação Ambiental: olhares e saberes**. Campinas, SP: Pontes, p. 229, 2019.

SOUZA, K. N. S. **Resíduos sólidos em Manguezais no Ceará: O uso da estrutura vegetal dos bosques para o monitoramento ambiental**. 2016. 93p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) Instituto Federal do Ceará, *campus* Fortaleza/CE, 2016.

- SOUZA, M. M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape – PE após a construção do porto. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 1, p. 1-12, 2001.
- SOUZA, M. M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Predation on propagules and seedlings in mature and regenerating mangroves in the coast of Ceara, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 661, p. 179–186, 2011.
- SOUZA, M. M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B. Estrutura dos mangues em áreas pouco antropizadas e em regeneração no rio Pacoti, CE. **Caderno de Cultura e Ciência**, v. 12, n. 2, p. 32-43, dez. 2013.
- SOUZA, M. S. C. **Arranjo estrutural do componente arbóreo do manguezal no estuário do Rio Gramame-PB**. 2023. 80 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2023.
- STEVELY, J.; RABINOWITZ, L. Mangroves: a guide for planting and maintenance. Flórida: Sea Grant Marine Advisory Program. 1982. 8 p. (Sea grant MAP-25).
- STEVENS, A. D. **Influência da agricultura itinerante na regeneração da vegetação de pousio no leste da Amazônia**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. 1999. 68 p.
- SUGAHARA, J. W. **A implantação de unidades de conservação e o direito da pessoa humana ao meio ambiente equilibrado**. 2014. 195 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2014.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE. On the definition of ecological species groups in tropical rainforests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.
- SWANSON, D. K. Start of the green season and Normalized Difference Vegetation Index in Alaska's Arctic National Parks, **Remote Sensing**, v. 13, n. 2, p. 1–12, 2021.
- TAILLARDAT, P.; FRIESS, D. A.; LUPASCU, M. Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. **Biology Letters**, v. 14, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.025>. Acesso em: 05 abr. 2023.
- TAO, H. *et al.* Genetic algorithm-based method for forest type classification using multi-temporal NDVI from Landsat TM imagery. **Annals of GIS**, v. 25, n. 1, p. 33–43, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19475683.2018.1552621>. Acesso em: 05 abr. 2023.
- TEWS, J. *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.
- THAMPANYA, U.; VERMAAT, J. E.; TERRADOS, J. The effect of increasing sediment accretion on the seedlings of three common Thai mangrove species. **Aquatic Botany**, v. 74, p. 315–325, 2002.

THIERS, P. R. L.; MEIRELES, A. J. A.; SANTOS, J. O. **Manguezais na costa oeste cearense: preservação permeada de meias verdades**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2016. 127 p.

TOGNELLA, M. M. P.; LEOPOLDO, R. V. S.; OLIVEIRA, C. P.; SILVA, E. D. Diversidade estrutural das florestas de mangue da costa central e norte do Espírito Santo: contribuições para entendimento de funções ecossistêmicas. **Enciclopédia Bioesfera**, v. 17, n. 33, 2020.

TOMLINSON, P. B. **The Botany of Mangroves**. New York: Cambridge University Press, 1994. 436 p.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP. **The importance of Mangroves to people: a call to action**. Edição: Van Bochove, J.; Sullivan, E.; Nakamura, T. Cambridge: UNEP-WCMC, 2014. 128 p. ISBN: 978-92-807-3397-6.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY – USGS. Earth Explorer, 2020. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 11 abr. 2023.

VAN NEDERVELDE, F. *et al.* What regulates crab predation on mangrove propagules? **Acta Oecologica**, v. 63, p. 63–70, 2015.

VANNUCCI, M. **Os Manguezais e nós: uma síntese de percepções**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2003. 233 p.

VERBYLA, D.; KURMOWSKI, T. A. NDVI – climate relationships in high-latitude mountains of Alaska and Yukon territory. **Arctic, Antarctic and Alpine Research**, v. 51, n. 1, p. 397–411, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15230430.2019.1650542>. Acesso em: 05 abr. 2023.

VERMEIREN, P.; SHEAVES, M. Predictable habitat associations of five intertidal crab species across estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 149, p. 133–142, 2014.

VIANA, M. C. Estudo da degradação do no Manguezal do rio Cocó Fortaleza/CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 4, n. 1, p. 55-65, 2002.

VIGANÓ, H. A.; BORGES, E. F.; FRANÇA-ROCHA, W. J. S. Análise do desempenho dos índices de vegetação NDVI e SAVI a partir de imagens Aster. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. **Anais** [...] Curitiba, p. 1828-1834, 2011.

VITO, J. **NDVI – vegetation health & density**. 2009.

WANDERLEY, L. L.; MAGALHÃES, M. J. M. Mapeamento digital da aptidão da carcinicultura no litoral sul de Sergipe com uso de fotografias aéreas e imagens de satélite. **Anais** [...] II SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO Aracaju/SE, 10 a 12 de novembro de 2004.

