



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
PROGRAMA DE DOUTORADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE
ASSOCIAÇÃO PLENA EM REDE

**ESTOQUE DE CARBONO NOS SOLOS E NA VEGETAÇÃO DE
MANGUE NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DELTA DO
PARNAÍBA**

JÉSSICA CRISTINA OLIVEIRA FROTA

Teresina
2025

JÉSSICA CRISTINA OLIVEIRA FROTA

**ESTOQUE DE CARBONO NOS SOLOS E NA VEGETAÇÃO DE
MANGUE NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DELTA DO
PARNAÍBA**

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Associação Plena em Rede, da Universidade Federal do Piauí (UFPI), como requisito para obtenção do título de Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares

Teresina
2025

FICHA CATALOGRÁFICA
Universidade Federal do Piauí
Sistema de Bibliotecas UFPI - SIBi/UFPI
Biblioteca Setorial do CCN

F941e Frota, Jéssica Cristina Oliveira.
 Estoque de carbono nos solos e na vegetação de mangues na Área de Proteção Ambiental (APA) Delta do Parnaíba / Jéssica Cristina Oliveira Frota. -- 2025.
 161 f. : color.

 Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Piauí. Centro de Ciências da Natureza. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Teresina, 2025.
 “Orientador: Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares”.

 1. Carbono. 2. Manguezais. 3. Mudança Climática. 4. Objetivo de Desenvolvimento Sustentável - ODS 13. I. Valladares, Gustavo Souza. II. Título.

CDD 546.681

Bibliotecária: Caryne Maria da Silva Gomes - CRB3/1461

JÉSSICA CRISTINA OLIVEIRA FROTA

ESTOQUE DE CARBONO NOS SOLOS E NA VEGETAÇÃO DE MANGUE NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DELTA DO PARNAÍBA

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Associação Plena em Rede, da Universidade Federal do Piauí (UFPI), como requisito para obtenção do título de Doutora em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares

Defendida em: 30/05/2025.

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **GUSTAVO SOUZA VALLADARES**
Data: 08/07/2025 10:04:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares - UFPI
(Orientador e Presidente da banca)

Documento assinado digitalmente
 **MARCOS GERVASIO PEREIRA**
Data: 08/07/2025 20:46:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Marcos Gervasio Pereira - UFRRJ
(Membro Avaliador externo à UFPI)

Documento assinado digitalmente
 **FLAVIA REBELO MOCHEL**
Data: 16/07/2025 01:01:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Flávia Rebelo Mochel – UFMA
(Membro Avaliador do PRODEMA e externo à UFPI)

Documento assinado digitalmente
 **MIRYA GRAZIELLE TORRES PORTELA**
Data: 09/07/2025 07:13:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Mirya Grazielle Torres Portela - UFPI/Florianópolis
(Membro Avaliador Externo ao PRODEMA/UFPI)

Documento assinado digitalmente
 **IVANILZA MOREIRA DE ANDRADE PAIVA**
Data: 17/07/2025 13:50:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Ivanilza Moreira de Andrade – UFPI
(Membro Interno ao PRODEMA/UFPI)

“Dedico este trabalho à Deus, que me deu força e discernimento para chegar até aqui. Aos meus pais (Jacinto Frota e Mazé Frota), irmãos (o) (Jômazyra, Jôcassya e Kauã) e esposo (Airton), que sempre estiveram por perto e não mediram esforços para me apoiar nesta importante missão da vida”.

AGRADECIMENTOS

Ao iniciar esta trajetória acadêmica, jamais imaginei a quantidade de desafios, descobertas e aprendizados que me aguardavam. Hoje, ao concluí-la, percebo que nenhum passo foi dado sozinha, e é com imensa gratidão que dedico estas palavras àqueles que estiveram ao meu lado ao longo desta caminhada.

Primeiramente, agradeço a Deus, por ter me sustentado em cada momento, por me dar forças nos dias difíceis e por iluminar meu caminho nas horas de incerteza. A ele, toda a minha gratidão pela vida, pelas oportunidades e por todas as bênçãos que recebi até aqui.

Aos meus pais Jacinto Frota e Mazé Frota, minha base, minha origem, meu exemplo maior de dedicação, amor e resiliência. Tudo que sou e conquistei devo a vocês. Obrigada por cada gesto de carinho, por cada palavra de incentivo e, principalmente, por acreditarem em mim, mesmo quando nem eu conseguia fazê-lo. Foram inúmeras as vezes em que pensei em desistir, mas a lembrança de tudo o que vocês fizeram e enfrentaram para me proporcionar uma educação de qualidade me dava forças para continuar. Vocês são os verdadeiros heróis da minha história.

Às minhas irmãs e irmão Jômazya Frota, Jôcassya Frota e Kauã Frota, que estiveram comigo desde os primeiros passos, dividindo alegrias, medos, ansiedades e conquistas. Cada uma de vocês, à sua maneira, me apoiou com palavras, conselhos sábios ou simplesmente estando presente. A cumplicidade, foi fundamental para que eu me sentisse segura e amada em todos os momentos. Obrigada por compreenderem minhas ausências, por celebrarem cada conquista comigo e por torcerem, mesmo de longe, pelo meu sucesso. Vocês são parte essencial da minha trajetória.

Ao meu esposo Airton Andrade, meu companheiro de vida e de sonhos, meu apoio maior durante toda essa jornada. Não há palavras suficientes para agradecer por sua paciência, compreensão e amor. Nos dias de exaustão, você foi meu descanso, nos momentos de insegurança, foi minha voz de confiança, nos instantes de solidão, foi minha presença constante. Seu incentivo me deu coragem para enfrentar os desafios com mais leveza, sem contar nas inúmeras vezes que se fez presente na realização da pesquisa, desde o destorroar do solo de mangue (barro como ele chama) até a ajuda na realização das análises. Sua fé em mim, me lembrou do quanto sou capaz. Esta conquista é tão minha quanto sua. Obrigada por caminhar ao meu lado, por dividir comigo cada etapa, por ser meu refúgio e minha fortaleza.

Ao meu orientador (Gustavo Valladares), expresso minha profunda gratidão e eterna admiração pela orientação precisa, pelo conhecimento compartilhado e pela confiança depositada em meu trabalho. Desde os primeiros contatos até as revisões finais, sua dedicação, paciência e disponibilidade foram fundamentais para o amadurecimento desta pesquisa. Agradeço também pelas críticas, pelos conselhos acadêmicos e pela forma como soube me guiar sem impor caminhos, mas sempre incentivando a autonomia e o pensamento crítico. Sua contribuição foi essencial para que este trabalho atingisse a profundidade e a qualidade desejada.

Aos colegas do doutorado, que tanto contribuíram com ideias, sugestões e trocas enriquecedoras, meu sincero agradecimento. Em especial minha amiga Hanna, Janete, Helder e Júlia. A troca com vocês foi um dos aspectos mais importantes desta jornada e contribuiu imensamente para meu crescimento acadêmico e pessoal, mesmo que muitas vezes tidas como desabafos.

Agradeço de forma muito especial à Rabech, Leya e Francimeire que colaboraram na fase de coleta de dados e análise. Sei que este processo exigiu tempo, paciência e esforço, e sou extremamente grata pela generosidade com que me receberam e pelo comprometimento demonstrado. Sem a participação de vocês, esta pesquisa simplesmente não teria sido possível. Cada parcela de mangue explorada, cada coleta de solo e análise realizada, foi de extrema importância e será sempre lembrado com gratidão.

Às minhas amigas Poliana e Ângela, meus cunhados(as) Sérgio, Rômulo e Tamires, que estiveram presentes durante essa jornada de estudo e trabalho ao mesmo tempo, oferecendo suporte ou simplesmente ouvindo meus relatos de frustração e progresso, também deixo meu agradecimento. Vocês ajudaram a transformar pensamentos e palavras em conhecimento, e me auxiliaram a enxergar além do óbvio. Obrigada por estarem presentes nos momentos em que eu mais precisava de clareza, objetividade e reflexões sobre a jornada da vida.

Aos professores que fizeram parte da minha formação, não apenas neste momento final, mas ao longo de toda a minha trajetória acadêmica, agradeço profundamente. Cada aula, cada leitura indicada, cada discussão proposta nas bancas de seminário de tese, teve um papel importante na construção do pensamento crítico que me orientou ao longo desta tese.

Ao secretário do programa, conhecido como Zezinho, que sempre me atendeu com gentileza e eficiência, mesmo nos momentos de maior correria, meu muito obrigada. O seu trabalho, muitas vezes invisível, é indispensável para o bom funcionamento da universidade e para que nós, possamos desenvolver nossas pesquisas com tranquilidade.

Aos amigos, que compreenderam minhas ausências, respeitaram meu tempo e estiveram ao meu lado mesmo à distância, minha gratidão. Vocês foram um respiro necessário em meio à rotina intensa. Obrigada por entenderem meus silêncios, por celebrarem minhas vitórias e por me lembrarem da importância de cuidar de mim mesma, mesmo em meio ao caos.

A todas as pessoas que, de alguma forma, fizeram parte desta caminhada, ainda que por um breve momento, meu muito obrigada. Cada palavra de incentivo, cada gesto de apoio e cada pequena colaboração teve um impacto significativo e será lembrado com carinho.

Finalizo estes agradecimentos com o coração repleto de gratidão e reconhecimento. Esta tese é resultado de um esforço coletivo, de mãos que se estenderam, de vozes que me encorajaram e de presenças que me sustentaram. A todos vocês, deixo meu mais sincero e afetuoso agradecimento.

Muito Obrigada!

“Talvez não tenhamos conseguido fazer o melhor, mas lutamos para
que o melhor fosse feito. Não somos o que deveríamos ser. Não somos
o que iremos ser. Mas, graças a Deus, também não somos o que
éramos antigamente”
(Martin Luther King)

LISTA DE ILUSTRAÇÕES (Figuras)

Revisão de Literatura

Figura 1. Mapa da distribuição do ecossistema manguezal na costa brasileira.....	26
Figura 2. Representação esquemática do ciclo global do carbono (terra - atmosfera - oceano) e seus principais reservatórios..	29

Capítulo 1 - Fitossociologia e estrutura vegetal do manguezal da APA do Delta do Parnaíba.

Figura 1. Área de localização da área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	60
Figura 2. Mapeamento geológico e suas unidades na área da APA do Delta do Parnaíba.....	61
Figura 3. Mapeamento de solos na área da APA do Delta do Parnaíba.....	62
Figura 4. Índice de Vegetação por diferença normalizada da APA DPHB.....	65
Figura 5. Distribuição dos pontos/parcelas em áreas de mangue da APA DPHB.....	66
Figura 6. Instalação de Parcelas nas áreas de Manguezal na APA DPHB. (A): Parcelas M16, M17 e M18 instaladas em Tutóia -MA e M15 no município de Água doce do Maranhão. (B): Parcelas M11, M12, M13, M14, M19 e M20 instaladas no município de Araisos, MA e M01, M02, M03 e M26 no município de Ilha Grande, PI. (C): Parcelas M26, M04 e M05 instaladas em Parnaíba -PI. (D): Parcelas M06, M07, M08, M10, M24 e M27 instaladas no município de Cajueiro da praia, PI e M21, M22, M23 e M25 no município de Barroquinha, CE.....	67
Figura 7. Delimitação das parcelas em 200 m ² . (A) (B): Uso de fitas sinalizadoras ou fitas zebreadas.....	68
Figura 8. Mosaico das espécies de manguezal encontradas na área da APA do Delta do Parnaíba. (a) <i>Rhizophora mangle</i> L. (b) <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) (c) <i>Avicennia spp</i> e (d) <i>Conocarpus erectus</i> L.....	74
Figura 9. Histograma de distribuição das classes de diâmetro (a) e altura (b) dos indivíduos inventariados no manguezal da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	75
Figura 10. Análise descritiva (a) Altura (média $\pm$ desvio padrão) (b) DAP (média $\pm$ desvio padrão) das espécies de mangue da APA do Delta do Parnaíba.....	76

Capítulo 2 - Mapeamento da biomassa acima do solo por sensoriamento remoto e machine learning em manguezais do Delta do Parnaíba, Nordeste Brasileiro

Figura 1. Mapa de localização dos manguezais da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba.....	94
Figura 2. Mapa de distribuição de parcelas em áreas de manguezal da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba.....	96
Figura 3. Material de serrapilheira coletado de forma aleatória em uma circunferência (bambolê).....	98
Figura 4. Esquema e/ou representação de validação cruzada LOOCV.....	105
Figura 5. Distribuição do estoque de biomassa acima do solo observado em campo nas diferentes parcelas. Parcela de <i>R. mangle</i> - M01, M02, M03, M04, M05, M08, M09, M11, M12, M16, M17, M21, M23; Parcelas de <i>R. mangle</i> e <i>Avicennia spp</i> . -M07; M10, M13, M14, M19, M20;	

Parcelas de <i>R. mangle</i> e <i>L. racemosa</i> - M15, M22; Parcelas de <i>C. erectus</i> ; M06, M24, M25; <i>Avicennia</i> spp. - M18; Parcela de <i>L. racemosa</i> e <i>Avicennia</i> spp. – M26.....	107
Figura 6. Boxplot dos diferentes valores de máximo, mínimo, média e desvio padrão nas parcelas de manguezal da APA DPHB. (a) valores de DAP; (b) valores de altura; c) valores de biomassa.	
Figura 7. (a): Representação da espécie <i>Rizophora99 mangle</i> ; (b): Representação de espécies do gênero <i>Avicennia</i> spp.....	110
Figura 8. (a): Ponto de medição do Diâmetro a altura do peito da porção representativa da espécie <i>Conocarpus erectus</i> ; (b): Fruto da espécie <i>Conocarpus erectus</i>	111
Figura 9. Validação cruzada dos valores de AGB usando diferentes dados de sensores remoto. (a) XGBoost – Landsat-8; (b) XGBoost – Landsat-9; (c) XGBoost – Sentinel-2.....	114
Figura 10a. Mapa de estimativa de AGB em áreas de manguezal da APA DPHB utilizando diferentes sensores e aprendizado de máquina. (a): modelo XGBoost usando imagens Landsat-8.....	117
Figura 10b. Mapa de estimativa de AGB em áreas de manguezal da APA DPHB utilizando diferentes sensores e aprendizado de máquina. (b): modelo XGBoost usando imagens Landsat-9.....	118
Figura 10c. Mapa de estimativa de AGB em áreas de manguezal da APA DPHB utilizando diferentes sensores e aprendizado de máquina. (c): modelo XGBoost usando imagens Sentinel-2.....	119
 Capítulo 3 - Aplicação de técnicas de aprendizado de máquina no mapeamento de estoque de carbono nos solos de manguezal da APA do Delta do Parnaíba, Brasil.	
Figura 1. Área correspondente a APA do Delta do Parnaíba, com destaque para os manguezais.....	132
Figura 2. Pontos de amostragem na APA do Delta do Parnaíba, Brasil.....	134
Figura 3. (A): Amostras descansando em proveta para realização da análise granulométrica (B): Amostras na estufa para secagem e identificação do teor de argila.....	135
Figura 4. A e B: Aquecimento da análise de oxidação úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) para identificação de COT.....	137
Figura 5. Estoque de carbono orgânico total do solo em 27 parcelas da APA DPHB.....	141
Figura 6. Validação cruzada dos valores de EstCOT representados no gráfico de dispersão usando diferentes dados de sensores remoto.....	144
Figura 7 Mapa digital do estoque de carbono orgânico (0-100 cm) dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva utilizando o sensor MSI e todas as covariáveis no modelo XGB.....	147
Figura 8. Áreas representativas de maior estoque de carbono orgânico no solo na área da APA33 DPHB.....	148
Figura 9. Mapa digital do estoque de carbono orgânico (0-100 cm) dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva utilizando o sensor OLI e todas as covariáveis no modelo XGB.....	150
Figura 10. Mapa digital do estoque de carbono orgânico (0-100 cm) dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva utilizando o sensor MSI e cinco covariáveis no modelo RF.	151

LISTA DE QUADROS

Revisão de Literatura

Quadro 1. Exemplos de Serviços Ecossistêmicos oferecido pelos manguezais	27
Quadro 2. Agrupamento de artigos recuperados utilizando as palavras chave (<i>Biomass estimate and mangroves</i>).....	35

Capítulo 1 - Fitossociologia e estrutura vegetal do manguezal da APA do Delta do Parnaíba.

Quadro 1. Distribuição das equações utilizadas para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos da área de estudo.....	70
---	----

Capítulo 2 - Mapeamento da biomassa acima do solo por sensoriamento remoto e machine learning em manguezais do Delta do Parnaíba, Nordeste Brasileiro

Quadro 1. Descrição das bandas multiespectrais das imagens do <i>Landsat</i> 8-9 OLI/TIRS.....	100
--	-----

Quadro 2. Representação das equações utilizada para determinação dos índices espectrais.....	102
--	-----

Capítulo 3 - Aplicação de técnicas de aprendizado de máquina no mapeamento de estoque de carbono nos solos de manguezal da APA do Delta do Parnaíba, Brasil.

Quadro 1. Equações utilizadas para determinação dos índices espectrais em cada sensor/satélite.....	138
---	-----

Quadro 2. Classificação dos solos em diferentes parcelas de mangue na APA do Delta do Parnaíba-PI.....	140
--	-----

LISTA DE TABELA

Capítulo 1 - Fitossociologia e estrutura vegetal do manguezal da APA do Delta do Parnaíba

Tabela 1. Levantamento das espécies encontradas nas parcelas de mangue da APA do Delta do Parnaíba.....	73
---	----

Tabela 2. Parâmetros fitossociológico horizontal nos bosques de manguezal da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	77
---	----

Capítulo 2 - Mapeamento da biomassa acima do solo por sensoriamento remoto e machine learning em manguezais do Delta do Parnaíba, Nordeste Brasileiro

Tabela 1. Equações alométricas utilizadas para determinar a biomassa de plantas vivas em diferentes manguezais.....	97
---	----

Tabela 2. Informações de captura das imagens do satélite <i>landsat</i> 8-9.....	99
Tabela 3. Descrição das bandas multiespectrais das imagens do Sentinel-2/MSI.....	101
Tabela 4. Erros estatísticos de predição calculados para cada modelo representando a AGB de bosques de mangue da APA do Delta de Parnaíba, PI com imagens do Landsat 8-9 e Sentinel-2.....	113

Capítulo 3 - Aplicação de técnicas de aprendizado de máquina no mapeamento de estoque de carbono nos solos de manguezal da APA do Delta do Parnaíba, Brasil.

Tabela 1. Erros estatísticos de predição calculados para cada modelo representando o EstCOT da APA do Delta de Parnaíba, PI com imagens do Landsat-9 e Sentinel-2.....	143
--	-----

LISTA DE SIGLAS

AGB	Biomassa Acima do Solo
AM	Aprendizado de máquina
APA	Área de Proteção Ambiental
BGB	Biomassa Acima do Solo
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CLAY	Argila
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
EstCOT	Estoque Total de Carbono Orgânico do Solo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ENSO	El Niño Oscilação Sul
GEE	Gases de Efeito Estufa
GNDVI	Vegetação de Diferença Normalizada Verde
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IRON	Óxidos
MAE	Erro Absoluto Médio
MDE	Modelo Digital de Elevação
MNDWI	Índice de Diferença Normalizada Modificado de Água
MSI	Sensores de Imagem Multiespectral
NDVI	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
RESEX	Reserva Extrativista
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural.
RVI	Índice de vegetação de razão
SAVI	Índice de Vegetação Ajustado ao Solo
SOC	Carbono Orgânico do Solo
UC	Unidade de Conservação
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	16
GENERAL ABSTRACT.....	18
1. INTRODUÇÃO GERAL	20
2. REVISÃO DE LITERATURA	25
2.1 Zona costeira e o Ecossistema Manguezal	25
2.2 A ciclagem global do carbono e seus processos.....	29
2.3 Estudos fitossociológicos em vegetação de mangue e os índices de diversidade	31
2.4 Estimativa de biomassa em áreas de manguezais: o uso da alometria e do sensoriamento remoto.....	33
2.5 Sequestro de carbono em solos de manguezais.	39
3. REFERÊNCIAS	43
Capítulo 1 - FITOSSOCIOLOGIA E ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUEZAL DA APA DO DELTA DO PARNAÍBA.	56
RESUMO	56
ABSTRACT.....	57
1. INTRODUÇÃO.....	58
2. MATERIAL E MÉTODO.....	59
2.1 Caracterização da área e seus aspectos fisiográficos.....	59
2.2 Procedimentos Metodológicos	64
2.2.1 Escolha dos pontos de amostragem para determinação das parcelas	64
2.2.2 Procedimentos para determinação do estudo fitossociológico	68
2.2.3. Procedimentos para Obtenção da diversidade ecológica.....	71
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
3.1 Composição florística e estudo fitossociológico.....	73
3.2 Diversidade ecológica na APA do Delta do Parnaíba.....	80
4. CONCLUSÃO.....	83
5. REFRÊNCIAS	84
Capítulo 2 - MAPEAMENTO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO POR SENSORIAMENTO REMOTO E MACHINE LEARNING EM MANGUEZAIS DO DELTA DO PARNAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO	
RESUMO	90
ABSTRACT	91

1. INTRODUÇÃO	92
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	93
2.1 Caracterização da área de estudo.....	93
2.2 Escolha dos pontos de amostragem para determinação das parcelas	95
2.3 Procedimentos para determinação dos dados da AGB em campo	96
2.4 Estimativa da AGB por sensoriamento remoto e machine learning.....	99
2.4.1 Obtenção das imagens de satélites (Landsat 8-9 e Sentinel-2).....	99
2.4.2 Processamento das imagens.....	101
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	106
3.1 Estimativa de Biomassa na área da APA do Delta do Parnaíba: Dados de campo	106
3.2 Estimativa de Biomassa de manguezal utilizando imagens de sensoriamento remoto Landsat 8-9/OLI, Sentinel-2/MSI e aprendizado de máquina.....	112
4. CONCLUSÃO	120
5. REFERÊNCIAS	121
Capítulo 3 - APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE APRENDIZADO DE MÁQUINA NO MAPEAMENTO DE ESTOQUE DE CARBONO NOS SOLOS DE MANGUEZAL DA APA DO DELTA DO PARNAÍBA, BRASIL.....	128
RESUMO	128
ABSTRACT	129
1. INTRODUÇÃO	130
2. MATERIAL E MÉTODOS	132
2.1 Caracterização da área de estudo.....	132
2.2 Escolha dos pontos de amostragem do solo	134
2.3 Caracterização física e química do solo	135
2.4 Análise do Estoque de carbono no solo.....	136
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	139
3.1 Estoque de carbono orgânico no solo	139
3.2 Mapeamento do estoque de carbono orgânico no solo.....	143
4. CONCLUSÃO	152
5. REFERÊNCIAS	153

RESUMO GERAL

ESTOQUE DE CARBONO NOS SOLOS E NA VEGETAÇÃO DE MANGUE NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DELTA DO PARNAÍBA

Autor: Jéssica Cristina Oliveira Frota

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares

Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente

Teresina – PI, maio de 2025

Os ecossistemas costeiros, em especial as áreas de mangue, são considerados ambientes com grande potencial para estocagem de carbono, os conhecidos *blue carbon*. Com o aumento dos níveis de carbono na atmosfera, tornou-se necessário compreender a capacidade desses ecossistemas em armazenar esse carbono. Diante disso, este trabalho teve como objetivo geral mapear os estoques de carbono presente nos solos e na biomassa vegetal dos manguezais da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB) e como objetivos específicos: Realizar um levantamento fitossociológico das espécies vegetais existentes no ecossistema de mangue da APA DPHB; Estimar a biomassa vegetal acima do solo (AGB) presente nos manguezais da APA DPHB; Estimar o estoque de carbono orgânico total presente nos solos de mangue da APA DPHB; Mapear o estoque de carbono existente na biomassa vegetal e no solo a partir de dados do sensoriamento remoto e uso de *Machine Learning*. Para isso, foram instaladas 27 parcelas de 200 m², onde, através da sua delimitação, foi possível coletar dados de altura e circunferência a altura do peito de cada indivíduo, considerando indivíduos mortos e vivos. A identificação da diversidade das espécies de mangue, foi realizada através do estudo fitossociológico, por meio da identificação do índice de diversidade de Shannon (H'), índice de Simpson (S') e Equabilidade de Pielou (J). Para o cálculo da biomassa foram utilizadas equações alométricas e sua distribuição espacial foi mapeada por sensoriamento remoto, utilizando as bandas espectrais e índices de vegetação derivados de imagens dos satélites Landsat 8-9/OLI e Sentinel-2/MSI e o uso de aprendizado de máquina, onde foram testados vários modelos de predição (*Random Forest -RF*, *Xgboost-XGB*, *Regressão Linear Múltipla-RLM*, *Cubist-CB*, *Earth-ET* e *Support vector machine – SVM (Linear, Radial e Polinomial)*). A estimativa dos estoques totais de carbono orgânico no solo (EstCOT) foi realizada através de metodologia similar à da AGB, porém utilizando apenas os modelos de predição (RF, XGB e RLM) e levando em consideração que as amostras de solos foram coletadas nos intervalos de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50 e 50-100 cm. Em seguida, foi determinado as concentrações de carbono através de análises, para ser calculados os EstCOT e estimados através de modelos. Com isso, para a área de estudo, foram inventariados 649 indivíduos, dos quais, 626 são pertencentes as espécies de mangue: *Laguncularia racemosa* (L.); *Conocarpus erectus* L., *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*. Estas duas últimas espécies, não foram diferenciadas através de estudo taxonômico e, no entanto, foram consideradas somente como do gênero *Avicennia* spp. Da mesma forma ocorreu com as espécies do gênero *Rhizophora* spp. inventariadas. Também foram encontradas 4 espécies do tipo: *Indigofera* sp; *Mauritia flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart. e *Genipa americana* L. totalizando 23 indivíduos, sendo a espécie *R. mangle* a que apresentou o maior valor de importância e valor de cobertura, maior dominância, densidade, frequência e maior número de indivíduos, seguida das espécies do gênero *Avicennia* spp. O maior número de indivíduos foi registrado nas primeiras classes de diâmetro (2,86 – 14,86 cm), o índice de Shannon (H') foi de 1,27 nats.ind⁻¹, a equabilidade de Pielou foi 0,61 e o índice de Simpson foi de 0,62. Esses valores indicaram uma baixa diversidade, porém uma dominância da espécie do gênero *Rhizophora* spp. Essa espécie também obteve a maior quantificação de biomassa

vegetal apresentando 790 Mg ha⁻¹ e o modelo que melhor ajustou a predição aos dados de AGB foi o XGB nos dois sensores (MSI e OLI), onde o período seco foi o que apresentou melhor ajuste, com R²= 0,93, RMSE = 66,74 Mg ha⁻¹ e MAE de 49,42 Mg ha⁻¹. Os EstCOT encontrados na APA variaram de 70,9Mg ha⁻¹ a 502,90 Mg ha⁻¹. O modelo XGB também apresentou o melhor desempenho geral nos dois sensores (MSI e OLI) com o menor RMSE (36,45 Mg ha⁻¹ e 36,61 Mg ha⁻¹, respectivamente), o menor MAE (27 Mg ha⁻¹ e 29,57 Mg ha⁻¹) e um R² consistente de 0,88 indicando que seu uso depende da escala final que se deseja. O modelo RF também teve um ajuste considerado elevado pela literatura. Dessa forma, acredita-se que os dados encontrados para a estimativa da biomassa e os estoques de carbono no solo da APA DPHB contribuem como base para evitar a degradação e são importantes para compreender melhor o ciclo global do carbono, a sustentabilidade dos ecossistemas de mangue, bem como disseminar o uso de ferramentas que auxiliam de forma efetiva na estimativa, contribuindo com uma ação contra a mudança global do clima, conforme o ODS 13 proposto na Agenda 2030. Além disso, o levantamento do sequestro de carbono nos mangues do Delta do Parnaíba é importante para o planejamento local e para o desenvolvimento de trabalho nesta área, tendo em vista a limitação de literatura relacionadas a essa temática, pois o estudo dos estoques de carbono nos solos e vegetações de ambientes litorâneos do Brasil ainda são escassos.

Palavras-Chave: carbono azul; manguezais; mitigação das mudanças climáticas; sequestro de carbono.

Objetivos de Desenvolvimento Sustentável: A pesquisa, possui ligação direta com o que se propõe no ODS 13 devido ao seu papel essencial na mitigação das mudanças climáticas e aumento da resiliência, também contribui significativamente para os ODS, 1, ODS14, ODS15, ODS8, ODS 12, ODS 17, tendo em vista que o viés social também é muito importante dentro da pesquisa.

GENERAL ABSTRACT

CARBON STOCKS IN SOILS AND MANGROVE VEGETATION IN THE PARNAÍBA DELTA ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA (APA)

Author: Jéssica Cristina Oliveira Frota

Advisor: Prof. Dr. Gustavo Souza Valladares

Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente

Teresina – PI, maio de 2025

Coastal ecosystems, especially mangrove areas, are considered environments with great potential for carbon storage, the so-called blue carbon. With the increase in carbon levels in the atmosphere, it has become necessary to understand the capacity of these ecosystems to store this carbon. Therefore, this work had as its general objective to map the carbon stocks present in the soils and plant biomass of the mangroves of the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area (APA DPHB) and as specific objectives: Carry out a phytosociological survey of the plant species existing in the mangrove ecosystem of the DPHB APA; Estimate the above-ground plant biomass (AGB) present in the mangroves of the DPHB APA; Estimate the total organic carbon stock present in the mangrove soils of the DPHB APA; Map the carbon stock existing in the plant biomass and not only from remote sensing data and use of *Machine Learning*. For this purpose, 27 plots of 200 m² were installed, where through their delimitation it was possible to collect data on height and circumference at breast height of each individual, considering dead and alive individuals. The identification of the diversity of mangrove species was carried out through the phytosociological study, by identifying the Shannon diversity index (H'), Simpson index (S') and Pielou Equability (J). Allometric equations were used to calculate the biomass and its spatial distribution was mapped by remote sensing, using the spectral bands and vegetation indices derived from images of the Landsat 8-9/OLI and Sentinel-2/MSI satellites and the use of machine learning, where several prediction models were tested (Random forest, Xgboost, Multiple Linear Regression, Cubist, Earth and Support vector machine (Linear, Radial and Polynomial). The estimate of total organic carbon stocks in the soil (EstCOT) was conducted using a methodology similar to that of AGB, but utilizing only prediction models (RF, XGB, and RLM) and taking into account that the soil samples were collected at intervals of 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, and 50-100 cm. Subsequently, carbon concentrations were determined through analyses, in order to calculate the EstCOT and estimate them using models. In the study area, 649 individuals were inventoried, of which 626 belonged to mangrove species: *Laguncularia racemosa* (L.), *Conocarpus erectus* L., *Avicennia germinans*, and *Avicennia schaueriana*. The latter two species were not distinguished through taxonomic analysis and were therefore considered only at the genus level as *Avicennia* spp. The same approach was applied to species of the genus *Rhizophora* spp. Additionally, four other species were identified: *Indigofera* sp., *Mauritia flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart., and *Genipa americana* L., totaling 23 individuals. Among these, *Rhizophora mangle* presented the highest importance value and coverage value, as well as the greatest dominance, density, frequency, and number of individuals, followed by species from the *Avicennia* spp. genus. The greatest number of individuals was recorded in the smallest diameter classes (2.86 – 14.86 cm). The Shannon diversity index (H') was 1.27 nats.ind⁻¹, Pielou's evenness was 0.61, and the Simpson index was 0.62. These values indicate low diversity but a clear dominance of species from the *Rhizophora* spp. genus. This genus also recorded the highest aboveground biomass (AGB), with 790 Mg ha⁻¹. The model that best fitted the AGB prediction data was the XGB model using both sensors (MSI and OLI), with the dry season yielding the best performance (R² = 0.93, RMSE = 66.74 Mg ha⁻¹, and MAE = 49.42 Mg ha⁻¹). The estimated total organic carbon stocks (EstCOT) in the Environmental Protection Area (EPA) ranged from 70.9 Mg ha⁻¹ to 502.90 Mg ha⁻¹. The XGB model also presented the best overall performance in both sensors (MSI and OLI) with the lowest RMSE (36.45 Mg ha⁻¹ and 36.61 Mg ha⁻¹, respectively), the lowest MAE (27 Mg ha⁻¹ and 29.57 Mg ha⁻¹) and a consistent R² of 0.88, which leads us to believe that its use depends on the final scale desired. The RF

model also had a fit considered high in the literature. Thus, it is believed that the data found for the estimation of biomass and carbon stocks in the soil of the DPHB APA contribute as a basis for avoiding degradation and are important for better understanding the global carbon cycle, the sustainability of mangrove ecosystems, as well as disseminating the use of tools that effectively assist in the estimation, contributing to an action against global climate change, according to SDG 13 proposed in the 2030 Agenda. In addition, the survey of carbon sequestration in the mangroves of the Parnaíba Delta is important for local planning and for the development of work in this area, given the limited literature related to this topic, since the study of carbon stocks in the soils and vegetation of coastal environments in Brazil is still scarce.

Keywords: blue carbon; mangroves; climate change mitigation; carbon sequestration.

Sustainable Development Goals: The research is directly linked to what is proposed in SDG 13 due to its essential role in mitigating climate change and increasing resilience. It also contributes significantly to SDG 1, SDG 14, SDG 15, SDG 8, SDG 12, and SDG 17, given that the social bias is also very important within the research.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O ser humano, ao longo de sua evolução histórica e de seu processo de desenvolvimento, manteve relações significativas com a natureza. A falta de consciência ambiental associada ao crescimento populacional acelerado tem trazido diversos problemas socioambientais, causando consequências à natureza. A sociedade movida pelo desejo de apropriar e consumir, reduz os recursos naturais levando degradação a áreas naturais que já apresentam fragilidade e a extinção de algumas espécies vegetais e animais (Naves; Bernardes, 2014).

Os ambientes costeiros, em seu aspecto físico e natural, constituem áreas de relevante fragilidade ambiental, onde os elementos que compõem o funcionamento e a estabilidade dos sistemas, respondem a uma dinâmica complexa, resultado da interação dos agentes continentais e litorâneos (Silva, 2022). Esses ambientes na atualidade, passaram a ser recursos econômicos explorados pelo ser humano, para vários usos que vão desde o extrativismo até o consumo da paisagem pelo turismo, gerando impactos negativos ao meio e provocando alterações na paisagem natural dos ecossistemas litorâneos.

Entretanto, é importante considerar a relevância das zonas costeiras, por sua capacidade de ligação e troca entre a diversidade de ecossistemas, bem como compreender a dinâmica natural impulsionada pelas ações dos agentes de transporte, erosão e deposição, que modelam o relevo, desenvolvem solos e vegetações e atuam na modificação de determinada paisagem.

As zonas costeiras abrigam um conjunto complexo de ecossistemas de alta relevância ambiental e acabam desempenhando funções extremamente importantes, seja de cunho ecológico, social ou econômico. Além disso, esses ambientes, apresentam elevadas taxas de concentração demográfica, o que a torna um ambiente vulnerável física e socialmente, necessitando de maior compreensão (Haase *et al.*, 2014; Maximenko *et al.*, 2019; Magarotto *et al.*, 2019).

Inserido nas zonas costeiras, encontram-se ambientes deltaicos. Estes, são naturalmente frágeis e dinâmicos, por serem formados de depósitos sedimentares recentes, onde a descarga sedimentar trazida pelo rio supera a sua dispersão pelos agentes atuantes na bacia receptora (Sousa, 2015; Szezygielski *et al.*, 2015). Além disso, os deltas possuem condições particulares e únicas para o desenvolvimento de espécies animais e vegetais e servem como berçários naturais de várias espécies.

A Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB), foco desta pesquisa, corresponde a uma área deltaica, criada pelo Decreto Federal S/N de 28 de agosto de 1996, envolvendo as áreas dos estados do Maranhão, Piauí e Ceará, e que visa a proteção das zonas

costeiras em especial a área que abriga os deltas. Vale ressaltar que, parte da área da APA é composta por manguezais, que são reconhecidos por apresentarem elevado potencial no controle de emissão de gases de efeito estufa (GEE) devido o potencial de sequestro de carbono (Cusack *et al.*, 2018).

O manguezal é um ecossistema costeiro que se encontra em transição entre os ambientes terrestre e marinho e que apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento de muitas espécies animais, sendo também considerado um importante transformador de nutrientes em matéria orgânica (Pinto *et al.*, 2016; Maia *et al.*, 2019; Patire, *et al.*, 2020).

Segundo Pascoale (2019), os manguezais, representam importantes sumidouros de carbono, conhecidos como carbono azul (*blue carbon*), termo utilizado para representar o carbono capturado/sequestrado e liberado pelos ecossistemas costeiros e marinhos. Atualmente, estes ecossistemas são reconhecidos por possuírem a maior densidade de carbono entre os ecossistemas terrestres tanto em sua vegetação como no solo, regulando as concentrações de GEE conforme resalta dados atualizados do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas - IPCC (Tang *et al.*, 2016; Kuwae, 2022).

No Brasil, a vegetação de mangue é considerada vulnerável por existir ameaças relacionadas à perda e fragmentação da cobertura vegetal, a modificação da qualidade dos habitats aquáticos, devido à poluição e a mudanças na hidrodinâmica, promovendo a diminuição na oferta de recursos naturais dos quais muitas comunidades tradicionais e setores dependem diretamente para sobreviver (ICMBIO, 2019).

Esses ecossistemas também agem de forma natural como barreira, controlando a erosão costeira, colaborando com a qualidade da água, absorvendo nutrientes e aumentando a disponibilidade de solução salina (Amaral e Rocha Júnior, 2012). Nas últimas décadas, apesar da proteção conferida pela legislação vigente a esses ambientes, pode-se observar no Brasil grandes perdas de manguezais. As maiores ameaças atuais são decorrentes das atividades humanas, onde as pressões antrópicas aumentam a fragilidade desses ecossistemas (Galvino e Popescu, 2016).

No ano de 2015 foi instituído o chamado “Acordo de Paris” realizado na França. Este acordo surge com um compromisso global inédito de combater as mudanças climáticas e limitar o aumento da temperatura média global acima dos níveis pré-industriais, visando a redução das emissões de GEE, principalmente o dióxido de carbono (CO₂), que é o principal responsável pelo aquecimento global (Trindade e Alvim, 2022). Para alcançar as metas propostas, os países signatários se comprometeram a apresentar planos nacionais de ação climática que incluam estratégias para mitigação e adaptação aos efeitos das mudanças climáticas.

Nesse contexto, o sequestro de carbono realizado pela vegetação, ganhou destaque como uma das estratégias mais eficazes de mitigação. Com isso, estudos detalhados sobre as projeções de acúmulo de carbono na forma de biomassa vegetal e o quantitativo presente no solo, passou a despertar o interesse de vários países.

Os manguezais do Delta do Parnaíba, são importantes fontes de exploração do caranguejo e fonte de renda de populações nativas, que abastecem mercados nos estados do Piauí, Maranhão e Ceará. Assim, para a conservação dos ambientes naturais e sustentabilidade das atividades econômicas e sociais desenvolvidas no DPHB, são necessários estudos para investigar o potencial dos serviços ecossistêmicos realizados por estes manguezais.

Além disso, com o aumento dos níveis de carbono na atmosfera, tornou-se necessário compreender a capacidade desses ecossistemas em armazenar carbono, a fim de trazer alternativas do ponto de vista ambiental ao desequilíbrio climático ocasionado no meio (Donato *et al.*, 2011) e contribuir com uma ação contra a mudança global do clima, conforme o Objetivo de Desenvolvimento sustentável -13 (ODS), proposto na Agenda 2030.

Com isso, embora os estudos nessa temática encontrem-se ainda limitados, principalmente no que diz respeito ao comportamento do carbono em vegetação de mangue nos mais diversos biomas, em especial na caatinga, conforme foi observado por Portela *et al.* (2020), alguns estudos buscam compreender a ocorrência dessa dinâmica dentro do território brasileiro como os desenvolvidos por Ometo *et al.* (2014); Cassol (2017); Santos (2018) e Chagas (2021). Para isso, estratégias vêm sendo desenvolvidas ao longo dos anos para que esses entraves sejam solucionados, aplicando metodologias com a utilização de equações alométricas, estudos empíricos e modelos lineares simples e complexos associados ao sensoriamento e ao aprendizado de máquina.

No Brasil, o estabelecimento da alometria é de fundamental importância, pelo fato de contribuir para o conhecimento florístico e avaliação das espécies vegetais, fornecendo elementos para o desenvolvimento do ordenamento sob aspectos quantitativos da vegetação que ainda é pouco conhecida, em especial da vegetação de mangue. Além disso, as geotecnologias, o processamento digital e a análise visual de imagens de sensores remotos orbitais, associados ao uso de sistemas de informações geográficas (SIG's) e aprendizado de máquina vêm trazendo relevância na análise e mapeamento das áreas de mangue, possibilitando assim, a geração de produtos com boa acurácia e precisão cartográfica.

O monitoramento da dinâmica do solo juntamente com a estimativa de biomassa diretamente relacionada com o carbono armazenado nas florestas, foram vistos como pontos essenciais para quantificar o balanço do carbono e sua influência no sistema climático. Estas

estimativas, conforme visto em estudos realizados por Ray *et al.* (2011), Adame *et al.* (2015), Kathiresan *et al.* (2013), Tue *et al.* (2014), Rahman *et al.* (2015), Estrada e Soares (2017), Santos *et al.* (2017) e Rovai *et al.* (2022) comprovam o papel do manguezal como um dos ecossistemas que mais acumulam carbono por área, tanto na sua biomassa vegetal quanto no solo.

Sabendo que esses estudos admitem o entendimento da dinâmica da paisagem e vem contribuindo para o desenvolvimento de avaliações e interpretações das condições ambientais, servindo como base para diversas áreas de interesse, temos como principal problemática da pesquisa os seguintes questionamentos. Qual o potencial de estoque de carbono presente na vegetação e no solo de mangue da APA DPHB? O uso do aprendizado de máquina em diferentes modelos auxilia na demonstração do potencial de sequestro de carbono presente na vegetação e solo da área de estudo?

Com isso, para a presente pesquisa foram levantadas quatro hipóteses no sentido de guiar a investigação:

1. A estrutura florestal e a composição das espécies de mangue influenciam significativamente o estoque de carbono na biomassa acima do solo.
2. A distribuição do carbono orgânico no solo dos manguezais da APA do Delta do Parnaíba varia com a profundidade, sendo influenciada por fatores como acúmulo de matéria orgânica, regime de marés e dinâmica de deposição sedimentar.
3. Algoritmos de aprendizado de máquina são capazes de capturar relações não-lineares complexas entre variáveis ambientais estruturais, oferecendo maior robustez para previsão.
4. A variabilidade espacial dos estoques de carbono no manguezal da APA DPHB está relacionada à estrutura da vegetação e à profundidade do solo, bem como da caracterização físico-química desses ambientes.

Diante disso, tem-se como objetivo geral desta pesquisa: Mapear os estoques de carbono na biomassa vegetal e nos solos dos manguezais presentes na APA DPHB, levando em consideração os seguintes objetivos específicos:

- Realizar um levantamento fitossociológico das espécies vegetais existentes no ecossistema de mangue da APA DPHB;
- Estimar a biomassa vegetal acima do solo (AGB) presente nos manguezais da APA DPHB
- Estimar o estoque de carbono orgânico total presente nos solos de mangue da APA DPHB;

- Mapear o estoque total de carbono existente na biomassa vegetal e no solo a partir de dados do sensoriamento remoto associado ao uso de *Machine Learning*.

O presente trabalho foi estruturado em parte pré-textual: (Introdução, Revisão de Literatura e Referências) seguindo as normas da ABNT vigente e três capítulos: I- Fitossociologia e estrutura vegetal do manguezal da APA Delta Do Parnaíba; II - Mapeamento da biomassa acima do solo por sensoriamento remoto e *machine learning* em manguezais do Delta do Parnaíba, Nordeste Brasileiro; III - Aplicação de técnicas de aprendizado de máquina no mapeamento de estoque de carbono nos solos de manguezal da APA do Delta do Parnaíba, Brasil.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura da pesquisa foi dividida em cinco tópicos cuja abordagem possibilita o entendimento do objeto de conhecimento a ser desenvolvido.

O primeiro tópico diz respeito ao entendimento conceitual da zona costeira, bem como sua dinâmica e principais ecossistemas inseridos na mesma, em especial a vegetação de mangue que é o foco da pesquisa. O segundo faz referência ao ciclo global do carbono e seus processos.

O terceiro tópico corresponde à discussão da importância dos estudos fitossociológicos na determinação das espécies dentro de uma comunidade e sua diversidade mensurada através de índices. O quarto discute a estimativa de biomassa em vegetação de mangue e como essa vem sendo trabalhada do ponto de vista metodológico. O quinto e último tópico trata sobre o sequestro de carbono em solos de manguezais e sua contribuição para o equilíbrio climático.

2.1 Zona Costeira e o Ecossistema Manguezal

As zonas costeiras, embora apresentem enorme diversidade, suas características são insuficientes para garantir a sua conservação. Considerando os efeitos da histórica exploração e falta de planejamento e utilização dos recursos naturais desde a chegada dos portugueses na costa brasileira, o ser humano tem submetido essas áreas, a vários tipos de impactos de origem antrópica, acarretando elevado risco de perda de biodiversidade, juntamente com os efeitos das mudanças climáticas globais (Amaral *et al.*, 2016).

Estes ambientes, abrigam um conjunto de ecossistemas de relevância ambiental, que desempenham funções extremamente importantes, tanto do ponto de vista ecológico como também social e econômico, como é o caso do ecossistema manguezal.

O manguezal, por sua vez, é considerado um sistema ecológico que se desenvolve em terrenos baixos na foz dos rios e estuários, com solo encharcado pela variação das marés e da salinidade em função de sua sujeição ao regime de marés (Vieira, Oliveira e Almeida, 2023). Trata-se de um ambiente constituído por solo de granulometria em sua maioria fina, podendo apresentar variações arenosas, apresentando consistência lodosa e inconsolidada, com baixo teor de oxigênio, formados por folhas, galhos e material vegetal e animal em diferentes etapas de decomposição.

No Brasil, esses sistemas ocupam uma porção significativa da costa brasileira, cerca de 92% da linha de costa, o que corresponde a aproximadamente 6.800 km, estendendo-se do extremo norte no Oiapoque, Estado do Amapá, até seu limite sul na Praia do Sonho em Santa Catarina (Maia *et al.*, 2005; Santos, 2012), conforme podemos observar na (Figura 1).

Vale ressaltar que, a maior parte desses ecossistemas estão inseridos em área de Unidade de Conservação (UC). No caso do Brasil existem 2.146 UC's, distribuídas em uma área aproximada a 1.623.029 km² (Silva *et al.*, 2024). Desse total, 120 UC's abrigam áreas de manguezais, abrangendo uma área de 12.114 km². Destas, 55 são federais, 46 são estaduais e 19 são municipais. Essa área representa cerca de 87% de todo o ecossistema de manguezal no Brasil e estão divididas em áreas de Proteção Integral e de Uso Sustentável (ICMBIO, 2018).



Figura 1. Mapa da distribuição do ecossistema manguezal na costa brasileira
Fonte: Santos, 2012

Esses sistemas, estão classificados entre os principais ecossistemas tropicais, pois são considerados importantes transformadores e exportadores da matéria orgânica e apresentam condições propícias para a alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies de animais aquáticos. Além de servirem de proteção para as margens do estuário, fornecerem recursos vegetais e animais para população e atuarem na retenção de sedimentos e substâncias químicas (Costa, Medeiros, Cestaro, 2014).

Em outras palavras, os manguezais desempenham um importante serviço ecossistêmico (SE) de alta relevância para a humanidade e que são essenciais para a manutenção das comunidades que habitam o entorno desses ambientes.

Os serviços ecossistêmicos, segundo ICMBIO (2018), estão relacionados às funções e processos de preservação, conservação, recuperação, uso sustentável, melhoria do meio ambiente e promoção do bem-estar humano. Esses “serviços” prestados para sociedade são resultantes da combinação de diversos processos envolvendo a natureza biótica e abiótica do ecossistema, sendo evidente também a influência de fatores geológicos, geomorfológicos, climáticos e oceanográficos, que juntos mostram uma interação sistêmica.

Silva (2019) em suas discussões, nos mostra que os manguezais desempenham diversos tipos de serviços ecossistêmicos sendo eles: serviços reguladores, de suporte, de provisão e culturais, além de diversas outras funções evidentes e abrangentes no Quando 1.

Quadro 1. Exemplos de Serviços Ecossistêmicos oferecido pelos manguezais

Tipo de Serviço	Exemplos
Serviços Reguladores	Regulação do clima local e da qualidade do ar; Manutenção da qualidade da água; Sequestro e armazenamento de CO ₂ ; Moderação de eventos extremos; Estabilização do solo e controle da erosão.
Serviços de Suporte	Habitat para as espécies; Ciclo da água e dos nutrientes; Manutenção da diversidade genética.
Serviços de Provisão	Produção de alimentos; Fornecimento de matéria prima; Recursos genético/banco genético; Medicamentos; Compostos bioquímicos.
Serviços Culturais	Ecoturismo; Recreação, saúde física e mental; Apreciação estética, inspiração e cultura; Experiência espiritual e senso de pertencimento; Educação e pesquisa científica.

Fonte: Adaptado de Silva, 2019.

Diante dos serviços ecossistêmicos prestados e frente às mudanças climáticas, tem-se observado que, a vegetação dos manguezais é capaz de colaborar como mecanismo de alerta aos impactos da elevação do nível do mar sobre as zonas costeiras. Além disso, segundo Tanner *et al.* (2019), estes proporcionam muitos benefícios ao bem-estar humano, mas estão desaparecendo rapidamente.

O Equador e os países da região do Pacífico Oriental Tropical perderam mais de 40% de sua cobertura de mangue nos últimos 40 anos. Estudos realizados por Fonseca e Drummond (2013) e Amaro e Rocha Júnior (2012), destacam que as medições e análises dos serviços ecossistêmicos prestados, revelam a propensão dos mangues em absorver carbono atmosférico durante todo o processo de fotossíntese e armazená-lo como carboidrato, nas formas de açúcares e celulose.

Na perspectiva social e econômica, os manguezais estabelecem diversos bens e serviços para os indivíduos, como a retirada de madeira para produção de lenha/carvão ou para

confeção de embarcações; utilização das plantas com funções medicinais e para a extração de produtos químicos; extração de recursos alimentares como peixes, caranguejos, mariscos, dentre outros (Tiengo, 2017).

Especificamente para os estados do Piauí e Ceará, Meireles e Campos (2010), listam uma série de serviços ecossistêmicos dos manguezais e apontam a sua importância para aves migratórias, peixe-boi marinho e tartarugas, que são espécies ameaçadas e ainda citam comunidades de pescadores litorâneos, ribeirinhas e marisqueiras que se utilizam desse ecossistema para promoção de renda. Além da prática turística realizada para conhecimento do ambiente (espécies da flora e fauna) e visualização da pega do caranguejo.

Van Bochove *et al.* (2014) apontaram que o valor estimado dos serviços ecossistêmicos para as economias nacionais nos países em desenvolvimento que apresentam manguezais vale entre 33.000 e 57.000 dólares por ha/ano e demonstram que os valores monetários escondem enormes variações entre regiões e tipos de serviços. No entanto, os valores estimados para manguezais variam muito entre estudos. Isso se deve principalmente pela utilização de metodologias diversas com contextos distintos.

Apesar das dificuldades metodológicas, foi estimado monetariamente o valor potencial médio dos serviços ecossistêmicos em diferentes biomas, onde foi possível identificar significativa variabilidade. No caso das florestas tropicais, o valor médio estimado foi de US\$ 5,3 mil/ ha/ano segundo dados de Nogueira Júnior *et al.*, (2022).

Estoque *et al.* (2018) avaliaram os impactos ambientais e o valor do serviço ecossistêmico do mangue de Mianmar, na Ásia. Eles identificaram uma retração de 191.122 ha da área de mangue entre 2000 e 2014, acompanhada da diminuição da evapotranspiração e do estoque de carbono. A área também sofreu perda líquida de US\$ 2.397 milhões/ano em seu valor de SE de mangue, ou seja, teve uma redução de 28,7% em relação ao ano de 2000, que afetou a populações de pesqueiros e a proteção do habitat costeiro

Embora esta pesquisa não possua um foco diretamente voltado para o cálculo monetário da produção e/ou perda do valor de SE. Essa relação é fundamental para compreender sobre a Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD+), compensações de carbono, entre outras. Islam *et al.* (2018) alertam para os riscos de desmatamento e degradação que os manguezais em grande parte dos trópicos estão sofrendo em decorrência da atividade antrópica, em especial nos mangues dos Sundarbans de Bangladesh. Os autores ressaltam que é necessário que haja uma transformação na gestão dos SE dos Sundarbans e outros manguezais nos trópicos, para escapar da situação, tendo em vista que, os impactos ambientais negativos podem ser difíceis de reverter no futuro.

2. 2 A ciclagem global do carbono e seus processos

A ciclagem do carbono (C), corresponde a um processo biogeoquímico, que garante a sua reciclagem e que está associado ao percurso realizado no ambiente pelo elemento C, onde, massa e energia são transferidas, transformadas ou estocadas. Esse processo é fundamental no funcionamento da biosfera terrestre e essencial aos seres vivos para síntese de matéria orgânica (Crespo, Souza e da Silva, 2023).

O carbono é o quarto elemento mais abundante no universo, sendo considerado o pilar da vida como a conhecemos. Ele também é incluído como um material estratégico para o Brasil, já que é necessário para todos os seres vivos, produz riqueza e está associado a serviços como: fotossíntese, sequestro de carbono e regulação climática (Zarbin; Orth, 2019).

O carbono, em sua união molecular com o oxigênio constitui o dióxido de carbono (CO_2), forma mais simples e abundante presente na atmosfera terrestre (Crisp *et al.*, 2012). Este por sua vez, passa por processos naturais entre a atmosfera e o continente e entre a atmosfera e o oceano, onde CO_2 é absorvido da atmosfera, processado na crosta terrestre pelas plantas, florestas e animais e nos oceanos pelas algas, plânctons e outros organismos e é devolvido com a queima, respiração e decomposição.

O ciclo biogeoquímico do carbono, segundo Campos (2011) pode ser dividido em dois tipos que acontecem em diferentes velocidades: o ciclo “lento” ou geológico e o ciclo “rápido” ou biológico. Conhecer o ciclo desse elemento, segundo Bell *et al.* (2020) se faz necessário para que possamos entender sobre a relação existente entre a vida, os oceanos, as rochas, o solo, a atmosfera e todo o planeta (Figura 2), pois o mesmo desempenha um papel central na regulação do CO_2 atmosférico e, portanto, do clima da Terra (CEOS, 2018).

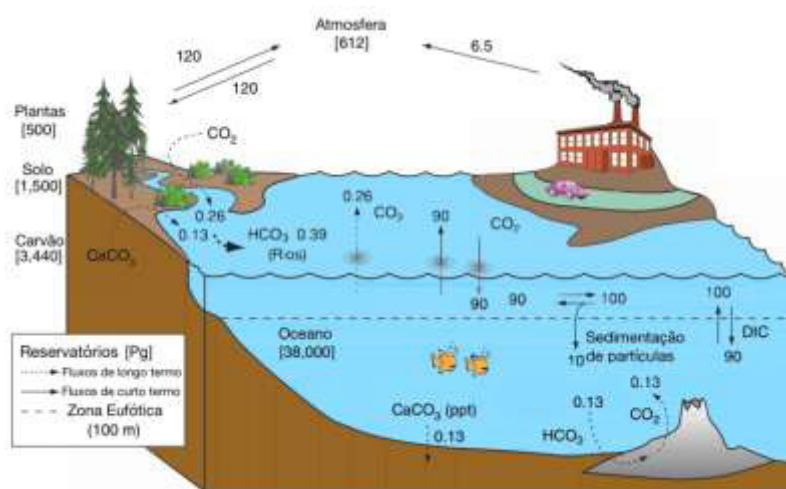


Figura 2. Representação esquemática do ciclo global do carbono (terra - atmosfera - oceano) e seus principais reservatórios. Fonte: Oliveira (2018).

No ciclo biológico, o carbono atua tanto no meio terrestre como no meio aquático. Na terra, seu ciclo está diretamente relacionado ao oxigênio, ou seja, a respiração dos seres vivos e a realização da fotossíntese pelas plantas, onde as mesmas atuam retirando o CO₂ da atmosfera e transformando-o em biomassa (fonte de alimento para animais herbívoros e seguindo a cadeia alimentar, também servirão posteriormente para os animais carnívoros).

No processo de decomposição da matéria, pode haver a liberação direta para a atmosfera de gás carbônico acompanhado de gás metano e água, ou a transformação em material combustível. Este por sua vez, ao sofrer queima também é devolvido a atmosfera em forma de CO₂ (Düsing Asshoff e Hammann, 2019).

Em meio aquático, as trocas de gás carbônico entre atmosfera e oceano ocorrem por meio do processo de difusão. Assim, a fixação do CO₂ pelos oceanos se dá através da dissolução do gás na água, onde quando a temperatura do oceano está baixa é realizada a captura de CO₂ na atmosfera e quando a temperatura do oceano está elevada, é liberado CO₂ do oceano para a atmosfera. Também ocorre através da fotossíntese, onde o *fitoplâncton* e *zooplâncton* absorvem o carbono presente na água (Williams; Follows, 2011; Hofmann *et al.*, 2011).

No ciclo geológico, o gás carbônico presente na atmosfera dissolve-se na água da chuva produzindo H₂CO₃, solução ácida que contribui para o intemperismo das rochas. Esta solução libera íons que são levados para os oceanos e utilizados por organismos marinhos para formação de suas conchas. Quando esses organismos morrem, seus restos são depositados no fundo do piso oceânico e ao longo do tempo geológico, transformam-se em rocha calcária (Toniolo; Carneiro, 2010; Möller Júnior; ABE, 2011; Esteves; Morgado, 2020).

Acredita-se que até o início do período industrial os fluxos entre atmosfera, continentes e oceanos estavam equilibrados. Com a chegada e o desenvolvimento da industrialização nos últimos séculos a emissão desse gás em conjunto com outros gases lançados na atmosfera provenientes de atividades antrópicas como: a atividade industrial; queima de combustíveis fósseis; queimadas e desmatamentos de áreas florestais vem contribuindo cada vez mais para a efetivação do efeito estufa, provocando alterações climáticas (Greenme, 2014; Junges, Santos e Massoni, 2018; Abram, 2019).

Assim, as variações interanuais do ciclo do carbono vem sendo bastante afetadas por padrões climáticos extremos (Nakayama, 2020). A exploração de florestas tropicais causa uma liberação significativa de CO₂ para a atmosfera. A queima, rapidamente converte a vegetação em CO₂ (Jayachandran *et al.*, 2017) e “os efeitos posteriores, afetarão tanto a agricultura como a manutenção de recursos essenciais para a produção e para a vida como o clima, água e solo” (Reischi, 2021. p. 8).

A conservação e restauração dos ambientes costeiros são essenciais para aumentar o sequestro de carbono e o fornecimento de benefícios (Stewart-Sinclair *et al.*, 2024). Segundo Williamson e Gattuso (2022) a restauração de áreas que apresentam carbono azul, tem o potencial global de sequestrar 0,06 a 2,1 Gt CO₂ por ano dependendo da estimativa.

A inclusão da conservação desses ambientes é um divisor de águas, tendo em vista o incentivo que essa ação traz aos países para proteger os ecossistemas para fins de mitigação climática e facilita o acesso de países com florestas e manguezais abundantes, ao perfil internacional para mitigação de carbono (Grassi *et al.*, 2017; Boncheva; Bermúdez-Contreras, 2021).

2.3 Estudos fitossociológicos em vegetação de mangue e os índices de diversidade

A fitossociologia é considerada uma importante ferramenta na determinação das espécies mais importantes dentro de uma determinada comunidade. O conhecimento do levantamento fitossociológico (levantamento florestal) abre espaço para a avaliação do estágio de desenvolvimento de uma floresta e permite o levantamento de estratégias de conservação dessas áreas (Pinto, 2022).

Constitui, portanto, uma ferramenta importante para o estudo sobre as respostas desses sistemas às condições ambientais existentes (Arruda; Daniel, 2007). Além disso, atributos florísticos e fitossociológicos contribuem diretamente para determinação da biomassa e carbono em florestas tropicais (Poorter *et al.*, 2015).

Na fitossociologia a caracterização estrutural das florestas pode ser realizada de forma horizontal e vertical. A forma horizontal traz a análise dos parâmetros quantitativos que indicam o povoamento das espécies no espaço horizontal da floresta e podem ser representados pelos parâmetros: densidade, dominância e frequência em termos absoluto e relativo.

A combinação desses parâmetros por sua vez, gera o valor de importância (VI) que auxilia na quantificação e participação das espécies em relação as outras e nos traz a forma da distribuição espacial das espécies (Silva; Barros; Oliveira, 2020). Os parâmetros estruturais verticais indicam o estágio sucessional das espécies dentro da floresta e podem ser representados pela definição dos estratos (inferior, médio e superior). Freitas e Magalhães (2012) destacam que a regeneração natural, a posição sociológica e a importância ampliada também são indicadores que auxiliam na identificação da estrutura vertical.

No inventário florestal para o censo de povoamento das espécies, também são avaliados a circunferência à altura do peito (CAP) e altura dos indivíduos. Na estrutura paramétrica, segundo Tores *et al.* (2017), também são estimados os seguintes parâmetros populacionais: área

basal número de indivíduos e volume do fuste com casca, por espécie e por classe de diâmetro a altura do peito (DAP).

Para caracterização da vegetação no inventário florestal, o método mais utilizado é o de parcelas, que consiste no estabelecimento em campo de pequenas unidades amostrais distribuídas pela área e que permita uma representação da diversidade do local. Logo, o tamanho da parcela, deve ser coerente com a estrutura do local. Mendes (2018) por exemplo, adotou uma unidade amostral com parcelas de 100 m²; Enquanto Portela *et al.* (2020) definiram parcelas de 200 m². Batista *et al.* (2019) e Torres *et al.* (2017) estabeleceram em seus estudos parcelas de 400m² e 500 m², respectivamente.

De acordo com Camelo Júnior *et al.* (2017), a análise da diversidade florística e a abundância relativa das espécies em sua maioria é analisada por meio do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), de dominância de Simpson (C); equabilidade de Pielou (J') e a diversidade máxima.

O índice de Shannon trata da informação da distribuição de espécies, enquanto o índice de Simpson trata da concentração das mesmas. Já o índice de equabilidade e de diversidade máxima, medem a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada, o que os destacam como sendo importantes indicadores da composição florística, pois possuem a capacidade de indicar em média, o número de árvores de cada espécie que pode ser encontrada no povoamento (Souza; Soares, 2013; Biondi, 2016; Furtado; Vieira, 2020; Lima Neto *et al.*, 2021)

No Brasil, apesar dos esforços realizados por cientistas, as pesquisas sobre estudos fitossociológicos ainda são consideradas insuficientes (Freitas e Magalães, 2012), porém alguns estudos pontuais podem ser vistos, como os desenvolvidos por: Meireles (2016) na Ilha das Canárias no Delta do rio Parnaíba; Gonçalves *et al.* (2018) nos mangues de São Luís- MA; Silva (2018) na análise fitossociológica do Bioma Caatinga em Aparecida-PB; Souza, Ferreira e Guilherme (2018) na caracterização fotossociológica de mata de galeria em Goiás; Silva, Barros e Oliveira (2020) nos mangues de Alagoas e Medeiros *et al.*, (2021) ao realizar um levantamento florístico em Patos-PB, dentre outros.

Tobias *et al.* (2017) também desenvolveram estudos parecido para a floresta de mangue Pagbilao, localizado no sul de Luzon, Filipinas. Otero *et al.* (2018) desenvolveram estudos na Reserva Florestal de Mangue Matang, península da Malásia; Jones *et al.* (2020) nos mangues do sul da Austrália; Pandey *et al.* (2019) em áreas de mangue na Índia. Esses autores, ressaltam a importancia da realização do inventário florestal para conhecimento e quantificação da biomassa existente na vegetação de mangue.

2.4 Estimativa de Biomassa em áreas de manguezais: o uso da alometria e do sensoriamento remoto.

O termo biomassa possui diferentes conceitos que variam de acordo com a perspectiva a ser utilizada. Sob a perspectiva ecológica, esse termo pode ser visto como a quantidade de matéria viva em forma de uma ou mais espécies de organismos presente em determinado habitat. Do ponto de vista florestal, esse termo é associado ao conteúdo de matéria orgânica, viva ou morta, tanto acima do solo (AGB, do inglês *above-ground biomass*) quanto abaixo do solo (BGB, do inglês *below-ground biomass*), que inclui troncos, galhos, cascas, sementes, folhagens, raízes (biomassa viva) e serapilheira, galhos e troncos caídos (biomassa morta) (Higa *et al.*, 2014).

As primeiras discussões sobre as estimativas de biomassa em manguezais, surgiram a partir de estudos da ecologia que buscavam compreender a produtividade desse ecossistema. Com a evolução desse conhecimento e o desenvolvimento de pesquisas nesta área, passou-se a perceber a importância dos manguezais no armazenamento e estoque de carbono, chegando a serem reconhecidos como as florestas mais ricas em carbono das zonas tropicais, com uma média de aproximadamente 1.023 Mg C/ha (Donato *et al.*, 2011).

Contudo, a quantidade e distribuição da biomassa vegetal global ainda é pouco conhecida. Segundo Dittmar *et al.* (2006) as florestas de mangue recobrem apenas cerca de 1% da superfície terrestre da terra, mas estão entre os ecossistemas que apresentam o maior número de armazenamento e exportação de carbono do mundo. No Brasil, poucos estudos foram realizados sobre a assimilação de carbono e acúmulo de biomassa em manguezais (Adame *et al.*, 2017).

Dessa forma, estimar a distribuição e a biomassa das florestas de mangue tem sido um desafio devido ao complexo ambiente físico dessas florestas. A quantidade de matéria orgânica acumulada pelo mangue expressa seu potencial de acumulação de energia e nutrientes em interação com fatores ambientais. A biomassa também constitui um importante aspecto para a caracterização estrutural de um ecossistema (Kauffman e Donato, 2012).

A quantificação da mesma pode ser realizada utilizando métodos diretos ou indiretos. O método direto corresponde a medição direta em campo, através da coleta de todas as partes das árvores para serem submetidas a análises e o método indireto utiliza modelos matemáticos (equações alométricas) para estimar a biomassa e o carbono através de variáveis como o DAP (Diâmetro à altura do Peito), altura de plantas, densidade de madeira, área basal, área de copa, dentre outros, sem a necessidade de retirada e corte de material (Carmo, 2015; Pereira, 2017).

Apesar das dificuldades, com o passar dos anos, equações alométricas foram sendo desenvolvidas para muitas espécies de plantas em diferentes biomas, tanto temperados, como tropicais. Scolforo *et al.* (2015) trouxe modelos de alometria pro cerrado, Piva *et al.* (2021) para bioma da Amazonia, Viegas *et al.* (2019) utilizaram nas áreas de mangue. No Brasil, Lima Júnior *et al.* (2014) desenvolveram equações alométricas para vegetação da caatinga.

A estimativa de biomassa em nível global ainda vem sendo investigada de forma tímida, por possuir uma escala de análise espacial grande e os estudos e análises em campo serem desafiadores. Porém, estimativas de biomassa em campo são essenciais para métodos de associação ao sensoriamento remoto, especialmente para calibrar modelos e verificar resultados (Fassnacht *et al.*, 2014; Galidaki *et al.*, 2017; Stovall., 2017).

Com isso, nas últimas décadas, paralelamente aos estudos de campo, observou-se que a utilização do sensoriamento remoto vem contribuindo bastante para coleta de informações com relação a estimativa da biomassa de forma precisa e remota.

Estimativas acuradas da biomassa florestal permitem analisar e monitorar as mudanças no conteúdo de carbono florestal, contribuindo para a eficácia das políticas ambientais, como por exemplo, a “Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal” (REDD, do inglês *Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation* (Pereira, 2017).

Trabalhos com sensoriamento remoto na previsão de biomassa vegetal também utilizam como fontes de dados imagens de RADAR; Light Detection And Ranging (LiDAR), dados multiespectrais, NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada), que também são utilizados como variáveis independentes na predição de biomassa. *Random forest* como modelo de previsão, modelos lineares, modelos baseados em aproximação paramétrica de vizinhos mais próximos, dentre outros (Andrade; Ferreira e Bolf, 2013; Pereira, 2017; Hichey *et al.*, 2018; Bouvet *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2019; Syrris *et al.*, 2019).

Em busca da realização de um levantamento bibliométrico sistematizado, a fim de compreender os avanços em pesquisas voltada pra quantificação da biomassa em áreas de manguezais e compreender os diferentes métodos, utilizou-se as palavras combinadas “Biomass Estimation” e “Mangroves”. Ambas foram lançadas na base de dados da Scopus para a recuperação de artigos que relacionam esses termos. O total recuperado foi de 305 artigos revisados por pares.

Alguns filtros foram aplicados para o direcionamento da pesquisa, sendo eles o de tempo, a partir de 2017, o tipo de documento (apenas artigos científicos) e a área de conhecimento (restrição para engenharia e ciências ambientais). O resultado foi de 136 artigos,

sendo extraídos para análise apenas 15 deles, por trazerem métodos aproximados ao que foi utilizada neste estudo (Quadro 2).

Quadro 2. Agrupamento de artigos recuperados utilizando as palavras chave (Biomass estimate and mangroves)

AUTORES	TÍTULO	METODOLOGIA
Adame <i>et al.</i> (2017)	Mangrove Root Biomass and the Uncertainty of Belowground Carbon Estimations.	Equações alométricas
Castillo; Apan; Maraseni; Salmo III (2017)	Estimation and mapping of above-ground biomass of mangrove forests and their replacement land uses in the Philippines using Sentinel imagery	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Owers; Kerrylee; Colin (2018)	Spatial Variation of Above-ground Carbon Storage in Temperate Coastal Wetlands	Equações alométricas
Tang <i>et al.</i> (2018)	Análise de grandes dados geoespaciais para biomassa global de manguezais e estimativa de carbono	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Rudiasuti; Doddy; Sri (2018)	Mangrove Mapping Using SPOT 6 at East Lombok Indonesia.	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Portela <i>et al.</i> , (2020)	Vegetation biomass and carbon stocks in the Parnaíba River Delta, NE Brazil	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Pham <i>et al.</i> (2020)	Comparison of Machine Learning Methods for Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Using Multiple Source Remote Sensing Data in the Red River Delta Biosphere Reserve, Vietnam.	Equações alométricas e Sensoriamento remoto
Virgulino-Junior <i>et al.</i> (2020)	Biomass and Carbon Estimation for Scrub Mangrove Forests and Examination of Their Allometric Associated Uncertainties.	Equações alométricas
Utari; Kamal; Sidik (2020)	Above-ground Biomass Estimation of Mangrove Forest Using WorldView-2 Imagery in Perancak Estuary, Bali.	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Wong <i>et al.</i> (2020)	Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Loss Due to Deforestation in Malaysian Northern Borneo between 2000 and 2015 Using SRTM and Landsat Images	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Nwobi; Williams (2021)	Natural and Anthropogenic Variation of Stand Structure and Aboveground Biomass in Niger Delta Mangrove Forests	Equações alométricas
Indrayani, <i>et al.</i> (2021)	Using Allometric Equations to Estimate Mangrove Biomass and Carbon Stock in Denta Bay, Papua Province, Indonésia.	Equações alométricas
Kamal <i>et al.</i> (2022)	Estimation of aboveground mangrove carbon stocks from WorldView-2 imagery based on generic and species-specific allometric equations	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Singh; Mahajan (2023)	A Review of SAR Image Processing for Mangrove above Ground Biomass Estimation	Equações alométricas e sensoriamento remoto
Reef; Gordon (2024)	Allometric Equations for Aboveground Biomass Estimation of Temperate Mangroves Using Uncrewed Aerial Vehicles	Equações alométricas e sensoriamento remoto

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Através do levantamento, foi possível identificar que o desenvolvimento de equações alométricas específicas para as espécies de manguezal destacam-se de grande importância para as estimativas de carbono armazenado na vegetação, permitindo que diversos levantamentos

sobre acúmulo de biomassa sejam realizados em diferentes biomas e/ou formações vegetais (Komiyama *et al.*, 2005; Estrada *et al.*, 2014).

Esse método por sua vez, é utilizado para calcular os valores de biomassa. Indayani *et al.* (2021) ao estimar a biomassa acima e abaixo do solo, nos manguezais da Baía de Demta, província de Papua, Indonésia, utilizou-se de equações alométricas em 36 parcelas de observação e destacou que, a biomassa média do mangue foi estimada em $174,20 \pm 68,14 \text{ Mg ha}^{-1}$ ($\text{AGB} = 117,62 \pm 45,68 \text{ Mg ha}^{-1}$ e $\text{BGB} = 56,58 \pm 22,49 \text{ Mg ha}^{-1}$) o que indica que o ecossistema de manguezais na Baía de Demta armazena estoques de carbono bastante elevados, sendo de fundamental importancia para mitigação das mudanças climáticas, por ser classificado como um importante sumidouros e sequestro de carbono.

As estimativas dos estoques de biomassa e carbono nos manguezais variam consideravelmente em todo o mundo, o que valida as incertezas derivadas da aplicação de métodos de amostragem distintos.

Virgulino Júnior *et al.* (2020) ao estimarem a biomassa total em uma floresta dominada por *Avicennia germinans* (L.) L utilizando métodos alométricos, verificaram a existência de uma relação direta com a variação da altitude e da salinidade intersticial, resultando em um aumento no percentual do AGB. Por outro lado, o aumento da topografia também levou à redução da altura das árvores e da contribuição do BGB. Assim, a contribuição das estimativas de BGB aumentaram de 43% para 49,5% da classe de altura mais baixa para a mais alta e os valores de BGB e AGB atingiram aproximadamente 87 Mg ha^{-1} (48,6%) e $91,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (51,4%), respectivamente.

Nwobi e Williams (2021) durante a estimativa de biomassa no Delta do Níger, utilizando-se de equações alométricas em um total de 25 parcelas (0,25 ha) identificaram um AGB médio de $83,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ com uma ordem de magnitude variando de 11 Mg ha^{-1} a 241 Mg ha^{-1} e ressaltaram ter encontrado valores de biomassa de parcela significativamente maior nas proximidades de um local protegido e canais de maré, e a menor nos locais onde a urbanização e a exploração de madeira estavam ocorrendo ativamente. Além disso, os autores ressaltam a importancia do inventário florestal na estimativa de biomassa.

A avaliação da estrutura da vegetação através da realização de inventário florestal e sua escala de análise influencia diretamente na AGB de manguezais. Owers; Kerrylee e Colin (2018) ao avaliar a biomassa nas zonas úmidas costeiras temperadas no sudeste da Austrália perceberam que, a variabilidade na biomassa acima do solo foi melhor descrita medindo-se a altura, diâmetro do caule, área da copa e densidade da vegetação e já a biomassa acima do solo do sapal foi melhor descrita pela altura, espécies e densidade da vegetação, que demonstrou

diferenças significativas que contribuíram para fornecer a confiança necessária para realização de inventários de armazenamento de carbono.

De acordo com Adame *et al.* (2017) a biomassa de raízes de mangue é mais alta em florestas densas com DAP pequeno e alta salinidade intersticial. Portela *et al.*, (2020) ao realizar a quantificação da biomassa em diferentes tipos de vegetação na área que corresponde a parte da APA do Delta do Parnaíba, no Piauí, utilizando-se de equações alométricas e sensoriamento remoto, observou que a vegetação de mangue apresentou dados de biomassa e estoque de carbono superior às outras vegetações analisadas.

Tang *et al.* (2018) em seus estudos de estimativa global de biomassa e carbono em áreas de mangues, trouxeram uma abordagem espacialmente explícita que integra análise geoespacial baseada em SIG e computação paralela de alto desempenho a fim de trazer meios de acelerar o processo. Para isso, utilizaram dados de modelo digital de elevação e modelo digital de terreno, e dados globais de extensão de mangue, extração da altura do dossel de mangue, cálculo da área de mangue realizados com a utilização de modelos alométricos.

Segundo os autores, os resultado demonstram que, esta abordagem de análise geoespacial integrada é eficaz para a estimativa computacionalmente desafiadora de métricas globais de mangue com base em dados de alta resolução e que os resultados associados são de grande ajuda para promover a compreensão da dinâmica geoespacial complexa em florestas de mangue.

Método similar, apresentada por Tang *et al.* (2018) também pode ser vista no trabalho de Wong *et al.* (2020) ao elaborar um modelo preditivo para estimar a biomassa acima do solo de mangue em Sabah, norte da Malásia, onde os autores se utilizam de dados de elevação Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), dados de campo e imagens Landsat multitemporais (2000 e 2015) para avaliação do desmatamento. Assim, foi percebido pelos autores que análises entre o AGB estimado e o SRTM produziram um modelo de estimativa ($R^2 = 0,61$) com um erro quadrático médio (RMSE) de $8,24 \text{ Mg.ha}^{-1}$ (RMSE%: 5,47) e que a redução total de AGB de mangue foi significativa entre os anos avaliados, ocasionando assim uma diminuição do armazenamento.

Kamruzzaman *et al.* (2017) em estudos da vegetação de mangue do Japão encontraram um valor médio de biomassa de $208,62 \text{ Mg ha}^{-1}$. Kamal *et al.* (2022) ao mapearem e estimarem a biomassa no leste de Clungup Mangrove Conservation (CMC) destacaram que o uso de uma equação alométrica genérica estima a AGB do mangue com mais precisão do que as equações específicas da espécie. Os mesmos encontraram um baixo coeficiente de determinação (R^2) 0,2175 para o modelo genérico e 0,1801 para o específico da espécie, destacando que isto pode

ser devido à alta variação dos objetos de mangue na refletância espectral interna no tamanho do pixel da imagem testada.

Pham *et al.* (2020) utilizaram dados Sentinel-2, Sentinel-1, ALOS-2 e PALSAR-2 para estimar AGB de mangue, na reserva da Biosfera do Delta do Rio Vermelho na costa norte do Vietnã. Para isso, os autores aplicaram o modelo XGBR-GA (*Extrem Gradient Boosting - Técnica de Machine Learning*) e utilizaram o RMSE e R^2 para avaliar o desempenho do modelo proposto. Assim, observaram que, o modelo XGBR-GA recuperou um AGB de mangue variando de 17 Mg ha⁻¹ a 142 Mg ha⁻¹ (com uma média de 72,47 Mg ha⁻¹), o que demonstrou uma eficácia elevada ao comparar com outras áreas de mangue.

Castillo *et al.* (2017) também se utilizaram de imagens do Sentinel-1 e Sentinel-2 para a recuperação e mapeamento preditivo de biomassa acima do solo de manguezais para desenvolver modelos de previsão de biomassa por meio da regressão linear convencional e concluíram que as mesmas podem fornecer resultados satisfatórios na recuperação e mapeamento preditivo da AGB de manguezais e a substituição de terras não florestais, conforme ocorreu em seu levantamento na área de mangue localizado na província insular de Palawan, Filipinas.

Além disso, os autores ressaltam que as imagens possuem resolução relativamente alta e benefício em ser gratuita. Contudo, a avaliação da estimativa de biomassa em áreas de mangue é importante para mensurar sua produtividade e sustentabilidade.

Rudiastuti, Doddy e Sri (2018) estimaram a extensão do mangue em East Lombok, na Indonésia e sua AGB através da combinação de medição de campo e sensoriamento remoto. Para isso, os autores utilizam imagens do satélite SPOT 6 e outras imagens de alta resolução em conjunto com o NDVI e não se utilizaram de métodos alométricos. Os resultados da estimativa de biomassa acima do solo (árvores e mudas) usando 12 parcelas de amostras foi de 0,012667 Mg ha⁻¹ em uma área de 1.759,5778 ha.

Utari, Kamal e Sidik (2020), ao avaliarem a estimativa de biomassa nos manguezais utilizaram-se de imagens do WorldView-2 (WV-2) em conjunto com dados de campo para elaboração do NDVI e do Índice de Vegetação Ajustado pelo Solo (SAVI), com o objetivo de detectar qual o índice mais preciso na estimativa do valor da AGB de mangue. Assim, os resultados mostraram que o SAVI forneceu maior precisão para estimativa de AGB de mangue com R^2 de 0,4125 e resultando no valor de AGB entre 11248,1 a 44992,5 Mg ha⁻¹.

Reef e Gordon (2024) ressaltam que a AGB de manguezais em Western Port foi estimada em 48 Mg ha⁻¹, o que está dentro da faixa medida para manguezais temperados em

todo o mundo, tendo em vista que, a densidade de biomassa nesta região temperada é significativamente inferior (40%) à média continental.

2.5 Sequestro de carbono em solos de manguezais.

O conceito de sequestro de carbono foi consagrado pela Conferência de Quioto, em 1997, com a finalidade de conter e reverter o acúmulo de CO₂ na atmosfera, visando à diminuição do efeito estufa (França; Costa; Ganvínio, 2020). O solo, por sua vez, vem sendo considerado um grande reservatório de carbono dentro do nosso ecossistema.

Segundo estudiosos, a absorção e armazenamento de carbono realizada pelo manguezal é considerada um serviço ecossistêmico prestado pelo ambiente, ficando claro o seu papel por meio de trabalhos que quantificam monetariamente o seu valor. Valor esse que passa a ser evidente quando o mesmo é utilizado para conservação e manutenção do ecossistema.

Os processos de transformação de carbono e a matéria orgânica em solos de regiões costeiras são influenciados por condições ambientais, como clima, pluviosidade e composição do material original da rocha. Além disso, fatores bióticos como o tipo de vegetação também contribuem para a qualidade e quantidade de material orgânico incorporado no solo (Barreto *et al.*, 2016).

O “*blue carbon*” conforme ressalta Surech e Park (2019) tem recebido atenção internacional recentemente por sua capacidade de mitigar as mudanças climáticas devido às emissões de CO₂. Os autores ressaltam que, as pesquisas comprovam a forma eficiente de fomentar o sequestro de carbono pelos manguezais, que é um ecossistema de carbono azul, que pode ser uma ferramenta proeminente na redução das emissões de CO₂ antropogênicas.

Uma estimativa recente provou com base em dados espaciais gerados por Chandra (2016) que essas florestas costeiras podem armazenar até cinco vezes o carbono presente nas florestas tropicais por área, sequestrando mais de 2 toneladas de carbono em média por ha/ano. Contudo, observa-se que a estimativa do estoque de carbono dos manguezais tornou-se cada vez mais tendência nos últimos anos, uma vez que desempenham um papel fundamental nas estratégias de mitigação do clima.

Assim, a fim de compreender as diferentes pesquisas já realizadas em áreas de manguezais e que demonstram através de diferentes metodologias a estimativa de carbono sequestrado nos solos de mangue, em diferentes partes do mundo, foi realizado uma busca sistematizada, na base de dados da Scopus, utilizando-se das palavras chaves “*carbon sequestration*” and “*mangroves soil*”.

Também foram aplicados filtros de tempo (a partir de 2015), o tipo de documento (apenas artigos científicos) e a área de conhecimento (restrição para engenharia e ciências ambientais). Com isso foram encontrados 339 artigos revisados por pares. Do total, tomou-se como base apenas 12 deles que foram discutidos logo abaixo.

Adame *et al.* (2015), com o objetivo de avaliar o estoque de carbono nos solos de áreas úmidas costeiras com diferentes características (pântanos, turfeiras e manguezais), quantificaram estoque de 298,3 Mg C ha⁻¹ nos pântanos, 614,6 Mg C ha⁻¹ nas turfeiras e 505,9 Mg C ha⁻¹, em mangues.

Kauffman e Donato (2011) mostraram em seus estudos que o carbono passa a ser armazenado no solo porque o solo possui uma tendência de acumular carbono de forma relativamente rápida e ressaltam que solos de mangue consistem em uma espessura variável, submersa pelas marés em camada subóxica (também chamada de “*turfa*” ou “lama”) suportando vias de decomposição anaeróbica e tendo concentração de carbono moderada a alta. Em suas pesquisas, os autores descobriram que uma estimativa de 78% do carbono é armazenado nos solos enquanto 20% em árvores vivas e raízes (ou biomassa) e os 2% restantes em madeira morta ou caída.

Esses altos teores de carbono e alto acúmulo de carbono em solos estão atrelados à geoquímica orgânica, relacionada à salinidade alta, típica de solos de áreas costeiras. Esta condição, causa a floculação do carbono orgânico nos sedimentos e só é removida quando entra em contato com cátions metálicos da água do mar (Sholkovitz, 1976).

Pereira e Amarasinghe (2019), em uma tentativa de quantificar o estoque de carbono orgânico total em solos de mangue no Sri Lanka, utilizaram-se de amostras de solos obtidas em três profundidades (0-15cm, 16-30cm e 31-45cm) e determinaram o estoque de carbono orgânico pelo método de dicromato-oxidação seguido de colorimetria. Os autores concluíram que as camadas superficiais dos solos em geral continham grandes quantidades de carbono e que os estoques de carbono orgânico total aumentavam com a profundidade e ao longo do gradiente água-terra, atingindo um avariação de 316,29 Mg.ha⁻¹ a 580,84 Mg.ha⁻¹.

Os autores também observaram que, os manguezais realizam um sumidouro de carbono superior em condições de micromaré do que em condições de macromaré. Valladares *et al.* (2016) considera que as variações que ocorrem nos teores e estoques de carbono estão relacionadas também aos tipos de espécies existentes, relevo, drenagem e substrato mineral.

De acordo com Hi *et al.* (2018), os manguezais desempenham um papel fundamental no sequestro de carbono ao longo das costas tropicais e subtropicais, principalmente devido à

sua alta produtividade primária e ao caráter anóxico de seus solos, onde os processos de decomposição da matéria orgânica são lentos.

Os autores ressaltam a real diminuição das áreas de manguezais nas costas, e alertam que essa diminuição possa estar associada principalmente devido à aquicultura e à necessidade de espaço na costa. Segundo os mesmos, a área de mangue no Vietnã diminuiu substancialmente até o final dos anos 90. Essa área foi submetida a replantio, onde foram determinados os estoques de carbono no solo e na vegetação de manguezal 18 anos após o replantio. Os teores de carbono no solo foram determinados pelo método *Walkley-Black* e pelo método de perda ao fogo (LOI), respectivamente. O estoque de carbono abaixo do solo até 100cm de profundidade foi de $159,45 \pm 3,96 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Askari *et al.* (2022), ao analisarem uma floresta árida de mangue localizada no riacho Azini, Sirik, província de Hormozgan no Irã, puderam perceber que, os estoques de carbono orgânico do solo em locais sob *Rhizophora* spp. foram significativamente maiores do que no local com estande puros de *Avicennia* spp, onde no geral, o solo da floresta armazenou a maior proporção de carbono orgânico do ecossistema de mangue Sirik (59%), com um valor médio de $188,3 \pm 27 \text{ Mg C ha}^{-1}$.

Esses resultados por sua vez, contribuirão para ampliar o conhecimento e o conjunto de dados disponíveis, reduzindo as incertezas relacionadas às estimativas e modelagem de reservatórios de carbono em ecossistemas áridos de mangue, que ainda são pouco investigados, mas que também representam um importante limiar climático da distribuição mundial de mangue.

Através do levantamento realizado, pode-se perceber a enorme dificuldade em termos de medição do carbono em campo, por ser algo dispendioso e demorado e muitas vezes promover um número de amostras escassas que não reflete o nível real de variação que os solos podem apresentar em termos de armazenamento de carbono. Contudo, diversos autores ressaltam a importancia da interpolação do carbono orgânico do solo para que haja um maior planejamento, gerenciamento e previsão necessária.

Diante dessas dificuldades, diversas técnicas vem sendo utilizadas por vários autores, desde modelos lineares simples, até técnicas mais complexas a fim de quantificar os estoques de carbono no solo. Wimmmler *et al.* (2021) ressaltam que, a combinação de ambas, modelagem e abordagens empíricas, podem melhorar a compreensão mecanicista dos *feedbacks* planta-solo e, portanto, a dinâmica do ecossistema em ambientes de mangue.

Para estimativa de carbono orgânico de solos de mangue em estuários subtropicais da Austrália Oriental, Cacho *et al.* (2021) utilizaram-se de modelos estatísticos empíricos de

regressão linear simples. Para isso, mediram profundidade, teor de C e densidade do solo seco ao longo do perfil do solo e concluíram que, os estoques médios de C para manguezais, ervas marinhas e sapais, até uma profundidade de três metros, foram estimados em $738 \pm 119.439 \pm 72 \text{ Mg C ha}^{-1}$ e $823 \pm 138 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente.

Esses modelos de regressão linear mostraram que a relação entre a distância do oceano e o estoques de C foi positiva e significativa em manguezais e sapais ($p \leq 0,001$ e $p < 0,01$, respectivamente), com exceção de manguezais em um estuário urbanizado que apresentou o inverso. Contudo, os autores alertam que, com a urbanização crescente e o desenvolvimento agrícola em todas essas bacias hidrográficas, esses sumidouros de carbono correm o risco de perda de vegetação e liberação de quantidades de CO_2 armazenado. Dados similares também foram encontrados nos trabalhos de Bonfatti *et al.* (2016) que ressaltam que o modelo de regressão linear múltipla apresenta dados mais expressivos do que outros métodos de previsão de carbono orgânico no solo.

Castillo *et al.* (2017) ao quantificarem os estoques de C do solo em florestas de mangue na costa de Honda Bay, Filipinas e seus usos não florestais concorrentes da terra, observaram uma redução de C do solo resultante da conversão e modelo da distribuição do estoque de C do solo em todo o local de estudo.

A distribuição espacial em escala local dos estoques de C do solo foram modeladas e previstas a um valor de 85% de nível de confiança usando o método de *krigagem ordinária (KO)*, o que demonstra valores com ótima previsão através desse modelo. Castillo *et al.*, (2017) também ressaltam que a densidade média das florestas de mangue foi significativamente menor do que seus usos da terra concorrentes. Resultados similares também foram encontrados nos trabalhos de Bhunia, Shit e Mait (2018) relatando que a *KO* foi o método superior e o que menos apresentou erros de validação.

Portela (2019) na determinação do estoque de carbono orgânico presente no solo sob diferentes tipos de vegetação no Delta do Parnaíba - PI (inclusive na vegetação de mangue) estimou o carbono se utilizando de três métodos de previsão até 100 cm de profundidade do solo: regressão linear múltipla; krigagem ordinária e krigagem com regressão. Através dos resultados a autora concluiu que, os solos de manguezais apresentaram a maior concentração de carbono e estoques de carbono, independente de sua profundidade e que o modelo de krigagem com regressão apresentou os melhores resultados.

Chien *et al.* (2024) identificaram uma associação negativa entre densidade populacional humana e os estoques de carbono no solo de manguezais urbanos. Isso reforma, na visão dos

autores, a importância de proteger os manguezais existentes e especialmente aqueles em áreas com alta densidade populacional humana

Wentão *et al.* (2024) ao destacarem o armazenamento de carbono azul na Baía de Qinzhou, observaram que os estoques de carbono orgânico do solo (SOC) variaram nas camadas de solo de 0–10, 10–30, 30–60 e 60–100 cm. Os autores também observaram que, acima de 30 cm, o armazenamento de carbono do solo aumentou ligeiramente com a idade da floresta, atingiu o pico em cerca de 6 a 8 anos e depois diminuiu. No geral, os estoques de SOC foram significativamente diferentes ao longo da profundidade do solo ($F = 267,07$, $p < 0,0001$) e aumentaram com a profundidade do solo em todos os locais.

3. REFERÊNCIAS

- Adame, M. F.; Santini, N. S.; Tovilla, C.; Vázquez-Lule, A.; Castro, L.; Guevara, M. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. **Biogeosciences**, v.12, n.12, p.3805-3818, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015>.
- Aduan, Roberto Engel. **Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta**. Org. Roberto Engel Aduan, Marina de Fátima Vilela, Fabio Buenos dos Reis Junior, Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004.
- Almeida, et al. Modelos de estimativa de biomassa aérea utilizando dados RapidEye para a Floresta Nacional do Tapajós-PA. **Anais.... Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2017. SBSR ISBN: 978-85-17-00088-1
- Alves, Raíza Silva; Oliveira, Louise Antunes; Lopes, Paloma de Lavor. CRÉDITO DE CARBONO: O mercado de crédito de carbono no Brasil. **Rev. Gestão e tecnologia para competitividade**, 2013.
- Amaral, Antônia Cecília Zacagnini et al. Brazilian Sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.64, n. spe2, p. 5-16.2016.
- Amaro, V.E. & Rocha-Junior, J.M. Avaliação ecológico-econômica do manguezal na foz do rio Açu/RN: o sequestro de carbono e a importância da aplicação de práticas preservacionistas. **Revista de Geologia, HIDROSEMA – UFRN**, 25: 71-84, 2012.
- Amorim, João Victor Alves. **Pedometria aplicada ao mapeamento de solos no Delta do Parnaíba, Piauí** / João Victor Alves Amorim, 2019. 130 f.: il.
- Andrade, A. J. P.; Silva, N. M; Souza, C. R. As percepções sobre as variações e mudanças climáticas e as estratégias de adaptação dos agricultores familiares do Seridó potiguar. **Desenvolvimento e Meio ambiente**, Curitiba, v. 31, p. 77-96, ago. 2014.
- Anjos, Miguel. F; Feijoo, Felipe; Sankaranarayanan, Sriram. A multinational carbon credit market integrating distinct national carbon offset strategies. **Applied Energy**, 2022 319(1):119181. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2022.119181>
- Arevalo, L. A.; Alegre, J. C.; Montoya Vilcahuaman, L. J. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo: **Embrapa Florestas**, 2002. 40 p. (Embrapa

Florestas. Documentos. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS - ABRAF. **Anuário estatístico da ABRAF 2013. Ano base 2012**. Brasília, 2013.

Arruda L; Daniel O. Florística e diversidade em um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial em Dourados, MS. **Revista Floresta** 2007; 37(2):187-199.

Askne, et al. 2017. Biomass estimation in a boreal forest from TanDEM-X data, lidar DTM, and the interferometric water cloud model **Remote Sens. Environ.**, 196 (2017), pp. 265-278

Baccini, A.; Goetz, S. J.; Walker, W. S.; Laporte, N. T.; Sun, M.; Sulla-Menashe, D.; HACKLER, J.; Beck, P. S. A.; Dubayah, R.; Friedl, M. A.; Samanta, S.; Houghton, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182–185, 2012.

Baccini, A.; Walker, W.; Carvalho, L.; Farina, M.; Sulla-Menashe, D.; Houghton, R. A. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230– 234, 2017.

Batista, F.G; Oliveira, B.T; Almeida, M. E. A; Brito, M.S; Melo, R.R.; Alves, A.R. Florística e fitossociologia de um remanescente florestal da caatinga Caicó RN, Brasil. **Revista Desafios** – v. 6, n. 3, 2019.

Bell, Emily; O'dell, Christopher W.; Davis, Kenneth J.; Campbell, Joel; Browell, Edward; Denning, A. Scott; Dobler, Jeremy; Erxleben, Wayne; Fan, Tai-fang; KooI, Susan. Evaluation of OCO-2 X Variability at Local and Synoptic Scales using Lidar and In Situ Observations from the ACT-America Campaigns. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [s.l.], v. 125, n. 10, p. 1-31, 18 maio 2020. American Geophysical Union (AGU).

Benítez, F. L.; Anderson, L. O.; Formaggio, A. R. Evaluation of geostatistical techniques to estimate the spatial distribution of aboveground biomass in the Amazon rainforest using high-resolution remote sensing data. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 2, p. 151-160, 2016.

Boncheva, Antonia Ivanova; Alfredo, Bermudez-Contreras. Blue Carbon in Emissions Markets: Challenges and Opportunities for Mexico (2021). In: Towards an Emissions Trading System in Mexico: Rationale, Design and Connections with the Global Climate **Agenda Springer Climate** ISBN 978-3-030-82759-5. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-82759-5>

Breiman, L. **Bagging predictors. Machine Learning**, v. 24, n. 1, p. 123-140, 1996

Brown, S.; Lugo, A. E. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. **Science**, Washington, D. C., n. 223, p. 1290-1293, 1984.

Brower, J.E. & ZAR, J.H. 1984. Field & laboratory methods for general ecology. W.C. Brown Publishers, Boston, BROWELL, Edward; DENNING, A. Scott; DOBLER, Jeremy; ERXLEBEN, Wayne; FAN, Tai-fang; KOOI, Susan. Evaluation of OCO-2 X Variability at Local and Synoptic Scales using Lidar and In Situ Observations from the ACT-America Campaigns. **Journal Of Geophysical Research: Atmospheres**, [s.l.], v. 125, n. 10, p. 1-31, 18 maio 2020. American Geophysical Union (AGU).

Cabral, L. J. R. S. **Levantamento pedológico da planície do Delta do Parnaíba, PI**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de ciências Humanas e Letras, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.

Campos, Renata Ferreira. Pegada de carbono: a relação entre mudanças climáticas e hábitos insustentáveis. **Anais...** XIII Encuentro de Geógrafos de América Latina, 25 al 29 de Julio del 2011 Universidad de Costa Rica - Universidad Nacional, Costa Rica.

Campos, J. C.C.; Leite, H. G. **Mensuração Florestal: perguntas e respostas**. 4. ed. atual. ampl. Viçosa, MG. : UFV, 2013. 605p

Canadell, Josep e Carlson, David. El balance anual global del carbono. **Revista Boletín de la omm**. 2016: doi:10.5194/essd-8-605-2016.