WEI, C. *et al.* Evaluating relationships of standing stock, LAI and NDVI at a subtropical reforestation site in Southern Taiwan using field and satellite data. **Journal of Forest Research**, v. 25, n. 4, p. 250–259, 2020.

WHITMORE, T. C. Gaps in the forest canopy. *In*: TOMLINSON, P. B.; ZIMMERMANN, M. H. (eds.) **Tropical trees as living systems**. New York: Cambridge University Press, p. 639-655, 1978.

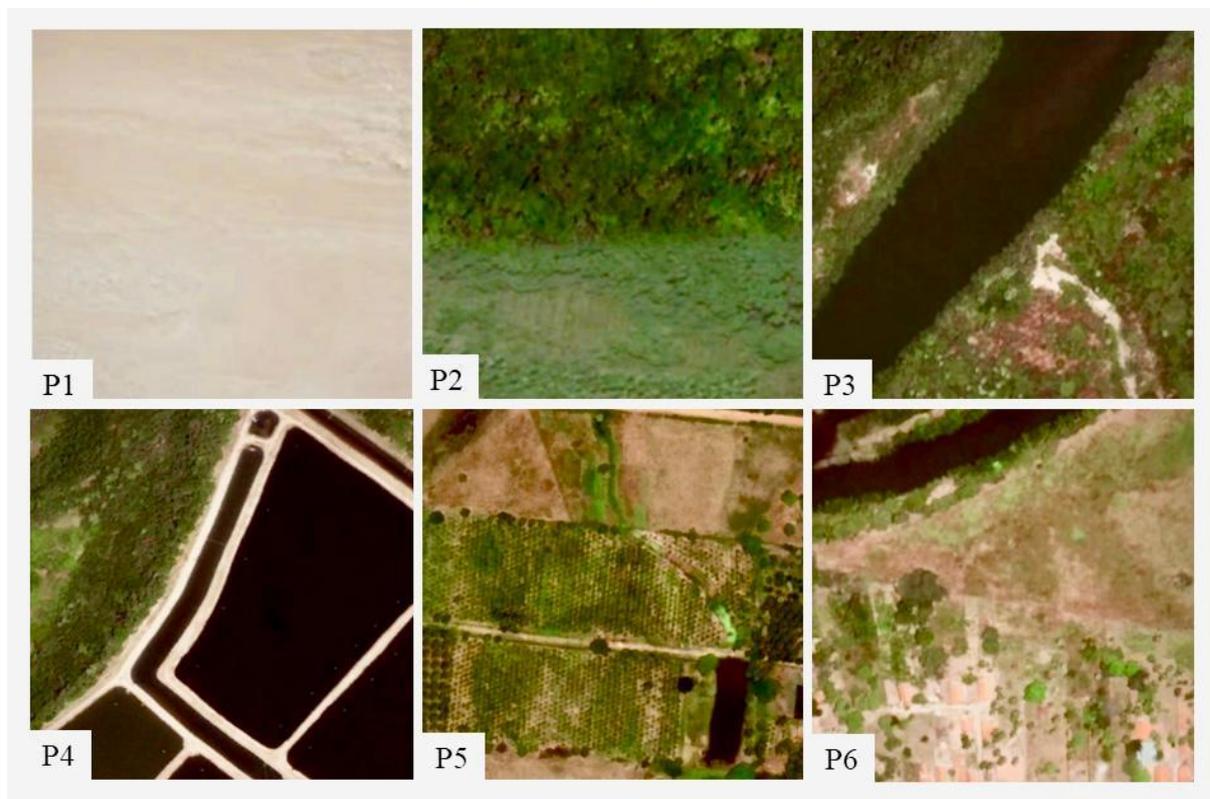
YANG, C. *et al.* Utilizing Cloud Computing to address big geospatial data challenges. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 61, p. 120–128, 2017.

YOKOYA, N. S. Distribuição e origem. *In*: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Ed.), **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo. Caribbean ecological research, p. 9-12, 1995.

ZAITUNAH, A. *et al.* Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) analysis for land cover types using Landsat 8 OLI in besitang watershed, Indonesia. IOP Conference Series: **Earth Environmente Sciense**, v. 126, 2018.

ZIEGLER, H. R. C.; OLIVEIRA, V. P. V.; MARINHO, J. R. Categoria de manejo e representatividade ecológica das Unidades de Conservação Estaduais do Ceará – Brasil. **Geosaberes**, Fortaleza, v. 10, n. 22, p. 224-237, set. 2019.

**ANEXO B – Amostras controle no estuário do Rio Curu, Paracuru/Paraipaba, Ceará.
Composição RGB Landsat 8 – 2020.**



Fonte: Elaborado pela autora e adaptado de Silva (2022). Legenda: P1 – Amostra sobre o predomínio de praia; P2 - Amostra sobre o predomínio de mangue; P3 – Amostra sobre o predomínio de meandro de rio, mangue e vegetação associada; P4 – Amostra sobre o predomínio de tanques de carcinicultura; P5 – Amostra sobre o predomínio de área de cultivo e vegetação rala ou esparsa; P6 – Amostra sobre o predomínio de área construção civil, trecho de meandro de rio, mangue e vegetação rala ou esparsa.