Casari, Gabriel Henrique das Chagas Noqueli. **Estimativa de biomassa por sensoriamento remoto: um potencial para avaliação da produção de energia/** Gabriel Henrique das Chagas Noqueli Casari. – Brasília, DF, 2018- 66 p

Castanho, et al. 2020. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest - Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências | Annals of the Brazilian Academy of Sciences Printed** ISSN 0001-3765 I Online ISSN 1678-2690.

Cassol, H. L. G.; Saldanha, D. L.; Kuplich, T. M. Comparação dos sensores ASTER e TM para a estimativa de biomassa e carbono em uma Floresta Ombrófila Mista. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, n. 2003, p. 3090–3097, 2013.

Claussen, Anna Lene; Munnecke, Axel; ERNST, Andrej; BRANDANO, Marco. Bryozoan-rich stromatolites (bryostromatolites) from the Gotland Silurian and their relationship to climatic perturbations of the global carbon cycle. **The journal of the international association of sedimentologists**, 2022. <https://doi.org/10.1111/sed.12863>

CEOS, **A constellation architecture for monitoring carbon dioxide and methane from space**. The Committee on Earth Observation Satellites (CEOS) Response to the Group on Earth Observations (GEO) Carbon Strategy. Data de emissão: 8 Outubro 2018.

Costa, D.F.S., de Medeiros R.R, Cestaro, L.A., 2014a. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. **Revista Mercator** 13, 119-126.

Cusack, M. et al. Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. **Environmental Research Letters**, v.13, n.7, 2018.

Chagas, R.M; FerreirA, N.B.V; Feitosa. J. R.T. Crédito de carbono e sua aplicabilidade: Estudo de caso em uma empresa hidroelétrica no interior de Rondônia. **Revista FAROL – Rolim de Moura – RO**, v. 16, n. 16, p. 48-66, julho/2022

Chielle, R. S. A. **Fugacidade do CO₂ no Delta do Rio Parnaíba, brasil. Programa de pós-graduação em ciências marinhas tropicais**. 2019. 88 f. : i

Crisp, D.; Fisher, B. M.; O. Apos; Dell, C.; Frankenberg, C.; Basilio, R.; Bösch, H.; Brown, L. R.; Castano, R.; Connor, B.; Deutscher, N. M.. The ACOS CO₂ retrieval algorithm – Part II: global xco₂

data characterization. **Atmospheric Measurement Techniques**, [s.l.], v. 5, n. 4, p. 687-707, 2 abr. 2012. Copernicus GmbH. <http://dx.doi.org/10.5194/amt-5-687-2012>.

da Silva, Josiliane; Hamulak, Thays M; RIBEIRO, Selma Regina Aranha. Índice de vegetação (NDVI) para identificação de áreas de reflorestamento. **Anais...** Semana de Geografia. Volume 1, Número 1. Ponta Grossa: UEPG, 2012. ISSN 2317-9759.

da Silva, Erika Roanna. **Caracterização da área de proteção ambiental do delta do rio Parnaíba através de geotecnologias** / Erika Roanna da Silva. – 2020.66f.

Dasgupta, Partha & MÄLER Karl-Göran Markus. The Economics of Non-Convex Ecosystems: Introduction. **Environmental and Resource Economics**, 2003. 26(4):499-525

Dittmar, T., Hertkorn, N., Kattner, G., Lara, R.J. Mangroves, a major source of dissolved matter sources to the oceans. **Global Biogeochemical Cycles**, 2006.

Donato, D. C. et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, n. 4, p. 293-297, 2011.

Dusing, Katarina; Asshoff Roman; Hammann Marcus. tudents' conceptions of the carbon cycle: identifying and interrelating components of the carbon cycle and tracing carbon atoms across the levels of biological organisation. **Journal of Biological Education** 53(1):110-125, 2019.

Drusch, M. et al. Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 25-36, 2012.

Ecodebate. **Algumas tecnologias usadas na captura e no sequestro de carbono, artigo de Carol Salsa**. [S. l.], 7 abr. 2009. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2009/04/07/algumastecnologias-usadas-na-captura-e-no-sequestro-de-carbono-artigo-de-carol-salsa/>. Acesso em: 11 fev. 2022.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análises de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212p.

Estoque, Ronaldo. C; WANG, Chuyuan; MYINT, Soe W; SHTIAQUE, Asif. Assessing environmental impacts and change in Myanmar's mangrove ecosystem service value due to deforestation (2000-2014). **Glob Change Biol**. <https://doi.org/2018;24:5391-5410>.

Estrada G. C. D; Soares M. L. G., Chaves F. O., Cavalcanti V. F. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types approach. **Aquatic Botany**, v. 111, p. 135-143, 2013.

Esteves, Victor Paulo Peçanha. MORGADO, Cláudia do Rosário Vaz. Encontro Nacional de Engenharia de Produção, XXX., 2010, São Carlos. **Captura e sequestro geológico de carbono - tecnologias e perspectivas para utilização no brasil** [...]. [S. l.: s. n.], 2010. Disponível em: http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_tn_sto_121_785_16424.pdf. Acesso em: 11 fev. 2022.

ESA. EUROPEAN SPACE AGENCY (2018). **GMES Sentinel-2 Requires Document** <>. acesso em: 22/05/2023.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. ArcGis: **ArcMap** versão 10.3, 2013.

Fonseca, S.M. & Drummond, J.A. Reflorestamento de manguezais e o valor de resgate para o sequestro de carbono atmosférico. **História, Ciências, Saúde – Manguinhos**, 2013.

Fernandes, Elaine Aparecida LEITE, Gustavo Barros. Atuação dos projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo para o desenvolvimento sustentável no Brasil. **Articles Brazil. J. Polit. Econ.** 41 (2) Apr-Jun 2021 <https://doi.org/10.1590/0101-31572021-3168>

Fontoura, et al. Modelos alométricos para estimativa de biomassa em área de regeneração natural de Ateleia Glazioviana Baill. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 47, n. 4, p. 469 - 478, out/dez. 2017.

Fujimoto, et al. Findings from long-term monitoring studies of Micronesian mangrove forests with special reference to carbon sequestration and sea-level rise, **Environmental Science. Ecological Research**, 2022.

FLORA DO BRASIL. **Reflora**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 04 out 2022.

Fromard, F.; PUIG, H.; MOUGIN, E.; MARTY, G.; BETOULLE, J. L.; CADAMURO, L. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia**, v.115, p.39-53, 1998. <https://doi.org/10.1007/s004420050>

Gao, B. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**. v.58, n. 3, p. 257-266, 1996 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)

Gitelson, A.A.; Kaufman, Y.J.; Merzlyak, M.N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of 92 Environment**. v.58, p.289-298, [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

Galvinctio, J. D.; Popescu, S. C. Measuring individual tree height and crown diameter for mangrove trees with airborne lidar data. **International Journal of Advanced Engineering, Management and Science**, v. 2, n. 5, p. 431–443, 2016. <https://doi.org/10.22161/ijaems>

Geremias, Hellen dos Santos. **Comparação da performace de algoritimos de machine leaning para a análise preditiva em saúde pública e medicina** – Tese (Doutorado). Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2018. p. 206.

Guzzi, Anderson. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense** / Anderson Guzzi. – org. Parnaíba: EDUFPI, 2012. 466p.

Grassi G, House J, Dentener F, Federici S, den Elzen M, Penman J (2017) The key role of forests in meeting climate targets requires science for credible mitigation. **Nat Clim Chang** 7:220–226. <https://doi.org/10.1038/nclimate3227>

Greenme. **A importância do Carbono para manutenção da vida na Terra**. [S. l.], 14 dez. 2016. Disponível em: https://www.greenme.com.br/informarse/ambiente/57376-a-importancia-do-carbono-para-manutencao-da-vida-na-terra/#google_vignette. Acesso em: 11 fev. 2022.

- Haase, D. et al. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. **Ambio**, v. 43, n. 4, p. 413–433, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Hagolle, O. et al. SPOT-4 (Take 5): simulation of Sentinel-2 time series on 45 large sites. **Remote Sensing**, v. 7, n. 9, p. 12242-12264, 2015
- Higa, R. C. V. *et al.*, **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. 2014.
- Hickey, Sharyn; Callow, Nikolaus; Phinn, Stuart; Lovelock, Catherine; Duarte, Catherine. Spatial complexities in aboveground carbon stocks of a semi-arid mangrove community: a remote sensing height-biomass-carbon approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 200, p. 194-201, jan. 2018.
- Huete, A. R. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote sensing of Environment**, v. 25, n.3, p. 295-309, 1988. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Huete, A.R.; Liu, H.Q.; Batchily, K.; Leeuwen, W. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, v.59, n. 3, p.440-451, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00112-5)
- ICMBIO. **Atlas dos manguezais do Brasil**. 2018
- ICMBIO. **Plano de manejo da área de proteção ambiental (APA) Delta do Parnaíba. Parnaíba**: ICMBIO, 2019.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate change 2007: the scientific basis summary for policymakers**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, 2007
- Islam, Moinul et al. Valuing natural capital and ecosystem services: a literature review. **Sustainability Science**, v.14, n. 1, p.159-174, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s11625-018-0597-7>
- Jachowski et al. Mangrove biomass estimation in Southwest Thailand using machine learning. **Applied Geography**, 2013.
- Jayachandran, Seema; De Laat, Joost; Lambin, Eric F; Stanton, Charlotte Y; Audy, Robin; Thomas, Nancy E. Cash for carbon: a randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. **SCIENCE**. 21 Jul 2017, Vol 357, Issue 6348 pp. 267-273 <http://doi/10.1126/science.aan0568>
- Jones, Alice R, Ramesh Raja Segaran, Kenneth D Clarke, Michelle Waycott, William S.H Goh, and Bronwyn M Gillanders. "Estimating Mangrove Tree Biomass and Carbon Content: A Comparison of Forest Inventory Techniques and Drone Imagery." **Frontiers in Marine Science** (2020): Frontiers in Marine Science, 2020, Vol.6.
- Junges, A. L; Santos, V.Y; Massoni, N.T; Santos, F.A.C. Efeito estufa e aquecimento global: uma abordagem conceitual a partir da física para educação básica. **Experiências em Ensino de Ciências**. V.13, N° 5, 2018.

Komiyama, A.; Pongpurn, S.; Kato, S. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. **Journal of Tropical Ecology**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 471–477, 2005.

Kauffman, J. B.; D. C. Donato. Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. CIFOR Working Paper 86. **Center for International Forest Research, Bogor**, Indonesia. 2012.

Kauffman, J.B.; Heider, C.; Norfolk, J.; Payton, F. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. **Ecological Applications**, 24(3), 2014, pp. 518–527

Kamal, Muhammad et al (2022). Estimation of aboveground mangrove carbon stocks from WorldView-2 imagery based on generic and species-specific allometric equations. 28, 100748. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100748>

Kathiresan, K.; Anburaj; Gomathi, R. V; SARAVANAKUMAR K. Carbon sequestration potential of *Rhizophora mucronata* and *Avicennia marina* as influenced by age, season, growth and sediment characteristics in southeast coast of India. **J Coast Conserv**, published online, 2013.

Kattenborn, T.; Maack, J.; Fabnacht, F.; Enble, F.; Ermert, J.; Koch, B. Corrigendum to Mapping forest biomass from space – Fusion of hyperspectral EO1-hyperion data and Tandem-X and WorldView-2 canopy height models. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 41, n. 35, p. 359-367, 2015.

Komiyama, A., S. Pongpurn, and S. Kato. Common allometric equations forestimating the tree weight of mangroves. **Journal of Tropical Ecology** 21: 471-477, 2005.

Kuwae, Tomohiro; Watanabe, Atsushi; Yoshihara, Satoru; Suehiro, Fujiyo. mplementation of blue carbon offset crediting for seagrass meadows, macroalgal beds, and macroalgae farming in Japan. **Revista Marine Policy** 138 (2022). journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpo

Kumar, L. et al. Review of the use of remote sensing for biomass estimation to support renewable energy generation. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 9, n. 1, p. 1–34, 16 jun. 2015.

Lima Júnior, C. et al. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index Scientia Forestalis/**Forest Sciences**, 2014, Vol.42, pp.289-298.

Lu, D.; Batistella, M.; Moran, E. Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 71, n. 8, p. 967-974, 2005.

Magarotto, M. G. et al. Analysis of urban growth in coastal areas supported by 2D/2.5D GIS data. A comparative study of Boa Viagem Beach (Brazil) and Rocha Beach (Portugal). **Journal of Coastal Conservation**, v. 17, n. 2, p. 1–11, 16 nov. 2019.

Magurran, A.E. (1988) Ecological Diversity and Its Measurements. Princeton University Press, Princeton, NJ. **Revista scientofic Research**. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>.

Maia, L.P.; Lacerda, L.D.; Monteiro, L.H.U.; Souza, G. Marques e (2005) - 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. Relatório final, 62p., Universidade Federal do Ceará,

Instituto de Ciências do Mar / **Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal**, Fortaleza, CE, Brasil.

Magarotto, M. G. et al. Analysis of urban growth in coastal areas supported by 2D/2.5D GIS data. A comparative study of Boa Viagem Beach (Brazil) and Rocha Beach (Portugal). **Journal of Coastal Conservation**, v. 17, n. 2, p. 1–11, 16 nov. 2019.

Mcfeeters, S.K. 1996. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, 17: 1425-1432

Maximenko, N. et al. Towards the integrated marine debris observing system. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. JUL, 2019.

Mendes, Thallita Raquel da Silva. **Uso de imagem aérea na estimativa de volume e biomassa em povoamento de Eucalyptus sp.** 2018.

Meireles, A. J. A.; Campos, A. A. Os componentes geomorfológicos, funções e serviços dos complexos estuarinos do Timonha/Ubatuba (CE/PI), Nordeste do Brasil. **Revista da ANPEGE**, v. 6, n. 6, 2010.

Menezes rsc, et al. 2021. Soil and vegetation carbon stocks after land-use changes in a seasonally dry tropical forest. **Geoderma** 390: 114943.

Miguel, E. P. et al. Redes neurais artificiais para a modelagem do volume de madeira e biomassa do cerradão com dados de satélite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 9, p. 829–839, 2015.

Möller Jr., O. e ABE, M.P. 2011. **Oceanografia física. In: Calazans, D. (Org.): Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático.** Pelotas: Ed. Textos. p.108-129

Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. **Aims and methods of vegetation ecology.** New York: John Wiley & Sons; 1974.

Naessens, W; Maere, T; Nopens, I. Critical review of membrane bioreactor models –Part 1: Biokinetic and filtration models. **Bioresource Technology**. v.122, n.1, p. 95-106, out.2012.

Naves. João Gabriel de Paula; Bernardes, Maria Beatriz Junqueira. A relação histórica homem/natureza e sua importância no enfrentamento da questão ambiental. **Revista Geosul**, Florianópolis, v. 29, n. 57, p 7-26, jan./jun. 2014.

Nascimento, Nascimento, Maria Gracelia Paiva. **Ecologia sistemática e sequestro de carbono em áreas de manguezal do Delta do Parnaíba, Maranhão, Brasil** / Maria Gracelia Paiva Nascimento. – Teresina: 2021. 387 f.

Nakayama, Tadanobu. Interannual simulation of global carbon cycle variations in a terrestrial-aquatic continuum. **Revista Hydrological process**. October 2019 <https://doi.org/10.1002/hyp.13616>

Nwobi, Chukwuebuka J., and Mathew Williams. "Natural and Anthropogenic Variation of Stand Structure and Aboveground Biomass in Niger Delta Mangrove Forests." **Frontiers in Forests and Global Change** 4 (2021): Frontiers in Forests and Global Change, 2021, Vol.4. Web.

Oliveira, R.C de. **Ambiente Costeiro: Fragilidades e impactos relacionados à ação antrópica: o cenário da Baixada Santista no Estado de São Paulo/Brasil.** In: Encontro Latino Americano de Geógrafos, XII. 2009, Montevideo, Uruguai. Instituto de Geociências UNICAMP-Brasil.

Oliveira, ES; Reatto, A; Roig,H.L. Estoques de carbono do solo segundo os componentes da paisagem. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 32, n.1/2, p. 71-93, jan./ago. 2015

Oliveira, Raquel Renó de. **Fluxos de CO₂ na interface oceano-atmosfera no Oceano Atlântico Sul subtropical** (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE: São José dos Campos, 2018.p.116.

Otero et al. (2018). Managing Mangrove Forests from the Sky: Forest Inventory Using Field Data and Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Imagery in the Matang Mangrove Forest Reserve, Peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management** 411 (2018): 35-45.

Pandey, Prem Chandra, Akash Anand, and Prashant K. Srivastava. "Spatial Distribution of Mangrove Forest Species and Biomass Assessment Using Field Inventory and Earth Observation Hyperspectral Data." **Biodiversity and Conservation** 28.8-9 (2019): 2143-162. Web.

Pascoalini, S. S. **Eficiência fotossintética de manguezais na Baía de Vitória, ES.** Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2019.

Pearson, R. L.; MILLER, L. D. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado. In: **Proceedings of the 8th International Symposium on Remote Sensing of the Environment**, Ann Arbor, MI, v. 2, p. 1355-1379, 1972.

Pereira, Kaléo Dias. **Aprendizagem de máquina e técnicas multivariadas no estudo da qualidade do carvão vegetal** / Kaléo Dias Pereira. – Viçosa, MG, 2019.

Perry, C.R.; Lautenschlager, L.F. Functional equivalence of spectral vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v.14, n.1-3, p.169-182, 1984. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0).

Pham *et al.* Comparison of Machine Learning Methods for Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Using Multiple Source Remote Sensing Data in the Red River Delta Biosphere Reserve, Vietnam. **Remote Sens.** 2020, 12(8), 1334. <https://doi.org/10.3390/rs12081334>.

Pinto, Lígia Módolo *et al.*, Sequestro de carbono atmosférico no bosque do manguezal da APA da Serra do Guararú, Guarujá-SP. **UNISANTA Bioscience** Vol. 5 nº 5, p. 51-57, 2016.

Pielou, E.C. **Mathematical Ecology**. New York: John Wiley & Sons; 1977

Portela, M. G. T. **Estoques de carbono no solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba-PI.** Teresina, Universidade Federal do Piauí, 2019. 125p. (Tese de Doutorado)

Portela, M. G. T., de Espindola, G. M., Valladares, G. S., Amorim, J. V. A., & Frota, J. C. O. Vegetation biomass and carbon stocks in the Parnaíba River Delta, NE Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, 1-16, 2020.

Queiroz, Marcia Ruth Almeida; dos Santos, Afonso de Paula. Avaliação da acurácia posicional de imagens landsat 8/ sensor OLI na região de Alvinópolis, MG. **Anais... VI Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação** Recife - PE, 24- 25 de Ago de 2016

Rahman, M.; Khan, N. I; Hoque, A. K. F.; Ahmed, I. Carbon stock in the Sundarbans mangrove forest: spatial variations in vegetation types and salinity zones. **Wetlands Ecol Manage**, 23: 269–283, 2015.

Ray, R.; Ganguly, D.; Chowdhury, C.; Dey, M.; Das, S.; Dutta, M. K.; Mandal, S. K.; Majumder, N.; De, T. K.; Mukhopadhyay, S. K.; Jana T. K. Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. **Atmospheric Environment**, v. 45, P. 5016-5024, 2011.

Reisch, Renzo Dalle Nogare. The brazilian potential in generating carbon credits through forestconservation, reforestation and sustainable agriculture. Humboldt - **Revista de Geografia Física e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 3, e61662, 2021

Rezende, C.L.; Scarano, F.R.; Assad, E D; et al. From hotspot to hopespot: na opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

Reef, R. and Gordon, C., 2024. Allometric equations for aboveground biomass estimation of temperate mangroves using uncrewed aerial vehicles. **Journal of Coastal Research**, 40(3), 474–484. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-23-00062.1>

Rodrigues, N. A. A., Gomes Junior, P. P., Silva, M. C., Lima, C. S., Yara, R., Guimarães, E. B., & Vieira, J. R. Evaluation of embryotoxic and embryostatic effects of the aqueous extract of *Rhizophora mangle* and tannic acid on eggs and larvae of *Aedes aegypti*, **Biological Sciences • An. Acad. Bras. Ciênc.** 90, Aug 2018

Rodrigues, W.B; de Moraes, F; Paschoal, L.G. Índice de diferença normalizada da água (ndwi) calculado para estações chuvosas e secas na bacia do córrego barreiro, Lagoa da Confusão – TO. **Anais... XVII Simpósio de Geografia Física Aplicada**. Campinas, 2017. <https://doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.1794>

Rouse, J.W.; Haas, R.H.; Schell, J.A.; Deering, D.W.; Harlan, J.C. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 371p., 1974.

Rovai, Andre S., Twilley Robert R., Worthington, Thomas A. and RIUL Pablo. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**. www.frontiersin.org 2022 | Volume 4 |

Rudiasuti, A. W; Doddy, M.Y; SRI. H. Mangrove Mapping Using SPOT 6 at East Lombok Indonesia. **IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science** 165 (2018) 012005

Sabins, F. F. **Remote sensing: principles and interpolation**. 3nd ed. New York : W. H. Freeman and Company, 1997.

Santos, Aline Bernardino dos. **MANGUEZAIS DO RIO DE JANEIRO: Um estudo sobre os riscos ambientais a este importante ecossistema costeiro**. (Monografia) Curso de Graduação Tecnológica em Biotecnologia do Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, 2012. 51.p.

Santos, H. V. S.; Hollanda, F. S. R.; Santos, T. O.; Andrade, K. V. S.; Santana, M. B. S.; Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G. Allometric models for estimating the aboveground biomass of the mangrove *Rhizophora mangle*. **Brasilian Journal of Oceanography**. v.65, n. 1, p.44-53, 2017

Santos, J.J.G; Cerón.r.m; Céron, J.G; Angel, A.C. Allometric equations to estimate carbon pool in soil and above-ground biomass in mangrove forests in Southeast Mexico. **Sustainable Development And Planning** 2013, V. 173. <https://doi.org/10.2495/SDP130111>.

Schaeffer-Novelli, Y. **Manguezal. Caribbean Ecological Research**, São Paulo, 1995.

Segl, K. et al. S2eteS: An end-to-end modeling tool for the simulation of Sentinel-2 image products. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 53, n. 10, p. 5560-5571, 2015

Sillhos, et al. Vegetation indices: Advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. **Revista Geocarto International** 21:21-28, 2018.

Silva, Josilhan; Hamulak, Thays M; Ribeiro, Selma Regina Aranha. Índice de vegetação (ndvi) para identificação de áreas de reflorestamento. **Anais... Anais Semana de Geografia**. Volume 1, Número 1. Ponta Grossa: UEPG, 2012. ISSN 2317-9759.

Silva Junior, U.J; Gonçalves, R.M; Oliveira, L.M.M; da Silva Junior, A. Sensibilidade Espectral dos Índices de Vegetação: GNDVI, NDVI e EVI na Mata Ciliar do Reservatório de Serrinha II – PE, Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia** ISSN 1808-0936. <https://doi.org/10.14393/revbrascartog>.

Silva, C. A.; Machado, P. L. O de A. **Sequestro e emissão de carbono em ecossistemas agrícolas – estratégias para o aumento dos estoques de matéria orgânica em solos tropicais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos (Série Documentos n.19). 23 pp. 2000.

Silva, Thiago Henrique Costa; Rocha Rogério Fernandes; Jordão, Luciana Ramos; Tárrega, Maria Cristina Vidotte Blanco. **Interações**, Campo Grande, MS, v. 25, n. 2, e2523777, abr./jun. 2024

Singh, Arjun; Mahajan, Seema. A Review of SAR Image Processing for Mangrove above Ground Biomass Estimation. **Journal of Plant Science Research**, 2023. <https://doi.org/10.32381/jpsr.2022.38.02.31>

Silva, Eliene Oliveira. Gestão ambiental em áreas costeiras: à luz da legislação ambiental. In: NUNES, Matheus Simões (Org.). **Estudos em Direito Ambiental: Terriotórios, racionalidade e decolonialidade**. Campina Grande: Editora Licuri, 2022, p. 44-60.

Sholkovitz, E. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during themixing of river water and seawater. **Geochim. Cosmochim.** v.40, n.7, p. 831-845,1976

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**, 1999.

Sousa, Roneide dos Santos. Planície costeira do estado do Piauí: Mapeamento das unidades de paisagem, uso e cobertura da terra e vulnerabilidade ambiental. **Revista Equador (UFPI)**, Vol. 4, Nº 4, p.1- 2 (Jul/Dez., 2015).

Souza, M. F. L.; Longhini, C. M.; Silva, A. M.; Lentini, C. A. D. Ciclo do Carbono: Processos Biogeoquímicos, Físicos e Interações entre Compartimentos na Baía de Todos os Santos. **Rev. Virtual Quim.**, 2012, 4 (5), 566-582.

Souza, A.R.L; Alvarez, G; Andrade, J.C.S. Mercado regulado de carbono no Brasil: um ensaio sobre divergências contábil e tributária dos créditos de carbono. **Revista Organização e Sociedade**, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1984-92302013000400006>

Souza, A.L. Soares, C.P.B. **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. 1 ed., Viçosa, Ed. UFV; 2013.

Stewart-Sinclair PJ, Bulmer RH, Macpherson E and Lundquist CJ (2024) Enabling coastal blue carbon in Aotearoa New Zealand: opportunities and challenges. **Front. Mar. Sci.** 11:1290107. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1290107>.

Suresh Ahalya; PARK, Jinsoo. Blue carbon stock of Mangroves. **International Journal of Science and Research**, Volume 8 Issue 12, December 2019.

Szczygielski, A.; Stattegger, K.; Schwarzer, K.; Silva, A.G.A; Vital, H.; Koenig, J. Evolution of the Parnaíba Delta (NE Brazil) during the late Holocene. **GeoMar Lett** 35:105–117. 2015.

Tang, W., Feng, W., JIA, M. The assessment of mangrove biomass and carbon in west Africa: A spatially explicit analytical framework. **Wetlands Ecology Manage**, v. 24, n. 2, 2016

Tanner, M. K., N. Moity, M. T. Costa, J. R. Marin Jarrin, O. Aburto-Oropeza, and P. Salinas-de-León. 2019. Mangroves in the Galapagos: ecosystem services and their valuation. **Ecological Economics** 160:12-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.01.024>

Tian, et al. Drought diminishes aboveground biomass accumulation rate during secondary succession in a tropical forest on Hainan Island, China. **Forest Ecology and Management**. Volume 544, 15 September 2023, 121222.

Tiengo, Rafaela de Paula. **Manguezais sob uma perspectiva social e econômica: percepção ambiental dos serviços ecossistêmicos presentes na ilha das caieiras, Vitória, ES**. Monografia - Universidade Federal do Espírito Santo - Centro de Ciências Humanas e Naturais – CCHN DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA. 2017

Trindade, Carolina Silva da; Alvim, Augustu Mussi. O Acordo De Paris E As Emissões De Gases: Impactos Sobre A Produção De Suínos No Brasil. **Planejamento e políticas públicas**, n. 61, jan.-mar. 2022.

Toniolo J. C., Carneiro C. D. R. 2010. Processos geológicos de fixação do carbono na terra e aquecimento global. **Terra e Didática**, 6(1):31-56 <<http://www.ige.unicamp.br/terraedidatic>.

Torres, C.M.M.E; Jacovine, L.A.G; Oliveira Neto, S.N; Souza, A.L; Campos, R.A; Schettini, B.L.S. Análise Fitossociológica e Valor de Importância em Carbono para uma Floresta Estacional Semidecidual. **Floresta e Ambiente** 2017; 24: e00099714 <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.099714>.

Tue, N. T.; Dung, L. V.; Nhuan, M. T.; Omori, K. Carbon storage of a tropical mangrove forest in Mui Ca Mau National Park, Vietnam. **Catena**, V. 121, P. 119–126, 2014.

Utari, Dian; Kamal, M; Sidik, F. Above-ground biomass estimation of mangrove forest using WorldView-2 imagery in Perancak Estuary, Bali. **IOP Conference Series Earth and Environmental Science**, 2020.

Vannucci, M. **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções**. São Paulo: Edusp. 233p, 1999.

Van Bochove, J.; Sullivan, E.; Nakamura, T. 2014. **The Importance of Mangroves to People: A Call to Action**. United Nations Environment Programme World Conservation.

Virgulino Junior et al. Biomass and carbon estimation for scrub mangrove forests and examination of their allometric associated uncertainties. *PLoS One*. 2020; 15(3): e0230008. **Published online** 2020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230008>.

Wong, et al. Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Loss Due to Deforestation in Malaysian Northern Borneo between 2000 and 2015 Using SRTM and Landsat Images. *Forests* 2020, 11(9), 1018. <https://doi.org/10.3390/f11091018>.

Xu, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*. v.27, n. 14, p. 3025-3033, 2006 <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>

Williamson, P., and Gattuso, J.-P. (2022). Carbon removal using coastal blue carbon ecosystems is uncertain and unreliable, with questionable climatic cost-effectiveness. *Front. Climate* 4. <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.853666>.

Zarbin. Aldo. J.G; Orth; Elisa S. Algumas estruturas do carbono elementar e sua importância para o desenvolvimento e soberania do Brasil. *Química Nova*, 2019.

Zeng, Yiwen; Friess, Daniel A.; Sarira, Tasya Vadya; Siman, Kelly e Pin Koh, Lian. Global potential and limits of mangrove blue carbon for climate change mitigation. *Revista Current Biology*. Volume 31, Issue 8, 26 April 2021, Pages 1737-1743.e3.

Zhao, P; GE, S; HE, D; Zhong, C; Wang, B; Whag, X; Whang, F and Kao, S. Incorporating coastal blue carbon into subnational greenhouse gas inventories. *Revista Front. Mar. Sci.*, 28 July 2022.

Zhu, X.; Liu, D. Improving forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 102, p. 222–231, abr. 2015.

Zuh et al. Estimation of Forest Biomass in Beijing (China) Using Multisource Remote Sensing and Forest Inventory Data. *Forests*, 2020, 11, 163. <https://doi.org/10.3390/f11020163>.

CAPÍTULO 1

FITOSSOCIOLOGIA E ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUEZAL DA APA DO DELTA DO PARNAÍBA.

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas que oferecem diversos bens e serviços que vão além do sequestro de carbono. Estes, se adaptam facilmente às condições salinas dos ambientes e aos níveis de inundações. Contudo, esses ambientes vêm sofrendo constantes degradações, necessitando de estudos que auxiliem na sua compreensão. Diante disso, este estudo teve como objetivo realizar um levantamento florístico e caracterizar a estrutura do manguezal da APA do Delta do Parnaíba, através de parâmetros fitossociológicos. Para isso, foram delimitadas 27 parcelas, cada uma medindo 200 m² totalizando uma área de 0,54 ha, onde foram analisadas a composição florística, os parâmetros fitossociológicos, a estrutura diamétrica e os índices de diversidade: Shannon - Wiener (H'); Simpson (S') e Pielou (J). Foram inventariados 649 indivíduos, dos quais 629 são pertencentes a espécies de mangue: *Laguncularia racemosa* (L.); *Conocarpus erectus* L., *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*. Estas duas últimas espécies, não foram diferenciadas através de estudo taxonômico e, no entanto, foram consideradas somente como do gênero *Avicennia* spp. Da mesma forma ocorreu com as espécies do gênero *Rhizophora* spp. inventariadas. Os demais indivíduos são representativos de outras espécies de áreas de transição: *Indigofera* sp; *Mauritia flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart. e *Genipa americana* L. totalizando 23 indivíduos. O gênero *Rhizophora* spp, foi o que apresentou o maior desempenho no estudo fitossociológico, seguido das espécies do gênero *Avicennia* spp. O maior número de indivíduos das 27 parcelas analisadas, foi registrado nas primeiras classes de diâmetro (2,86-14,86 cm), o índice de Shannon (H') foi de 1,27 nats.ind⁻¹, a equabilidade de Pielou foi 0,61 e o índice de Simpson foi de 0,62. Esses valores indicaram uma baixa diversidade, porém uma dominância das espécies do gênero *Rhizophora* spp. Desse modo, é importante ressaltar que o manguezal da APA do Delta do Parnaíba apresenta um bom desenvolvimento estrutural, de aspectos conservados, com o maior número de indivíduos distribuídos na primeira classe de DAP e altura dentro da distribuição dendométrica. Além disso, apesar dos resultados indicarem uma baixa diversidade de espécies, é verificado um equilíbrio regular entre as espécies catalogadas, apesar da influência das ações antrópicas. Desse modo, as condições ambientais específicas da região merecem atenção especial por estarem inseridas em uma unidade de conservação de uso sustentável, que pode ter esses parâmetros prejudicados no futuro por ações antrópicas.

Palavras chaves: áreas costeiras, bosques, diversidade, valor de importância.

PHYTOSOCIOLOGY AND VEGETABLE STRUCTURE OF THE MANGROVE OF THE PARNAÍBA DELTA APA.

ABSTRACT

Mangroves are ecosystems that provide a variety of goods and services beyond carbon sequestration. They easily adapt to saline conditions and flood levels. However, these environments are subject to constant degradation, requiring studies to help understand them. Therefore, this study aimed to conduct a floristic survey and characterize the structure of the mangroves in the Parnaíba Delta APA, using phytosociological parameters. To this end, 27 plots were delimited, each measuring 200 m², totaling an area of 0.54 ha, where the floristic composition, phytosociological parameters, diametric structure and diversity indices were verified: Shannon - Wiener (H'); Simpson (S') and Pielou (J). A total of 649 individuals were inventoried, of which 629 belonged to mangrove species: *Laguncularia racemosa* (L.), *Conocarpus erectus* L., *Avicennia germinans*, and *Avicennia schaueriana*. The latter two species were not distinguished through taxonomic analysis and were therefore considered solely at the genus level as *Avicennia spp.* The same approach was applied to the inventoried species of the genus *Rhizophora spp.* The remaining individuals were representative of other species found in transitional areas, including *Indigofera sp.*, *Mauritia flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart., and *Genipa americana* L., totaling 23 individuals. The genus *Rhizophora spp.* showed the highest performance in the phytosociological study, followed by species from the *Avicennia spp.* genus. The highest number of individuals among the 27 plots analyzed was recorded in the smaller diameter classes (2.86–14.86 cm). The Shannon diversity index (H') was 1.27 nats.ind⁻¹, Pielou's evenness was 0.61, and the Simpson index was 0.62. These values indicate low species diversity, but a clear dominance of species from the *Rhizophora spp.* genus. Thus, it is important to highlight that the mangrove forest of the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area (EPA) demonstrates good structural development and signs of conservation, with most individuals distributed in the first class of diameter at breast height (DBH) and height within the dendrometric distribution. Furthermore, although the results indicate low species diversity, a relatively balanced distribution among the cataloged species was observed, despite the influence of anthropogenic activities. Therefore, the specific environmental conditions of the region deserve special attention, as they are located within a sustainable use conservation unit, which may be adversely affected by future anthropogenic pressures.

Key words: coastal areas, forests, diversity, importance value.

1. INTRODUÇÃO

As zonas costeiras são regiões de interface entre a terra e o mar, caracterizadas por uma diversidade de ecossistemas que possuem um papel indispensável na manutenção da biodiversidade e no fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais. Esses ambientes abrigam manguezais, recifes de corais, estuários, praias arenosas, dunas e pântanos salgados (Gerling *et al.*, 2016). Cada um, apresentando características únicas e interdependentes que sustentam uma vasta gama de espécies e processos ecológicos.

Dentre os ecossistemas costeiros, o manguezal é considerado, no contexto atual, o mais vulnerável e suscetível a degradação, devido às atividades antrópicas (desenvolvimento urbano) concentradas no seu entorno. Estes, oferecem diversos bens e serviços ecossistêmicos que vão além do sequestro de carbono, como produção de nutrientes e alimentos, proteção da zona costeira contra a erosão e servem também como berçário para inúmeras espécies de peixes, crustáceos e aves, apresentando condições favoráveis para reprodução dessas espécies (Bernini *et al.*, 2014; Blotta, *et al.*, 2016).

Os bosques de mangue são ecossistemas de espécies arbóreas e arbustivas que se adaptam facilmente às diferenças topográficas e geomorfológicas existentes, além das condições salinas e aos níveis de inundação dos ambientes costeiros (Bouillon, 2011; Oliveira e Tognella, 2014). Contudo, a conservação e a gestão sustentável das zonas costeiras são essenciais para garantir a resiliência desses ecossistemas (mangues) e a continuidade dos serviços ecossistêmicos que fornecem.

Diante disso, tem-se observado, ainda que de forma tímida, que pesquisadores no Brasil e em outros países, têm se dedicado a estudos fitossociológicos em manguezais, contribuindo significativamente para o conhecimento científico e a conservação desses ecossistemas, uma vez que, o estudo fitossociológico de áreas de manguezal é uma ferramenta essencial para compreender a estrutura, a dinâmica e a composição das espécies vegetais nesses ecossistemas únicos e altamente produtivos, fornecendo informações detalhadas sobre a biodiversidade, a distribuição das espécies e as interações ecológicas dentro desses ambientes (Miranda *et al.*, 2019; Medeiros *et al.*, 2021).

O levantamento ainda envolve a coleta e a análise de dados sobre a distribuição e a abundância das espécies de plantas, a fim de entender a organização espacial e temporal das comunidades vegetais. Os métodos fitossociológicos incluem a identificação e a quantificação das espécies presentes em parcelas/bosques definidos, bem como a análise de fatores ambientais que influenciam a vegetação, permitindo a identificação de espécies dominantes, raras e

indicadoras, além de auxiliar na compreensão das relações ecológicas, como a competição, a sucessão e a regeneração natural (Santos *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2016; Souza, Ferreira e Guilherme, 2018).

Essas informações são relevantes para a conservação e o manejo sustentável dos ecossistemas, fornecendo dados essenciais para a elaboração de planos de restauração, monitoramento ambiental e políticas de preservação da biodiversidade (Barbosa *et al.* 2012; Chaves *et al.*, 2013; Vieira *et al.*, 2014). No contexto dos manguezais, os estudos fitossociológicos são fundamentais para identificar as interações entre as espécies de mangue e os impactos das atividades humanas e das mudanças climáticas sobre esses ecossistemas frágeis. Além disso, o estudo da estrutura vegetal busca avaliar a necessidade de medidas voltadas à preservação e conservação das unidades florestais.

A Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB), localizada entre os estados do Piauí, Maranhão e Ceará, é um dos ecossistemas de mangue mais importantes do Brasil (Guzzi, 2012; Schaeffer-Novelli, 2018). Esta região abriga uma vasta diversidade de espécies vegetais e animais, que desempenham um papel essencial na proteção costeira. O levantamento fitossociológico da vegetação de mangue nesta área é fundamental para a compreensão da estrutura, dinâmica e conservação desses ecossistemas.

Apesar dos estudos fitossociológicos ainda ocorrerem de forma limitada nesta região, alguns estudos notáveis têm sido realizados, oferecendo *insights* valiosos sobre a vegetação de mangue na APA DPHB como os desenvolvidos por Costa e Cavalcanti (2010); Guzzi (2012); Meireles (2016); Portela (2019); Nascimento (2021) e Santos *et al.* (2024). Diante disso, o estudo teve como objetivo realizar um levantamento florístico e caracterizar a estrutura do manguezal da APA do Delta do Parnaíba, através de parâmetros fitossociológicos, destacando sua composição florística e características.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo e seus aspectos fisiográficos

A área em estudo corresponde a Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB) que está situada na sub-bacia do baixo Parnaíba. A área compreende o extremo do litoral oeste do Ceará, toda a extensão do litoral do Piauí e o extremo do litoral leste do Maranhão. Ocupa uma área aproximada de 313.809 hectares, com perímetro de 472,80 km, abrangendo na totalidade os municípios de Cajueiro da Praia (PI) e Ilha Grande (PI), e parcialmente os municípios de Parnaíba (PI), Luís Correia (PI), Barroquinha (CE), Chaval (CE),

Água Doce do Maranhão (MA), Araiões (MA), Paulino Neves (MA) e Tutóia (MA) conforme pode ser observado na (Figura 1).

Além da unidade de conservação da APA do Delta do Parnaíba, na área de estudo ainda ocorre sobreposição de três outras Unidades de Conservação (UC): APA da Foz do Rio Preguiças – Pequenos Lençóis, UC do estado do Maranhão criado pelo Decreto Estadual nº 11.899, de 11 de junho de 1991; (RESEX) Reserva Extrativista Marinha Delta do Parnaíba (Decreto Federal s/nº, de 16 de novembro de 2000); e a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Ilha do Caju (Portaria 96-N – DOU 214-E – 09/11/1999 – seção/pg. 1/26) (ICMBIO, 2019; Meneses; Abreu, 2020).

Contudo, o foco da pesquisa está direcionado para as áreas representativas de mangue que estão inseridas dentro da área da APA.

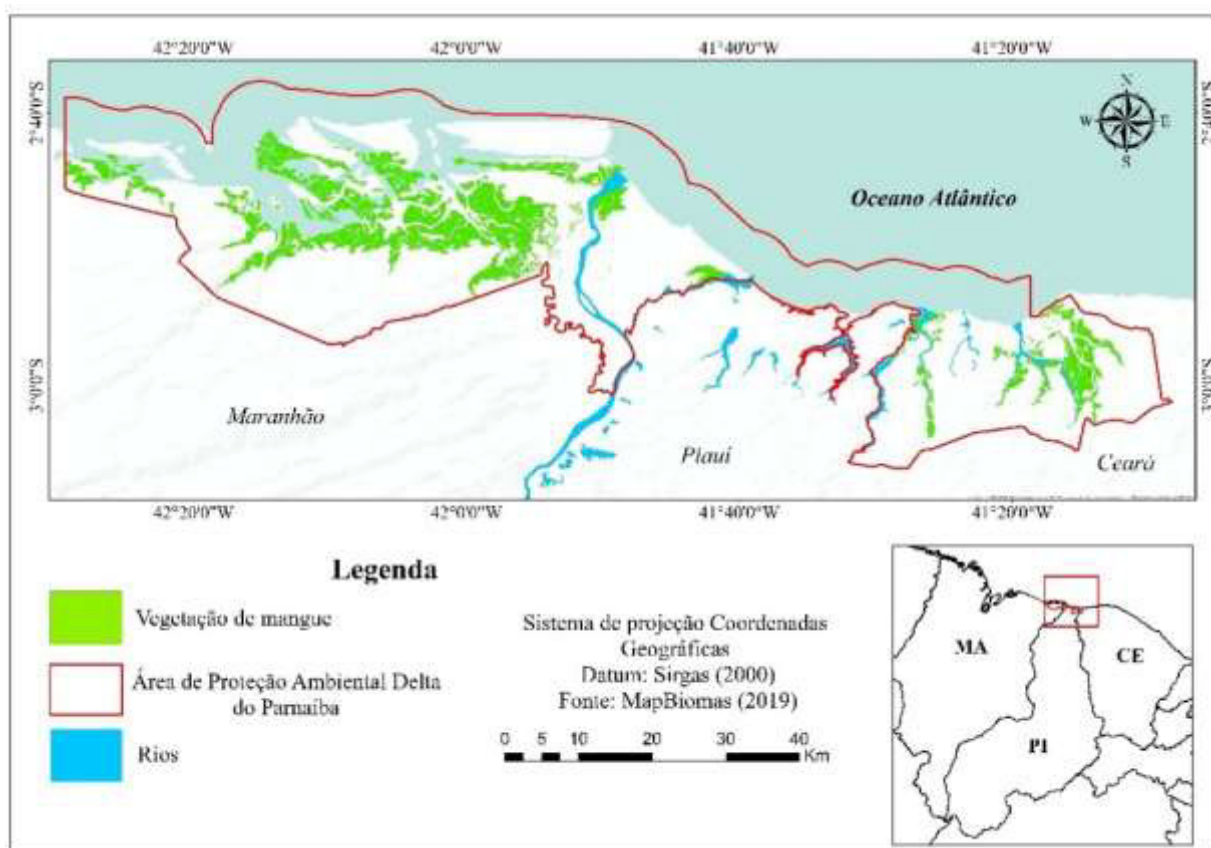


Figura 1. Área de localização da área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba

A APA DPHB foi criada através do Decreto Federal nº 4368, de 28 de agosto de 1996, sendo estabelecida como uma Unidade de Conservação de Uso Sustentável que visa minimizar os impactos antrópicos existentes na região do Delta do Parnaíba, proteger os deltas e estuários dos rios Parnaíba, Timonha e Ubatuba, proteger a vegetação, fauna, dunas; proteger os

remanescentes de matas localizadas em baixadas úmidas; os recursos hídricos; melhorar a qualidade de vida das populações residentes; desenvolver o turismo ecológico e a educação ambiental; e preservar as culturas e as tradições locais (Melo; Monteiro; Brito, 2018).

A área está sob responsabilidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) e apresenta quatro documentos de regulamentação segundo Silva (2020): Plano de gestão e diagnóstico geoambiental e socioeconômico, elaborado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e Ministério do Meio Ambiente (MMA) em 1998; Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) do Baixo Parnaíba, Diagnóstico Preliminar – SDS/MMA, 2001; Regras de Pesca do Estuário dos rios Timonha e Ubatuba instituído na portaria nº 49 de 18 de maio de 2016 pelo ICMBIO e Plano de Gestão do Caranguejo-uçá - portaria nº 725 de 2017 (ICMBIO, 2018).

Do ponto de vista geológico, através do mapeamento realizado pelo IBGE (2012) a área em estudo, principalmente no que diz respeito às regiões pertencentes a vegetação de mangue, compreendem uma geologia de “Depósitos Flúvio – Marinho datados do holocênico e o Grupo Barreiras margeando essa vegetação” (Ver figura 2).

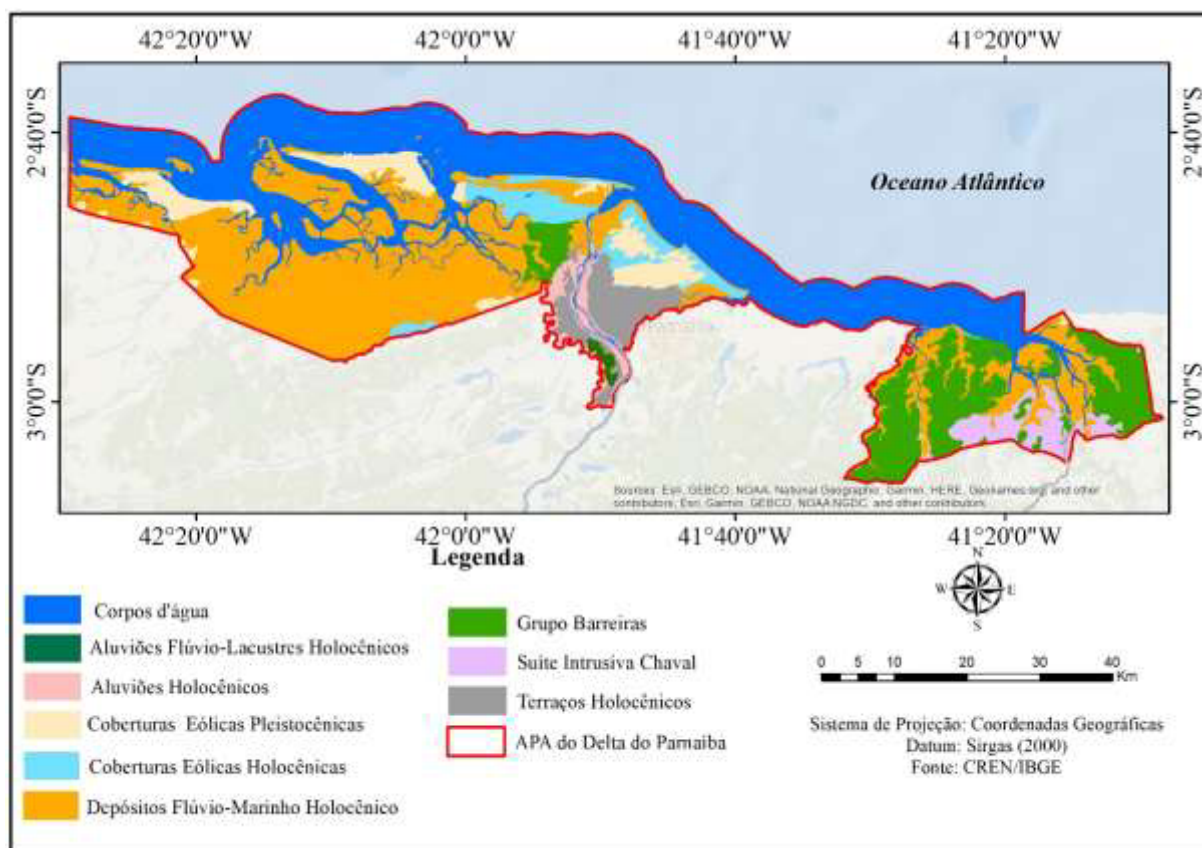


Figura 2. Mapeamento geológico e suas unidades na área da APA do Delta do Parnaíba.

Esses Depósitos flúvio marinhos, são depósitos sedimentares que são originados pela ação combinada de processos fluviais e marinhos (litorâneos) e concentram alta salinidade e baixas concentrações de oxigênio.

Segundo Guzzi (2012, p.32), a APA DPHB “caracteriza-se por apresentar um mosaico de ecossistemas entrecortados por baías e estuários, além de ser uma região flúvio-marinha bastante dinâmica, formada pela tensão ecológica entre cerrado, caatinga e sistemas marinhos”. Além disso, a mesma possui forte influência amazônica na sua porção maranhense e quase 25% do seu território é composto por águas jurisdicionais (águas interiores, o mar territorial, zona contígua e zona econômica exclusiva de um país) e com uma população moradora de aproximadamente de 360.000 habitantes (ICMBIO, 2020).

Segundo o mapeamento de solos realizados pelo IBGE (2013) e IBGE (2014) através das folhas SA.23 São Luís e SA.24 Fortaleza, a área da APA DPHB apresenta as seguintes classes de solo: Gleissolo Tiomórfico; Gleissolo Háptico; Gleissolo Sáfico; Argissolo Amarelo e Neossolo Quartazarênico. Vale ressaltar que, em campo, também foi possível identificar solos do tipo Organossolo Tiomórfico, assim como na pesquisa de Portela (2019) (Figura 3).

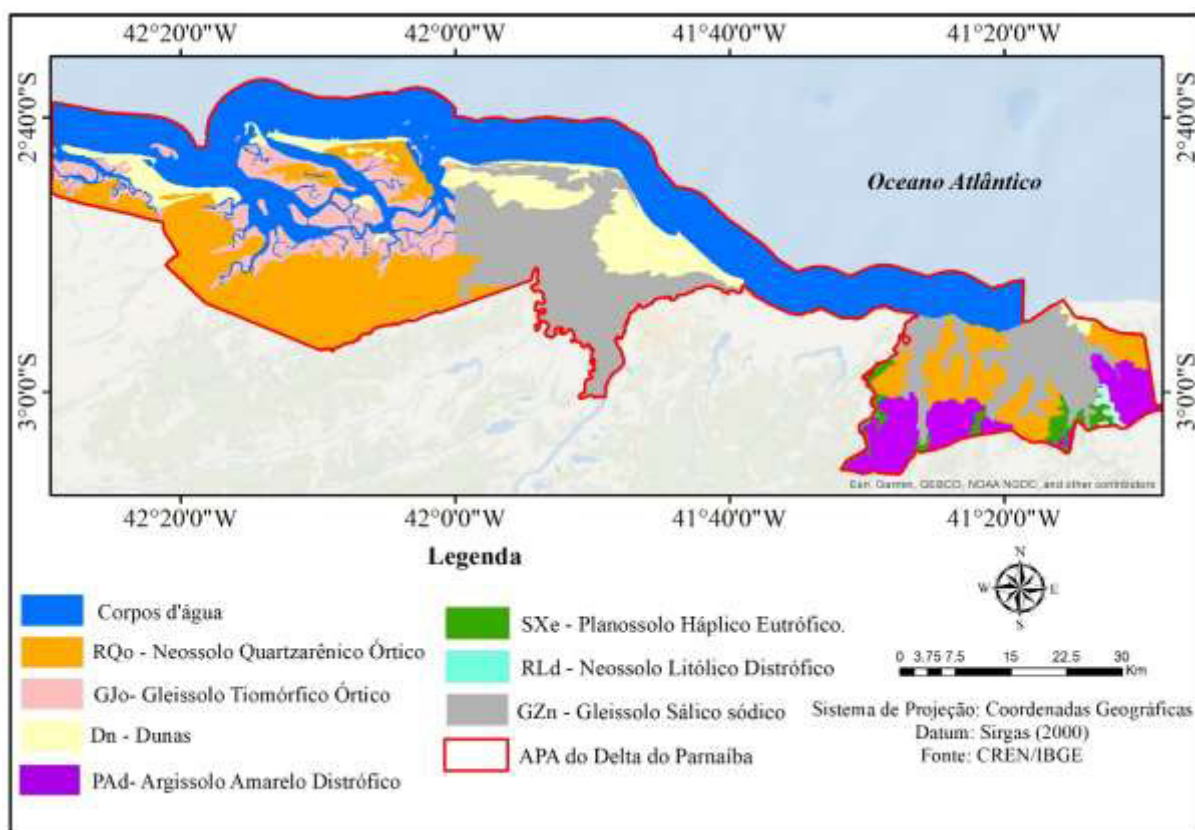


Figura 3. Mapeamento de solos na área da APA do Delta do Parnaíba

As áreas de mangue possuem solos de ordem Gleissolos e de acordo com Cabral (2018), os solos de boa parte da planície do Delta do Piauí, são considerados solos relativamente profundos, que apresentam uma susceptibilidade a inundação e são constituídos por materiais minerais e orgânicos, o que provoca tendência a salinidade. São solos, que são submetidos a saturação no período chuvoso e ressecam no período seco, e se destacam por promoverem erosão nesses ambientes ecossistêmicos.

Esses solos existentes na região do mangue da APA são hidromórficos com sedimentos recentes e presença de mosqueados que, pela influência do excesso de umidade permanente ou temporária, podem ser mal ou muito mal drenados, com horizonte subsuperficial acinzentados, amarelados ou avermelhados. De acordo com Chielle (2019), a salinidade das águas do Delta apresenta uma média de $23,80 \pm 10,23$, variando de (0,06 - 24,60), por estar em uma região de transição entre rio e mar, destacando a região de Tutóia por apresentar os maiores valores de salinidade.

Embora a área em estudo esteja localizada em áreas representativas do Bioma Caatinga e Cerrado, que se estende até a linha de costa, ela possui um sistema contínuo de manguezais, que auxiliam no controle da erosão costeira e na estabilização dos sedimentos finos diminuindo assim, a capacidade e competência dos rios no transporte de sedimentos.

As principais espécies de manguezais visualizadas na área da APA são: mangue vermelho (*Rhizophora mangle* L.), mangue branco ou mangue manso (*Laguncularia racemosa* (L.)), mangue de botão (*Conocarpus erectus* L.), siriba ou sereiba, mangue-preto ou mangue-siriba e siriba branca (*Avicennia germinans* (L.) L) (*Avicennia schaueriana*) (Guzzi, 2012; Andrade *et al.*, 2014; Meireles *et al.*, 2018; Flora do Brasil, 2020; Nascimento, 2021).

As condições de temperatura da APA DPHB se caracterizam pela baixa amplitude anual e valores médios que variam entre 25 e 27 °C. As precipitações médias anuais superam os 1200mm, concentrando-se principalmente de janeiro a maio. De agosto a novembro registram-se menores índices pluviométricos, demonstrando que o regime mensal das chuvas tem uma distribuição unimodal com mínimo pluviométrico em agosto e máximo em abril (Guzzi, 2012). O principal sistema atmosférico atuante na região é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que segundo Sousa (2019) é a área de confluência de ventos alísios de nordeste e sudeste, e sua influência é geralmente associada a seus deslocamentos sazonais em relação ao equador.

Além disso, segundo Chielle (2019) as ocorrências do El Niño Oscilação Sul (ENSO), dentro do território brasileiro, acabam por reduzir as precipitações na região nordeste,

interferindo assim, na duração da estação chuvosa da área de estudo, o que faz com que a APA apresente temperaturas mínimas de 25°C e máximas de 32°C.

2.2 Procedimentos Metodológicos

2.2.1 Escolha dos pontos de amostragem para determinação das parcelas

Os pontos de amostragem para execução do levantamento de dados de campo foram definidos considerando-se as áreas que apresentam maior representatividade com relação a estrutura de vegetação de mangue e melhor acesso. Para isso, tomou-se como auxílio mapas - base produzidos com imagem *Landsat-8* (sensor OLI – *Operational Land Imager*) e imagens *RapidEye*. As datas de realização das coletas de campo foram definidas de acordo com a interpretação da tabua das marés e foram distribuídas em três anos distintos: 2018, 2021 e 2022.

Para escolha dos pontos também se utilizou da espacialização da vegetação através da interpretação do NDVI, onde, esse parâmetro mostrou-se bastante eficaz na interpretação das unidades vegetativas no estudo de Portela (2019). Para a pesquisa, a estratégia foi estabelecer pontos de amostragem que apresentassem valores de NDVI variando entre moderado (0,35 a 0,65) a alto vigor da vegetação (0,65 a 0,94) buscando uma melhor espacialização, a fim de verificar também se há uma dinâmica da biomassa em relação aos diferentes valores de reflectância capturada.

O NDVI é expresso pela razão entre a diferença e soma das bandas do infravermelho próximo (NIR) e vermelho (RED) aplicados conforme a Equação 1 de Rouse *et al.* (1973).

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1)$$

Em que:

NDVI = Corresponde ao índice de Vegetação por Diferença Normalizada;

RED = Corresponde a banda do Vermelho

NIR = Corresponde a banda do Infravermelho Próximo

Para o processamento do cálculo, utilizou-se as bandas 4 e 5 importadas da coleção (LANDSAT/LC08/C01/T1_SR) Level-2 e em seguida gerada sua mediana. Através da imagem formada foi possível espacializar melhor os pontos em decorrência da análise representativa dos valores de classes gerados. Assim, os valores mais próximos de 1 indicam áreas com maior densidade de cobertura vegetal, sendo as áreas que apresentam uma vegetação mais expressiva,

densa e sadia. As áreas com valores mais próximos de zero, indicam áreas que possuem baixa ou nenhum tipo de formação vegetal, como por exemplo áreas de solo exposto e áreas de afloramento de rochas. E já as áreas que apresentam valor negativo são áreas representativas de água/corpos hídricos (Ver figura 4).

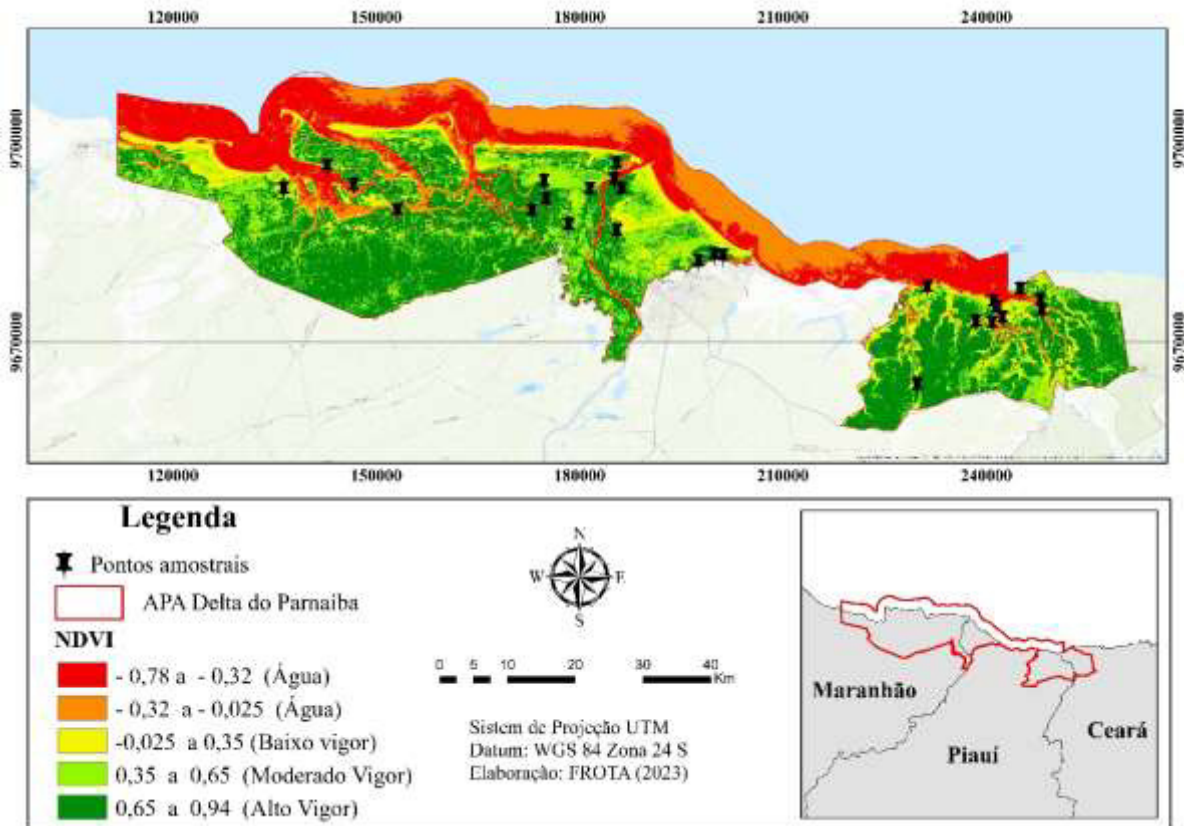


Figura 4. Índice de Vegetação por diferença normalizada da APA DPHB.

Dessa forma, com o auxílio de interpretação do NDVI, foram instalados 27 pontos, onde todos são representativos da vegetação de mangue (Figura 5).

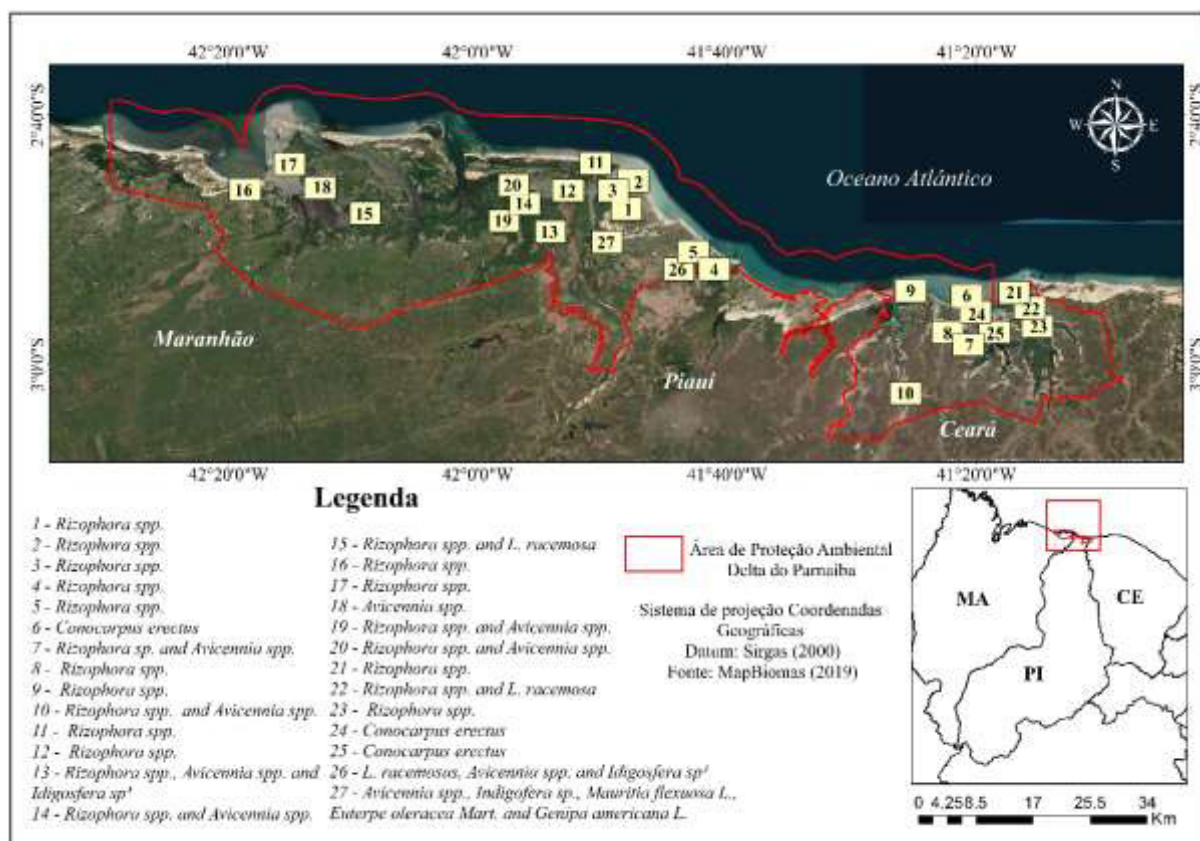


Figura 5. Distribuição dos pontos/parcelas em áreas de mangue da APA DPHB

A caracterização estrutural da vegetação de mangue na área da APA para realização do estudo fitossociológico foi realizada com base na composição florística e distribuição dos indivíduos em: espécies, gênero e família, tomando como base literaturas existentes, como Guzzi (2012) e Nascimento (2021) e levando em consideração seus parâmetros estruturais.

Para isso foi adotado o método de parcelas retangular, cada uma medindo 200 m² (10x20). Sendo que três parcelas foram instaladas no município de Tutóia - MA; uma no município de Água doce do Maranhão; seis no município de Araisos Maranhão; quatro em Ilha Grande do Piauí; três em Parnaíba-PI; seis em Cajueiro da praia, PI e quatro no município de Barroquinha no estado do Ceará (Figura 6).

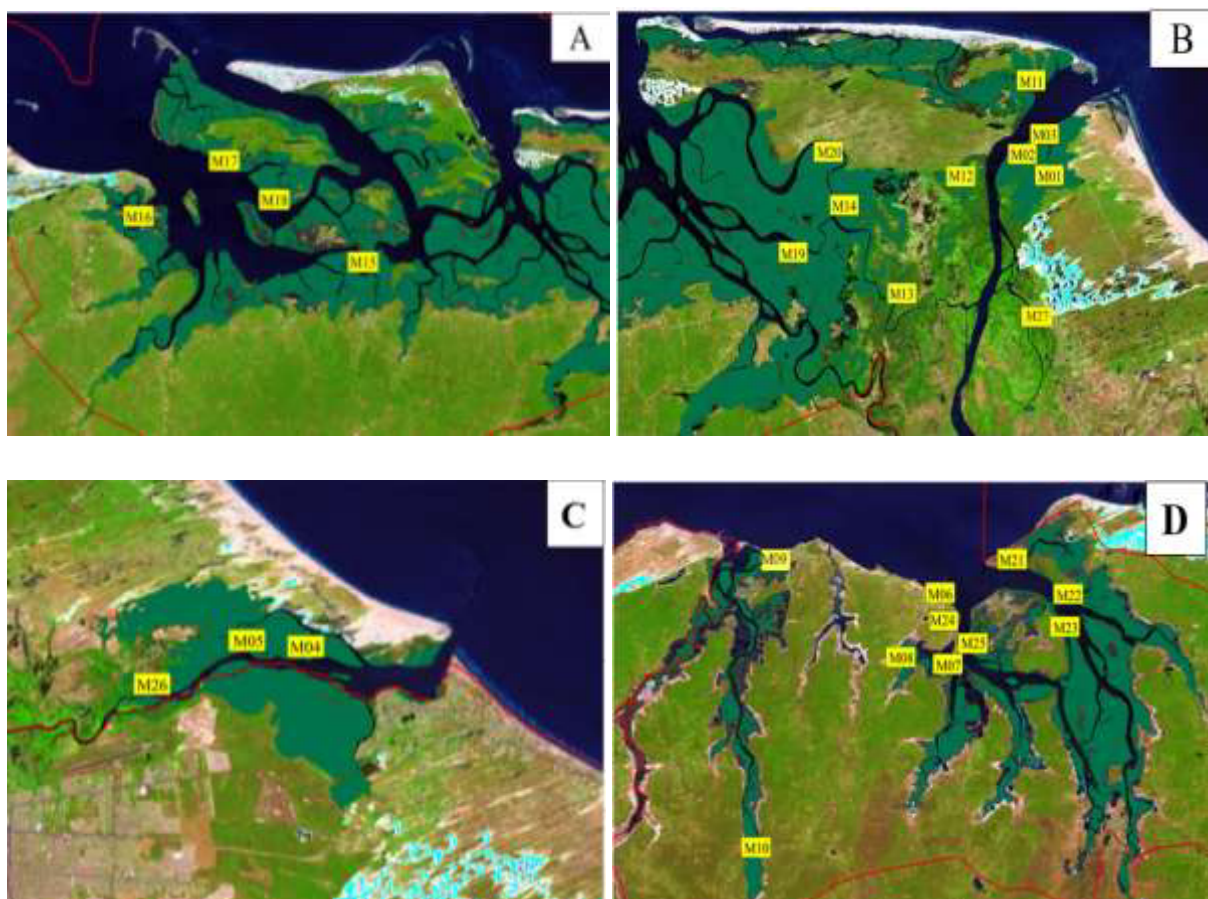


Figura 6. Instalação de Parcelas nas áreas de Manguezal na APA DPHB. (A): Parcelas M16, M17 e M18 instaladas em Tutóia -MA e M15 no município de Água doce do Maranhão. (B): Parcelas M11, M12, M13, M14, M19 e M20 instaladas no município de Araisos, MA e M01, M02, M03 e M26 no município de Ilha Grande, PI. (C): Parcelas M26, M04 e M05 instaladas em Parnaíba -PI. (D): Parcelas M06, M07, M08, M10, M24 e M27 instaladas no município de Cajueiro da praia, PI e M21, M22, M23 e M25 no município de Barroquinha, CE.

Para delimitação das parcelas, foi utilizado fitas de demarcação de solo também conhecida como fita sinalizadora, respeitando o limite de afastamento de 100 metros da borda do rio ou igarapé, diminuindo assim, tanto o risco de haver uma maior interferência da ação humana, por ser uma área onde há principalmente a coleta de caranguejo realizada pela população ribeirinha, como evitar o efeito de borda nos pixels na representação digital (Figura 7)



Figura 7. Delimitação das parcelas em 200 m². (A) (B): Uso de fitas sinalizadoras ou fitas zebradas.

A instalação das parcelas e coletas desses dados citados acima serviram de parâmetros para realização do estudo fitossociológico descrito abaixo.

2.2.2 Procedimentos para determinação do estudo fitossociológico

Para realização do estudo fitossociológico, inicialmente foi realizado um levantamento (inventário florestal) em função das características da vegetação, através de um censo populacional, onde foram coletadas as seguintes informações para realização dos cálculos:

- **Altura total da árvore (m):** estimada utilizando-se de uma trena digital a laser.
- **Diâmetro na altura do peito (DAP):** medidos com fita métrica (por seu baixo custo, fácil manuseio e melhor facilidade de transporte durante o campo), onde o diâmetro (cm) foi medido nas árvores com altura superior a 1,0 m e como sendo na altura igual 1,30 m acima do solo. Nos indivíduos menores o diâmetro foi medido abaixo da primeira ramificação, seguindo a metodologia disposta por Soares *et al.* (1999), ou 30 cm acima da raiz mais alta, no caso de *Rhizophora sp*, conforme estabelecido pela metodologia de Jachowski *et al.* (2013).

Em que, o DAP é calculado em metros, π é igual a 3,14 e h é a altura da árvore em metro.

Durante a coleta de dados também foi realizada a contagem do número de indivíduos dentro da parcela, descrita a condição (viva ou morta) da planta, especificando em qual fase ou

grau de decomposição (baixa – estágio 1, intermediária – estágio 2 ou elevada – estágio 3) com base na metodologia de Kauffman; Donato e Adame (2013) e identificada a espécie de mangue, com auxílio do Atlas do manguezal do Brasil (2018) e o levantamento realizado por Guzzi (2013) e Nascimento (2021).

As informações foram preenchidas em fichas organizadas para melhor tabulação dos dados. Os indivíduos identificados como “morto caído”, que apresentaram parte do caule dentro da parcela foram amostrados em altura (apenas a parte inclusa dentro da parcela) e Circunferência a altura do peito (CAP).

O cálculo do DAP de cada árvore, foi obtido utilizando o método proposto por Arevalo, Alegre e Vilcahuaman (2002) (Equação 2), adequadas para cada espécie ou para a vegetação específica da área.

$$DAP = CAP/\pi \quad (2)$$

Em que:

DAP = diâmetro (cm)

CAP = Circunferência mensurada do caule à altura do peito (cm)

π = aproximadamente 3,1416

Para o cálculo da distribuição diamétrica, vale ressaltar que, as classes e intervalos escolhidos para construção do histograma, são justificadas a partir do cálculo efetivado através da fórmula de Sturges, cuja expressão é dada pela (Equação 3). Assim, para os intervalos de DAP foi estabelecido um intervalo de classes de 12 cm e 5m para altura.

$$k = 1 + 3,3. \log(n). \quad (3)$$

Em que:

n: quantidade de elementos utilizadas na amostragem

K: Constante de determinação do número de classes.

Para realização do estudo fitossociológico também foram calculados os parâmetros apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Distribuição das equações utilizadas para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos da área de estudo

Parâmetros	Equação		Conceito
Área basal	$AB. = 0,00007854 \times (DAP)^2$	AB = área basal DAP = Diâmetro a altura do peito	Um valor de área basal é obtido para cada parcela, por espécie, tronco, classe de DAP e condição da árvore. Esta medida é um ótimo índice do grau de desenvolvimento estrutural do mangue, pois está relacionada ao volume de madeira e biomassa, assim como indicadora de estresse.
Frequência Absoluta e Relativa	$FA_i \frac{u_i}{u_t} \times 100$ $FR_i \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^P FA_i} \right) \times 100$	FA _i = frequência absoluta da <i>i</i> -ésima espécie na comunidade vegetal; u _i = número de unidades amostrais em que a <i>i</i> -ésima espécie ocorre; u _t = número total de unidades amostrais; P = número de espécies amostradas.	Frequência: evidencia o número de parcelas em que determinada espécie ocorre dentro das amostras; Frequência Absoluta (FA); mostra o percentual de unidades de amostragem em que ocorre um determinado táxon em relação ao total de unidades de amostragem. Frequência Relativa (FR): número de indivíduos de uma espécie em relação a somatória de todas as espécies
Densidade Absoluta e Relativa	$DA_i = \frac{n_i}{A}$ $DR_i = \left(\frac{DA_i}{DT} \right) \times 100$	DA _i = densidade absoluta da <i>i</i> -ésima espécie, em número de indivíduos por hectare; n _i = número de indivíduos da <i>i</i> -ésima espécie na amostragem; n _i = número total de indivíduos amostrados; A = área total amostrada, em hectare; DR _i = densidade relativa (%) da <i>i</i> -ésima espécie.	Densidade: Absoluta (DA): número de indivíduos de uma espécie na amostra; Densidade Relativa (DR): número de indivíduos de uma espécie em relação ao número total de indivíduos. A densidade relativa expressa a importância percentual de uma determinada classe diamétrica por espécie e por estado (viva, morta ou com perda de biomassa)
Dominância Absoluta e Relativa	$DoA_i = \frac{AB_i}{A}$ $DoR_i = \left(\frac{DoA_i}{DoT} \right) \times 100$	DoA _i = dominância absoluta da <i>i</i> -ésima espécie, em m ² /ha; AB _i = área basal da <i>i</i> -ésima espécie, em m ² , na área amostrada; A = área amostrada, em hectare; DoR _i = dominância relativa (%) da <i>i</i> -ésima espécie.	A dominância fornece uma ideia do grau de utilização, por parte da população, dos recursos do ambiente. A dominância absoluta (DoA, m ² /ha) estima a área basal por hectare. A dominância relativa (DoR) é um parâmetro útil para descrever a comunidade arbórea. É utilizada para indicar a contribuição percentual em área basal de

			cada espécie vegetal, viva, morta ou com perda de biomassa
Índice do Valor de Importância e Índice do Valor de Cobertura	$VI_t = DR_t + DoR_t + FR_t$ $VC_i = DR_i + DoR_i$	VI_t = retrata a importância ecológica da espécie na comunidade vegetal. VC_i = densidade relativa + dominância relativa.	Os índices de valor de importância e cobertura (IVI e IVC) segundo Castro (1987) permitem estabelecer a estrutura dos táxons na comunidade, separar diferentes tipos de uma mesma formação, assim como relacionar a distribuição das espécies em função dos fatores abióticos

Fonte: Mueller-Dombois; Ellenberg (1974).

Um teste de análise de variância (ANOVA) utilizando o programa BioEstat 5.0 foi aplicado nos grupos formados (espécies), com a finalidade de investigar diferenças significativas na distribuição dos parâmetros estruturais. Em seguida, foi aplicado o teste post-hoc de *Tukey* (paramétrico). Quando as pressuposições da ANOVA não foram atendidas, utilizou-se o teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis*, seguido do teste *pós-hoc* de *Dunn*, afim de investigar as diferenças dentro dos grupos, através de comparação múltipla dos grupos pareados.

2.2.3 Procedimentos para obtenção da diversidade ecológica

A diversidade de uma comunidade está relacionada com a riqueza, representada pelo número de espécies de uma comunidade, e com a abundância, que representa a distribuição do número de indivíduos por espécie (Krebs, 2000).

Dessa forma, dentre os vários índices de diversidade da arborização existentes, para determinação da diversidade florística entre as parcelas analisadas utilizamos o índice de diversidade de Shannon - Wiener (H') demonstrando a riqueza de espécies e equitabilidade e o índice de diversidade de Simpson (D) que reconhece as espécies dominantes e raras da comunidade, ressaltando assim a discrepância na abundância.

O índice de Shannon-Wiener (H') é determinado através da (Equação 4) proposta por (Magurran, 1988):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln(p_i) \quad (4)$$

Em que:

s : número de espécies na amostra;

p_i : proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies calculado por: $p_i = \frac{n_i}{N}$ onde, n_i é o número de indivíduos da espécie i e N é o número total de indivíduos da amostra.

O índice de diversidade de Simpson (D) foi calculado com base na (Equação 5) proposta por (Brower; Zar, 1984)

$$D = 1 - \sum \left[\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \right] \quad (5)$$

Em que:

n_i = número de indivíduos da espécie;

N = é igual ao número total de organismos de todas as espécies.

Também foi medido segundo o método de Brower e Zar (1984), o índice de Equabilidade de *Pielou* (J') e a Diversidade Máxima ($H'_{\text{máx}}$), que medem a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada (Equações 6 e 7).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{Máx}}} \quad (6)$$

$$H'_{\text{Máx}} = \ln(s) \quad (7)$$

Em que:

J' = Índice de Equabilidade de *Pielou*;

H' = índice de Diversidade de Shannon-Wiener;

$H'_{\text{máx}}$ = Índice de Diversidade Máxima;

s = número total de espécies amostradas;

$\ln$ = logaritmo neperiano.

O valor do J' varia entre 0 e 1, sendo 0 a uniformidade mínima e 1 a uniformidade máxima. Quando todas as espécies têm a mesma abundância relativa, o valor do índice é 1, e quando uma espécie é dominante, o valor se aproxima de zero.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição florística e estudo fitossociológico

Na área de estudo foram inventariados 649 indivíduos e registradas nove espécies, sendo elas 5 espécies de manguezal representadas por 626 indivíduos: *Rhizophora mangle* L.; *Laguncularia racemosa* (L.); *Conocarpus erectus* L., *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*. Estas duas últimas espécies, não foram diferenciadas através de estudo taxonômico e, portanto, foram consideradas somente como do gênero *Avicennia* spp. Da mesma forma, ocorreu com as espécies de *Rizophora*, onde optou-se por considera-las somente através do gênero *Rizophora* spp. Também foram encontradas as espécies *Indigofera* sp; *Mauritia flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart. e *Genipa americana* L. totalizando 23 indivíduos (Tabela 1). Todas as espécies foram identificadas com base em estudos da região realizados por Guzzi (2012); Portela (2019) e Nascimento (2021)

Tabela 1. Levantamento das espécies encontradas nas parcelas de mangue da APA do Delta do Parnaíba.

<i>Família</i>	<i>Nome científico</i>	<i>Nome comum</i>	<i>Nº de Ind.</i>
<i>Rhizophoraceae</i>	<i>Rizophora</i> spp.	Mangue Vermelho	373
<i>Combretaceae</i>	<i>Laguncularia racemosa</i> (L.)	Mangue manso	92
<i>Acanthaceae</i>	<i>Avicennia</i> spp.	Mangue Siriba	86
<i>Combretaceae</i>	<i>Conocarpus erectus</i> L.	Mangue Botão	75
<i>Leguminosae</i>	<i>Idigofera</i> sp ³	Jiquiri	11
<i>Rubiaceae</i>	<i>Genipa americana</i>	Jenipapo	2
<i>Arecaceae</i>	<i>Euterpe oleracea</i>	Açaí	9
<i>Arecaceae</i>	<i>Mauritia Flexuosa</i>	Buriti	1
			649

Nota: Nº: Número de indivíduos inventariados por espécie.

Diante dos resultados apresentados, apesar da quantidade de indivíduos ser relevante identificou-se uma baixa variedade de espécies vegetais nesses ambientes. Resultados semelhantes foram observados em trabalhos realizados em manguezais do Brasil, como estudos realizados por Silva *et al.* (2016) na Paraíba; Madi *et al.* (2016) no Paraná; Bastos *et al.* (2016) na Bahia; Lourenço *et al.* (2017) nos manguezais de São Paulo; Gonçalves *et al.* (2018) no Maranhão e Silva; Barros; Oliveira (2020) em Alagoas.

Dentre as espécies analisadas, a do gênero *Rhizophora* spp. se destacou no manguezal da APA DPHB, representando mais da metade (57,6%) do estimado para o nº de indivíduos (árvores) amostrados, estando presente em 21 das 27 parcelas analisadas, sendo 13 de forma

absoluta e 8 de forma mista, ou seja, em conjunto com outra espécie, o que lhe confere um status de espécie monodominante na área de estudo. *Laguncularia racemosa* (L.) representou a segunda espécie com maior número de indivíduos, participando de 3 das parcelas analisadas. As espécies do gênero *Avicennia* spp. se destacaram em terceiro lugar de maior representatividade de indivíduos e teve sua ocorrência em 9 parcelas e por último a espécie de mangue *Conocarpus erectus* L., ocorrendo em 3 parcelas (Figura 8).

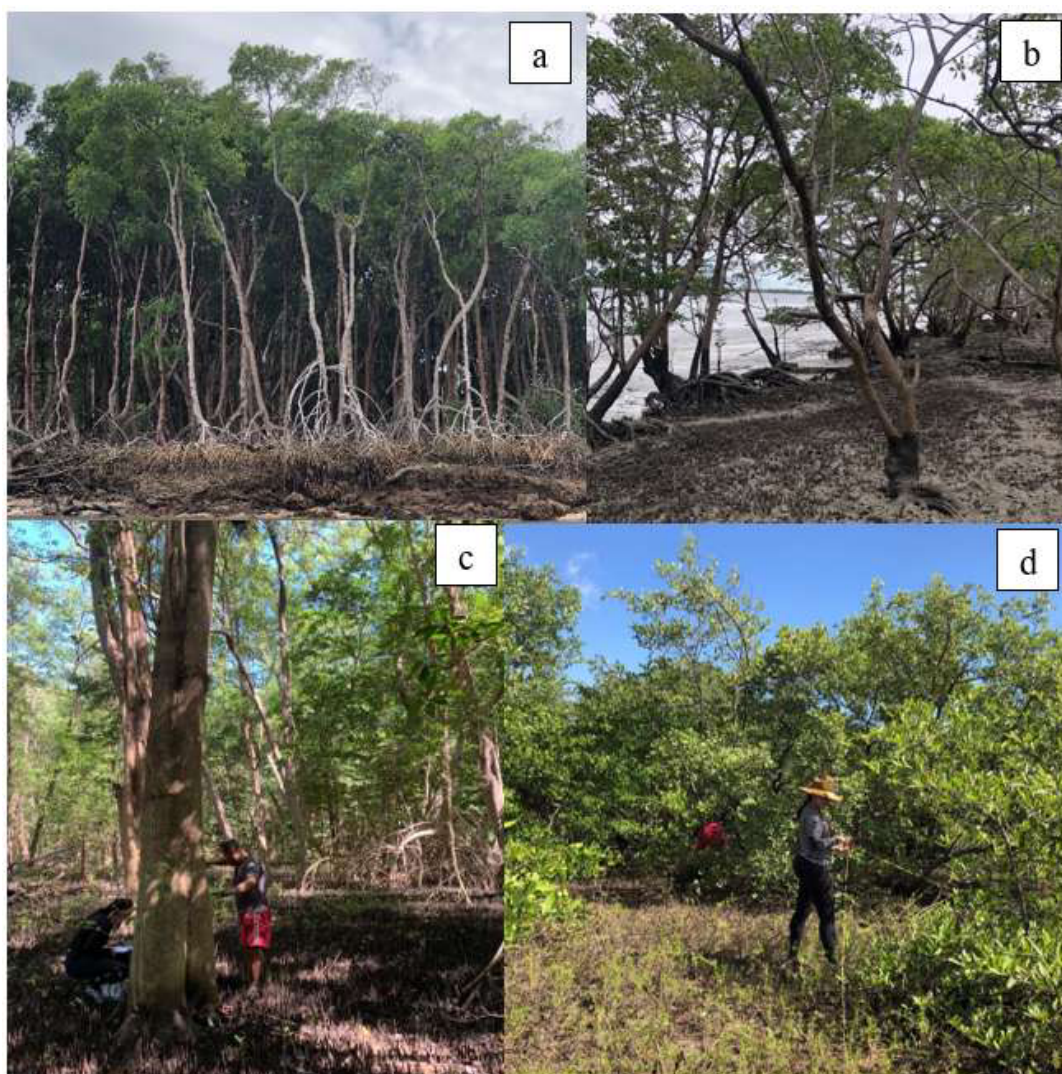


Figura 8. Mosaico das espécies de manguezal encontradas na área da APA do Delta do Parnaíba. (a) *Rhizophora* spp. (b) *Laguncularia racemosa* (L.) (c) *Avicennia* spp e (d) *Conocarpus erectus* L.

As árvores presentes na área investigada apresentaram DAP variando entre 2,86 cm a 111,09 cm e altura entre 1,4m e 46,28 m. Com base na distribuição diamétrica, foi possível observar uma frequência maior de indivíduos com DAP variando de 2,86 cm a 14,86 cm, representada por 477 indivíduos, ou seja 88,5% das árvores amostradas (Figura 9).

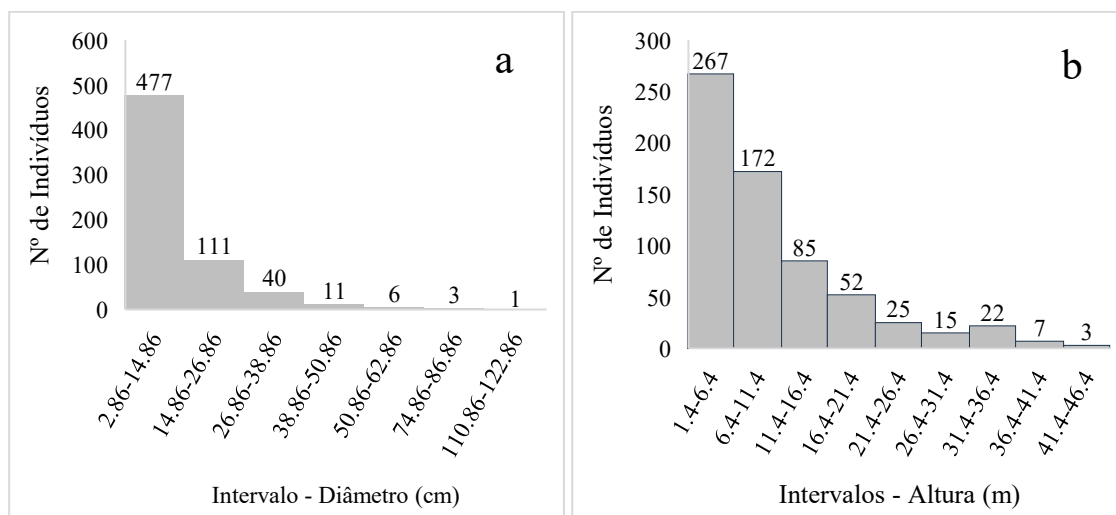


Figura 9. Histograma de distribuição das classes de diâmetro (a) e altura (b) dos indivíduos inventariados no manguezal da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.

Observou-se também, que o histograma segue um padrão exponencial negativo, também conhecido como padrão “J-invertido”, indicando uma comunidade estável e autorregenerativa, como destaca Maragon *et al.* (2016). Esse padrão também foi observado por Kuchla *et al.* (2015); Rocha *et al.* (2017); Cysneiros *et al.* (2017); Delonga *et al.* (2018); Portela (2019) e João *et al.* (2021) indicando do mesmo modo que, os indivíduos da população florestal estão distribuídos com maior frequência nas menores classes de diâmetro, onde, indivíduos com baixa estatura e DAP pequeno, indica uma floresta jovem, em regeneração natural ou recuperação.

Isso pode ocorrer após um distúrbio, mudanças ambientais ou devido a ações de restauração. Esse padrão é comum quando o manguezal está se regenerando e pode ser visto como um sinal positivo de que o ecossistema está se recuperando e criando novas gerações de mangues para substituir a vegetação mais velha, ou pode ser visto de forma negativa, pois o aumento de indivíduos jovens pode ser uma resposta da ação antrópica, ao corte ou remoção de vegetação mais velha.

No caso dos manguezais da APA DPHB há a ação da atividade antrópica sobre a referida vegetação, como o uso madeireiro de espécies para construção civil e carvoaria de subsistência. Assim, os manguezais do Delta apresentam diferentes níveis de intervenção antrópica, que variam de áreas bem conservadas a zonas com fortes indícios de desflorestamento, assim como identificado nos estudos de Deus *et al.* (2003), Saraiva (2009) e Barbosa *et al.* (2021).

A figura 9 também evidencia que há um predomínio de indivíduos com altura variando entre 1,4 m e 6,4 m (269 indivíduos) representando cerca de 49,8% dos indivíduos amostrados, seguido de indivíduos menores com intervalos entre 6,4m a 11,4m (31,8%). Os resultados

também indicam, predomínio de árvores de pequeno a médio porte dentro dos fragmentos analisados.

A estatística descritiva da estrutura vertical das espécies de mangues encontradas na vegetação da APA DPHB (Figura 10), em termos numéricos, identificou os indivíduos das espécies do gênero *Avicennia* spp. com as maiores médias para altura 14,04 m, com desvio padrão de 11,92 e média de DAP de 18,43 cm com desvio padrão de 19,85 cm.

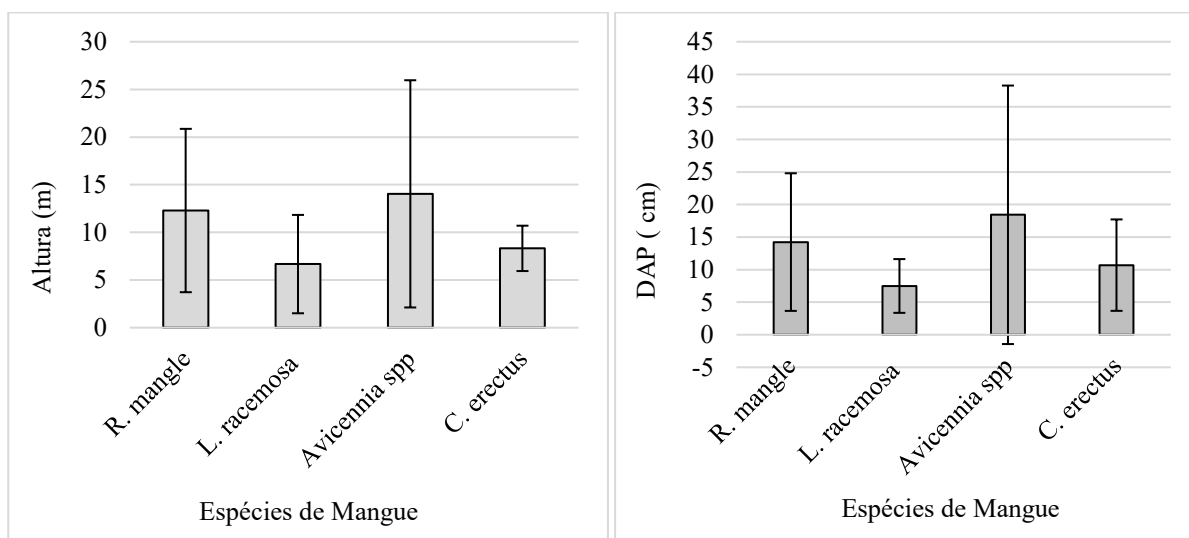


Figura 10. Análise descritiva (a) Altura (média ± desvio padrão) (b) DAP (média ± desvio padrão) das espécies de mangue da APA do Delta do Parnaíba.

Ao realizar a análise de variância (ANOVA), para verificar se estas distribuições entre as espécies encontradas são significativamente diferentes, pode-se observar que houve diferença significativa entre as espécies ao observar o padrão altura ($F = 12,92$, $p < 0,0001$). No entanto, o teste post-hoc de Tukey realizado, apresentou as espécies do gênero *Rhizophora* spp. e *Avicennia* spp. sem diferença significativa em altura. Os dois gêneros apresentam-se com o maior desenvolvimento estrutural dentro dos fragmentos florestais estudados. Resultado semelhante também foi encontrado por Carvalho e Jardim (2017) e Bernini e Resende (2004).

As espécies *Rhizophora* spp. e *Laguncularia racemosa* apresentaram estatisticamente diferença significativas na altura ($p < 0,01$), *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* spp. ($p < 0,01$) e *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* ($p < 0,05$). Isso significa que, o crescimento das espécies não é homogêneo e que existem diferenças reais nas alturas das espécies analisadas.

Nos estudos de Santos *et al.* (2012) realizado no estuário do São Francisco - Sergipe, a espécie *Laguncularia racemosa* foi a que apresentou os maiores valores, com DAP de 33 cm e altura de 11,3 m. No estudo de Gonçalves *et al.* (2018) realizado no litoral de São Luís, MA em

ambos os parâmetros, a *Rizophora* spp. foi o gênero em que foram observados os maiores valores, com média de DAP de 15 cm e altura média de 12 m. Esta espécie para a área da APA apresentou médias de DAP e desvio-padrão de (14,23±10,57 cm) e média de altura e desvio padrão de (12,29± 8,57 m).

Para os dados de DAP, foi realizado o teste de *Kruskal-Wallis* (teste não paramétrico) tendo em vista que os dados não apresentaram homogeneidade de variâncias. Ao aplicar o teste *pós - hoc* de *Dunn*, os resultados mostraram que, embora *Avicennia* spp. tenha demonstrado valores de média de DAP mais elevados (18,42±19,86) as espécies deste gênero não possuem variação estatística significativa de DAP em relação as espécies d gênero *Rizophora* spp. Nas comparações do teste de *Dunn*, três desses grupos apresentam diferenças significativas entre si com $p < 0,05$ (*Rizophora* spp. x *Laguncularia racemosa*; *Laguncularia racemosa* x *Avicennia* spp e *Laguncularia racemosa* x *Conocarpus erectus*). As mesmas encontradas para a variação da altura.

Já a análise fitossociológica realizada (Tabela 2), evidenciou que a *Rizophora* spp. foi o gênero com maior destaque na área da APA, representando os valores mais elevados em todos os parâmetros analisados.

Tabela 2. Parâmetros fitossociológico horizontal nos bosques de manguezal da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.

Nome Científico	AB (m ²)	DA _i (Ind./ha)	DR _i (%)	FA _i (%)	FR _i (%)	DoA _i (m ² /h a)	DoR _i (%)	VI _i (%)	VC _i (%)
<i>Rizophora</i> spp.	8,24	717,31	57,47	77,78	51,22	15,85	57,33	55,34	57,40
<i>Laguncularia racemosa</i> (L.)	0,58	176,92	14,18	11,11	7,32	1,12	4,04	8,51	9,11
<i>Avicennia</i> spp.	4,55	165,38	13,25	33,33	21,95	8,75	31,65	22,29	22,45
<i>Conocarpus erectus</i> L.	0,82	144,23	11,56	11,11	7,32	1,58	5,70	8,19	8,63
<i>Idigofera</i> sp ³	0,05	21,15	1,69	7,41	4,88	0,10	0,35	2,31	1,02
<i>Euterpe oleracea</i> Mart	0,08	17,31	1,39	3,70	2,44	0,15	0,56	1,46	0,97
<i>Genipa americana</i> L.	0,004	3,85	0,31	3,70	2,44	0,01	0,03	0,93	0,17
<i>Mauritia Flexuosa</i>	0,05	1,92	0,15	3,70	2,44	0,10	0,35	0,98	0,25

AB= área basal; DA_i= Densidade Absoluta da i-ésima espécie; DR_i= Densidade Relativa da i-ésima espécie; FA_i= frequência absoluta da i-ésima espécie; FR_i= frequência relativa da i-ésima espécie; DoA_i= dominância absoluta da i-ésima espécie, em m² /ha; DoR_i= dominância relativa (%) da i-ésima espécie; VI_i= Valor de importância da i-ésima espécie; VC_i= Valor de cobertura.

Observa-se que as espécies do gênero *Rizophora* spp. em termos de frequência absoluta, predominam em 77,78% das 27 parcelas, considerando sua presença absoluta e mista, seguida

das espécies do gênero *Avicennia* spp. que representam 33,33% das parcelas de forma mista, a *Laguncularia racemosa* (mista) e *Conocarpus erectus* (absoluta) ambas representando 11,11% das parcelas.

A maior ocorrência de indivíduos de *Rizophora* spp. provavelmente está relacionada a sua ampla tolerância à inundação, o que mostra uma vantagem na competição de desenvolvimento de espécies. No entanto, cada uma das espécies de mangue nativas existentes, responde às variações físicas e nutricionais de modo específico, o que também pode diferenciar de uma espécie para outra e demonstrar uma maior adaptabilidade (Schaefer *et al.*, 2015 e Rodrigues, 2013).

As espécies do gênero *Rizophora* spp. apresentou valor de importância - VI (55,34%) e dominância (absoluta e relativa) bastante elevados dentro dos fragmentos analisados e, consequente, área basal elevada, tendo em vista que a mesma está diretamente relacionada ao valor de dominância. Isso demonstra a relevância ecológica que esta espécie possui dentro da comunidade do manguezal. Dados semelhantes foram observados nos estudos de Meireles (2016) e Santos *et al.* (2012). Nascimento (2015) ressalta que é possível supor que quando uma espécie apresenta maior dominância dentro de uma comunidade, possivelmente menos espaço e recursos ficam disponíveis para que as demais espécies se desenvolvam.

Dentro do ranking, as espécies do gênero *Avicennia* spp. apresentaram o segundo maior valor de VI (22,45%). Embora os indivíduos das espécies desse gênero tenham apresentado a segunda maior dominância, indicando uma forte influência dentro dos fragmentos estudados, os mesmos apontaram densidade absoluta e relativa menos expressivas que os indivíduos da espécie *L. racemosa* (DA=176,92 ind.ha⁻¹ e DR=13,25%) que se apresentaram em maior abundância. Nos estudos de Araujo *et al.* (2018) *Avicennia* e *Laguncularia* apresentaram os maiores valores dos parâmetros de VI com 52% e 44%.

O valor de cobertura (VC) também demonstra a importância da espécie dentro da vegetação e através dos parâmetros horizontais que constroem esses valores, pode-se observar que, as espécies do gênero *Rizophora* spp. é, portanto, aquela com maior abundância, maior distribuição espacial e maior dimensão e cobertura alcançada pela sua população em relação às demais espécies.

As espécies *Conocarpus erectus* L. e *Languncularia racemosa* (L.) apresentaram FA e FR iguais e valores de DoA, DoR, VI e VC muito próximos e baixos se comparada às duas espécies mais dominantes. Esses baixos valores revelam a distribuição esporádica dessas espécies. Também vale ressaltar que as espécies de *C. erectus* somente foram registradas no lado leste da área da APA do Delta do Parnaíba e não dividiam espaço com outras espécies,

diferente da *L. racemosa* que nos três bosques analisados, esteve associada a outra espécie, sendo dois bosques com *Rizophora* spp. e outro com as espécies do gênero *Avicennia* spp. e *Idigofera* sp³.

As demais espécies encontradas nos fragmentos analisados *Idigofera* sp³, *Euterpe oleracea* Mart, *Genipa americana* L. e *Mauritia flexuosa* apresentaram baixo VI e VC, devido sua baixa frequência, baixa área basal e consequente baixa dominância dentro da área.

Em relação ao parâmetro estrutural de área basal total dos indivíduos observados, o valor encontrado esteve dentro do padrão ($14,37 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) quando comparado com outros estudos realizados na região, como o de Meireles (2016) que encontrou $11,25 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para a vegetação de mangue da Ilha das canárias no Maranhão, porção oeste da APA. Portela (2019) encontrou um valor de $14,32 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para diferentes tipos de vegetação, incluindo a vegetação de mangue, presentes na área da APA próximas ao rio Igaracu. Já Nascimento (2021) obteve um valor mais elevado de $18,12 \text{ m}^2$ para os manguezais do Delta do Parnaíba, Maranhão.

O valor de área basal total encontrado para a APA DPHB ($14,37 \text{ m}^2/\text{há}$) é considerado baixo pela literatura, em comparação a áreas de manguezal maduras e bem conservadas. A elevada presença de indivíduos jovens observada no local sugere que a floresta está em processo de regeneração, possivelmente em resposta a perturbações antrópicas, como desmatamento seletivo ou outros impactos associados à ocupação costeira. Essa baixa área basal, portanto, reflete um estágio de desenvolvimento florestal inicial ou intermediário, típico de ambientes sujeitos a pressões ambientais. Isso também explica a relação de J invertido encontrada na área da APA.

A densidade absoluta total dos indivíduos analisado nas 27 parcelas foi de 1248,07 ind.ha⁻¹, sendo a *Rizophora* spp. a que apresentou sozinha cerca de 57,47% dessa densidade (717,31 ind.ha⁻¹). Valor considerado baixo, quando comparado com os resultados de outros manguezais, como 9.281,25 ind/ha⁻¹ no litoral do Estado do Ceará (Castro; Moro; Menezes, 2012); 2758 ind.ha⁻¹ no Sudoeste de Camarões (Nadine; Noumi; Junellie, 2019) e elevado quando comparado com o valor encontrado por Gonçalves *et al.* (2018) 476 ind.ha⁻¹ em São Luís do Maranhão e Paiva e Almeida Júnior (2020) 0,250 ind/ha⁻¹ em São Luís, MA.

A contribuição de cada espécie através da análise fitossociológica horizontal diferiu entre cada parcela instalada, onde a parcela 27 apresentou a maior DoA ($76,5 \text{ m}^2/\text{ha}$) entre todos os fragmentos, com apenas 9 indivíduos e a parcela 19 com DoA de $63,5 \text{ m}^2/\text{ha}$ e 11 indivíduos, sendo o gênero *Avicennia* spp. a de maior contribuição de dominância nesses dois fragmentos. Em sequência temos a parcela 11 com DoA ($59,5 \text{ m}^2/\text{ha}$) e 12 indivíduos e a parcela 1 (DoA = $55 \text{ m}^2/\text{ha}$) com 19 indivíduos, sendo todas representativas de *Rizophora* spp.

Esse comportamento da vegetação, está relacionado diretamente ao nível de amadurecimento ou não de cada bosque de mangue, demonstrando que estes bosques encontram-se mais desenvolvidos (maduro), em parcelas que possuem poucos indivíduos, porém possuem altura e diâmetro elevados (Schaeffer-Novelli; Cintrón, 1986; Martins; Couto; Delabier, 2011).

3.2 Diversidade ecológica da APA do Delta do Parnaíba

A diversidade de uma vegetação está relacionada com a riqueza em espécies. Quanto à diversidade de espécies de mangue verificada nas 27 parcelas da APA do Delta do Parnaíba, o índice de Shannon-Wiener (H') apresentou um valor igual a 1,27 nats.ind⁻¹, indicando uma baixa diversidade florística nos mangues. Resultados equivalentes foram reportados nos estudos de Chen *et al.* (2018) onde, o H' variou de 0 nats.ind⁻¹ a 1,04 nats.ind⁻¹ nos manguezais de Taiwan sob análises de meses diferenciados; em Asad, Yona e Saputro (2018) através do estudo de diversidade nos mangues da Indonésia (1,51 nats.ind⁻¹); Hasan e Nurmiati (2022) realizando um levantamento no Gonda Mangrove Park, também na Indonésia encontraram 1,25 nats.ind⁻¹ e nos estudos de Aye, Tong e Tun (2022) com 0,71 nats.ind⁻¹.

Para a região da APA do Delta do Parnaíba, o levantamento de espécies de mangue, realizado por Meireles *et al.* (2018) na comunidade Canárias, no município de Araisos - MA, demonstrou uma diversidade também abaixo da média (1,58 nats.ind⁻¹). Já Portela (2020) através do levantamento de vegetações distintas na região próxima ao rio Igarauçu, no Delta do Parnaíba, obteve um valor de diversidade mais elevando (2,47 nats.ind⁻¹). A autora demonstrou que embora a diversidade maior esteja atrelada à floresta de transição, a vegetação de mangue também contribuiu para este aumento.

Segundo Mota *et al.* (2013) comunidades ou fragmentos com baixo número de espécies ou com forte dominância de determinada espécie tendem a assumir baixos valores para o índice de Shannon. Fato visualizado para a área da APA DPHB, que também apresenta um elevado número de indivíduos jovens. Em contrapartida, em outras florestas de manguezais naturais como na Amazônia, esse índice se mostrou bastante elevado 3,75 nats.ind⁻¹ no estudo de Lima *et al.* (2012). O que leva a refletir que esse aumento esteja relacionado às condições favoráveis dessa região e a proteção integral da mesma.

Outros estudos destacam os valores de índice de Shannon de 4,47 nats.ind⁻¹ encontrados por Vieira *et al.* (2014) no estado do Pará; 4,37 nats.ind⁻¹ nos estudos de Retnaningdyah, Febriansyah e Hakim (2022) nos mangues da Indonésia, 3,26 nats.ind⁻¹ na Índia (Vijayan, 2015) e também em áreas de vegetação da Caatinga realizado por Pereira Júnior *et al.* (2012) com

2,29 nats.ind⁻¹. Também é válido ressaltar que na área da APA DPHB foram encontradas florestas mistas de mangue com vegetação típicas de florestas de transição, favorecendo o valor do índice encontrado.

Quanto ao índice de equabilidade ou índice de Pielou (J), para a área da APA foi obtido um valor médio de 0,61 e Diversidade Máxima (H'máx) de 2,08 bits/ind. Isto significa que, em todos os agrupamentos, apesar da baixa diversidade, as espécies partilham as riquezas ecológicas de forma relativamente equitativa, ou seja, relativamente uniforme, indicando que estas espécies são adaptadas a área e que há uma intermediária uniformidade na distribuição das espécies, evidenciando a necessidade de políticas públicas voltadas para a proteção e recuperação desses ecossistemas.

No Brasil, um estudo de Santos, Oliveira e Fabricante (2020) objetivando avaliar a estrutura populacional de *Thespesia populnea* (espécie invasora) e seus impactos sobre a vegetação de mangue, localizado às margens do rio Sergipe em Aracajú, encontraram índices ($J_{\text{Invasido}} = 0,42$; $J_{\text{Não invadido}} = 0,82$), onde o índice de equabilidade foi maior na área não invadida em relação a invadida. Com isso, foi percebido que, uma espécie competindo com outra pode tornar o ambiente desequilibrado, fazendo com que o índice reduza expressamente. Fato que não foi verificado para esta área de estudo.

Texeira *et al.* (2017) analisaram a diversidade das espécies do manguezal do Parque Ecológico Ilha do Cardoso-SP, e identificaram que o índice de equabilidade caiu de 0,73 para 0,3 em 30 anos. Isso demonstra a dominância de uma espécie sobre outra. Neste caso, especificamente, aumento de *R. mangle* comparado a *L. rancemosa*.

Os valores mais baixos da equabilidade em algumas áreas podem estar relacionados à exploração de recursos naturais e à urbanização crescente, onde sugere-se que a implementação de políticas de conservação possa ajudar a melhorar a equabilidade e a saúde geral dos manguezais na região. No caso da APA DPH essas informações tornam-se preocupantes, devido ao aumento da ação humana na área especialmente voltada para especulação imobiliária.

Battilani, Dias e Souza (2005) encontraram uma elevada equabilidade ($J = 0,81$) para o trecho de mata ciliar do rio da prata no Mato Grosso do Sul. O valor elevado indica que as populações das espécies ocorrentes nessa mata apresentam distribuição quase homogênea, sugerindo estabilidade na abundância destas espécies. Esta homogeneidade na abundância das espécies, segundo os autores contribuiu para elevar o valor do índice de diversidade, uma vez que o número de espécies registradas na área de estudo foi relativamente baixo.

No Nordeste do estado da Paraíba, Cabral (2014) destacou que o índice de equabilidade (J') foi de 0,67 para a área total da fazenda estudada. Para a autora, a baixa equabilidade encontrada entre as espécies determinaram menores índices de diversidades nas comunidades, nos diferentes estádios de sucessão. A autora ainda enfatiza a importância de programas de educação ambiental para engajar a comunidade local na proteção da vegetação.

No Delta do Parnaíba, Portela (2019) determinou um valor de $J' = 0,78$. Indicando elevada uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Observando as condições de índices de equabilidade, os autores Keller Neto e Melo Júnior (2021) ressaltam que, dependendo da localização e do nível de preservação dos manguezais, esses valores também podem receber influência de fatores como a salinidade, a sedimentação e a ação antrópica na estrutura das comunidades vegetais. Sendo a salinidade, segundo os autores, a variável edáfica que mais condiciona a formação de zonas distintas de vegetação.

O índice de Simpson (S') para a área de estudo foi de 0,62, indicando a dominância de algumas espécies nas parcelas, mesmo em condições de baixa diversidade. Esse mesmo valor também foi encontrado nos estudos de Zapata-Cruz *et al.* (2024), onde os autores ressaltam que isso se deve à clara dominância que a espécie do gênero *Rizophora* spp possui sobre as demais espécies. Fato também observado nos mangues da APA do Parnaíba, onde a *Rizophora* spp. exerce maior dominância.

Apesar da baixa diversidade das espécies de manguezal presentes na área da APA do Delta do Parnaíba, se comparado com outros estudos já mencionado anteriormente, verificou-se que as espécies inventariadas conseguem se adaptar às condições de maré, salinidade, substrato inconsolidado e pouco oxigenado que esses ambientes propõem. O oposto do verificado por Oliveira e Tognella (2014) no manguezal do Rio Tavares localizado na Baía Sul do Município de Florianópolis (Ilha de Santa Catarina).

Embora índices elevados de diversidade sugiram áreas bem conservadas e a diversidade encontrada tenha sido inferior, é importante destacar que, entre as parcelas analisadas, há presença efetiva de áreas verdes conservadas e utilização dos recursos por cada espécie, demonstrando que ainda ocorre a manutenção natural e transmissão ou troca de recursos entre as mesmas.

Com isso, foi possível visualizar, através do estudo fitossociológico, que os manguezais da APA do Delta do Parnaíba possuem um grau de conservação mediano, apesar de haver uma ação antrópica na região para atividades econômicas realizada pela população que residem próximo a área e que retiram de lá seu próprio sustento (subsistência). Esse grau mediano de conservação pode ser visualizado no bom desenvolvimento estrutural de algumas parcelas,

onde, as espécies demonstram alturas variando de 1,4 a 46 m, DAP variando de 2,86 a 111 cm e uma área basal total de 14,37m². ha⁻¹, o que indica também a presença de parcelas com espécies de mangue maduro e bem desenvolvido. Esses resultados indicam uma baixa diversidade de espécies, porém com um equilíbrio regular entre as espécies catalogadas, influenciadas pelas ações antrópicas e condições ambientais específicas da região.

4. CONCLUSÃO

A vegetação na área da APA do Delta do Parnaíba apresentou cinco espécies de mangue distribuídas nas 27 parcelas analisadas, com índice de diversidade de Shannon baixo e um índice de equabilidade médio, indicando relativa uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies. Além disso, a vegetação caracteriza-se pela ampla ocorrência de espécies do gênero *Rizophora* spp. seguida do gênero *Avicennia*. spp. ressaltando que a *Rizophora* spp. foi o gênero que alcançou os maiores valores em todos os parâmetros fitossociológicos, expressando uma maior ocorrência, dominância e maiores valores de importância e cobertura.

O manguezal da APA do Delta do Parnaíba embora em algumas parcelas tenha demonstrado a presença de espécies jovens, que ressaltam uma possível regeneração natural, de um modo geral, este manguezal apresenta um bom desenvolvimento estrutural, de aspectos conservados, o que nos mostra que dentro das parcelas analisadas, há uma certa heterogeneidade no que diz respeito aos parâmetros estruturais, considerando principalmente a análise feita a partir dos números encontrados para Área Basal, Volume, DAP e Altura.

Além disso, a presença de espécies jovens de mangue, no caso da APA DPHB pode estar diretamente influenciada por atividades antrópicas, principalmente em áreas de RESEX (Reserva Extrativista). Nessas regiões, as práticas de pesca, coleta de frutos e raízes, e até mesmo o desmatamento para exploração madeireira ou expansão agrícola, podem impactar negativamente o ciclo de regeneração natural do manguezal. A pressão humana pode prejudicar a regeneração de espécies nativas ao afetar as condições ambientais necessárias, como a qualidade da água, a salinidade e a disponibilidade de nutrientes.

O estudo fitossociológico da vegetação de mangue na APA DPHB representa uma contribuição significativa para o avanço do conhecimento científico na área. Ao analisar a composição, estrutura e dinâmica das comunidades vegetais, este estudo permite uma melhor compreensão dos padrões de distribuição das espécies e das interações ecológicas que ocorrem nesse ecossistema único.

Acredita-se também que a elaboração de planos de manejo adequados para as áreas de manguezal é fundamental para garantir sua conservação e recuperação. No caso da APA DPHB

a cooperação entre estados, municípios e a União é essencial para implementar ações integradas, já que as áreas de manguezais exigem uma abordagem conjunta para a sua gestão considerando as necessidades ecológicas dos manguezais e as particularidades sociais e econômicas das comunidades locais.

5. REFERÊNCIAS

- Araújo L; Silva, M.F.S; Gomes, D.N; Sousa, M.B; Mayo, S.J; Andrade, I.M. Structure of a disturbed mangrove in the Rio Parnaíba delta, Piauí, northeast Brazil. **Feddes Repertorium**. 129, 75–91. <https://doi.org/10.1002/fedr.201700017>
- Arevalo, L. A.; Alegre, J. C.; Montoya V. L. J. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo: **Embrapa Florestas**, 2002. 40 p.
- Aye, W.N; Tong, X; Tun, A.W. Species Diversity, Biomass and Carbon Stock Assessment of Kanhlyashay Natural Mangrove Forest. **Forests** 2022, 13(7), 1013; <https://doi.org/10.3390/f13071013>
- Barbosa, M.D.; Marangon, L.C.; Feliciano, A.L.P.; Freire, F.J.; Duarte, G.M.T. Florística e fitossociologia de espécies arbóreas e arbustivas em uma área de caatinga em Arcoverde, PE, Brasil. **Rev. Árvore**. v.36, n.5, p.851- 858, 2012.
- Barbosa, D. L. dos S; Aleida, K. de S; Sousa Júnior, E. L. de; Moraes, R. C. de S; Iwata, B. de F. Padrões espaciais e usos da terra em manguezais do delta do Parnaíba. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.14, n.7(2021) 3881-3890. <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>.
- Bastos, B; Orge, M. D.R; Santana, I. do N; Matos, R.B. Estudo fitossociológico em uma área de manguezal de porto de Sauípe, Litoral Norte (entre rios - Bahia, Brasil). **Anais....do Congresso Nordestino de Biólogos - Vol. 6: Congrebio 2016** ISSN 2446-4716
- Battilani, J. L; Dias, E. S; Souza, A. L.T. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. **Revista Acta bot. bras.** 19(3): 597-608. 2005
- Bernini, E.; Santos, C. F. N. R.; Ointo, F. L.; Chagas, G. P.; Rezende, C. E. Fitossociologia de florestas de mangue plantadas e naturais no estuário do Rio das Ostras, Rio de Janeiro, Brasil. **Biotemas**, v. 27, n. 1, p. 37-48, 2014
- Bernini, E; Resende, 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**, 18(3): 491-502, 2004.
- Bouillon, S. Carbon cycle: Storage beneath mangroves. **Nature Geoscience**.4(5), 282-283, 2011. [10.1038/ngeo1130](https://doi.org/10.1038/ngeo1130).
- Blotta, K. D.; Quinones, E. M.; Giordano, F.; Santos, A. E. R.; Farraboti, E.; Ribeiro, R. B. Fitossociologia comparativa de dois manguezais: Canal de Bertioga/SP e do estuário da Barra do Rio Una-Peruíbe-SP. **Unisanta BioSciense**, v. 5, n. 3, p. 271-282, 2016
- Brower, J. E.; Zar, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: Wm. C. Brown Publishers, 1984, 226 p.
- Cabral, George André de Lima **Fitossociologia em diferentes estádios sucessionais de Caatinga Santa Terezinha- PB/- Recife**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Biologia Vegetal, 2014.
- Cabral, L. J. R. S. **Levantamento pedológico da planície do Delta do Parnaíba, PI**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de ciências Humanas e Letras, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.

- Carvalho, H. A. de; 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.
- Castro, A.S.F; Moro, M.F; Menezes, M.O.T de. O Complexo Vegetacional da Zona Litorânea no Ceará: Pecém, São Gonçalo do Amarante. **Acta Botanica Brasilica** 26(1): 108-124. 2012.
- Costa, J.L.P.O; Cavalcanti, A.P.B. Fitogeografia da planície deltaica do rio Parnaíba, Piauí/Maranhão – Brasil: análise da distribuição das espécies e interferência antrópica. **Revista Eletrônica de Geografia** 2(4): 84-92, 2010.
- Chaves, A.D.C.G.; Santos, R.M.S.; Santos, J.O.; Fernandes, A.A.; Maracajá, P.B.A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. **Revista ACSA**. v.9, n.2, p.43-48, 2013.
- Chen Y, Chu T, Wei J, Shih C. Effects of mangrove removal on benthic organisms in the Siangshan Wetland in Hsinchu, Taiwan. **Peer J** 6:e5670, 2018. <https://doi.org/10.7717/peerj.5670>
- Chielle, R. S. A. **Fugacidade do CO₂ no Delta do Rio Parnaíba, brasil. Programa de pós-graduação em ciências marinhas tropicais**. 2019. 88 f.
- Cysneiros, V. C., Amorim, T. A., Mendonça Júnior, J. O., Guai, T. D., Moraes, J. C. R., Braz, D. M., & Machado, S. M. (2017). Distribuição diamétrica de espécies da Floresta Ombrófila Densa no Sul do Estado do Rio de Janeiro. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 37(89), 1-10. <http://dx.doi.org/10.4336/2017.pfb.37.89.1070>
- Delonga, R; Machado, S.do A; Netto, S.P; Rios, R.C. Caracterização da estrutura diamétrica em três períodos de medição para o Parque Nacional do Iguaçu, Paraná. **Sci. Agrar**. Parana., Marechal Cândido Rondon, v. 17, n. 1, jan./mar., p. 51-58, 2018.
- Deus, M. S. M.; Sampaio, E. V. S. B.; Rodrigues, S. M. C. B.; Andrade, V. C. de. Estrutura da vegetação lenhosa de três áreas de manguezal do Piauí com diferentes históricos de antropização. **Brasil Florestal**, n. 78, p. 53-60, 2003.
- Fundación Solar. **Elementos técnicos para inventários de carbono em uso do solo**. Guatemala, 2000.
- Flora do Brasil. **Projeto coordenado pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, 2020. Disponível em: <https://dSPACE.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/118>. Acesso em: 04 out 2022.
- Fromard F; Puig, H; Mougin, E; Marty, G; Betoulle, J.L; Cadamuro, L. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia** 115:39-53 <https://doi.org/10.1007/s004420050>
- Gonçalves, A. L; Cruz, V. M.S; Campos, J.R dos P; Souza, D. V. Composição florística e fitossociológica do manguezal da zona portuária de São Luís, Maranhão, Brasil. **Biofix Scientific Journal**, Curitiba, v. 3, n. 1, p. 01-07, 2018.
- Guzzi, Anderson. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense** / Anderson Guzzi. – org. Parnaíba: EDUFPI, 2012. 466p.
- Hasan, P. A; Nurmiati. Keanekaragaman serangga pengunjung bunga mangrove di Gonda Mangrove Park Kabupaten Polewali Mandar, Provinsi Sulawesi Barat. **Jurnal Entomologi Indonesia**. Maret 2022, Vol. 19 No. 1, 33–41. <https://doi.org/10.5994/jei.19.1.33>
- ICMBIO. **Atlas dos manguezais do Brasil**. 2018
- ICMBIO. **Plano de manejo da área de proteção ambiental (APA) Delta do Parnaíba**, 2019.
- ICMBIO. **Plano De Manejo Da Área De Proteção Ambiental Delta Do Parnaíba**, 2020
- Jachowski, N.R.A; Quak, M.S.Y; Friess, D. A; Douangnamon, D; Webb, E.L.; Ziegler, A.D. Mangrove biomass estimation in Southwest Thailand using machine learning. **Applied Geography** 45: 311-321 <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.024>

João, A.L.; Duvane, A.S; Manjate, M.J; Pedro, V. Floristic Composition and Structure of Mangrove forest in Macuze, Central of Mozambique. **European Journal of Biophysics** 9(2):55, 2021. <https://doi.org/10.11648/j.ejb.20210902.12>.

Kauffman, J.B; Donato, D.C. Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. CIFOR Working Paper 86. **Center for International Forest Research**, Bogor, Indonesia, 2012.

Keller Neto, L. A; Melo Júnior, J. C. F. de. Influência dos fatores edáficos sobre comunidades vegetais de um continuum manguezal-floresta ombrófila densa na Baía Babitonga, São Francisco do Sul, SC. **Acta Biológica Catarinense**, 2021 Abr-Jun;8(2):21-33. <https://doi.org/10.21726/abc.v8i2.1433>

Krebs, C. J. Introduction to the science of ecology. In: **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. San Francisco: Pearson, 2000.

Kuchla, W.J.; Stepka, T.F.; Sawczuk, A.R.; Lisboa, G.S. Florística, estrutura horizontal e distribuição diamétrica em área de transição de cerrado e floresta aluvial no município de Campos de Júlio - MT. **Ambiência**, Guarapuava, v.11, n.1, p.13-30, 2015.

Lima Júnior C; Accioly, L; Giongo, V; Lima, R.L.F.A; Sampaio, E; Menezes R. Estimation of “caatinga” woody biomass using allometric equations and vegetation index. **Forest Sciences** 42(102):289–298. 2014.

Lima, R. B. A.; Silva, J. A. A.; Maragon, L. C.; Ferreira, R. L. C.; Silva, R. K. S. Florística e diversidade em um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas, Brasil. **Rev. Bras. Ci. Agrár.** v.7, n.3, p.485-492, 2012. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v7i3a934>

Lourenço, B. F.; Blotta, K. D.; Pellatiero, V. M.; Rosendo, A.; Cruz, A. L.; Lima, P. S.; Junior, M. A. D. P.; Filho, J. I. S.; Giordano, F.; Magenta, M. A. G. Avaliação da densidade de vegetais adultos encontrados no Manguezal localizado no Parque da Serra do Guararu, Guarujá, São Paulo, Brasil. **Unisanta BioScience**, v. 6, n. 1, p. 41-50, 2017.

Madi, A. P. L. M.; Boeger, M. R. T.; Larcher, L.; Pelozo, A.; Sereneski, C.; Reissmann, C. B.; Padial, A. A. Estrutura do componente de regeneração natural e arbóreo de dois manguezais no estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, p. 159-170, 2016.

Magurran, A.E. (1988) Ecological Diversity and Its Measurement. (Princeton University Press, Princeton, N J). Patil, G.P. and Taillie, C. Diversity as a concept and its implication for random communities. **Bulletin of the International Statistical Institute**, 47, 497-515, 1977.

Maracahipes, L.; Lenza, E.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Pinto, J.R.R; Marimon Junior, B.H. Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica** 11: 133-141, 2011.

Marangon, G.P; Ferreira, R.L.C; Silva, J.A.A; Schneider, P.R; Loureiro, G.H. Modelagem da distribuição diamétrica de espécies lenhosas da caatinga, semiárido pernambucano. **Ciência Florestal**, v.26, n.3, p.863-874, 2016

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, p. 163-169, 2011.

Medeiros N; Sávio; Monteiro, M; Kelvy, L; Sales, F.C.V_ Levantamento florístico e fitossociológico em remanescente florestal em Patos-PB. **Revista Desafios**. v. 08,n. 01, 2021. <http://dx.doi.org/10.20873/uftv8-9968>

Meireles, V. de J. S. **Estrutura e apropriação de espécies lenhosas de mangue no Delta do Parnaíba, Nordeste do Brasil** - Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.p. 93f.

Meireles, V.D.J.S., Meireles, M.P.A., Vieira, F.J., Campos, J.B. & Barros, R.F.M. Conhecimento botânico tradicional e conservação de espécies na RESEX Delta do Parnaíba, Nordeste do Brasil. **Espacios** 39(45): 4-22, 2018.

Melo, R. S.; Monteiro, M. S. L.; Brito, A. S. Desenvolvimento turístico e sustentabilidade na Unidade de Conservação APA do Delta do Parnaíba (PI). **Revista Brasileira de Ecoturismo**, v. 11, n. 3, p. 335-61, 2018.

Menezes, E. O., Abreu, C. T. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Delta Do Parnaíba** / Icmbio, 77f, 2020.

Miranda C.C; Donato, A. de; Figueiredo, P.H.A; Bernini, T.A; Rpppa, C. Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**. Santa Maria, v. 29, n. 4, p. 1601-1613, 2019.
<https://doi.org/10.5902/1980509833042>

Mota, C.M; Mourão, A.E.B; Alves, M.M.A; Mota, H.R; Cavalcante, C,R. Parâmetros fitossociológicos do estrato arbóreo de áreas de Caatinga em sistema agrossilvipastoril. **Anais... VIII Congresso Nordestino de Produção animal**. Fortaleza-CE, 2013.

Muller, S. I. M. G. **Apostila de estatística aplicada a engenharia**. Universidade federal do Paraná, Setor de ciências exatas - Departamento de Estatística, Curitiba

Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons; 1974.

Nadini, T.M; Noumi, Emmanuel; Junelle, Makemteu. Characterization of the vegetation of the Rio del mangrove Rey Estuary, southwest Cameroon. **Internacional J. Curr. Res. Biosci. Planta Biol**, 2019, p.29-47. <https://doi.org/10.20546/ijcrbp.2019.602.003>

Nascimento, M.T; Marimon, B.S; Marimon-Junior, B.H; Cunha, C.N da. **Florestas monodominantes no Brasil: estudos de caso**. In: EISENLOHR, P. V. et al. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa, MG: UFV, 2015.

Nascimento, M. G. P. **Ecologia sistemática e sequestro de carbono em áreas de manguezal do Delta do Parnaíba, Maranhão, Brasil** / Maria Gracelia Paiva Nascimento. – Teresina: 2021. 387 f.

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.

Paiva, B.H.I de; Almeida Júnior, E.B de. Diversidade, análise estrutural e serviços ecossistêmicos da vegetação lenhosa da restinga da praia da guia, São Luís, Maranhão, Brasil. **Biodiversidade**. v.19, n.2, 2020.

Pereira Júnior, L. R.; de Andrade, A. P.; Araújo, K. D. Composição florística e fitossociológica de um fragmento de caatinga em Monteiro, PB **HOLOS**, vol. 6, 2012, pp. 73-87

Portela, M. G. T. **Estoques de carbono no solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba-PI**. Teresina, Universidade Federal do Piauí, 2019. 125p. (Tese de Doutorado)

Portela, M. G. T., DE Espindola, G. M., Valladares, G. S., Amorim, J. V. A., & Frota, J. C. O. Vegetation biomass and carbon stocks in the Parnaíba River Delta, NE Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, 1-16, 2020.

Retnaningdyah, Catur; Febriansyah, Satria Cahya; Hakim, Luchman. Evaluation of the quality of mangrove ecosystems using macrozoobenthos as bioindicators in the Southern Coast of East Java, Indonesia. **Revista Biodiversitas**. v.23, n.12, 2022.

Rocha, K. J.; Souza, E. C.; Favalessa, C. M. C.; Caldeira, S. F.; Martinez, D. T.; Brondani, G. E. Effect of selective logging on floristic and structural composition in a forest fragment from Amazon

Biome. **Acta Scientiarum**, V. 39. N. 2, P. 191-199, 2017.

<http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v39i2.32543>

Rodrigues E. **Ecologia da restauração**. Londrina: Editora Planta, 299p, 2013.

Santos H.V.S; Hollanda, F.S.R; Tiago, de O.S; Andrade, V.S; Santana, M.B.SS; Estrada, G.C, D; Soares, M. L.G. Allometric models for estimating the aboveground biomass of the mangrove *Rhizophora mangle*. **Braslian Journal of Oceanography** 65(1):44-53 <https://doi.org/10.1590/S1679-87592017127006501>

Santos, T. O.; Andrade, K. V. S.; Santos, H. V. S.; Castaneda, D. A. F. G.; Santana, M. B. S.; Holanda, F. S. R.; Santos, M. J. C. Caracterização estrutural de bosques de mangue: estuário do São Francisco. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4, p. 1-7, 2012.

Santos, J.P.B; Oliveira, J.C.S; Fabricante, J.R. Estrutura populacional e impactos da exótica invasora *Thespesia populnea* (L.) Sol. ex Corrêa sobre a vegetação nativa de mangue. **Rev.Hoehnea** 48: e1152020, 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-115/2020>.

Santos, L.S., Pimentel, R.M.M., Lemos, J.R., Andrade, I.M. Contribuições das plantas para comunidades locais e tradicionais no Delta do Parnaíba, Brasil: uma revisão. **Rev.Hoehnea**, 2024 <https://doi.org/10.1590/2236-8906e192022>

Saraiva, N. A. **Caracterização da unidade e temas complementares Reserva Extrativista Marinha do Delta do Parnaíba**. ICMBio: Brasília, 2009.

Schaeffer-Novelli, Yara e Cintron, G. Guia para estudo de áreas de manguezal ; estrutura, função e flora. São Paulo: **Caribbean Ecological Research**, 1986

Schaefer EGR, Nunes JÁ, Neri AV, Mendonça BAF, Ferreira-Júnior WG, Arrudal DM, Teixeira RDBL. 2015. **Relação solo-vegetação em formações vegetacionais brasileiras: metodologia e estudos de caso**. In: Eisenlohr PV, Felfili JM, Melo MMRF, Andrade LA, Meira-Neto JAA. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa, MG: UFV

Silva, S. F. L.; Santos, M. A.; Pinto, F. L.; Bernini, E. Fitossociologia de uma floresta de mangue adjacente a uma planície hipersalina no estuário do Rio Miriri, Paraíba, Brasil. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 24, n. 2, p. 3-12, 2016.

Silva, S. A.; Barros, V; Oliveira, A. Estrutura fitossociológica do manguezal da Lagoa do Roteiro, Alagoas, Nordeste do Brasil. **Revista Ciências Florestal**. Santa Maria, v. 30, n. 2, p. 532-541, abr./jun. 2020, p.1980-5098. <https://doi.org/10.5902/198050983967>

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** 59(3): 503-515, 1999.

Souza, S.R.; Ferreira, W.C.; Guilherme, F.A.G. Caracterização florística e fitossociológica de mata de galeria do córrego Santa Rosa, em de Jataí- GO. **Global Science and Technology**. v.11, n.3, p.147-164, 2018

Sousa, R. dos S. **Zoneamento Geoecológico Do Complexo Fluviomarinho Dos Rios Cardoso/Camurupim E Porção Costeira Adjacente, Litoral Leste Piauiense**. Tese apresentada a ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019. 154f.

Texeira, Marcela; Texeia, Diego; Gruerrini, Vitor; Silva, Globo. Estudos de Diversidade de Manguezal: o caso do Parque Ecológico da Ilha do Cardoso. **Anais... XIII Congresso de ecologia e III International symposium of Ecology and Evolution**. Viçosa, MG, 2017.

Vieira, D. S.; Gama, J. R. V.; Ribeiro, R. B. S.; Ximenes, L. C.; Corrêa, V. V.; Alves, A. F. Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na Comunidade Santo Antônio, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, v.24, n. 4, p. 1067-1074, 2014.

Vijayan, V; Rahees, N; Vidyasagaran, K. Plant Diversity and Structural Dynamics of Mangroves on the Southwest Coast of Kerala, India. **Applied Ecology And Environmental Research** 13(4):1055-1067, 2015. https://doi.org/10.15666/aeer/1304_10551067

Zapata- Cruz, M.A; Seminário, R.G; Mogollón, A.H; Vieyra-Peña, E.G; Suárez, H.S; Zapata, A.O. Biodiversidad de árboles de mangle en el manglar de Puerto Pizarro, Tumbes, Perú. **Manglar** 21(1): 77-85, 2024.

CAPÍTULO 2

MAPEAMENTO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO POR SENSORIAMENTO REMOTO E MACHINE LEARNING EM MANGUEZAIS DO DELTA DO PARNAÍBA, NORDESTE BRASILEIRO¹

RESUMO

Os ecossistemas manguezais representam importantes sumidouros de carbono, conhecidos como *blue carbon*. Eles promovem o equilíbrio climático regulando as concentrações de gases de efeito estufa. Métodos que utilizam equações alométricas, sensoriamento remoto e aprendizado de máquina (AM) vêm sendo cada vez mais empregados para quantificar a biomassa. Com isso, o objetivo deste estudo foi estimar a distribuição espacial da biomassa vegetal acima do solo (AGB) presente em manguezais do Delta do Parnaíba, localizado no nordeste do Brasil. Para isso, foram amostradas 27 parcelas, de 200m² (10m x20m) em manguezais distribuídos na APA Delta do Parnaíba. Em cada parcela foram coletados dados do diâmetro à altura do peito e a altura de cada indivíduo, e por meio de equações alométricas foi estimada AGB. A distribuição espacial da AGB foi mapeada por meio de modelagem espacial apoiada por imagem de satélites Landsat 8-9 e Sentinel-2. Para a análise preditiva foram utilizados os algoritmos de AM: Regressão linear múltipla (RLM), XGBoost (XGB), Random Forest (RF), Cubist (CB), Earth (ET) e Support vector machine (SVM – linear, radial e polinomial). Observou-se que a vegetação de mangue da espécie *Rhizophora mangle* obteve a maior quantificação de biomassa vegetal (790 Mg ha⁻¹) e o modelo que melhor ajustou a predição aos dados de AGB foi o XGB, tanto para imagens Landsat 8-9, como para imagens Sentinel-2, porém o período seco foi o que apresentou melhor ajuste, com $R^2 = 0,93$, RMSE = 66,74 Mg ha⁻¹ e MAE de 49,42 Mg ha⁻¹ para as imagens do landsat-8, demonstrando que, a diminuição da quantidade de água torna a folha menos propícia em absorver radiação eletromagnética, resultando no aumento dos valores de reflectância pelos sensores. O sensor MSI também apresentou ajuste muito forte para o modelo XGB, com $R^2 = 0,92$ Mg ha⁻¹, RMSE = 64,02 Mg ha⁻¹ e MAE de 46,31 Mg ha⁻¹, indicando erros menores que o apresentado pelo sensor OLI, provavelmente devido a sua maior resolução espacial.

Palavras chaves: alometria, *blue carbon*, estoque de carbono, tensão ecológica, modelagem.

¹ Desse capítulo foi extraído um artigo, que foi aceito para publicação na Revista Equador:
<https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/index>.

MAPPING ABOVE-GROUND BIOMASS BY REMOTE SENSING AND MACHINE LEARNING IN MANGROVE FARMS OF THE PARNAÍBA DELTA, NORTHEAST BRAZIL²

ABSTRACT

Mangrove ecosystems represent important carbon sinks, known as blue carbon. They promote climate balance by regulating greenhouse gas concentrations. Methods that use allometric equations, remote sensing, and machine learning (ML) are increasingly used to quantify biomass. Therefore, the objective of this study was to estimate the spatial distribution of above-ground plant biomass (AGB) present in the mangroves of the Parnaíba Delta, located in northeastern Brazil. For this purpose, 27 plots of 200 m² (10 m x 20 m) were sampled in mangroves distributed in the Parnaíba Delta APA. In each plot, ceramic data were collected at breast height and at the height of each individual, and AGB was estimated using allometric equations. The spatial distribution of AGB was mapped using spatial modeling compatible with Landsat 8-9 and Sentinel-2 satellite images. For predictive analysis, the following ML algorithms were used: Multiple linear regression (MLR), XGBoost (XGB), Random Forest (RF), Cubist (CB), Earth (ET) and Support vector machine (SVM – linear, radial and polynomial). It was observed that the mangrove vegetation of the species *Rhizophora mangle* obtained the highest quantification of plant biomass (790 Mg ha⁻¹) and the model that best adjusted the prediction to the AGB data was the XGB, both for Landsat 8-9 images and Sentinel-2 images, however the dry period was the one that presented the best adjustment, with $R^2 = 0.93$, RMSE = 66.74 Mg ha⁻¹ and MAE of 49.42 Mg ha⁻¹ for the Landsat-8 images, demonstrating that the decrease in the amount of water makes the leaf less likely to absorb electromagnetic radiation, resulting in an increase in the reflectance values by the sensors. The MSI sensor also presented a very strong fit to the XGB model, with $R^2 = 0.92$ Mg ha⁻¹, RMSE = 64.02 Mg ha⁻¹ and MAE of 46.31 Mg ha⁻¹, indicating smaller errors than those presented by the OLI sensor, probably due to its greater spatial resolution.

Keywords: allometry, blue carbon, carbon stock, ecological stress, modeling.

² From this chapter, an article was extracted, which was accepted for publication in the Equador Journal: <https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/index>.

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes costeiros constituem áreas de relevante fragilidade ambiental, onde os elementos que integram o funcionamento e a estabilidade dos sistemas, respondem a uma dinâmica complexa, resultado da interação dos agentes continentais e litorâneos. Esses ambientes abrigam um conjunto de ecossistemas de relevância ambiental que desempenham funções importantes, seja de cunho ecológico, social ou econômico. O manguezal por exemplo, é um ecossistema costeiro que se encontra em transição entre os ambientes terrestre e marinho e que apresenta condições favoráveis para o desenvolvimento de muitas espécies animais, sendo também considerado um importante transformador de nutrientes em matéria orgânica (Pinto *et al.* 2016).

Os manguezais representam importantes sumidouros de carbono, conhecidos como *blue carbon* (Pascoaline, 2019, Kuwae, 2022; Tang *et al.*, 2016). Em outras palavras, essa vegetação desempenha importante papel no sequestro de carbono da atmosfera e podem regular as concentrações de gases de efeito estufa.

Com o aumento dos níveis de carbono na atmosfera, tornou-se necessário compreender a capacidade desses ecossistemas em armazenar carbono, a fim de trazer alternativas ao desequilíbrio climático ocasionado no meio (Adame *et al.*, 2015; Donato *et al.*, 2011). Embora os estudos nessa temática encontrem-se ainda limitados, principalmente no que diz respeito ao comportamento do carbono em vegetação de mangue nos mais diversos biomas, alguns estudos buscam compreender a ocorrência dessa dinâmica. Para isso, estratégias vêm sendo desenvolvidas para que esses entraves sejam solucionados, aplicando metodologias com a utilização de equações alométricas, estudos empíricos, modelos simples e complexos baseado em dados de sensoriamento e aplicação de técnicas de machine learning (ML).

O estabelecimento da alometria é de fundamental importância, pelo fato de contribuir para o conhecimento florístico e avaliação das espécies vegetais presentes, fornecendo assim, elementos para o desenvolvimento do ordenamento sob aspectos quantitativos da vegetação que ainda é pouco conhecida, em especial da vegetação de mangue (Arruda; Daniel, 2007).

Além disso, as geotecnologias e o uso da modelagem estatística que são importantes ferramentas facilitadoras de análise ambiental, vêm trazendo relevância na análise e no mapeamento das áreas de mangue, possibilitando a geração de produtos com boa acurácia e precisão cartográfica. Diferentes modelos estatísticos paramétricos e não paramétricos têm sido utilizados para prever a biomassa dos manguezais. No entanto, conforme destaca Tian *et al.*,

(2022), a precisão da previsão das abordagens não paramétricas é muitas vezes melhor porque não fazem suposições sobre a distribuição dos dados, como é o caso de vários métodos de ML.

O uso de algoritmo ML é caracterizado por realizar previsões em dados através de treinamentos e tomar decisões independentes com base na construção de um modelo em função de um conjunto de preditores selecionados. Modelos como Xgboost (XGB), Random Forest e Cubist (CB) são modelos que se baseiam em árvore de decisão e são bastante utilizados na estimativa de AGB.

A Regressão Linear Múltipla (MLR) é uma técnica estatística que analisa de forma simultânea mais de uma variável referente a um objeto de estudo. O modelo Earth (ET), segundo Pereira (2019) busca modelar as relações não lineares entre preditores e respostas contínuas que não requerem especificações da forma exata da não linearidade antes de sua aplicação aos dados de treinamento, já o modelo Support Vectos Machine (SMV) tenta encontrar hiperplanos que separam os dados e segundo Santos (2018) esse algoritmo difere de outros por não estimar diretamente probabilidades e sim a classe da resposta de interesse para uma nova observação.

Esses modelos utilizam dados terrestres e equações alométricas para desenvolver estimativas de biomassa para treinar aqueles modelos que melhor se ajustam, com base em dados de sensoriamento remoto (Jachowski *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2016; Pham *et al.*, 2018; Meier *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2019; Ghosh, S.M; Behera, 2021; Siqueira *et al.*, 2021).

Diante do exposto, sabendo que os estudos de estimativas de biomassa nos ajudam a compreender melhor e procurar soluções para as questões climáticas, o presente estudo tem como objetivo estimar a distribuição espacial da AGB presente nos manguezais da APA do Delta do Parnaíba, localizado no litoral costeiro do NE do Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área em estudo corresponde aos manguezais presentes na Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB) que está situada na sub-bacia do baixo Parnaíba. A APA DPHB compreende o extremo do litoral oeste do Ceará, porções em toda a extensão do litoral do Piauí e o extremo do litoral leste do Maranhão (Figura 1). A mesma ocupa uma área aproximada de 313.809 hectares, com perímetro de 472,80 km, abrangendo na totalidade os municípios de Cajueiro da Praia (PI) e Ilha Grande (PI) e parcialmente os municípios de Parnaíba (PI), Luís

Correia (PI), Barroquinha (CE), Chaval (CE), Água Doce do Maranhão (MA), Araiões (MA), Paulino Neves (MA) e Tutóia (MA).

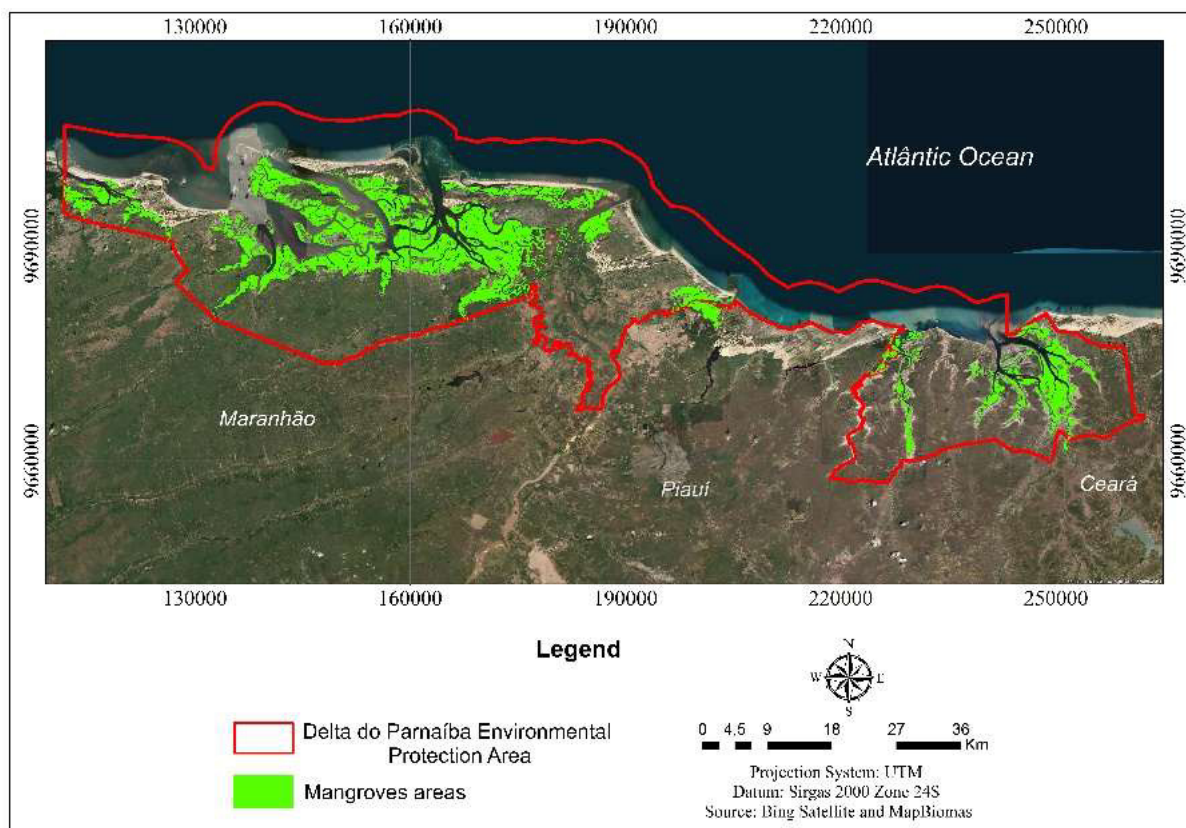


Figura 1. Mapa de localização dos manguezais da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba

Além da unidade de conservação (UC) da APA DPHB, na área de estudo ainda ocorre sobreposição de três outras UC: APA da Foz do Rio Preguiças – Pequenos Lençóis, UC do estado do Maranhão criado pelo (Decreto Estadual 11.899 de 11 de junho de 1991); (RESEX) Reserva Extrativista Marinha Delta do Parnaíba (Decreto Federal s/nº de 16 de novembro de 2000) e a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Ilha do Caju (Portaria 96-N-DOU 214-E -0 9/11/1999 - seção/pg. 1/26) (ICMBIO, 2019; Meneses; Abreu, 2020).

Levando em consideração os fatores hidrológicos, geológicos, pedológicos e geomorfológicos, segundo Silva (2020) há quatro unidades paisagísticas dentro da área da APA: campo de dunas; planície flúvio-marinha; planície fluvial e tabuleiros costeiros. As áreas de planície flúvio-marinha são responsáveis pelo transporte de matéria e energia que são carregadas pelos rios, marés e chuvas tão importantes para aquele sistema.

A APA DPHB possui um sistema contínuo de manguezais, que auxiliam no controle da erosão costeira e na estabilização dos sedimentos finos diminuindo assim, a capacidade e competência dos rios no transporte de sedimentos. As principais espécies de manguezais

visualizadas na área da APA são: mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), mangue branco ou mangue manso (*Laguncularia racemosa*), mangue de botão (*Conocarpus erectus*), siriba ou sereiba, mangue-preto ou mangue-siriba e siriba branca (*Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*) (Guzzi, 2012; Andrade *et al.* 2014; Flora do Brasil, 2020; Nascimento, 2021).

Abreu *et al.* (2019) ressaltam que a área da APA, apresenta um regime de chuvas variado com isoietas entre 1000 e 1600 mm anuais, que vai de janeiro a maio e onde o principal sistema atmosférico atuante na região é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT).

A principal atividade econômica realizada na área em estudo é a pesca de subsistência, onde envolve a coleta de (peixes, caranguejos, camarões, ostras e mariscos); a agricultura familiar, a criação de animais e o extrativismo de sementes e frutos. Vale ressaltar que, a APA também faz parte do roteiro turístico Rota das Emoções, que abrange ainda o Parque Nacional de Jericoacoara, no Ceará e o Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, no Maranhão.

2.2 Escolha dos pontos de amostragem para determinação das parcelas

Os pontos de amostragem foram definidos a partir de uma estratégia estratificada considerando-se as áreas que apresentam maior representatividade em relação a estrutura de vegetação. Para isso, tomou-se como auxílio a produção de mapas através das imagens de sensores orbitais do Landsat-8 OLI (*Operational Land Imager*) e imagens RapidEye como forma de melhor visualizar a área geográfica que corresponde a área da APA DPHB.

Para escolha dos pontos também se utilizou da espacialização da vegetação de mangue através da interpretação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), usando a mesma estratégia adotada por Portela *et al.* (2020), amostrando parcelas com variabilidade para o NDVI. Dessa forma foram instaladas 27 parcelas (Figura 2), cada uma medindo 200m² (10 m x 20 m) e onde todos são representativas da vegetação de mangue.

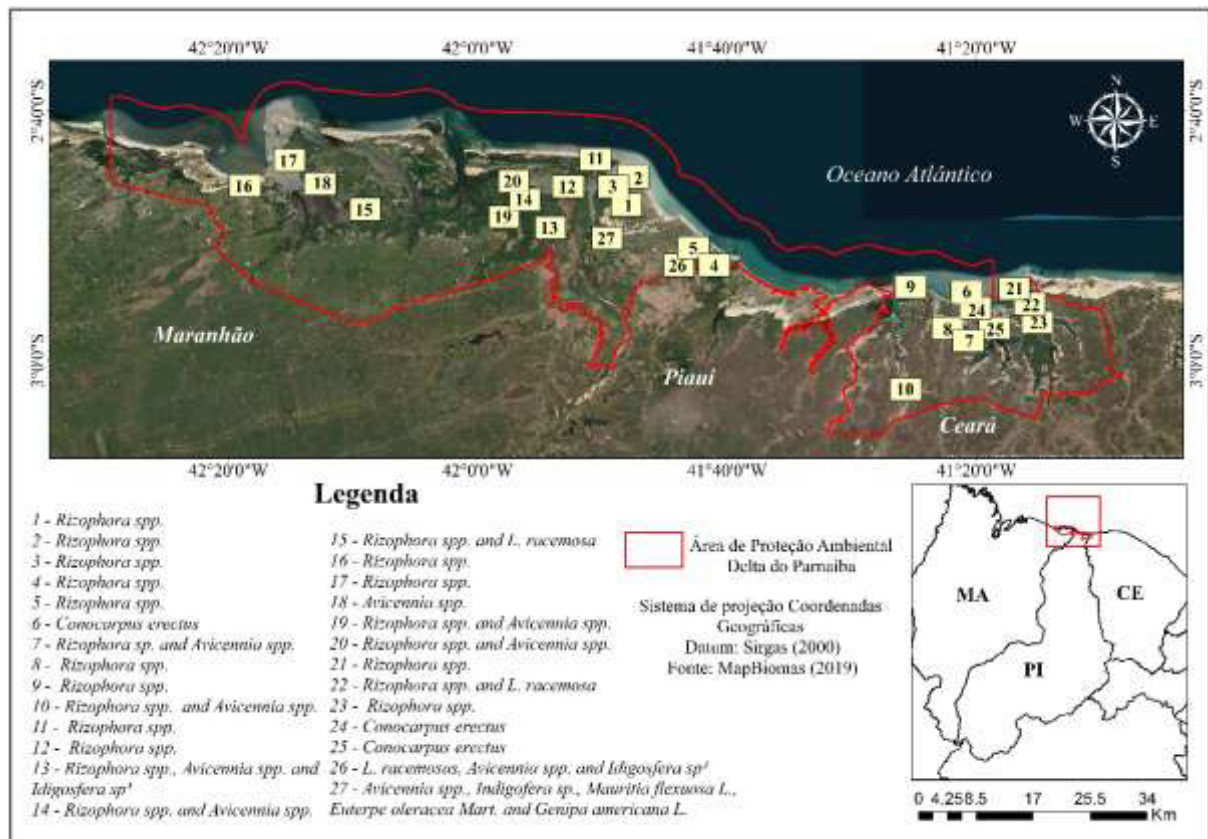


Figura 2. Mapa de distribuição de parcelas em áreas de manguezal da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba. Fonte: Elaborado por autora, 2024.

2.3 Procedimentos para determinação dos dados da AGB em campo

Para determinação da biomassa vegetal acima do solo (AGB), foi realizado um levantamento em função das características da vegetação, através de um censo populacional, onde foram coletadas informações referentes à altura das árvores e o (DAP) Diâmetro na altura do peito de cada indivíduo. A AGB da área de manguezal da APA foi calculada com base em equações alométricas para vegetação viva (Tabela 1), conforme as espécies identificadas e adotadas em outras pesquisas similares (Kauffman & Donato, 2012; Portela *et al.*, 2020; Nascimento, 2021).

Tabela 1. Equações alométricas utilizadas para determinar a biomassa de plantas vivas em diferentes manguezais

Espécies	Equação	Referências
<i>Laguncularia recemosa</i>	$\text{Biom (kg)} = 0,1023 \times \text{DAP}^{2.5}$	Fromard <i>et al.</i> (1998)
<i>Avicennia spp.</i>	$\text{Biom (kg)} = 0,14 \times \text{DAP}^{2.4}$	Fromard <i>et al.</i> (1998)
<i>Conocarpus erectus</i>	$\text{Biom (kg)} = 0,1023 \times \text{DAP}^{2.5}$	Fromard <i>et al.</i> (1998)
<i>Rizophora spp.</i>	$\ln(\text{Biom. (kg)}) = 14,867663 = 0,5132 \ln(\text{área basal}^2 \times \text{H})$	Santos <i>et al.</i> (2017)
Outras Espécies (DAP ≥ 30 cm)	$\text{Biom (kg)} = 0,1730 \times \text{DAP}^{2.2950}$	Lima Júnior <i>et al.</i> (2014)

Nota: DAP é o diâmetro à altura do peito (1,3 m) em centímetros (cm); H é a altura da árvore em (m).

A biomassa das árvores de mangue mortas em pé foi determinada conforme metodologia de Kauffman, Donato e Adame (2012), pelo cálculo utilizando as equações usadas para árvores vivas e reduzindo-se os valores de 10 a 20% dependendo do decaimento do indivíduo. Para biomassa da vegetação de mangue mortas caída, utilizou-se de forma adaptada a (Equação)1 proposta por Fundación Solar (2000), baseada nos valores de DAP e altura, para calcular a área basal e densidade de madeira.

$$\text{Biomassa (kg)} = \text{área basal} \times \text{altura} \times \text{densidade de madeira} \quad (1)$$

Para os valores da densidade da madeira das espécies encontradas dentro de cada parcela foram utilizadas um valor de 0,5 também segundo a metodologia proposta por Fundación Solar (2000).

A biomassa da serapilheira foi determinada pelo método direto tomando como referência a metodologia de Portela (2019). Em cada parcela, lançou-se aleatoriamente uma circunferência de 0,3 m² por três vezes (utilizou-se um bambolê), coletando-se todo o material contido no interior da mesma (Figura 3).



Figura 3. Material de serrapilheira coletado de forma aleatória em uma circunferência (bambolê).
Fonte: Frota (2024)

A serrapilheira coletada foi devidamente colocada em saco pardo (papel *kraft*) e identificada para não ocorrência de erros. Após a coleta do material, a amostra foi pesada em balança digital de gancho com capacidade de até 50 kg, suspensa através do saco e medida. Em seguida foi encaminhada ao laboratório de solos e sedimentos da Universidade Federal do Piauí (UFPI) onde foi submetida a uma temperatura de 65°C em estufa, até atingir peso constante. Após a secagem foi realizada novamente a pesagem do material seco e realizado os cálculos.

Os dados mensurados em campo foram organizados em planilhas eletrônicas do programa *Excel* e em seguida foram tabulados utilizando as equações alométricas para cada espécie, conforme descrito na Tabela 1. Dessa forma, foi possível identificar o valor da biomassa em Mg ha^{-1} de cada parcela contendo diferentes quantidades de indivíduos.

2.4 Estimativa da AGB por sensoriamento remoto e machine learning

2.4.1 Obtenção das imagens de satélite (*Landsat 8-9 e Sentinel-2*)

Paralelamente a tabulação dos dados obtidos em campo, para análise da estimativa da AGB por sensoriamento remoto, utilizou-se o método proposto por Lu *et al.* (2005) e Lima Júnior (2014), com adaptações, onde, foram extraídas e selecionadas variáveis espectrais a partir de imagens do satélite *Landsat 8-9* sensor OLI (*Operational Land Imager*) e do satélite Sentinel-2 sensor MSI (*Multispectral Instrument*). Esses dados foram correlacionados com as estimativas de biomassa de campo, pois, segundo Naessens *et al.* (2012), no processo de calibração e validação dos dados, o modelo utilizado é confrontado com os dados de campo e a estimativa pode ser confirmada.

As imagens do satélite *Landsat 8-9* OLI foram adquiridas através da plataforma *Google Earth Engine* utilizando-se as imagens da *collection 2 level-2*, por já possuir correção atmosférica e radiométrica.

As imagens do sensor OLI apresentam resolução multiespectral de 30m podendo ser reamostradas para 15m através da utilização da banda pancromática como referência. Nesta pesquisa optou-se pela não conversão das imagens do *Landsat 8-9* em 15 m.

Foram coletadas imagens em dois períodos distintos: chuvoso e seco, conforme representado na Tabela 2 abaixo. Como fator decisivo na escolha do período das imagens, procurou-se por imagens que apresentassem baixa cobertura de nuvens (abaixo de 10%).

Tabela 2. Informações de captura das imagens do satélite *landsat 8-9*

Satélite/Sensor	Orbita/Ponto	Série
<i>Landsat - 8 OLI</i>	218/62	01 a 30/09/2018 (Seco)
<i>Landsat – 9 OLI</i>	218/62	01 a 25/02/2023 (Chuvoso)

Fonte: Plataforma Earth Explore.

As imagens do *Landsat 8-9* consistem em nove bandas espectrais, do sensor OLI e duas bandas termais do sensor TIRS (Quadro 1). No entanto, para a pesquisa, foram utilizadas somente as bandas do sensor OLI (Banda 2, Banda 3, Banda 4, Banda 5, Banda 6 e Banda 7).

Quadro 1. Descrição das bandas multiespectrais das imagens do *Landsat 8-9 OLI/TIRS*

	Bandas (<i>Landsat</i> – 8)	Comprimento de onda (Micrômetro)	Resolução (metros)	Aplicações
Espectrais	Banda 1 Azul Costeiro	(0,43 - 0,45 μm)	30 m	Qualidade da água, estudos costeiros e aerossóis.
	Banda 2 (Azul)	(0,450 - 0,51 μm)	30 m	Monitoramento da vegetação aquática e atmosferas.
	Banda 3 (Verde)	(0,53 - 0,59 μm)	30 m	Saúde da vegetação, qualidade da água.
	Banda 4 (Vermelho)	(0,64 - 0,67 μm)	30 m	Clorofila, índices de vegetação (NDVI).
	Banda 5 (Infravermelho próximo)	(0,85 - 0,88 μm)	30 m	Monitoramento da vegetação e biomassa.
	Banda 6 (SWIR 1) – Infravermelho de ondas curtas	(1,57 - 1,65 μm)	30 m	Monitoramento de umidade no solo e vegetação.
	Banda 7 (SWIR 2) - Infravermelho de ondas curtas	(2,11 - 2,29 μm)	30 m	Deteção de umidade, queimadas e minerais.
	Banda 8 Pancromática (PAN)	(0,50 - 0,68 μm)	15 m	Aumento da resolução espacial.
	Banda 9 Cirrus	(1,36 - 1,38 μm)	30 m	Deteção de nuvens de cirro.
Termais	Banda 10 TIRS 1 – Infravermelho térmico	(10,6 - 11,19 μm) 100 m	100 m	Temperatura da superfície terrestre, evapotranspiração.
	Banda 11 TIRS 2 - Infravermelho térmico	(11,5 - 12,51 μm) 100 m	100m	Estudos de calor urbano, monitoramento térmico.

Fonte: Adaptado de Santos, 2013.

O satélite Sentinel-2 faz parte da missão da *European Space Agency* (ESA) desenvolvido no quadro do programa da União Europeia Copernicus (Drusch *et al.*, 2012; Hagolle *et al.*, 2015; Segl *et al.*, 2015). Esse satélite, segundo Morales (2017) busca registrar as mudanças no meio terrestre, através do sensor MSI) apresentando 13 bandas espectrais de 16 *bits*, com resoluções espaciais de 10 m, 20 m e 60 m (conforme a banda), todas com correções radiométricas e uma resolução temporal de 5 dias (Tabela 3).

Tabela 3. Descrição das bandas multiespectrais das imagens do Sentinel-2/MSI

Bandas (Sentinel-2)	Comprimento de onda médio (nanômetro)	Resolução (metros)
Banda 1 Coastal Aerosol	443 nm	60 m
Banda 2 (Blue)	490 nm	10 m
Banda 3 (Green)	560 nm	10 m
Banda 4 (Red)	665 nm	10 m
Banda 5 (<i>Vegetation Red Edge 1</i>)	705 nm	20 m
Banda 6 (<i>Vegetation Red Edge 2</i>)	740 nm	20 m
Banda 7 (<i>Vegetation Red Edge 3</i>)	783 nm	20 m
Banda 8 (NIR)	842 nm	10 m
Banda 8A (<i>Vegetation Red Edge 4</i>)	865 nm	20 m
Banda 9 (Water Vapour)	940 nm	60 m
Banda 10 SWIR – <i>Cirrus</i>	1375 nm	60 m
Banda 11 – SWIR	1610 nm	20 m
Banda 12 – SWIR	2190nm	20 m

Fonte: Adaptado de ESA (2018)

Segundo a ESA (2021) os instrumentos ópticos dos sensores a bordo do Sentinel-2 fornecem informações espectrais para o mapeamento de radiação tanto da superfície da Terra quando do topo da atmosfera e suas imagens espectrais são bastante utilizadas para interpretação da vegetação e solo. As imagens do satélite Sentinel-2/MSI para esta pesquisa foram processadas no GEE, onde as mesmas já vêm ortorretificadas, georreferenciadas e radiometricamente calibradas. A série histórica escolhida data do dia 01 de agosto de 2021 a 30 de novembro de 2021, onde também foi levado em consideração o período que apresenta uma menor disposição de nuvens.

2.4.2 Processamento das imagens

Para o processamento das imagens e obtenção dos produtos finais (mapas) realizados a partir dos procedimentos metodológicos, os *softwares* utilizados foram:

- ESRI ArcGIS 10.3 (ESRI, 2013), com licença do Laboratório de geotecnologias da Universidade Federal do Piauí;
- QGIS versão 3.30.1, (QGIS, 2015) *software* gratuito;
- R Studio versão 4.3.2 obtido gratuitamente;
- Google Earth Engine: visualizador de dados geoespacial com acesso em nuvem que abriga um conjunto de dados regionais e globais em um catálogo de dados do Earth Engine.

Após a aquisição das imagens, utilizando-se do programa estatístico R as bandas (B1, B2, B3, B4, B5, B6 e B7) do satélite *Landsat* 8-9 OLI foram agrupadas em um único arquivo

chamado “*Stack*” para realização de uma composição de bandas. Esse processo foi realizado tanto para as imagens do período seco como para o chuvoso e repetido para o satélite Sentinel-2 utilizando-se as bandas (B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8A, B11 e B12). Em seguida o arquivo foi recortado para área de estudo através da ferramenta “*Crop*”.

Após a seleção das bandas espectrais de cada satélite, foram calculados os seguintes índices espectrais no R: RVI, NDVI, EVI, NDWI, SAVI, GNDVI, MNDWI, CTVI, ARGILA E ÓXIDOS, cuja metodologia utilizada para o cálculo foi realizada conforme representadas no Quadro 2.

Quadro 2. Representação das equações utilizada para determinação dos índices espectrais

ÍNDICE	EQUAÇÃO	REFERÊNCIAS
Ratio Vigor Index (RVI)	$RVI = \frac{NIR}{RED}$	Pearson e Miller (1972)
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED}$	Rouse <i>et al.</i> (1973)
Soil-adjusted Vegetation Index (SAVI)	$SAVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED+L} * (1 + L)$	Huete (1988)
Enhanced Vegetation Index (EVI)	$EVI = G \left(\frac{NIR-RED}{NIR+C1*RED-C2*BLUE+L} \right)$	Huete <i>et al.</i> (1997)
Normalized difference water index (NDWI)	$NDWI = \frac{GREEN-NIR}{GREEN+NIR}$	McFeeters (1996)
Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI)	$GNDVI = \frac{NIR-GREEN}{NIR+GREEN}$	Gitelson <i>et al.</i> (1996)
Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)	$MNDWI = \frac{GREEN-Swir2}{GREEN+Swir2}$	Xu (2006)
Corrected Transformed Vegetation Index (CTVI)	$CTVI = \frac{(NDVI+0,5)}{ NDVI+5 } * \sqrt{ NDVI+5 }$	Perry e Lautenschlager (1984)
Clay Minerals (CLAY)	$CLAY = \frac{Swir1}{Swir2}$	Sabins (1997)
Iron Oxide (IRON)	$IRON = \frac{RED}{BLUE}$	Sabins (1997)

Nota: NIR: Banda infravermelha próxima; RED: Faixa vermelha; GREEN: Faixa verde; BLUE: Faixa azul; Swir2: Faixa infravermelha de onda curta (1400-1800nm); G: Fator de ganho = 2,5; L: Fator de correção para solo, onde foi utilizado o valor = 0,25 no índice SAVI e o valor = 1 no índice EVI; C1 e C2: Coeficientes de ajuste para efeito de aerossol atmosférico, onde C1 = 6 e C2 = 7,5; As bandas 6 e 7 no cálculo de Clay podem variar dependendo do satélite (Landsat 8-9 ou Sentinel-2). Fonte: Adaptado de Portela, 2019; Amorim, 2019.

A escolha dos índices está relacionada à função de interpretação que os mesmos possuem na extração de informações da vegetação e consequente biomassa, onde:

- RVI: Índice de vegetação de razão simples, que matematicamente contém o mesmo tipo de informações sobre parâmetros biofísicos das culturas e vegetações que o NDVI (Silva,

Humalak; Ribeiro, 2012).

- NDVI: Segundo Casari (2018), analisa a condição da vegetação por sensoriamento remoto por receber as ondas do espectro não-visível que tornam possível diferenciar solo de vegetação, bem como a identificação de plantas em condições de estresse.
- EVI: Índice que apresenta uma sensibilidade de apresentação de áreas com elevada biomassa.
- NDWI: É um bom indicador do teor de água líquida da vegetação, sendo útil para identificar a umidade da vegetação (Santos Filho; Coneiro; Pereira, 2021).
- SAVI: Índice que leva em consideração os efeitos do solo exposto, buscando minimizar os efeitos do brilho do solo nos índices de vegetação (Gameiro *et al.*, 2016).
- GNDVI: Segundo Silva Junior (2021) é útil para avaliar as variações de biomassa verde na escala do dossel.
- MNDWI: Foi proposto por Xu (2006), e busca maximizar a reflectância de água, por meio da utilização da banda verde, minimizar a baixa reflexão dos corpos de água pelo infravermelho próximo de ondas curtas (Swir) e tirar proveito da alta reflexão da vegetação e do solo no infravermelho médio.
- CTVI: Índice melhorado do NDVI. A correção segundo Silleos *et al.* (2006) visa eliminar valores negativos e gerar uma imagem VI que é semelhante, se não melhor do que, o NDVI.
- CLAY MINERALS: Segundo Campos *et al.* (2020) esse índice quantifica certas propriedades da superfície do solo, em particular, minerais de argila (caulinita, illita e esmectita).
- IRON OXIDE: Utilizado para auxiliar na distinção de solos com características físicas e mineralógicas diferentes. Aplica-se a minerais de ferro como *goethita* e *hematita* que têm baixos valores de reflectância na banda 2 e elevados valores na banda 4.

Para o cálculo dos índices, foi necessário instalar o pacote *raster* através da ferramenta *install.packages* (“*raster*”) e carregar o pacote para utilização de todas as funções que este possui. Em seguida, todos esses índices foram calculados, conforme equações destacadas no Quadro 4 e posteriormente adicionados ao “*stack*” criado anteriormente com as bandas a serem utilizadas e assim gerou-se um produto final *raster* com todas as bandas e índices.

Com o auxílio do “R” também foi criado um arquivo *csv*, onde foi possível abrir todas as informações das variáveis em planilhas no *Excel*. No *software ArcGis* foi manuseado o produto final, onde o mesmo foi reprojetado corretamente para a área de estudo.

Para a análise da estimativa foi utilizado os algoritmos (modelos) de aprendizado de máquina: *Regressão linear múltipla (RLM)*, *Random Forest (RF)*, *XGBoost (XGB)*, *Cubist (CB)*, *Earth (ET)* e *Support vector machine (SVM - radial e polinomial)*, onde cada um foi testado, para investigar qual modelo apresentava maior desempenho da estimativa, ou seja, qual a melhor acurácia dos valores estimados pelos algoritmos.

Os modelos foram testados utilizando todas as covariáveis (bandas e índices) e todos os algoritmos foram implementados através do pacote *Caret (Classification And REgression Training)*.

O uso de algoritmo ML é caracterizado por realizar previsões em dados através de treinamentos e tomar decisões independentes com base na construção de um modelo em função de um conjunto de preditores selecionados.

A RLM pode ser entendida como qualquer técnica estatística que analisa de forma simultânea mais de uma variável referente a um objeto de estudo, ou seja, ela leva em consideração diversas variáveis de entrada x_i , $i = 1, \dots, p$, influenciando ao mesmo tempo uma única variável de saída, y . O modelo de regressão Earth, segundo Pereira (2019) e Kuhn e Johnson (2013) é um algoritmo que busca modelar as relações não lineares entre preditores e respostas contínuas e que não requerem especificações da forma exata da não linearidade antes de sua aplicação aos dados de treinamento.

O modelo RF, XGB e CB são modelos que se baseiam em árvore de decisão. O RF por exemplo, realiza o sorteio aleatório das variáveis preditoras no conjunto de treinamento a fim de reduzir a correlação entre as árvores. Assim, o *random forest* utiliza a estratégia denominada *bagging (Bootstrap Aggregating)*, que consiste numa abordagem para criar classificadores em amostras *bootstrap* dos dados na montagem da floresta, e a seleção aleatória de atributos para a construção de cada árvore de decisão (Breiman, 1996).

O XGBoost é um modelo focado na aprendizagem supervisionada e que detém o conhecimento do domínio. O mesmo, provê uma otimização em árvore que funciona de forma paralela fazendo com que resolva vários problemas de ciência de dados de um jeito preciso e rápido (Marinho, 2021).

O modelo CB também utiliza uma combinação de predições resultantes de árvores simples, sua principal diferença está no estimador da resposta em cada árvore, onde o algoritmo utiliza como estimador um modelo de regressão linear. O modelo SVM tenta encontrar hiperplanos que separam os dados e segundo dos Santos (2018) esse algoritmo difere de outros por não estimar diretamente probabilidades e sim a classe da resposta de interesse para uma nova observação. O SVM radial e polinomial representa as formas não lineares mais utilizadas

em problemas de aprendizado que possuem relações não lineares entre os preditores e as respostas de interesse.

A performance dos modelos de aprendizado de máquina foi calculada pelo método da validação cruzada deixando um de fora, (*leave-one-out cross-validation LOOCV*) conforme metodologia de Jachoswi *et al.* (2013) e Selvaraj; Pérez (2023). Essa é uma técnica de validação utilizada para avaliar o desempenho de um modelo, onde em vez de dividir os dados em conjuntos de treinamento e teste de forma tradicional, o modelo é treinado várias vezes, usando todos os exemplos de treinamento, exceto um.

Este método consiste em, a cada interação gerar um modelo com $(N-1)$ dados, considerando N o número total de dados, que neste caso é igual a 27, denominados dados de treinamento (*training set*), e validar o modelo com o dado que ficou de fora, que é denominado de dado de prova (*test set*) de forma que, para cada interação, se use um só dado como dado de prova e todos os outros dados são usados como dados de treinamento (Figura 4).

Segundo James *et al.* (2013) este método costuma ser utilizado em situações em que o *dataset* é reduzido. O resultado das previsões utilizando LOOCV é conhecido por possuir quase nenhum viés, porém possui uma variância elevada.

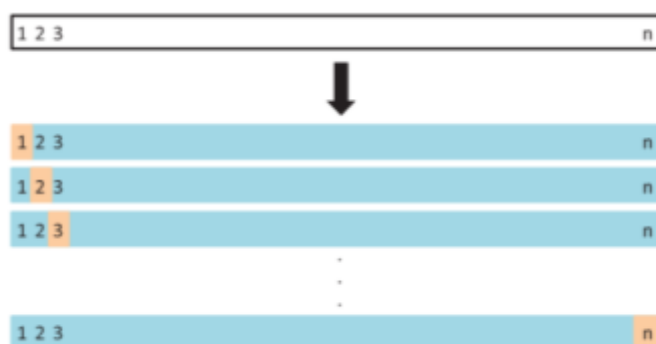


Figura 4. Esquema e/ou representação de validação cruzada LOOCV. Fonte: Adaptado de James *et al.*, (2013)

Para avaliar o desempenho das estimativas, ou seja, como está a performance do algoritmo foram utilizadas medidas de validação recomendadas por Whang *et al.*, (2016), como o coeficiente de determinação (R^2), que relata a capacidade do modelo em explicar a variabilidade, a RMSE (Raíz do Erro médio quadrático), no qual mede a diferença média entre os valores preditos pelo modelo e as observações, e o erro médio absoluto (MAE), que calcula a diferença absoluta média entre os valores observados e previstos. Estes, também foram

calculadas com o intuito de avaliar o desempenho das estimativas para cada data avaliada conforme metodologia disposta por Portela *et al.* (2020).

Além dessas métricas estatísticas, a avaliação dos modelos foi realizada por meio da análise visual dos gráficos de dispersão entre os valores de AGB observados e os valores preditos pelos modelos. Em seguida foi realizado o mapeamento da AGB predita e a imagem foi exportada em formato TIFF.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estimativa de Biomassa na área da APA do Delta do Parnaíba: Dados de campo

Para a estimativa da AGB em campo, através do levantamento das espécies realizados nas 27 parcelas, foi possível observar a presença de 626 indivíduos, distribuídos em quatro gêneros e cinco espécies de manguezal: *Rhizophora mangle* L.; *Laguncularia racemosa* (L.); *Conocarpus erectus*, *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana*. Vale ressaltar que, estas duas últimas espécies não foram diferenciadas através de estudo taxonômico e para a estimativa da AGB (Figura 3), foram consideradas somente como do gênero *Avicennia* spp. Também foi possível identificar outras espécies de *Rizophora*, tomando como base o mesmo critério utilizado para a *Avicennia*, resolveu-se considerar estas espécies somente pelo gênero *Rizophora* spp.

Em algumas parcelas também foram encontrados 23 indivíduos de espécies do tipo: *Indigofera* sp; *Mauritia flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart. e *Genipa americana* L. Totalizando 649 indivíduos. Também é importante destacar que o levantamento cobre uma área de 5.400 m² de um total de aproximadamente 413 km² de áreas de manguezal inseridos na APA DPBH (Projeto Map Biomas, 2021).

Através da Figura 5, é possível observar o valor da biomassa encontrada em cada uma das parcelas amostradas.

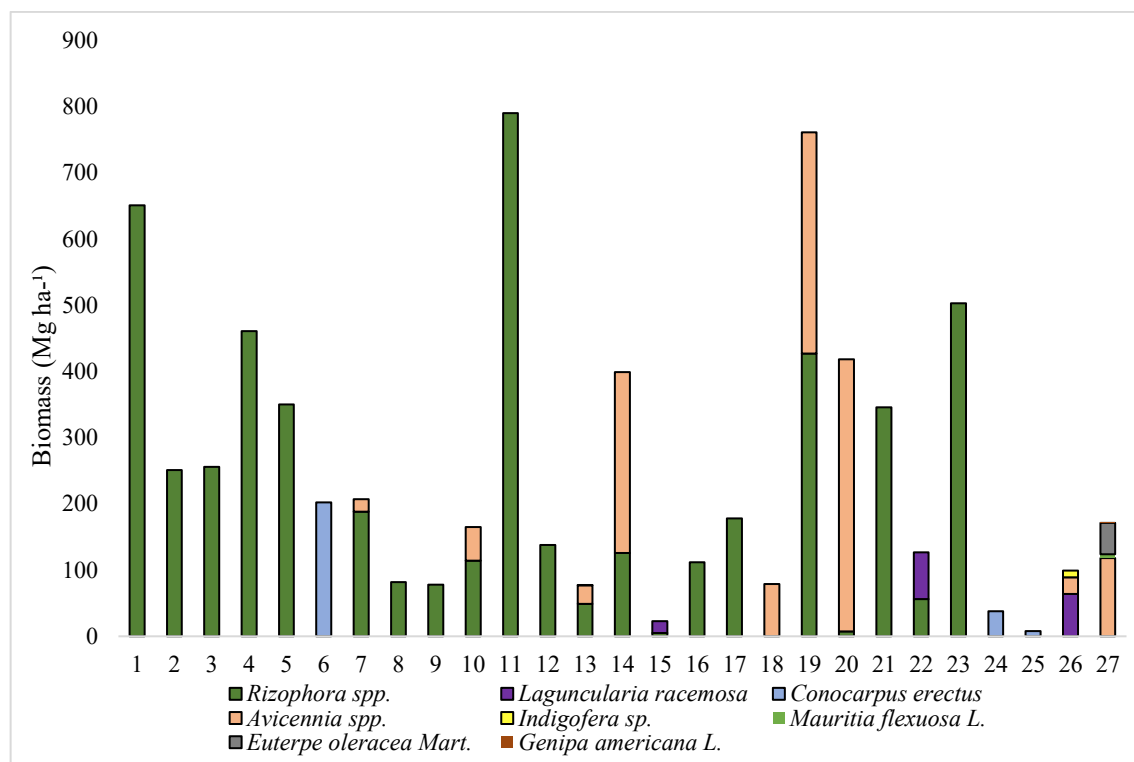


Figura 5. Distribuição do estoque de biomassa acima do solo observado em campo nas diferentes parcelas. Parcela de *Rizophora* spp. - M01, M02, M03, M04, M05, M08, M09, M11, M12, M16, M17, M21, M23; Parcelas de *Rizophora* spp. e *Avicennia* spp. - M07; M10, M13, M14, M19, M20; Parcelas de *Rizophora* spp. e *L. racemosa* - M15, M22; Parcelas de *C. erectus*; M06, M24, M25; Parcelas de *Avicennia* spp. - M18; Parcela de *L. racemosa* e *Avicennia* spp. - M26; Parcela de *Avicennia* spp., *Maurita flexuosa* L. e *Euterpe oleracea* Mart., *Genipa americana* L. - M27.

As médias de biomassa vegetal total, nas 27 parcelas variaram de 8 Mg ha⁻¹ a 790 Mg ha⁻¹ e expressaram uma média de 258 Mg ha⁻¹. Dados semelhantes, também foram encontrados por Jachowski *et al.* (2013) que estimaram o valor de biomassa vegetal de manguezais no sudoeste da Tailândia e encontraram um valor médio de 250 Mg ha⁻¹. Esses dados são maiores do que os reportados por Wong *et al.* (2020) que encontraram AGB média de cerca de 197 Mg ha⁻¹ no norte da Malásia.

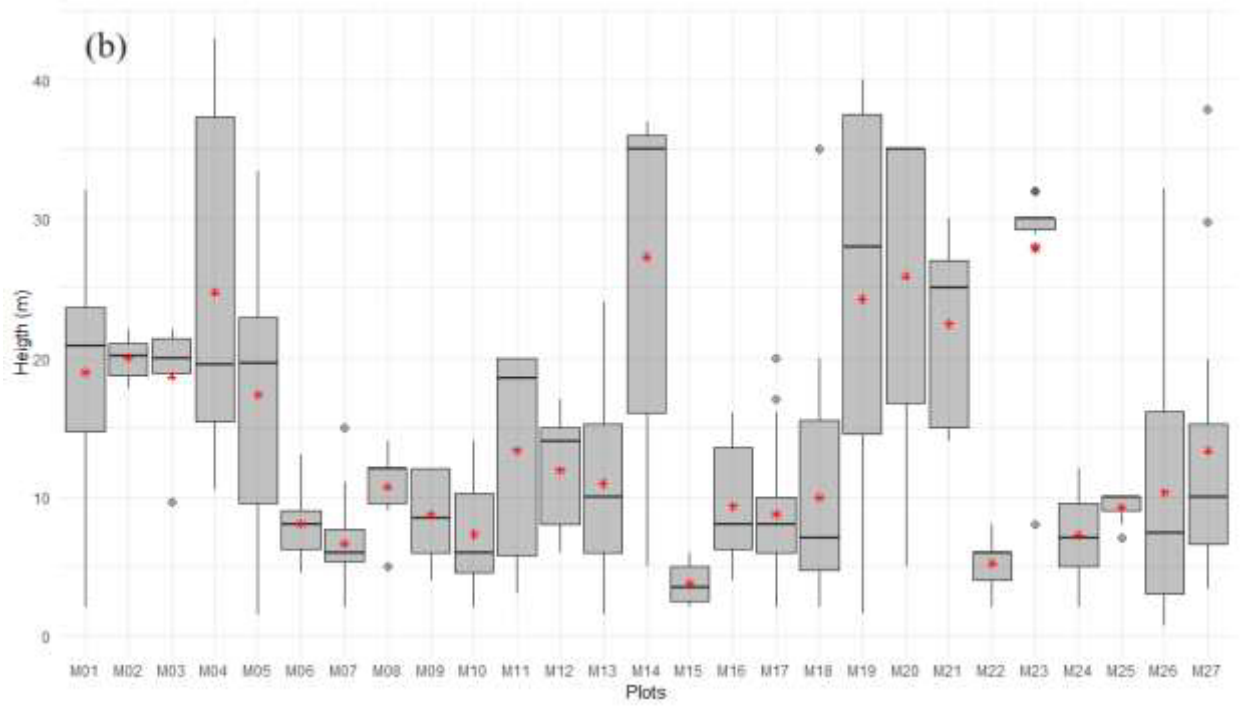
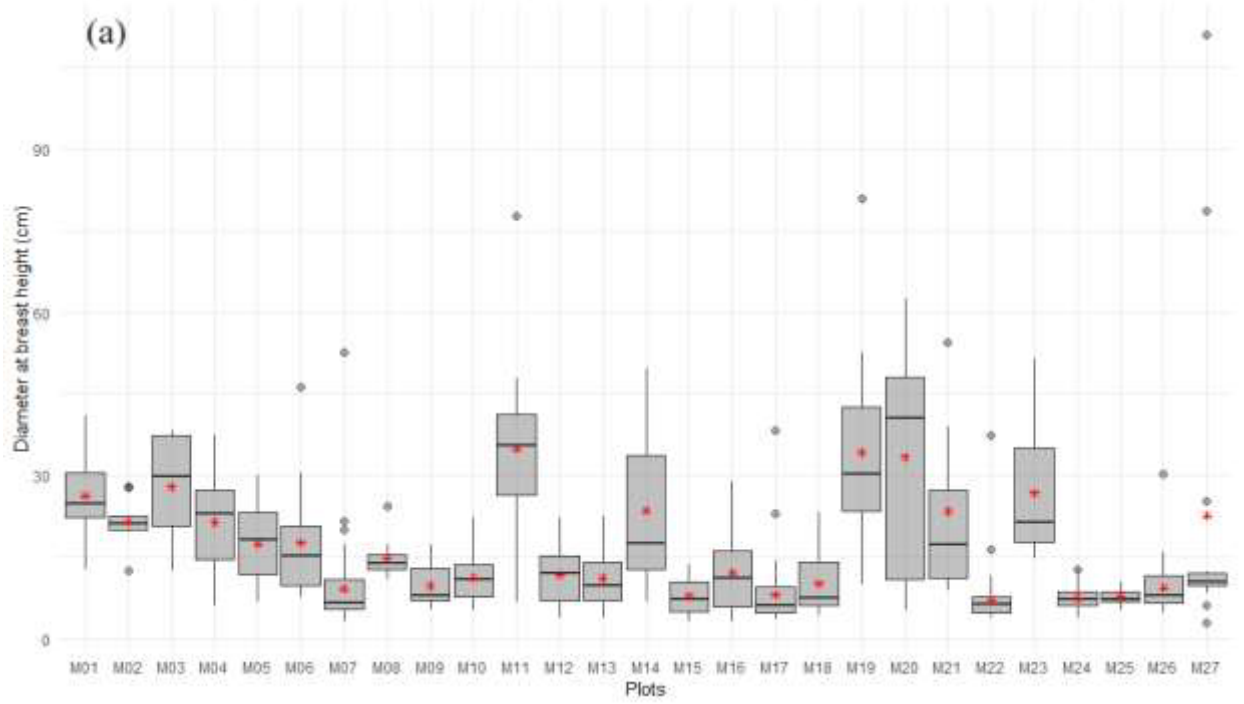
Hickey *et al.* (2018) em seus estudos concluíram que uma comunidade semiárida no noroeste da Austrália, continha uma média de 70 Mg ha⁻¹ de AGB. Tian *et al.* (2022) ao avaliar a AGB de manguezais em um estuário subtropical do rio Maoling, Guangxi, na China, observaram que, a AGB dos manguezais invasores apresentou um padrão de distribuição espacial alto no Noroeste e baixo no Sudeste, e seu valor variou de 7 Mg ha⁻¹ a 114 Mg ha⁻¹, com média de 26 Mg ha⁻¹. Já nos estudos de Fujimoto *et al.* (2022) nas florestas de mangue da Micronésia, foi observado que, na comunidade *Rhizophora stylosa* caracterizada por raízes de palafitas, a maior AGB foi estimada em 895 Mg ha⁻¹, valor esse, considerado o mais alto de todos os dados existentes de pesquisa terrestre dos trópicos.

No Brasil, estimativas de estoques de carbono azul não contemplam toda a área de manguezais presentes, porém, estudos como o de Bernadino *et al.* (2024) revelam uma estimativa de AGB em uma porção da vegetação de mangue na Amazônia variando de 29 a 335 Mg C ha⁻¹. Já Kalffman *et al.* (2018) encontraram um valor médio de AGB para a região Amazônica de 290 Mg ha⁻¹. Santos e Beltrão (2019) estimaram e compararam a AGB na Ilha de Ajuruteua, Bragança/PA durante os anos de 2008 e 2018. Os resultados para o ano de 2008 foram de aproximadamente 451 Mg ha⁻¹ e para o ano de 2018 foram de 290 Mg ha⁻¹, o que aponta uma redução de aproximadamente 35,7% nos valores de biomassa entre 10 anos.

Portela *et al.* (2020) ressaltam que a vegetação perenifólia de mangues no Delta do rio Parnaíba apresentou as maiores médias para biomassa vegetal com 517,43 Mg ha⁻¹, Braga *et al.* (2024) ao estimar a AGB na floresta de mangue do rio Pacoti, no Estado do Ceará, obtiveram 16,60 toneladas armazenadas nas 1.119 plantas analisadas. Os autores ainda ressaltaram que, a espécie com maior quantidade de biomassa foi a *Rhizophora mangle*, que representou cerca de 71% da massa total encontrada.

Na APA DPHB a parcela que apresentou maior valor de AGB total (parcela 11), possui 12 indivíduos predominantes do mesmo gênero *Rizophora* spp. e diâmetros com médias de 35 cm e altura média de 13.33 m, indicando maior biomassa em espécies que possuem diâmetro maior, conforme observado no boxplot (Figura 6) através dos valores máximo, mínimo, médio e desvio padrão apresentados. Dado também observado por Pinto *et al.* (2016) ao analisar o sequestro de carbono atmosférico no bosque do manguezal da APA da Serra do Guararú, em São Paulo, onde eles ressaltam que, o carbono estocado na forma de biomassa é diretamente proporcional ao DAP.

Dados semelhantes também foram expostos por Fontoura *et al.* (2017), onde os autores ressaltam que, foram verificadas variações de biomassa entre os compartimentos da vegetação de mangue, conforme o aumento do DAP. Na área em estudo a quantidade de indivíduos e altura também foram atributos importantes na composição da AGB.



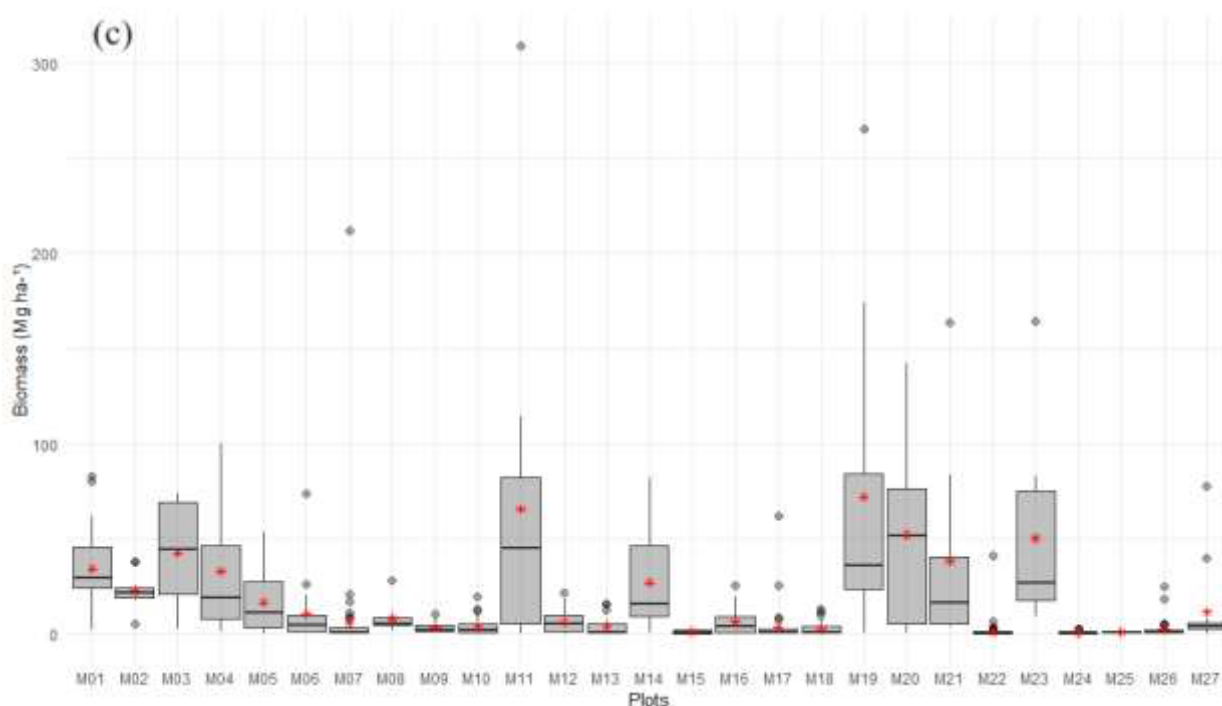


Figura 6. Boxplot dos diferentes valores de máximo, mínimo, média e desvio padrão nas parcelas de manguezal da APA DPHB. (a) valor do DAP; (b) valor da altura; (c) valores de biomassa.

Observando esses dados do boxplot confirmamos que as maiores estimativas de biomassa estão associadas as parcelas 11 e 19 representativas de *Rizophora* spp. e a *Avicennia* spp. Ambas atingiram valores acima de 700 Mg ha^{-1} . Estas parcelas também apresentaram em alguns indivíduos, DAP de 77.67 cm nas espécies do gênero *Rizophora* spp. (parcela 11) e altura máxima dos indivíduos de 20 m. E DAP de 111,04 cm para as espécies do gênero *Avicennia* spp. (parcela 19), com médias de 34.14 cm, altura máxima de 40 m atingidas em seus indivíduos e média de 24.23 m (Figura 7).



Figura 7. (a): Representação de espécies do gênero *Rizophora* spp. (b): Representação de espécies do gênero *Avicennia* spp.

As parcelas 25,15 e 24 foram as que apresentaram os mais baixos valores de biomassa total comparada às demais, com respectivamente: 8 Mg ha⁻¹, 23 Mg ha⁻¹ e 38 Mg ha⁻¹. Estas por sua vez, apresentam uma média de DAP variando de 7,41 cm a 8 cm e altura média variando entre 4 m a 9,22 m. Duas dessas parcelas (24 e 25) juntamente com a parcela 6 são representativas de *C. erectus* e possuem troncos e galhos em sua maioria tortos e finos (Figura 8).



Figura 8. (a): Ponto de medição do Diâmetro a altura do peito (DAP) da porção representativa da espécie *Conocarpus erectus*; (b): Fruto da espécie *Conocarpus erectus*.

A *C. erectus* possui flores esverdeadas e casca de cor cinza ou marrom. Ocupam terrenos elevados, sendo raramente atingidos pelas marés. Também são consideradas espécies que apresentam maior resistência entre as madeiras de mangue e eram bastante utilizadas para a confecção de peças de construção naval e produção de lenha (ICMBio, 2018).

Na área de estudo, estas espécies somente foram encontradas nos manguezais que compreendem o lado leste da área da APA DPBH, sendo as parcelas 6 e 24 instalados no município de Cajueiro da Praia, PI e a parcela 25 no município de Barroquinha no Ceará. Em florestas de mangue no sudeste do México a AGB foi maior nessa espécie (*C. erectus*) ($253,18 \pm 32,17$ Mg·ha⁻¹) e menor nas outras espécies como em *A. germinans* ($161,93 \pm 12,63$ Mg·ha⁻¹). Isso se deu, porque a espécie *C. erectus* cresceu em terrenos mais altos da região, onde os solos eram mais ricos em nutrientes (Santos *et al.*, 2014).

A *Avicennia* spp. somente ocorreu de forma predominante na parcela 18 e apresentou uma AGB no valor de 79 Mg ha⁻¹ e a vegetação de *L. racemosa* ocorreu de forma mista com outras espécies, em três parcelas (15, 22 e 26) contribuindo assim, para a estimativa de biomassa.

Com base no levantamento realizado e nas espécies encontradas, destaca-se que *Rizophora* spp. é responsável por 75% da AGB produzida, seguida por *Avicennia* spp. com aproximadamente 19%, *C. erectus* com 4% e *L. racemosa* com 2%. Além disso, a variação da biomassa nas parcelas analisadas está diretamente ligada às mudanças nas variáveis envolvidas nas equações alométricas apresentadas neste estudo. Portanto, percebe-se que, a oscilação da biomassa ao longo da área, também está ligada às diferentes espécies de manguezal e suas características, como a idade

A serrapilheira coletada na área, apesar de ser uma importante reserva temporária de carbono e considerada uma fração mais transitória em comparação à biomassa arbórea, não teve contribuição expressiva dentro das parcelas, devido à sua baixa presença nas parcelas analisadas. Na área de estudo, a vegetação onde conseguiu-se obter uma maior expressão de coleta, foi nas três parcelas representativas de *C. erectus*.

Outra situação observada na APA DPBH, foi a mortalidade de indivíduos, através da representação de troncos mortos em pé ou caídos, sendo as espécies do gênero *Rizophora* spp. a que apresentou um maior número desses indivíduos, dando indicativo de árvores que encerraram seu ciclo vital, contribuindo para o apontamento de uma renovação da floresta de mangue, ou a ocorrência de impacto ambiental naquele lugar.

Além disso, pode-se perceber a influência da quantidade de indivíduos de uma mesma espécie influenciando diretamente em uma maior biomassa e ao mesmo tempo o destaque que as espécies do gênero *Avicennia* spp. traz para a área, apresentando características que a exibem, como uma vegetação bem desenvolvida e que possui influência na produção de uma biomassa elevada mesmo estando em menor quantidade de indivíduos dentro dos bosques de mangue.

3.2 Estimativa de biomassa de manguezal utilizando imagens de sensoriamento remoto Landsat 8-9/OLI, Sentinel-2/MSI e aprendizado de máquina.

Para a estimativa da biomassa utilizando imagens de sensoriamento remoto Landsat 8-9 e Sentinel-2, a biomassa obtida em campo foi considerada uma variável dependente, e os valores de reflectância (bandas) e índices espectrais derivados das imagens foram considerados variáveis independentes. Uma vez selecionadas todas as covariáveis, foi possível avaliar as mais importantes apresentadas pelos modelos de ML no software R. Quando as variáveis mais importantes para o modelo resultaram em melhor validação, tais modelos foram apresentados (Tabela 4).

Tabela 4. Erros estatísticos de predição calculados para cada modelo representando a AGB de bosques de mangue da APA do Delta de Parnaíba, PI com imagens do Landsat 8-9 e Sentinel-2.

Machine Learning Model	Variáveis explicativas	RMSE (Mg/ha)	MAE (Mg/ha)	R ²	Máx	Mín
Landsat -8/ OLI						
<i>Random Forest</i>	B2 + NDWI+ B1 + B3 + OXIDOS+B4	107,24	87,36	0,86	522,43	73,33
<i>Random Forest</i>	Todas as covariáveis	110,37	88,25	0,86	520,10	80,51
XGBoost	Todas as covariáveis	66,74	49,42	0,93	677,29	20,04
<i>Regressão Linear</i>	Todas as covariáveis	134,31	89,92	0,61	676,97	-2,16
<i>Multipla</i>						
<i>Cubist</i>	Todas as covariáveis	207,3	147,3	0,16	287,44	75,29
<i>Regressão Earth</i>	Todas as covariáveis	196,46	157,06	0,17	312,64	-27,2
<i>SVM Linear</i>	Todas as covariáveis	195,77	129,29	0,20	441,53	-13,83
<i>SVM Radial</i>	Todas as covariáveis	169,98	96,94	0,48	453,63	30,07
<i>SVM Polinomial</i>	Todas as covariáveis	206,65	144,43	0,18	266,39	30,12
Landsat - 9/ OLI						
<i>Random Forest</i>	B2+B3+B4+B5+OXID OS+ARGILA	107,86	84,7	0,87	-	-
<i>Random Forest</i>	Todas as covariáveis	115,47	93,57	0,85	502,55	82,14
XGBoost	Todas as covariáveis	84,20	60,24	0,88	639,16	2,21
<i>Regressão Linear</i>	Todas as covariáveis	134,78	97,42	0,61	652,42	-50,41
<i>Multipla</i>						
<i>Cubist</i>	Todas as covariáveis	200,86	148,98	0,17	310,35	105,63
<i>Regressão Earth</i>	Todas as covariáveis	197,56	159,44	0,16	306,56	-1,29
<i>SVM Linear</i>	Todas as covariáveis	197,46	130,66	0,22	368,41	-65,06
<i>SVM Radial</i>	Todas as covariáveis	152,21	87,92	0,56	-	-
<i>SVM Polinomial</i>	Todas as covariáveis	201,51	132,33	0,20	-	-
Sentinel -2 /MSI						
<i>Random Forest</i>	B5 +B11+ ÓXIDOS+ EVI+B12+ B8A	100,09	71,87	0,86	552,63	56,2
<i>Random Forest</i>	Todas as covariáveis	99,32	69,51	0,88	539,07	61,29
<i>XGBoost</i>	Todas as covariáveis	71,89	51,58	0,92	695,23	32,65
XGBoost	B5 + B4 + B6 + B11 + B3 + ÓXIDOS	64,02	46,31	0,92	716,53	41,17

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Sabendo que algoritmos de ML são utilizados com o objetivo de estimar e minimizar o erro redutível, observa-se na Tabela 2 que o melhor modelo treinado para estimativa do AGB, utilizando todas as covariáveis, foi o obtido com o XGB durante o período de seca com imagens Landsat-8, apresentando valores muito bons de validação, máximos e mínimos. O XGB também foi o melhor modelo ao utilizar dados do Landsat-9 do período chuvoso, com desempenho muito bom.

Em relação ao sensor MSI, o modelo XGB também apresentou um desempenho muito forte, utilizando todas as variáveis e levando em consideração também as variáveis importantes. Na seleção, foram obtidos valores menores de MAE e RMSE quando comparados ao sensor OLI, o que pode ser explicado pela maior resolução espacial em comparação às imagens

Landsat 8-9 (10 m e 30 m), no entanto, todas as previsões produziram ajustes fortes, enfatizando a qualidade da modelagem de ML (Figura 9 e Tabela 5).

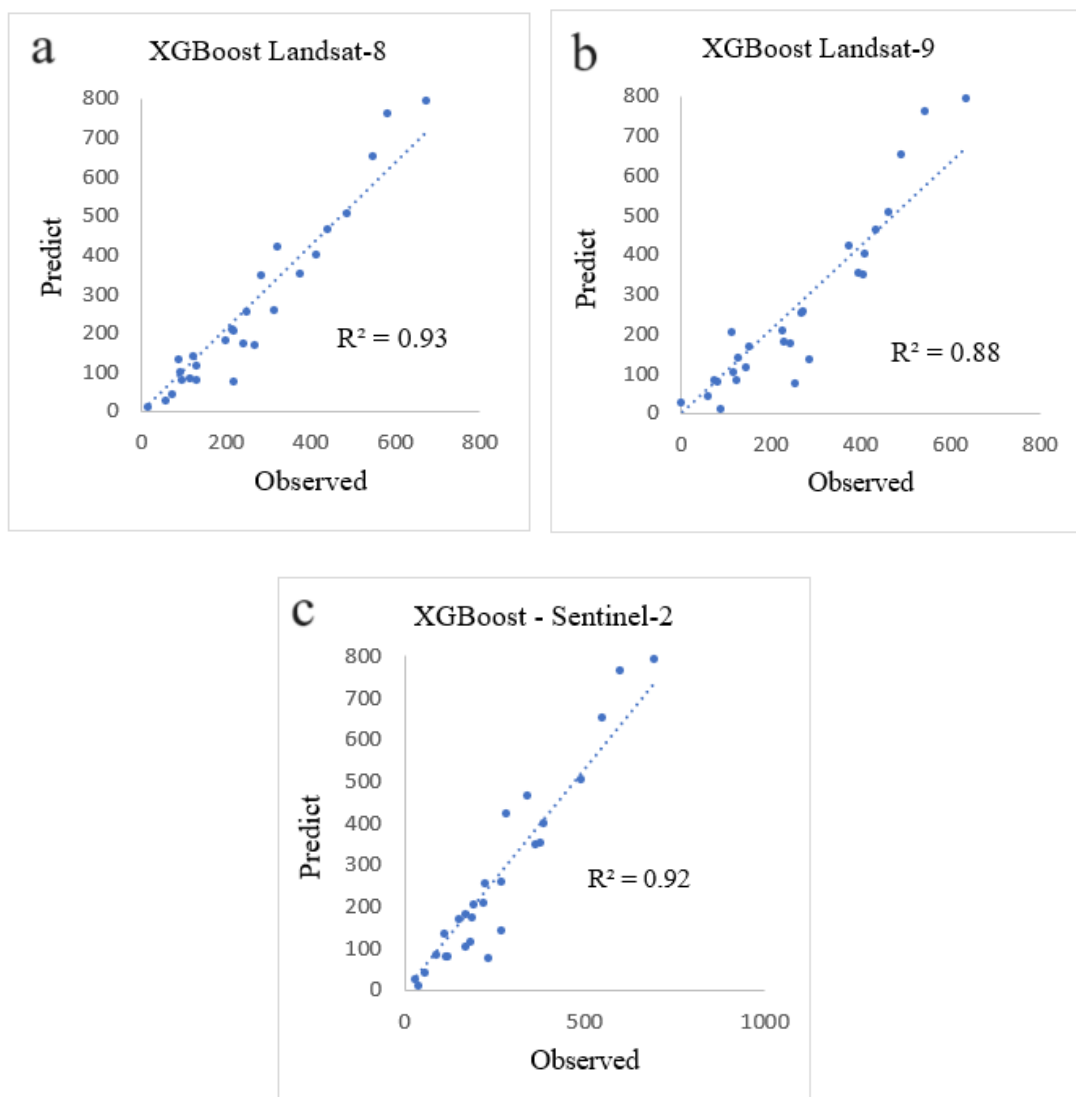


Figura 9. Validação cruzada dos valores de AGB usando diferentes dados de sensores remoto. (a) XGBoost – Landsat-8; (b) XGBoost – Landsat-9; (c) XGBoost – Sentinel-2.

A distribuição da maioria dos pontos em torno da linha de tendência confirma a habilidade do modelo XGB em prever com alto grau de precisão a AGB dos manguezais da área de estudo. Contudo, nossos resultados mostraram apenas uma ligeira diferença no desempenho de previsão entre o modelo XGB e RF. O RF teve ótimo desempenho e enquadramento na classe de ajuste muito forte, que também pode ser comprovado através dos

estudos de Askne *et al.* (2017) no norte da Suécia; Tian *et al.* (2021) No Golfo de Beibu; David *et al.* (2022) Parque Nacional de Chobe, Botsuana e Fararoda *et al.* (2021) em florestas da Índia.

Li *et al.* (2020), ao estimarem a biomassa das florestas subtropicais na província de Hunan, China, observaram que após realizar o ajuste de parâmetros, o mesmo teve um efeito significativo no desempenho do algoritmo XGB em relação ao RF e após o ajuste, o R^2 do modelo XGB atingiu os melhores resultados ($R^2 = 0,75$).

Tian *et al.* (2021) utilizaram oito modelos de ML para estimar a AGB de diferentes espécies de manguezais no Golfo de Beibu e também comparar a precisão dos mesmos. Como resultados obtiveram que o modelo de maior ajuste também foi o XGB com $R^2 = 0,83$; RMSE = 22,76 Mg/ha, seguido pelo modelo RF ($R^2 = 0,78$, RMSE = 25,51 Mg/ha).

Luo *et al.* (2021) ao comparar o desempenho de diferentes combinações de métodos de seleção de recursos e algoritmos, observaram que, o modelo XGB também apresentou um ótimo desempenho na estimativa de AGB apresentando um RMSE de 28,81 Mg/ha.

Vale ressaltar também que, os demais modelos apresentados na tabela 1, foram testados. No entanto, não obtiveram êxito, apresentando baixo coeficiente de determinação com as covariáveis de dados de sensoriamento para as imagens Landsat 8-9 e erros cada vez mais elevados, não trazendo explicações para os dados da pesquisa, com exceção ao modelo RLM que apresentou um $R^2 = 0,61$ nas imagens Landsat 8-9 com um ajuste moderado. Assim, devido ao baixo desempenho dos demais modelos, para as imagens do Sentinel-2, realizou-se somente o ajuste dos modelos: XGB e RF.

Os resultados ainda nos revelam que, dentre os modelos ajustados, a correlação entre AGB e o índice óxidos, indicou que solos mais hidromórficos, com poucos óxidos, resultam em valores mais elevados de AGB. Para o Sentinel-2 a banda 5 (*Vegetation Red Edge 1*) desempenhou um papel de importância maior na estimativa da AGB, o que também foi identificado por Astola *et al.* (2019).

Silva *et al.* (2021) ao analisar o potencial de imagens do Sentinel-2 na estimativa da biomassa de *Tectona grandis* L.f. na Amazônia Ocidental, verificou que as imagens do Sentinel-2 são precisas e úteis para o monitoramento da biomassa florestal. Pandit *et al.* (2018) ao estimarem a AGB em áreas de florestas protegidas no Nepal ressaltaram que nessas áreas é comum o problema de saturação de dados multiespectrais devido à grande quantidade de biomassa, porém os dados do *Sentinel-2* foram capazes de superar esse problema devido à alta resolução espacial e às bandas *red-edge* do sensor MSI, o que reforça sua capacidade e eficácia nas estimativas de biomassa.

Dang *et al.* (2019) estimando a AGB no Parque Nacional Yok Don, Vietnã utilizando ML observaram que na validação, o modelo RF desenvolvido com 11 variáveis foi capaz de prever AGB com $R^2=0,81$, $RMSE=36,67 \text{ Mg ha}^{-1}$ e RMSE de 19,55% utilizando tanto imagens Landsat como imagens do Sentinel-2.

Os resultados encontrados no presente estudo demonstraram exatamente o mesmo, os dois sensores atuaram com grande potencial, e no período seco essa estimativa mostra-se mais representativa, pois, segundo Fitz (2008) a diminuição da quantidade de água causa uma degradação dos pigmentos fotossintetizantes, tornando a folha menos propícia em absorver radiação eletromagnética, o que por sua vez, resultará no aumento dos valores de reflectância pelos sensores. Assim, à medida que a umidade da folha diminui o poder de reflectância no infravermelho aumenta, comprovando os resultados encontrados. O que também demonstra influência do NDWI e do MNDWI como variáveis nas estimativas.

Os mapas (Figuras 10a, 10b, 10c) mostram o resultado final da estimativa da AGB do manguezal da APA do DPHB através do satélite Landsat 8-9 e Sentinel-2. Nos mapas, é possível observar uma variabilidade da biomassa e distribuição espacial.

Dessa forma, pode-se observar que nos dois sensores e períodos (seco e chuvoso) há uma correlação espacial elevada que coincide, onde nas áreas que correspondem ao noroeste do município de Araisos - MA, a região noroeste do município de Ilha grande - PI, áreas próximas ao rio Parnaíba e boa parte dos mangues localizados em Barroquinha no Ceará, são as áreas que apresentaram maiores estimativas de AGB, uma vez que os índices e bandas demonstram uma maior reflectância espectral na área do infravermelho próximo resultando em uma maior interação da energia incidente.

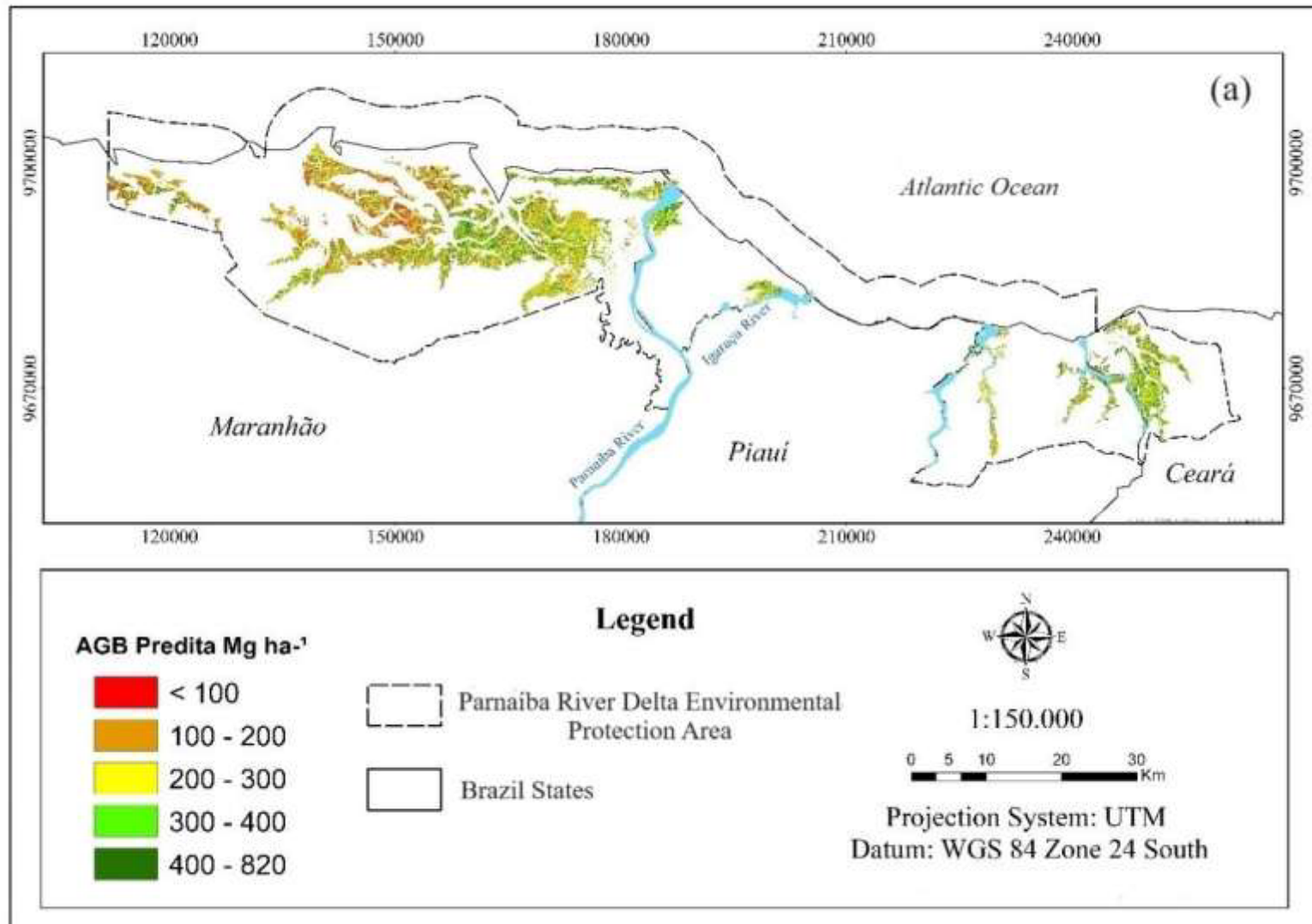


Figura 10a. Mapa de estimativa de AGB em áreas de manguezal da APA DPHB utilizando diferentes sensores e aprendizado de máquina. (a): modelo XGBoost usando imagens Landsat-8.

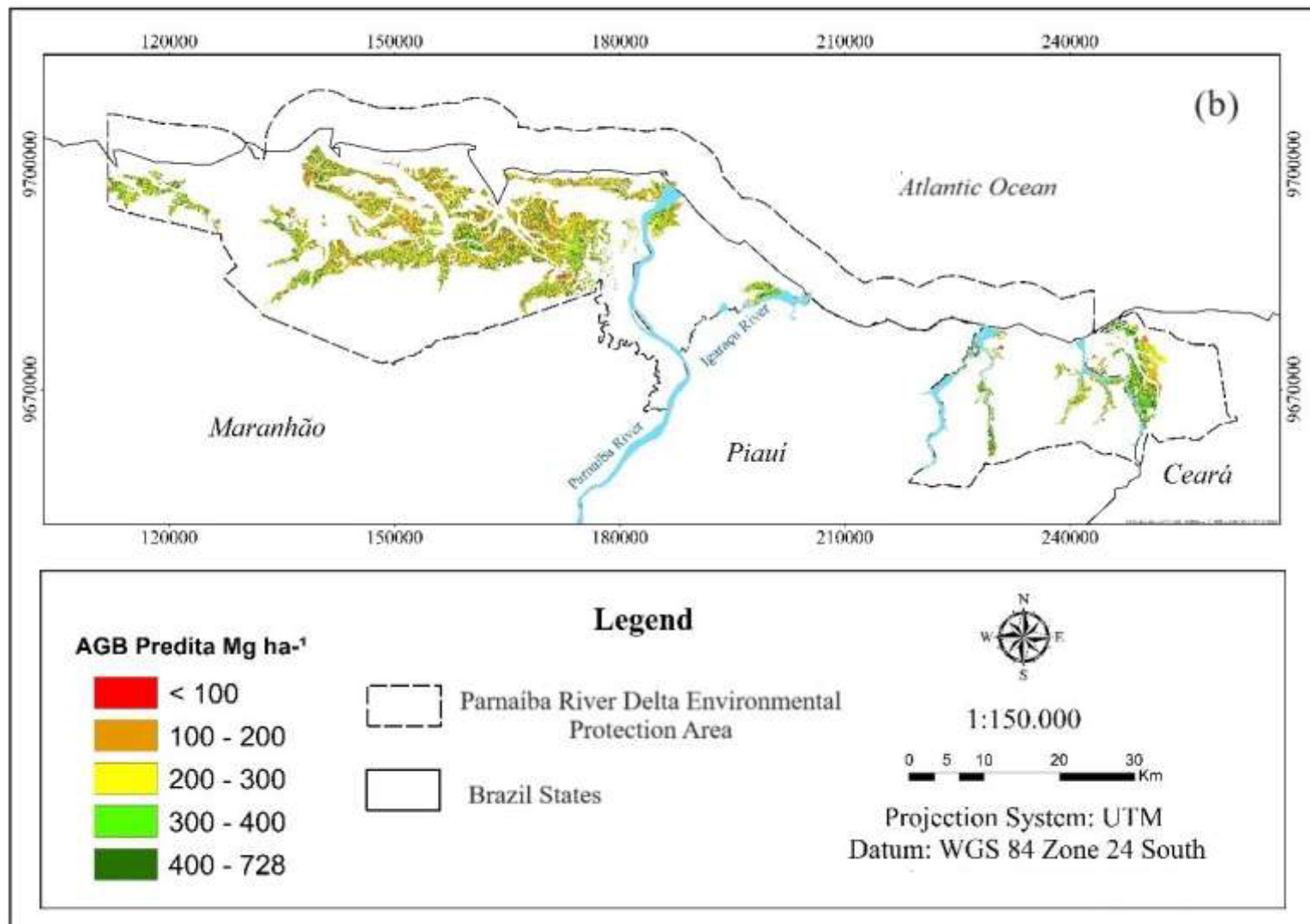


Figura 10b. Mapa de estimativa de AGB em áreas de manguezal da APA DPHB utilizando diferentes sensores e aprendizado de máquina. (b): modelo XGBoost usando imagens Landsat-9.

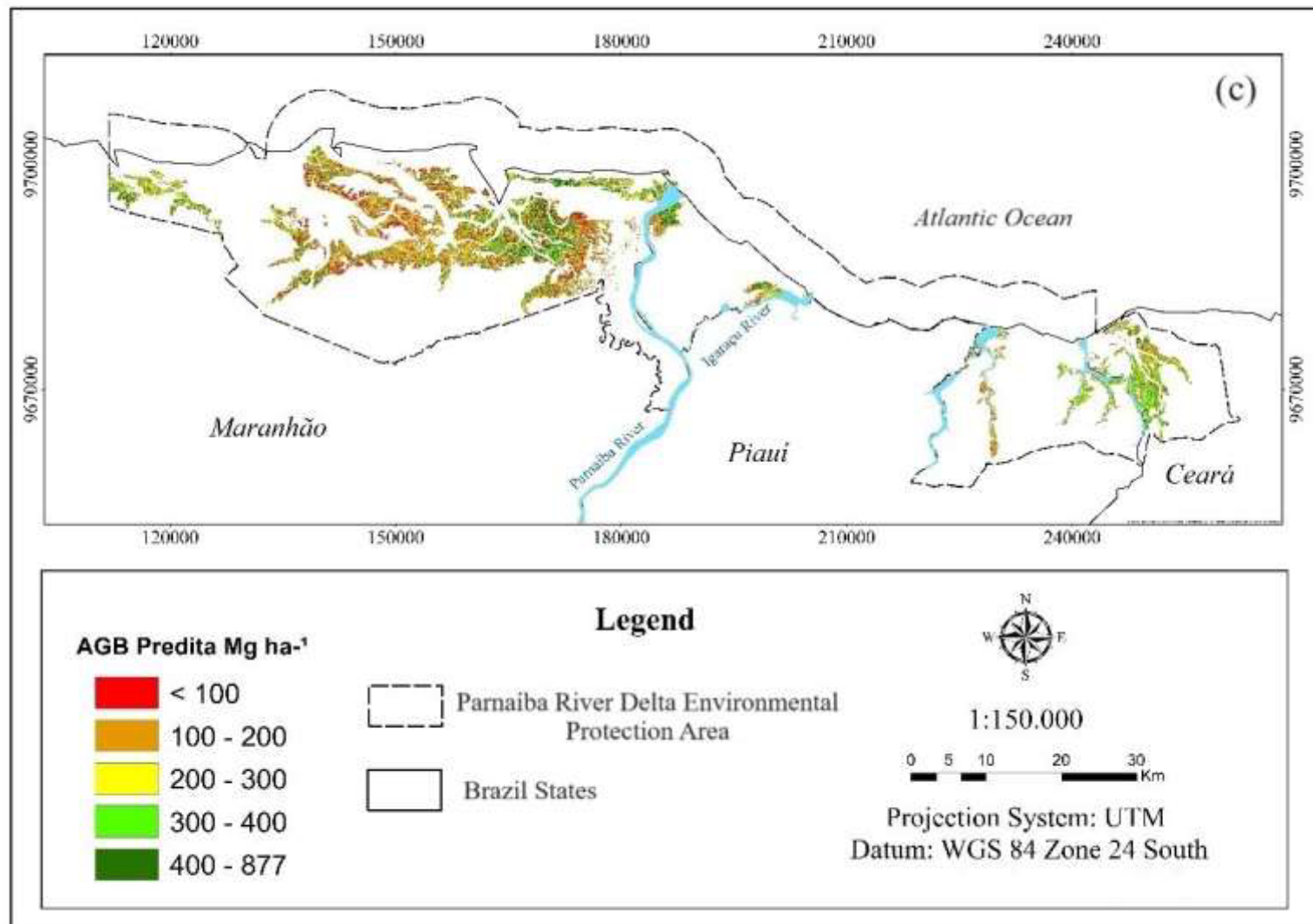


Figura 10c. Mapa de estimativa de AGB em áreas de manguezal da APA DPHB utilizando diferentes sensores e aprendizado de máquina. (c): modelo XGBoost usando imagens Sentinel-2.

Além disso, em sua maioria são áreas próximas ao desague de rios, onde há um grande aporte de sedimentos e consequente produção de nutrientes que provavelmente podem contribuir para uma produção mais elevada da AGB. Pode-se observar que o modelo XGB trouxe uma estimativa muito próxima ao observado, estimando valores de biomassa aproximado a 800 Mg ha⁻¹.

4. CONCLUSÃO

A estimativa e espacialização da AGB nos manguezais da área de estudo, por meio de sensoriamento remoto e aprendizado de máquina foi eficiente e indicou baixa incerteza nas estimativas. Além disso, foi possível perceber o quanto a estimativa através das equações alométricas serviram de base de dados para as estimativas de predição.

Os modelos ajustados indicaram bons desempenhos dos sensores OLI e MSI na estimativa da AGB. O modelo XGB ajustou-se melhor aos dados dos dois sensores, porém obteve melhor acurácia durante o período seco, apresentando um $R^2 = 0,93$; RMSE = 66,74 Mg ha⁻¹; MAE = 49,42 Mg ha⁻¹. É válido ressaltar que as imagens Landsat-9 e Sentinel-2 também produziram resultados excelentes indicando ajuste forte pela literatura, ressaltando a qualidade que pode ser obtida a partir de imagens disponibilizadas gratuitamente. Devido a maior resolução espacial do Sentinel-2, esse sensor pode ser considerado como o mais adequado e fiel no mapeamento da AGB.

O modelo RF também trouxe resultados de ajuste muito forte, especialmente ao utilizar imagens do Sentinel-2, representando o melhor ajuste desse modelo, com um $R^2 = 0,88$ ao utilizar todas as variáveis, o que pode ser explicado provavelmente devido a sua melhor resolução espacial em relação às imagens do Landsat.

Estes resultados sugerem que os modelos GXB e RF de regressão gerados apresentam uma capacidade satisfatória de predição da AGB da APA do Delta do Parnaíba, sendo uma base para o planejamento dos departamentos de tomada de decisões florestais relevantes.

5. REFERÊNCIAS

- Abreu, João Marcelo S; Craig, Jack M; Albert, James S. Pioeski, Nivaldo M. Historical biogeography of fishes from coastal basins of Maranhão State, northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology** 17(2): e180156, 2019. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20180156>
- Adame, M.F; Santini, N.S; Tovilla, C; Vásquez-Lule; Castro, L; Guevara, M. Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. **Biogeosciences**, v.12, n.12, p.3805-3818, 2015. <https://doi.org/10.5194/bg-12-3805-2015>
- Andrade, Anna Jéssica Pinto de; Silva, Neuziene Medeiros da; Souza, Cimone, Rozendo de. As percepções sobre as variações e mudanças climáticas e as estratégias de adaptação dos agricultores familiares do Seridó potiguar. **Desenvolvimento e Meio ambiente** 31:77-96, Vol. 31, agosto 2014. DOI:10.5380%2Fdma.v31i0.32955.
- Arruda Laércio, Omar, Daniel. Florística e diversidade em um fragmento de floresta estacional semidecidual aluvial em Dourados, MS. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 37, n. 2, mai./ago. 2007. 37(2):187-199, <https://doi.org/10.5380/ufv37i2.8649>
- Askane Jan I.H; Soja Mj; Ulander Lmh. Biomass estimation in a boreal forest from TanDEM-X data, lidar DTM, and the interferometric water cloud model. **Remote Sensing Environment**, V. 196, July 2017, 196:265-278. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.05.010>
- Astola Heiki; Hame, Toumas; Sirro, Laura; Molinier, Matthieu; Kilpi, Jorma. Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region Comparison of Sentinel-2 and Landsat 8 imagery for forest variable prediction in boreal region, **Remote Sensing of Environment**, 223, 257-273. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.01.019>
- Bernardino, Angelo. F; Mazzuco, Ana Carolina A; Costa, Rodolfo F; Souza, Fernanda; Owuor, Margaret A; Nobrega, Gabriel N; Sanders, Christian J; Ferreira, Tiago O; Kauffman, J. Boone. The inclusion of Amazon mangroves in Brazil's REDD+ program. **Nature Communications**, v.15, Article number: 1549 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41467-024-45459-w>
- Braga, Magda Marinho; Oliveira, Jader; Moro, Marcelo Freire; Branco, Mério Sérgio Duarte. Manguezais como estoques de carbono: biomassa acima do solo e o potencial econômico desse estoque na floresta de mangue do rio Pacoti, Ceará. **Caderno de Geografia**, v.34, n.77. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2024v34n77p450>
- Brasil. **Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991**. Cria a Área de proteção ambiental da Foz do Rio Preguiça, abrangendo parte dos municípios de Barreirinhas, Paulino Neves, Água Doce do Maranhão, Tutóia e Araisos, 1991. Disponível em: https://documentacao.socioambiental.org/ato_normativo/UC/303_20100823_145738.pdf. Acesso em: 18 de fev. de 2023.
- Brasil. **Decreto de 28 de Agosto de 1996**. Dispõe sobre acriação da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, nos Estados do Piauí, Maranhão e Ceará e da outras providências, 1996.

Brasil. **Portaria nº 96 de 9 de novembro de 1999**. Reconhece, mediante registro, como Reserva Particular do Patrimônio Natural a Reserva denominada ILHA DO CAJU, situado no Município de Araiões Estado do Maranhão, 1999. Disponível em:

<https://sistemas.icmbio.gov.br/simrppn/publico/detalhe/290/>. Acesso em 18 de fev. de 2023.

Brasil. **Decreto de 16 de novembro de 2000**. Cria a Reserva Extrativista Marinha do Delta do Parnaíba, no Município de Ilha Grande de Santa Isabel, Estado do Piauí e nos Municípios de Araiões e Água Doce, Estado do Maranhão, e da outras providências, 2000 Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/DNN/DNN9084. Acesso em 28 de março de 2023.

Dang Atn; Nandy S; Srinet, R; Loung, N.V; Ghosh, S; Kumar, A.S. Forest aboveground biomass estimation using machine learning regression algorithm in Yok Don National Park, Vietnam. **Ecological Informatics**. v.50:24-32, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.12.010>

David Rm, Rosser Nj And Donoghue Dnm. Improving above Ground Biomass Estimates of Southern Africa Dryland Forests by Combining Sentinel-1 SAR and Sentinel-2 Multispectral Imagery. **Remote sensing of environment**. 282:113232, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113232>

Donato Daniel C; Kauffman, J Boone; [Murdiyarso](#), Daniel; Kurnianto; [Sofyan](#); Stidham, [Melanie](#); Kanninen, [Markku](#) Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics.

Nature Geoscience. 4: 293-297, 2011. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>

Fararoda, Rakesh; Reddy, R. Suraj; G. Rajashekar, T.R.

Kiran Chand, C.S. Jha , V.K. Dadhwal. Improving forest above ground biomass estimates over Indian forests using multi source data sets with machine learning algorithm. *Ecological Informatics*, 2021. 65: 101392 <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101392>

Fitz, Paulo Roberto. **Geoprocessamento sem complicação**. Ed. Oficina de Textos, 2008

Fontoura, Magda Rosa; Caron, Bráulio Otomar; Eloy Elder; Trevisan, Rômulo; Trautenmüller, Jonathan William; Behling, Alexandre. Modelos alométricos para estimativa de biomassa em área de regeneração natural de Ateleia Glazioviana Baill. **FLORESTA**, 47(4), 469–478. <https://doi.org/10.5380/rf.v47i4.53988>.

Flora Do Brasil. **Projeto coordenado pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro** - Rafaela Campostrini Forzza, 2020. Disponível em: <https://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/118>. Acesso em: 04 out 2022.

Fromard F; Puig, H; Marty, J; Beteoulle, L; Cadamuro, L. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia**, 1998. 115:39-53 <https://doi.org/10.1007/s004420050>

Fujimoto Kiyoshi; Ono, Kenji; Tabuchi, Ryuichi, Lihpai, Saimon. Findings from long-term monitoring studies of Micronesian mangrove forests with special reference to carbon sequestration and sea-level rise. **Ecological Research**, 2022. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12346>

Fundación Solar. **Elementos técnicos para inventários de carbono em uso do solo.** Colaboração Andrew Roy Edwin Castellanos. Guatemala, 2000.

Gao B. A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, 1996. 58(3):257-266
[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)

Ghosh Sm, Behera Md. Aboveground Biomass Estimates of Tropical Mangrove Forest Using Sentinel-1 SAR coherence data - The superiority of deep learning over a semi-empirical model. **Computers & Geosciences**, 2021. 150: 104737
<https://doi.org/10.1016/j.cageo.2021.104737>

Gitelson Anatoly. A; Kaufman Yoram J; Merzlyak Mark N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, 1996. 58:289-298 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

Guzzi, Anderson. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense.** EDUFPI, Parnaíba, 2012. 466p.

Hickey Sm; Callow, N.J; Phinn, S; Lovelock, C.E; Duarte, C.M. Spatial complexities in aboveground carbon stocks of a semi-arid mangrove community: a remote sensing height-biomass-carbon approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 2018. 200:194-201
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.004>

Huete Ar; Liu, H.Q; Batchily, K; Leeuwen, W.V. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, 1997, 59(3): 440-451 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00112-5)

Huete Ar. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote sensing of Environment**, 1988 25(3):295-309 [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade (Icmbio). **Atlas dos manguezais do Brasil.** 2018. 176 p. ISBN 978-85-61842-75-8

Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade (Icmbio). **Plano de manejo da área de proteção ambiental Delta do Parnaíba**, 2020. Disponível em:
<https://www.gov.br/icmbio/pt-br>

Jachowski, Nicholas. R.A; Quak, Michelle S.Y; Friess, Daniel A; Duangnamon, Decha; Webb, Edward L; Ziegler, Alan D. Mangrove biomass estimation in Southwest Thailand using machine learning. **Applied Geography**, 2013. 45: 311-321
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.024>

Kauffman J. Boone; Donato Daniel. C. Protocols for the measurement, monitoring, and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. CIFOR Working Paper 86. **Environmental Science**. Center for International Forest Research, Bogor, Indonesia, 2012.

Kauffman J. Boone; Bernardino, Angelo F; Ferreira, Tiago O; Giovannoni, Leila R; Gomes, Luiz Eduardo De; Romero, Danilo Jefferson; Jimenez, Laís C.Z; RUIZ, Francisco. Carbon

stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region. Brazil **Biol Lett** 14:1–4. 2018.
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>

Kuwae Tomohiro; Watanabe, Atsuh; Yoshihara, Satoru; Suehiro, Fujiyo. Implementation of blue carbon offset crediting for seagrass meadows, macroalgal beds, and macroalgae farming in Japan. **Revista Marine Policy**, 2022. 138: 1-11.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.104996>

Kuhn M, Johnson K. **Applied Predictive Modeling**. New York Springer, 2013. ISBN: 978-1-4614-6848-6

Li Aihua; Dhakal, Shital; Glen, Nancy F; Spaete, Lucas P; Shinneman, Pilliod, David S; Arkle, Robert S; McIlroy Susan K. et al. Lidar Aboveground vegetation biomass estimates in Shrublands: prediction, uncertainties and application to coarser scales, **Remote Sensing**, 2017. 9:1-19 <https://doi.org/10.3390/rs9090903>

Lima Júnior, Claudemiro De; Accioly, Luciano Jose De; Giongo, Vanderlise; Lima, R.L.F De Aguiar; Sampaio, Everardo V. De Sá; Menezes, Rômulo Simões César. Estimation Of “Caatinga” Woody Biomass Using Allometric Equations And Vegetation Index. **Forest Sciences**. 2014. 42(102):289–298. Disponível:
<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/114649/1/ScientiaForestalis.pdf>. Acesso 27 de maio de 2022.

Li, Yingchang; Li, Chao; Liu, Zhenzhen. Forest Aboveground Biomass Estimation Using Landsat 8 And Sentinel-1A data with machine learning algorithms. **Scientific Reports**, 2020. 10:9952 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67024-3>

Luo, Mi; Wang, Yifu; Xie, Yunhong; Zhou, Lai; Qião, Jingjing; Qiu, Siyu; Sun, Yujun. et al (2021) Combination of Feature Selection and CatBoost for Prediction: The First Application to the Estimation of Aboveground Biomass. **Forests**, 2021. 216:1-21
<https://doi.org/10.3390/f12020216>

Lu D, Batistella M, Moran E. Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure. **Photogr Eng Remote Sens**, 2005. 71:967–974. Disponível em:
<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/106870/1/1801.pdf>. Acesso 30 de março de 2023.

Meier, Martin; Souza, Eliana De; Francelino, Márcio Rocha; Fernandes Filho, Inácio Elpídio; Schaefer, Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud. Digital Soil Mapping Using Machine Learning Algorithms in a Tropical Mountainous Area. **Rev Bras Cienc Solo**. 2018. 42:e0170421
<https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170421>

Naessens W, Maere T, Nopens I. Critical review of membrane bioreactor models. Part 1: Biokinetic and filtration models. **Bioresource Technology**, 2012. 122:95–106.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.070>

Nascimento, Mgp. **Ecologia sistemática e sequestro de carbono em áreas de manguezal do Delta do Parnaíba, Maranhão, Brasil**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Piauí, Centro de Ciências da Natureza, Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Teresina, 2021.387 f.

Pandit S, Tsuyuki S And Duby T. Estimating Above-Ground Biomass in Sub-Tropical Buffer Zone Community Forests, Nepal, Using Sentinel 2 Data. **Remote sensing**, 2018. 10(4)601 <https://doi.org/10.3390/rs1004060>

Pearson Rl; Miller Ld. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado. In: Proceedings of the 8th International Symposium on **Remote Sensing of the Environment**, 1972 Ann Arbor, MI, v. 2, p. 1355-1379.

Perry Cr; Lautenschlager Lf. Functional equivalence of spectral vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, 1984. 14:169-182 [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)

Pham, Tien Dat; Yoshino, Kunihiko; LE, Nga Nhu; BUI, Dieu Tien. Estimating aboveground biomass of a mangrove plantation on the Northern coast of Vietnam using machine learning techniques with an integration of ALOS-2 PALSAR-2 and Sentinel-2A data. **Remote Sens**, 2018 39(22): 7761-7788 <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1471544>

Pinto, L.M; Vicente, A.F.C; Villaça, I.M; Baraça, R.A.F; Gomes, R.L; Magenta, M.A.G; Giordano, F. Et Al (2017) Sequestro de carbono atmosférico no bosque do manguezal da APA da Serra do Guararú, Guarujá-SP. **UNISANTA Bioscience** Vol. 6 nº 1 (2017) p. 51-57. <https://www.researchgate.net/publication/315225250>

Portela, Mirya Grazielle Torres; Espindola, Giovana Mira De; Valladares, Gustavo Susa; Amorim, João Victor Alves; Frota, Jéssica Cristina Oliveira. Vegetation biomass and carbon stocks in the Parnaíba River Delta, NE Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, 2020 1-16 <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09735-y>

Projeto Mapbiomas. **Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. MAPBIOMAS, 2021. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/> Acesso em: Outubro de 2023

R Core Team *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org/>

Rouse Jw, Haas Rh, Schell Ja, Deering Dw, Harlan JC. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 1974. 371p.

Sabins Ff. **Remote sensing: principles and interpolation**. 3rd ed. New York : W. H. Freeman and Company, 1997.

Santos, Hellen Geremias dos. **Comparação da performance de algoritmos de machine learning para a análise preditiva em saúde pública e medicina**. 2018. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/T.6.2018.tde-09102018-132826>. Acesso em: 07 nov. 2024.

Santos Ir; Beltrão, Nes And Trindade Ar (2019) Carbono “azul” nos manguezais amazônicos: conservação e valoração econômica. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 31(1):18-28 ISSN 13902776 <https://redibec.org/ojs>

Santos, Jesus Jaime Guerra; Bretón, Rosa María Cerón; BRETÓN, Júlia Griselda Céron; Hernández, Diana Lizett Damián; Junco, Reyna Cristina Sánchez; Carrió, Emma Del Carmen Guevara. Estimation of the carbon pool in soil and above-ground biomass within mangrove forests in Southeast Mexico using allometric equations. *Journal of Forestry Research*, 2014. 25 (1): 129-134 <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0437-2>

Santos Heide Vanessa Souza; Hollanda, Francisco Sandro Rodrigues; Santos, Tiago De Oliveira; Andrade, Karen Viviane Santana De; Santa, Mykael Bezerra Santos; Estrada, Gustavo Calderucio Duque; Soares, Mario Luiz Gomes. Allometric models for estimating the aboveground biomass of the mangrove *Rhizophora mangle*. *Brasilian Journal of Oceanography*, 2017. 65(1):44-53 <https://doi.org/10.1590/S1679-87592017127006501>

Selvaraj John Josephraj; Pérez, Bryan Ernesto Gallego. Estimating mangrove aboveground biomass in the Colombian Pacific coast: A multisensor and machine learning approach. *Heliyon*, 2023 9:e20745 <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20745>

Silva E.R. **Caracterização da área de proteção ambiental do delta do rio Parnaíba através de geotecnologias**. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Economia Ecológica, Fortaleza, 2020.66f.

Silva Ederson José; ROSA, Diogo Martins; VENDRUSCOLO, Jhony; CAVALHEIRO, Wanderson Cleiton Schmidt. Potencial de imagens do Sentinel-2 na estimativa da biomassa de *Tectona grandis* L.f. a Amazônia Ocidental Research, *Society and Development*, 2021. 10 (11):e128101119491 <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i11.19491>

Siqueira Rafael G; Veloso, Gustavo Vieira; Fernandes Filho, Elpídio Inácio; Francelino, Márcio R. Evaluation of machine learning algorithms to classify and map landforms in Antarctica Earth Surf. *Process. Landforms* 2021. 47:367–382 <https://doi.org/10.1002/esp.5253>

Tang Wenwu; Jia, Meijuan; Shi, Jiyang; Freng, Wenpeng; Zuo, Huifang; Trettin, Carl. The assessment of mangrove biomass and carbon in west Africa: A spatially explicit analytical framework. *Wetlands Ecology Manage*, 2016. 24:153-171 <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9474-7>

Tian Lixin; Tong Yao; Cheng, Yiqing; Li, Menglin. Drought diminishes aboveground biomass accumulation rate during secondary succession in a tropical forest on Hainan Island, China. *Forest Ecology and Management*., 2023. 544: 121-221 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121222>

Tian Yichao; HUANG, Hu; ZHOU, Guoqung; ZHANG, Qiang; TAO, Jin; ZHANG Yali. Aboveground Mangrove Biomass Estimation in Beibu Gulf Using Machine Learning and UAV **Remote Sensing. The Science of the total environment**, 2021. 781:146816 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146816>

Wang Li'ai; Zhou, Xudong; Zhu, Xinkai; Dong, Zhaodi; Guo, Wenshan. Estimation of biomass in wheat using random forest regression algorithm and remote sensing data. **The Crop Journal**, 2016. 4:212-219 <https://doi.org/10.1016/j.cj.2016.01.008>

Wong, Charissa J; James, Daniel; Besar, Normah A; Kamlun, Kamllisa U; Tangah, Joseph; Tsuyuki, Satoshi; Phua, Mui-How. Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Loss Due to Deforestation in Malaysian Northern Borneo between 2000 and 2015 Using SRTM and Landsat Images. **Forests**, 2020. 11(9), 1018. <https://doi.org/10.3390/f11091018>

Wu, Chaofan; SHEN, Huanhuan; Shen, Aihua; Deng, Jinsong. Comparison of machinelearning methods for above-ground biomass estimation based on Landsat imagery. **Journal Appl Remote Sens**, 2016. 10:035010 <https://doi.org/10.1117/1.JRS.10.035010>

Xu, Hanquin. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**. 2006. 27(14):3025-3033 <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>

CAPÍTULO 3

APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE APRENDIZADO DE MÁQUINA NO MAPEAMENTO DE ESTOQUE DE CARBONO NOS SOLOS DE MANGUEZAL DA APA DO DELTA DO PARNAÍBA, BRASIL.

RESUMO

Os manguezais desempenham um importante papel na manutenção do meio ambiente, contribuindo para o equilíbrio climático através de sua capacidade de absorver e estocar carbono. Por este motivo, esses ambientes passam a ser conhecidos como áreas de *blue carbon*. O Brasil, embora apresente uma extensão contínua de manguezais, ainda necessita de um levantamento de estoques de carbono integrado, que demonstrem a diversidade de espécies e tipos de solos, que contribuem para este armazenamento e que podem desempenhar um papel significativo na compensação das emissões de dióxido de carbono. Diante disso, o objetivo desta pesquisa é mapear o estoque de carbono orgânico no solo (EstCOT), através do uso do sensoriamento remoto e aprendizado de máquina, na Área de Proteção ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB). Para isso, trabalhos de campo associados ao uso de aprendizado de máquina (AM) foram empregados para aprimorar a precisão da estimativa desses estoques, utilizando variáveis e testes de modelos de AM. Com isso, foram coletadas amostras simples de solos em intervalos de 0-10, 10-20, 20-30, 30- 50, 50-100 cm de profundidade. O teste realizado entre os modelos: *Regressão linear múltipla (MLR)*, *Random Forest (RF)* e *XGBoost (XGB)*, no trouxe como resultado o modelo XGB com um melhor ajuste à estimativa do EstCOT. O modelo se adaptou bem tanto aos dados do Sentinel-2 quanto do Landsat-9, com um desempenho equilibrado nos dois satélites com $R^2 = 0,88$; RMSE = 36.45 Mg ha⁻¹ e MAE de 27 Mg ha⁻¹, no Sentinel-2 e $R^2 = 0,88$; RMSE = 36,61 e MAE = 29.57 no Landsat-9, porém, o Sentinel-2 destacou-se como a melhor escolha para a análise espacial e predição do estoque devido à sua maior resolução espacial e capacidade de capturar variáveis espectrais. O método proposto foi eficaz para descrever a variabilidade espacial do EstCOT e evidenciar os elevados valores de carbono estocados nos solos dos manguezais da APA DPHB. Além disso, ao quantificar melhor esse estoque, evidencia-se a necessidade de conservar e restaurar esses ambientes, garantindo sua funcionalidade ecológica e assegurando a continuidade do sequestro de carbono no futuro.

Palavras Chave: Blue carbon; XGBoost; modelagem geoespacial; mapeamento preditivo

APPLICATION OF MACHINE LEARNING TECHNIQUES IN MAPPING CARBON STOCKS IN MANGROVE SOILS OF THE PARNAÍBA DELTA APA, BRAZIL.

ABSTRACT

Mangroves play an important role in maintaining the environment, contributing to climate balance through their ability to absorb and store carbon. For this reason, these environments are known as blue carbon areas. Although Brazil has a continuous extension of mangroves, it still needs an integrated carbon stock survey that demonstrates the diversity of species and soil types that contribute to this storage and that can play a significant role in offsetting carbon dioxide emissions. In this context, the objective of this research is to map the soil organic carbon stock (EstCOT) through the use of remote sensing and machine learning in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area (APA DPHB). To achieve this, fieldwork combined with machine learning (ML) techniques was employed to enhance the accuracy of carbon stock estimations by using various environmental variables and ML model testing. Soil samples were collected at five depth intervals: 0–10, 10–20, 20–30, 30–50, and 50–100 cm. A comparative test among the models—Multiple Linear Regression (MLR), Random Forest (RF), and XGBoost (XGB)—indicated that the XGB model provided the best fit for estimating EstCOT. The model performed well with data from both Sentinel-2 and Landsat-9 satellites, showing balanced performance across both, with $R^2 = 0.88$, $RMSE = 36.45 \text{ Mg ha}^{-1}$, and $MAE = 27 \text{ Mg ha}^{-1}$ for Sentinel-2, and $R^2 = 0.88$, $RMSE = 36.61 \text{ Mg ha}^{-1}$, and $MAE = 29.57 \text{ Mg ha}^{-1}$ for Landsat-9. However, Sentinel-2 proved to be the better option for spatial analysis and stock prediction due to its higher spatial resolution and superior capacity to capture spectral variables. The proposed method was effective in describing the spatial variability of EstCOT and in highlighting the high levels of carbon stored in the mangrove soils of the APA DPHB. Furthermore, by improving the quantification of this stock, the study underscores the importance of conserving and restoring these environments to ensure their ecological functionality and to maintain long-term carbon sequestration.

Keywords: Blue carbon; XGBoost; geospatial modeling; predictive mapping

1. INTRODUÇÃO

O solo é um importante repositório de carbono (C) nos ecossistemas terrestres que possuem grande importância no ciclo biogeoquímico do carbono. Esse compartimento armazena aproximadamente quatro vezes mais C do que a biomassa vegetal e mais que três vezes do que a atmosfera (Arruda *et al.*, 2024).

Solos de manguezais por exemplo, armazenam a maior quantidade de carbono no solo e em suas raízes, onde permanece por um longo tempo devido às condições anóxicas que limitam a oxidação (Donato *et al.*, 2011; Alongi, 2012, Jardine; Siikamäki, 2014; Sanderman *et al.*, 2018). Esses ambientes, são conhecidos como *Blue Carbon*, designação dada ao C sequestrado pelos ecossistemas de ambientes costeiros e podem sequestrar quase cinquenta vezes mais carbono no solo por unidade de área em relação a outros biomas florestais terrestres (Barbosa *et al.*, 2023; Gomes, Lorezen e Wandscheer, 2024).

O Brasil abriga a segunda maior área de manguezais do mundo, representando cerca de 14 mil km², com florestas distribuídas por diversas morfologias costeiras e níveis climáticos (Hamilton e Casey, 2016; Worthington *et al.*, 2020). Além disso, o Brasil é um dos países com a maior extensão contínua de manguezais, considerados como sumidouros globais significativos de carbono (ICMBIO, 2018; Kauffman, 2018a)

Apesar de representar uma porcentagem significativa dos manguezais existentes no mundo, o Brasil ainda necessita de um levantamento de estoques de carbono integrado e taxas de sequestro, que demonstrem a diversidade de espécies, solos, tipos litorâneos, aspectos climáticos e diversas outras características, que contribuem para este armazenamento e que podem desempenhar um papel significativo na compensação das emissões de dióxido de carbono (CO₂). Fato este, que pode ser verificado também em outros países, como ressaltam os estudos de Taillardat; Friess; Lupascu (2018) e Rovai *et al.* (2022).

Dentro desse contexto, também se destaca a falta de estudos de mapeamento de estoques de carbono na região nordeste em especial um estudo detalhado nas áreas de proteção ambiental que abrigam os ecossistemas de manguezais, como é o caso da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba (APA DPHB).

Para preencher essa lacuna, métodos de campo associados ao uso de aprendizado de máquina estão sendo cada vez mais empregados para aprimorar a precisão da estimativa desses estoques. Essa abordagem permite considerar uma gama de fatores que afetam o armazenamento de C nos solos de mangue, como as variações na composição do solo, a profundidade do perfil e as condições ambientais, que influenciam diretamente a estabilidade e

o acúmulo de C (Minasny *et al.*, 2017; Forkuor *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2019; Emadi *et al.*, 2020; John *et al.*, 2020).

O uso de tecnologias de sensoriamento remoto, como imagens de satélites combinado com algoritmos de aprendizado de máquina (AM), permite a extração de dados espaciais detalhados, que quando integrados a dados de campo, proporcionam estimativas precisas e dinâmicas do carbono armazenado nos solos (Zhang *et al.*, 2019).

Estudos recentes, como o de John *et al.* (2022); Muñoz, Alvis e Martínez (2024) e Roy *et al.* (2024), destacam a importância de modelos preditivos, que utilizam dados de sensoriamento remoto para quantificar estoques de carbono no solo, considerando as características específicas de diferentes tipos de manguezal. Nestes estudos, algoritmos de AM, incluindo rede neural artificial (ANN), Support Vector Machines (SVM), regressão cubista, florestas aleatórias (RF), Extreme Gradient Boost (XGB) e regressão linear múltipla (MLR) vem sendo alguns dos modelos escolhidos para realizar a predição do estoque de carbono no solo.

Além disso, o uso de covariáveis derivadas de sensores remotos em combinação com algoritmos de AM tem se mostrado promissor para mapear tipos de solo e seus atributos como estoque de carbono em grandes áreas (Ferreira *et al.*, 2023). Esses modelos vêm sendo associados a um método de validação cruzada chamada Leave-One-Out Cross-Validation (LOOCV) que é utilizada para avaliar a performance dos modelos, treinando e validando-os. A LOOCV permite que o modelo seja treinado com todos os dados disponíveis, exceto um ponto de dados, que é utilizado para teste (Huang *et al.*, 2014; Lima, 2022; Silva, 2024).

Estudos voltados para estimativa do estoque de carbono orgânico nos solos (EstCOT) empregando método de AM se fazem necessários, sendo poucos os estudos publicados que enfatizam o EstCOT em diferentes métodos (Kauffma *et al.*, 2018a; Kauffman *et al.*, 2018b; Portela, 2019; Rovai *et al.*, 2021; Rodrigues, 2022; Barbosa *et al.*, 2023) em especial com o enfoque voltado para os manguezais do nordeste brasileiro.

Dessa forma, o referido estudo tem por objetivo mapear o estoque de carbono orgânico no solo através do uso do sensoriamento remoto e aprendizado de máquina na Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB), treinando modelos que se destaquem em sua predição.

Os resultados deste estudo apresentarão uma base de dados, promovendo a implementação eficaz do monitoramento ambiental, disponibilizando mapas de distribuição espacial do EstCOT e identificando áreas mais significativas para o armazenamento de carbono orgânico no solo, fornecendo, desse modo, uma base sólida para estratégias de mitigação das

mudanças climáticas. Além de ser uma discussão especialmente relevante para o Brasil, uma vez que, nas últimas três décadas, aproximadamente 50 mil hectares de mangue foram destruídos (Romañach *et al.*, 2018). A conservação desses ecossistemas de *blue carbon* assegura a continuidade do sequestro de carbono no futuro e evita emissões decorrentes das mudanças no uso da terra.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo corresponde a APA DPHB com ênfase para os manguezais, e está situada no nordeste setentrional brasileiro (Figura 1). A área compreende três Estados (Maranhão, Piauí e Ceará) e ocupa uma área aproximada de 313.809 hectares, abrangendo na totalidade os municípios de Cajueiro da Praia (PI) e Ilha Grande (PI), e parcialmente os municípios de Parnaíba (PI), Luís Correia (PI), Barroquinha (CE), Chaval (CE), Água Doce do Maranhão (MA), Araisos (MA), Paulino Neves (MA) e Tutóia (MA), conforme pode ser observado na Figura 1 (ICMBIO, 2018).

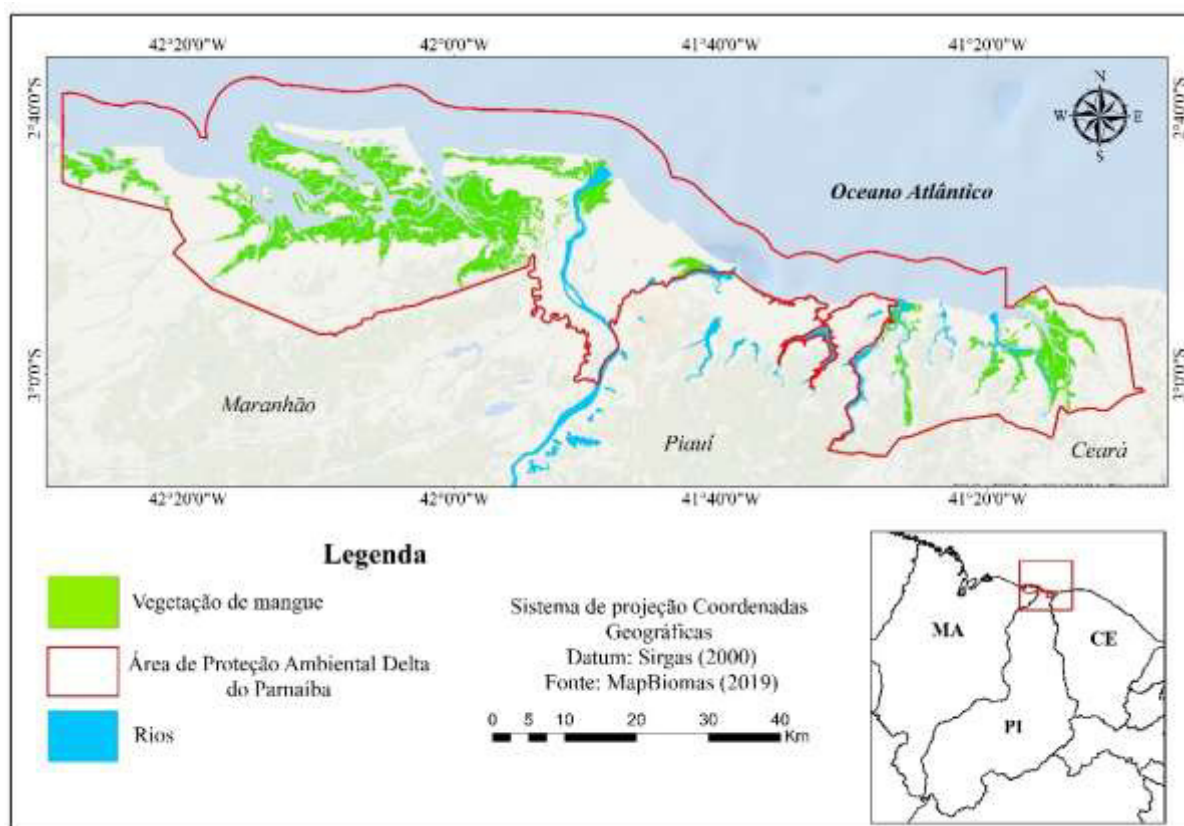


Figura 1. Área correspondente a APA do Delta do Parnaíba, com destaque para os manguezais.

Na área de estudo, ainda ocorre sobreposição de três outras Unidades de Conservação: A Área de Proteção Ambiental da Foz do Rio Preguiças, Maranhão; a Reserva Extrativista Marinha Delta do Parnaíba, localizada no Piauí e Maranhão e a Reserva Particular do Patrimônio Natural Ilha do Caju, Piauí (ICMBIO, 2019; Meneses; Abreu, 2020).

Este delta mencionado, é um complexo de ilhas, canais, lagoas e manguezais, formando uma paisagem única e rica em biodiversidade (Oliveira e Silva, 2016). Sua localização estratégica na foz do rio Parnaíba e a abrangência de múltiplos municípios distribuídos nos três estados (PI/MA/CE) tornam a APA uma região de grande interesse para a conservação ambiental.

Com um clima tropical caracterizado por estações chuvosas e secas bem definidas, a APA DPHB possui um clima variável que perpassa entre o úmido clima amazônico e o semiárido nordestino, com chuvas acumuladas de janeiro à Maio (Chielle, 2019). As temperaturas médias anuais são elevadas, geralmente acima de 26°C, com mínimas que raramente caem abaixo de 22°C e geralmente ocorre entre março e abril e máximas que podem ultrapassar 32°C.

Silva (2020) destaca a existência de quatro unidades paisagísticas dentro da área da APA DPHB. Para a autora, essas quatro unidades estão representadas por áreas de Campo de dunas; Planície flúvio-marinha; Planície fluvial e Tabuleiros costeiros. Do ponto de vista geológico na área dos manguezais presentes na APA DPHB há o predomínio de “Depósitos Flúvio – Marinho datados do holocênico e o Grupo Barreiras margeando essa vegetação” (IBGE, 2012).

A área possui também uma variedade de solos, refletindo a complexidade do ecossistema deltaico e que suportam diferentes tipos de vegetação. Os solos de boa parte da planície do Delta do Piauí, são considerados solos relativamente profundos, que apresentam uma susceptibilidade a inundação e são constituídos por materiais minerais e orgânicos, o que provoca tendência à salinidade (Cabral, 2018).

Segundo o mapeamento de solos realizado pelo IBGE (2013) e IBGE (2014) a área da APA DPHB apresenta solos do tipo: Gleissolo Tiomórfico; Gleissolo Háptico; Gleissolo Sáfico e Neossolo Quartazarênico. Também foi possível observar em campo nessa área, a presença de solos na ordem dos Organossolo Tiomórfico, assim como nos estudos de Portela (2019).

A vegetação do Delta do Parnaíba está sujeita a inundações frequentes e se diferencia principalmente devido às variações da composição e profundidade do solo em relação ao lençol freático. A região possui vegetação de tabuleiros, restingas, manguezais, mata ciliar de várzeas e vegetação sobre dunas (IBAMA, 1999; Guzzi, 2012). A vegetação de mangue, alvo desse estudo, aporta uma variedade de plantas em sua maioria lenhosas (Martins *et al.*, 2012). Além

disso, essa vegetação é berçário e abrigo de espécies marinhas e estuarinas e desempenha um papel fundamental na conservação das atividades de populações ribeirinhas, que dependem do ecossistema para a cata de caranguejos, uma importante fonte de sustento.

2.2 Escolha dos pontos de amostragem do solo

Para realização do levantamento de dados de solo em campo, inicialmente foram estabelecidos os pontos de análise. Esses pontos foram definidos com base na representatividade da estrutura da vegetação de mangue, baseando-se no uso de imagens dos satélites (Landsat 8/OLI e Rapideye), para auxílio na fotointerpretação e facilitando a seleção de locais para amostragem que tivessem maior acessibilidade.

Além disso, também se utilizou de dados do NDVI (Índice de vegetação por diferença normalizada) e suas variações de densidade para a vegetação a fim de auxiliar na escolha de diferentes pontos. Com isso, foram estabelecidos 27 pontos de análise distribuídos em parcelas de vegetação de mangue em toda a área da APA DPHB (Ver figura 2).

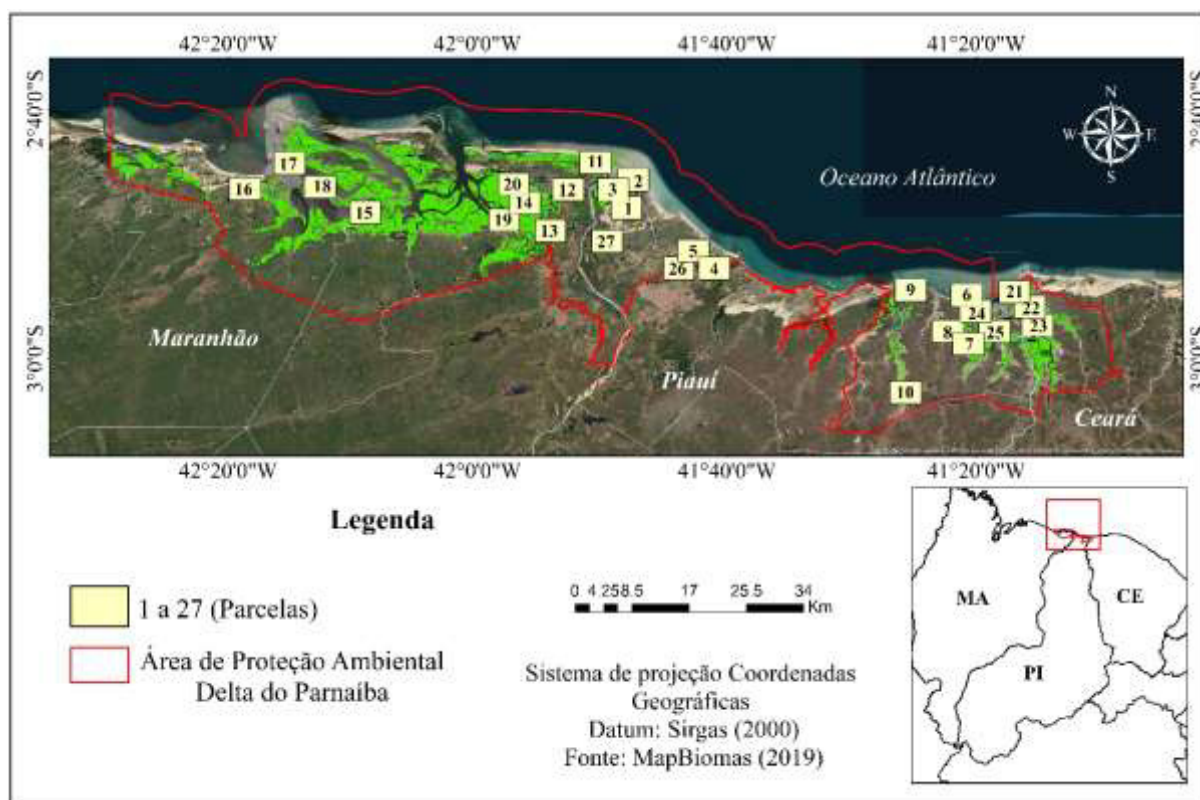


Figura 2. Pontos de amostragem na APA do Delta do Parnaíba, Brasil

Em cada parcela foram coletadas amostras de solos simples, para formar uma composta, onde os estoques de carbono orgânico do solo, foram avaliados até 100 cm de profundidade.

Para a coleta foram efetuadas tradagens nos pontos com intervalos de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50, 50-100 cm de profundidade. Essas amostras indeformadas, foram coletadas utilizando-se um trado semicircular específico para solos hidromórficos, conforme utilizado por Donato *et al.* (2011) e Kauffman *et al.* (2014).

2.3 Caracterização física e química do solo

As amostras coletadas foram secas ao ar, seguida de destorroamento, peneiramento e pesagem. Após esse procedimento, em laboratório foram realizadas análises químicas (Ca, Mg, Al, H + Al, Na, K e P) segundo Texeira *et al.* (2017).

Para a granulometria das amostras, foi utilizado o método da pipeta por dispersão total, proposto por Texeira *et al.* (2017). Esse método é utilizado para analisar as frações mais finas do solo, especialmente a argila e o silte, que não podem ser quantificadas por peneiração como a areia fina e grossa. Para isso, foi adicionado uma solução de hidróxido de sódio (10 mL) ao solo e esperado o tempo para a dispersão das partículas.

Para separação da argila, pipetou-se um volume em suspensão e o mesmo foi levado para secagem em estufa a 105 °C, por 24 horas. As areias fina e grossa foram separadas por tamisação. Em seguida as amostras foram secas em estufa e pesadas para obtenção dos respectivos percentuais (Figura 3). O silte foi obtido por diferença das outras frações (areia total e argila).

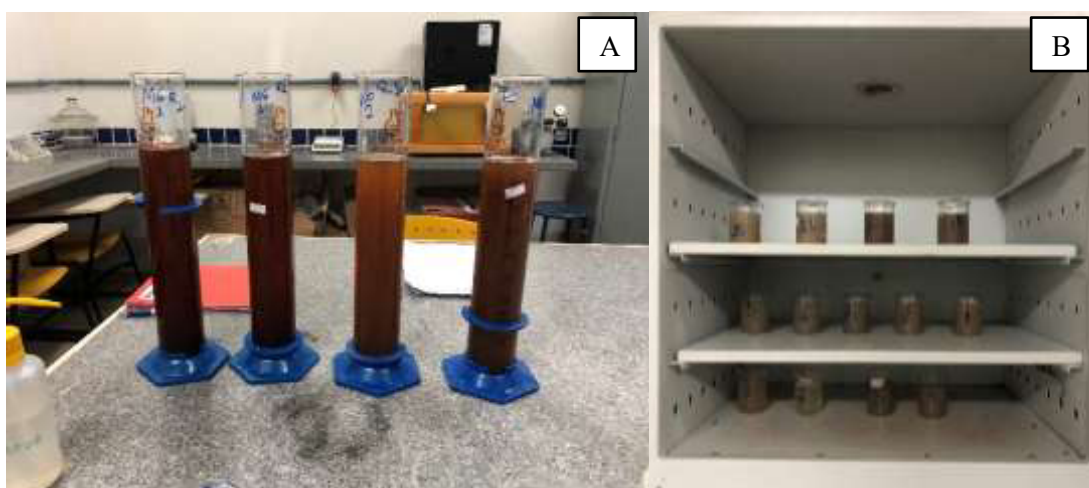


Figura 3. A: Amostras na proveta para realização da análise granulométrica.
B: Amostras na estufa para secagem e identificação do teor de argila.

Também foram realizadas análises de pH em água e condutividade elétrica (CE) por extrato aquoso com o uso do potenciômetro (calibrado) em suspensão sólido/líquido na proporção 1:2,5 conforme Camargo *et al.* (2009) e Texeira *et al.* (2017). Para isso, foi adicionado 10g de solo em copo plástico e água destilada, em seguida, agitou-se a solução com um bastão de vidro. Posteriormente, a mistura foi deixada em repouso a fim de estabilizar o extrato aquoso. Após o tempo estimado, deu-se a leitura do pH e condutividade elétrica.

2.4 Análise do Estoque de Carbono no solo: dados de campo

Considerando que a densidade do solo é um dado essencial para a estimativa do estoque de carbono orgânico, a densidade do solo em alguns pontos foi coletada utilizando-se de coletores de *Kopecky* ou através do trado semicircular (trado russo), o mesmo utilizado para coleta das amostras de solo em casos de solo muito encharcado. Após coletadas, as amostras de densidade foram trabalhadas em laboratório, onde foi realizada a pesagem da amostra úmida e seca a uma temperatura de 105°C em estufa, para em seguida encontrar a densidade, conforme demonstra a (Equação 1).

$$Ds = \frac{a}{b} \quad (1)$$

Em que:

Ds = densidade do solo (Mg m³);

a = massa da amostra seca a 105°C (Mg);

b = volume do anel ou cilindro, isto é, do solo amostrado (m³)

Para determinação do teor de carbono orgânico total (COT), as amostras foram submetidas a análise de oxidação úmida com dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) em meio ácido com aquecimento (Figura 4), conforme metodologia proposta por Texeira *et al.* (2017), onde o dióxido de carbono resultante foi quantificado por titulação.



Figura 4. A e B: Aquecimento da análise de oxidação úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) para identificação de COT.

Os estoques foram calculados a partir do teor de C e densidade do solo nas diferentes profundidades. Assim, após a determinação da densidade, foram calculados os estoques de carbono por meio da (Equação 2), desenvolvida por Veldkamp, (1994):

$$\text{EstC (Mg ha}^{-1}\text{)} = (\text{COT} \times D_s \times e)/10 \quad (2)$$

Em que:

EstC: estoque de carbono Mg ha^{-1} ;

COT: teor de carbono orgânico total (g.kg^{-1});

D_s : densidade do solo em cada profundidade (Mg. m^{-3});

e : espessura da camada considerada (cm).

A classificação dos solos até o quarto nível categórico foi realizada para cada um dos 27 pontos, seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) de Santos *et al.* (2018).

Para o mapeamento do EstCOT foi utilizado AM com aplicação de algoritmos, como árvores de decisão e regressões, para modelar a relação entre as variáveis espectrais escolhidas e os teores de carbono no solo. O método adotado para essa análise seguiu a mesma prevista para a biomassa acima do solo (AGB) destacada no Capítulo 2 com maior detalhe. Algoritmos como *Regressão linear múltipla (MLR)*, *Random Forest (RF)* e *XGBoost (XGB)* foram aplicados para comparar a precisão das estimativas de EstCOT com base nos dados coletados

e assim espacializa-los. Todos os algoritmos foram implementados através do pacote *Caret* (*Classification And REgression Training*).

As covariáveis espectrais utilizadas para estimar o EstCOT na profundidade de 0-100 cm, foram obtidas a partir de imagens dos satélites (Landsat 8/OLI e Sentinel-2/MSI), onde para cada um deles foram utilizadas covariáveis e bandas diferentes. As imagens dos dois satélites foram baixadas através da plataforma Google Earth Engine (GEE) utilizando-se as imagens da collection 2 level-2, por oferecem dados atmosféricos já corrigidos e geocodificadas.

Para a estimativa de EstCOT nos solos da APA DPHB utilizou-se a mediana das imagens do sensor OLI no período chuvoso, datando de 01 a 25 de fevereiro de 2023 e imagens do sensor MSI, no período seco, datando de 01 de agosto de 2021 a 30 de novembro de 2021. Como fator decisivo na escolha do período das imagens, procurou-se por imagens que apresentassem baixa cobertura de nuvens (abaixo de 10%) para facilitar a visualização.

As imagens obtidas do instrumento OLI consistem em nove bandas multiespectrais, porém no estudo foram utilizadas apenas 7 bandas (B1, B2, B3, B4, B5, B6 e B7). No Sentinel-2 utilizou-se as bandas (B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8A, B11 e B12). Essas bandas, com o auxílio do software R (versão 4.3.2) obtido gratuitamente, foram agrupadas em um *Stack*.

Após a seleção das bandas, foram calculados os seguintes índices espectrais no *software* R, conforme demonstrado no Quadro 1.

Quadro 1. Equações utilizadas para determinação dos índices espectrais em cada sensor/satélite

ÍNDICE/REFERÊNCIA	EQUAÇÃO	LANDSAT 9	SENTINEL-2
Ratio Vigor Index (RVI) Pearson e Miller (1972)	$RVI = \frac{NIR}{RED}$	X	-
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) Rouse <i>et al.</i> (1973)	$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED}$	X	X
Soil-adjusted Vegetation Index (SAVI) Huete (1988)	$SAVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED+L} * (1 + L)$	X	-
Enhanced Vegetation Index (EVI) Huete <i>et al.</i> (1997)	$EVI = G \left(\frac{NIR-RED}{NIR+C1*RED-C2*BLUE+L} \right)$	X	X
Normalized difference water index (NDWI) McFeeters (1996)	$NDWI = \frac{GREEN-NIR}{GREEN+NIR}$	X	X
Green Normalized Difference Vegetation Index (GNDVI) Gitelson <i>et al.</i> (1996)	$GNDVI = \frac{NIR-GREEN}{NIR+GREEN}$	X	-
Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI)	$MNDWI = \frac{GREEN-Swir2}{GREEN+Swir2}$	X	-

Xu (2006)			
Corrected Transformed Vegetation Index (CTVI) Perry e Lautenschlager (1984)	$CTVI = \frac{(NDVI+0,5)}{ NDVI+5 } * \sqrt{ NDVI + 5 }$	X	-
Clay Minerals (CLAY) Sabins (1997)	$CLAY = \frac{Swir1}{Swir2}$	X	X
Iron Oxide (IRON) Sabins (1997)	$IRON = \frac{RED}{BLUE}$	X	X
Índice de Vegetação da Simples Razão (Simple Ratio - SR) Jordan (1969)	$SR = \frac{RED}{NIR}$	-	X

Nota: NIR: Banda infravermelha próxima; RED: Faixa vermelha; GREEN: Faixa verde; BLUE: Faixa azul; Swir2: infravermelho de onda curta; G: Fator de ganho = 2,5; L: Fator de correção para solo, onde foi utilizado o valor = 0,25 no índice SAVI e o valor = 1 no índice EVI; C1 e C2: Coeficientes de ajuste para efeito de aerossol atmosférico, onde C1= 6 e C2 = 7,5; As bandas 6 e 7 no cálculo de Clay podem variar dependendo do satélite (Landsat 9 ou Sentinel-2).

Além das bandas e índices, também foi utilizado o DEM (Modelo Digital de Elevação) obtidos através da SRTM (Shuttle Radar Topography Mission).

A performance dos modelos foi calculada pelo método da validação cruzada deixando um de fora, (*leave-one-out cross-validation*) conforme metodologia de Jachoswi *et al.* (2013) e Selvaraj; Pérez (2023). Neste método, para cada interação do processo, um único exemplo do conjunto de dados é usado como dado de teste, enquanto os outros exemplos são usados para treinar o modelo.

Para avaliar a performance dos algoritmos foram utilizadas medidas de validação recomendadas por Whang *et al.* (2016), como o coeficiente de determinação (R^2), a RMSE (raiz do erro médio quadrático) e MAE (erro médio absoluto). A avaliação e análise dos modelos foi realizada por meio da análise visual dos gráficos de dispersão entre os valores de EstCOT observados e os valores preditos pelos modelos. É importante destacar que esses valores foram verificados utilizando todas as variáveis inseridas no modelo e utilizando as cinco principais variáveis descritas pelo treinamento do modelo como sendo as de maior importância. A fim de descrever a maior e melhor acurácia.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estoque de carbono orgânico no solo

Ao classificar os solos presentes em cada uma das parcelas foi possível identificar as seguintes classes (Quadro 2) e com isso perceber que dentro da área de estudo há um predomínio de solos na ordem dos Gleissolos com exceção das parcelas M01, M08 e M17 que apresentaram classificação na ordem dos Organossolos.

Quadro 2. Classificação dos solos em diferentes parcelas de mangue na APA do Delta do Parnaíba-PI.

Nº PARCELA/VEGETAÇÃO	CLASSIFICAÇÃO
M01 - (<i>Rizophora</i> spp.)	ORGANOSSOLO TIOMÓRFICO Sáprico térrico
M02 - (<i>Rizophora</i> spp.)	GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sálico sódico
M03, M04 e M05 – (<i>Rizophora</i> spp.)	GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sálico sódico
M06 - (<i>Conocarpus erectus</i>); M07- (<i>Rizophora</i> spp.); M12 - (<i>Rizophora</i> spp.); M15 – (<i>Rizophora</i> spp. e <i>Avicennia</i> spp.); M16 – (<i>Rizophora</i> spp.); M18 – (<i>Avicennia</i> spp.) M21 - (<i>Rizophora</i> spp.); M22 - (<i>Rizophora</i> spp. e <i>L. racemosa</i>); M23 - (<i>Rizophora</i> spp.); M25 - (<i>Conocarpus erectus</i>)	GLEISSOLO SÁLICO Sódico típico
08 – (<i>Rizophora</i> spp.)	ORGANOSSOLO TIOMÓFICO Hêmico sálico
M09 - (<i>Rizophora</i> spp.); M10 – (<i>Rizophora</i> spp. e <i>Avicennia</i> spp.); M11 – (<i>Rizophora</i> spp.); M19 – (<i>Rizophora</i> spp. e <i>Avicennia</i> spp.); M20 – (<i>Rizophora</i> spp. e <i>Avicennia</i> spp.)	GLEISSOLO TIOMÓFICO Órtico típico
M13 - (<i>Rizophora</i> spp., <i>Avicennia</i> spp e <i>Idigosfera</i> sp ³); M24 – (<i>Conocarpus erectus</i>)	GLEISSOLO SÁLICO Órtico solódico
M14 – (<i>Rizophora</i> spp. e <i>Avicennia</i> spp.)	GLEISSOLO SÁLICO Órtico típico
M17 - <i>Rizophora</i> spp.	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico sódico sálico
M26 – <i>L. racemosa</i> ; <i>Avicennia</i> spp. e <i>Idigosfera</i> sp ³	GLEISSOLO TIOMÓRFICO Órtico sálico sódico
M27 – <i>Avicennia</i> spp. <i>Idigosfera</i> sp ³ , <i>Maurita flexuosa</i> L., <i>Euterpe oleracea</i> Mart. e <i>Genipa americana</i> L.	GLEISSOLO MELÂNICO Sódico neofluvisólico

Nota: M01 a M27* (Corresponde às parcelas analisadas na vegetação de mangue).

A predominância de Gleissolos e Organossolos nas parcelas da APA DPHB, com vegetação de mangue, está diretamente relacionada às condições de saturação por água, alta salinidade e acúmulo de matéria orgânica nessas regiões, características típicas dos ecossistemas de mangue (Valladares *et al.*, 2019; Portela, 2019; Cabral *et al.*, 2019). A dinâmica das marés e a adaptação das plantas ao ambiente salino também desempenham um papel fundamental na formação e composição desses solos.

A presença de *Avicennia* spp. e *Conocarpus erectus* em algumas parcelas também pode indicar uma variação nas condições locais, como a capacidade de drenagem ou menor salinidade em comparação com outras áreas dominadas por *Rizophora* spp. (Vila Nova, Torres e Coelho, 2017). Além disso, a predominância de solos tiomórficos, sódicos e salinos pode ser explicada pela proximidade do ecossistema manguezal com o mar (Bonfim, 2014; Zhao *et al.*, 2020). As marés elevam a salinidade do solo, especialmente em áreas mais baixas e com drenagem restrita.

A concentração do teor do carbono orgânico no solo (COT) nas 27 parcelas, variou de (6,53 g.kg⁻¹ a 294,99 g.kg⁻¹) em diferentes profundidades. Estes valores juntamente com os de

densidade do solo, que variaram de $0,32 \text{ Mg.cm}^{-3}$ a $1,55 \text{ Mg.cm}^{-3}$ contribuíram para a identificação do EstCOT, pois, a variação da densidade, afeta diretamente os teores e estoques de carbono (Valladares *et al.*, 2016). Também pode-se observar que os solos com alto teor de matéria orgânica, em sua maioria, apresentaram densidade menor que 1 Mg.m^{-3} . Fato também observado nos estudos de Clonego *et al.* (2011) e Nobrega (2013).

Na figura 5 são apresentados os valores de (EstCOT) encontrados em cada uma das 27 parcelas analisadas. O EstCOT na área da APA DPHB possui grande dispersão, variando de $65,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $502,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ e média de $285,82 \text{ Mg ha}^{-1}$.

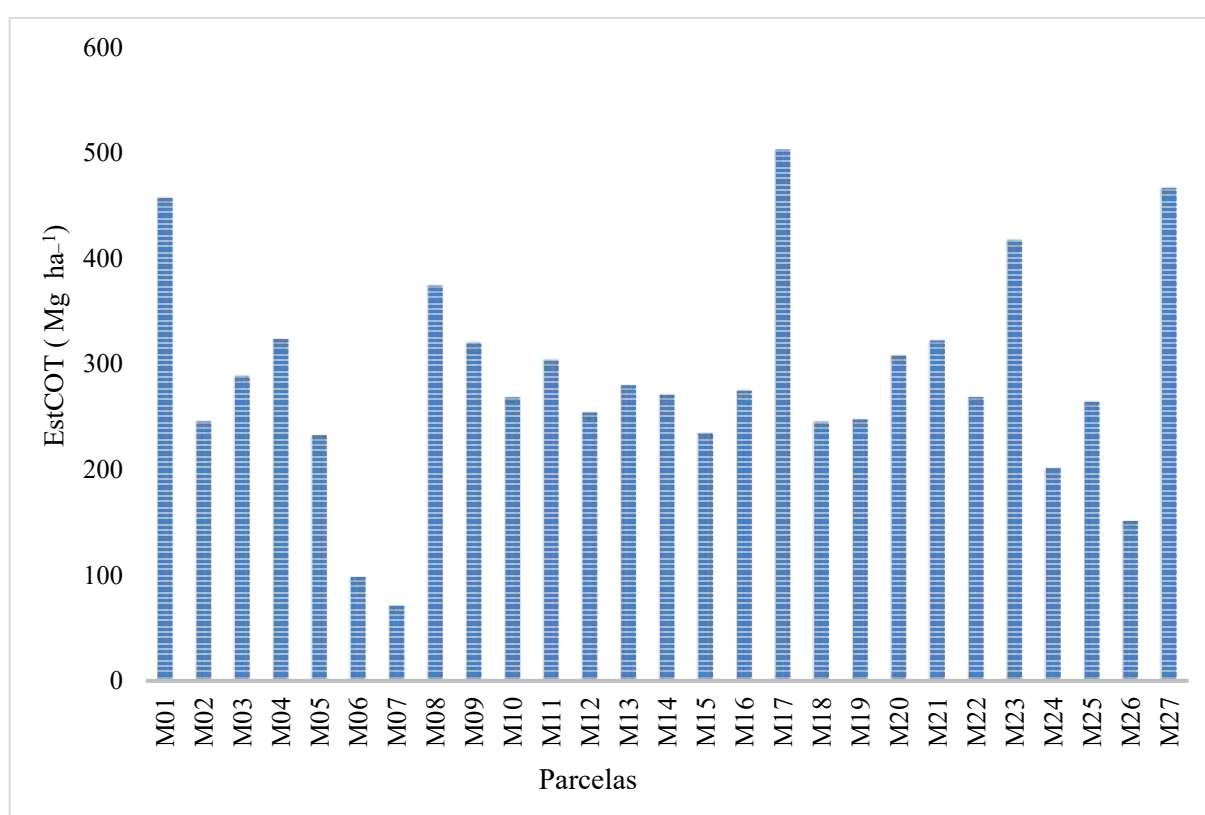


Figura 5. Estoque de carbono orgânico total do solo em 27 parcelas da APA DPHB

Esse valor é considerado elevado quando comparado com os estudos realizados em mangues de outros países como nas Ilhas Karimunjawa, na Indonésia com variação de $3,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ a $366,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Nehren; Wicaksono, 2018); Província de Aceh, Indonésia com média de $81,37 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Dewiyanti *et al.*, 2021); nas Filipinas, com $173,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Abino *et al.*, 2014); Baía de Yanglu no sul da China, com média de 275 Mg ha^{-1} (Wang *et al.* 2014) e no Iran com $188,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Askari *et al.*, 2022).

No Brasil, Kauffman *et al.* (2018a) encontraram uma média de EstCOT de (340 Mg ha^{-1}) em áreas de manguezais da Amazônia. Em manguezais do Rio Jaguaribe e Acaraú, no Estado

do Ceará Kauffman *et al.* (2018b) encontraram valores de 334,53 Mg ha⁻¹. Santos-Andrade *et al.* (2021) nos manguezais da Bahia de Todos os Santos, apresentaram uma média de estoque de 336 Mg ha⁻¹. Valores considerados superiores ao estimado nesta pesquisa.

A parcela que apresentou o maior EstCOT foi a M17 com 502,9 Mg ha⁻¹, representativa de Organossolos. Resultado maior do que o encontrado por Santos-Andrade *et al.* (2021) que também observou os maiores valores de EstCOT em Organossolos (336 Mg ha⁻¹), na Bahia.

Essa parcela também é representativa da vegetação *Rizophora* spp., seguida da parcela M27 (Gleissolo - *Avicennia* spp. *Idigosfera* sp³, *Maurita flexuosa* L., *Euterpe oleracea* Mart. *And Genipa americana* L.) com 466,6 Mg ha⁻¹ e M01 (457,3 Mg ha⁻¹) também representativa de Organossolos e *Rizophora* spp. Ressalta-se ainda que os solos de manguezais da APA DPHB apresentaram estoques superiores aos dos Organossolos do Brasil (Valladares *et al.*, 2016), que apresentaram estoques de 203,59 Mg ha⁻¹.

Nos estudos de Donato *et al.* (2011) e Manoj *et al.* (2024) foi possível perceber que a espécie *R. mangle* é a vegetação que acumula mais carbono no solo, especialmente nas camadas mais profundas. Isso ocorre, segundo os autores, devido ao tipo de sistema radicular, maior densidade de raízes e por ser uma espécie mais produtiva, por apresentar alta taxa de produção de biomassa, tanto acima quanto abaixo do solo, e por sua eficiência na ciclagem de carbono, o que resulta em maiores EstCOT,

No entanto, também é possível observar que as espécies do gênero *Avicennia* spp. também possuem um papel importante no sequestro de carbono, principalmente em áreas de manguezais, que sofrem influências de diferentes regimes hídricos, pois a *Avicennia* spp. pode ser mais resistente a variações ambientais e em certos locais tem uma contribuição significativa para o sequestro de carbono, como foi o caso observado na parcela M27.

Os solos, de acordo com sua gênese e posição na paisagem, possuem capacidade diferenciada de armazenar carbono. Através das análises realizadas em laboratório, para o estudo da distribuição vertical do carbono pode-se perceber que na maioria das parcelas (M08 a M26) a concentração do EstCOT apresenta variações de aumento e redução em algumas camadas. Porém, nas camadas de 30 a 50 cm e 50 a 100 cm o estoque tende a aumentar, chegando a duplicar o valor na última profundidade. Relação de semelhança também foi observada nos estudos de Pupin e Nahas (2014).

Wang *et al.* (2013) ressaltam que esses valores em maiores profundidades também podem ser explicados pela intensa atividade biológica (atividade realizada por caranguejos) em camadas mais profundas e pela migração descendente do carbono orgânico que pode ocorrer com auxílio da força motriz da água proveniente da precipitação ou outras fontes.

3.2 Mapeamento do estoque de carbono orgânico do solo

Os resultados apresentam um comparativo detalhado entre diferentes modelos de AM aplicados à predição do EstCOT de mangue da APA DHB (Tabela 1). Destaca-se, ainda, a interpretação dos erros estatísticos através da predição realizada para cada modelo utilizando todas as covariáveis selecionadas e também as cinco principais covariáveis selecionadas pelo modelo seguindo a ordem do seu valor de importância gerado.

Tabela 1. Erros estatísticos de predição calculados para cada modelo representando o EstCOT da APA do Delta de Parnaíba, PI com imagens do Landsat-9 e Sentinel-2.

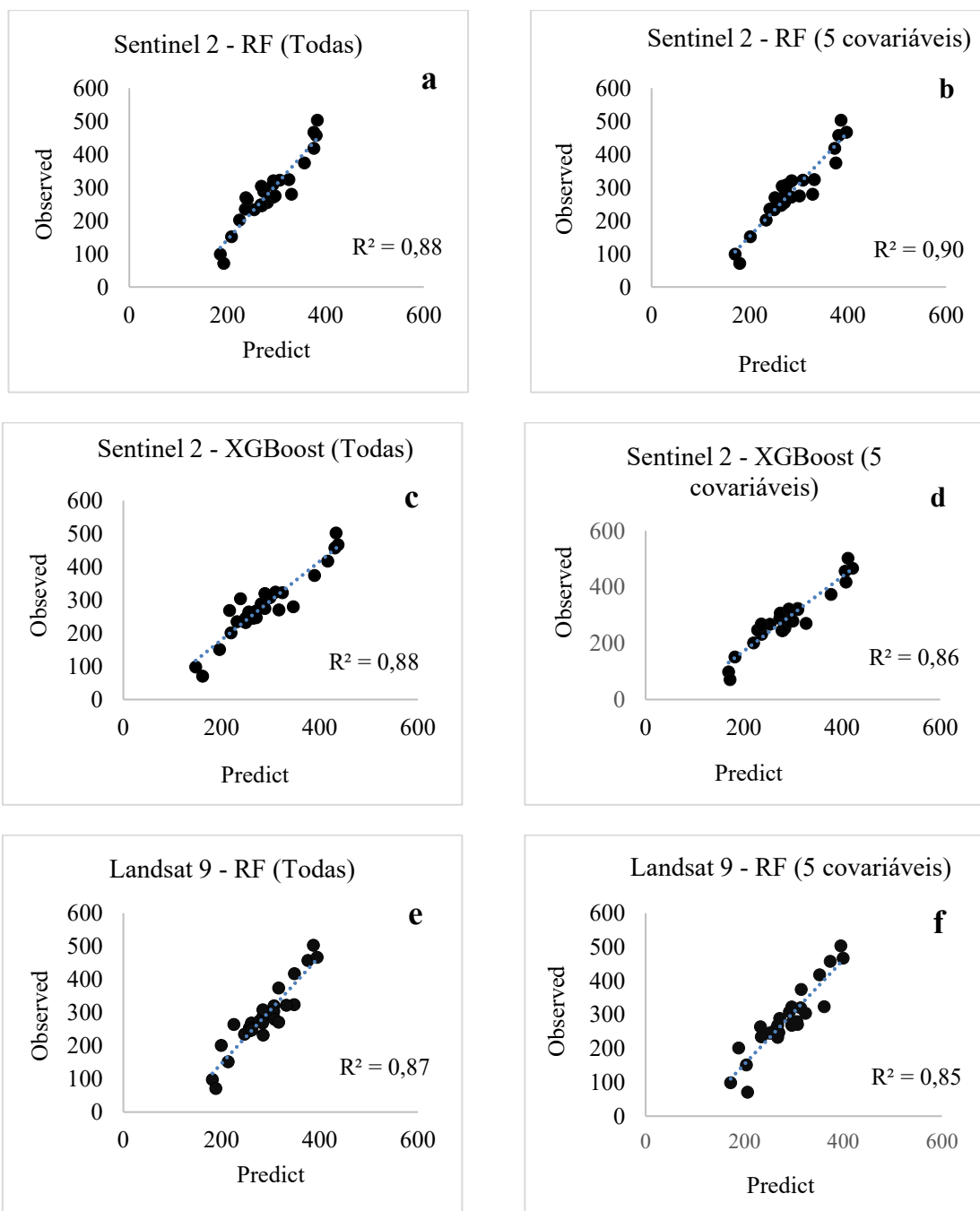
Modelos	Variáveis	RMSE	R ²	MAE	Mín.	Média	Máx.
Sentinel – 2/MSI							
Regressão Linear Multipla	Todas as covariáveis	58,49	0,64	47,17	121,95	284,92	428,55
Regressão Linear Multipla	B5, SR, B3, NDVI, EVI	80,23	0,33	63,1	163,53	284,92	373,8
Random Forest	Todas as covariáveis	49,92	0,88	37,99	185,4	285,05	382,86
Random Forest	B4, SR, Óxidos, B3, B7	45,55	0,9	33,87	170,29	283,92	396,74
XGBoost	Todas as covariáveis	36,45	0,88	27,0	147,38	288,49	437,79
XGBoost	B4, Argila, B11, B5, B6	44,75	0,86	31,3	160,85	285,05	438,57
Landsat-9/OLI							
Regressão Linear Multipla	Todas as covariáveis	52,2	0,72	36,76	124,85	284,92	471,03
Regressão Linear Multipla	EVI, B5, B1, B4, Argila	83,17	0,27	64,48	173,15	284,92	393,16
Random Forest	Todas as covariáveis	49,91	0,87	36,35	181,43	285,51	394,71
Random Forest	EVI, B3, B7, GNDVI, B1	49,79	0,85	37,28	172,03	285,21	399,37
XGBoost	Todas as covariáveis	36,61	0,88	29,57	130,31	283,37	451,85
XGBoost	B1, Óxidos, B3, B2, RVI	40,52	0,87	28,88	145,41	287,57	462,33

Nota: B1, B2, B3, B4, B5, B6, B7, B11* (Correspondem às bandas dos satélites); EVI (Índice de Vegetação Melhorado); GNDVI (Vegetação de Diferença Normalizada Verde); RVI (Índice de Vigor Relativo); NDVI (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada); SR (Índice de Vegetação da Simples Razão).

Pode-se perceber que o modelo XGB apresentou o melhor desempenho geral nos dois sensores, com o menor RMSE (36.45 Mg ha⁻¹ e 36.61 Mg ha⁻¹, respectivamente), o menor MAE (27 Mg ha⁻¹ e 29,57 Mg ha⁻¹) e um R² consistente de 0,88 considerado muito alto na literatura, como verificado nos trabalhos de Meier; Souza; Francelino (2018).

Isso demonstra que o modelo XGB é capaz de aprender de forma mais eficaz as relações complexas entre as covariáveis e o EstCOT, sendo mais robusto e por ser um modelo baseado em árvores, lida bem com dados não lineares e possui interações complexas entre as covariáveis (Marinho, 2021). O modelo avalia quais variáveis são mais relevantes e faz divisões mais precisas nos dados, especialmente nos pontos onde ocorrem transições acentuadas (como nos extremos).

Além disso, mesmo com diferentes combinações de variáveis, ao ajustar com as cinco principais variáveis de importância geradas pelo modelo no software, o XGB se manteve eficiente, apresentando alta acurácia e erros relativamente baixos, se comparadas aos demais modelos. Fato melhor observado ao analisar o gráfico de dispersão dos pontos (Figura 6) com forte ajuste em torno da linha de tendência.



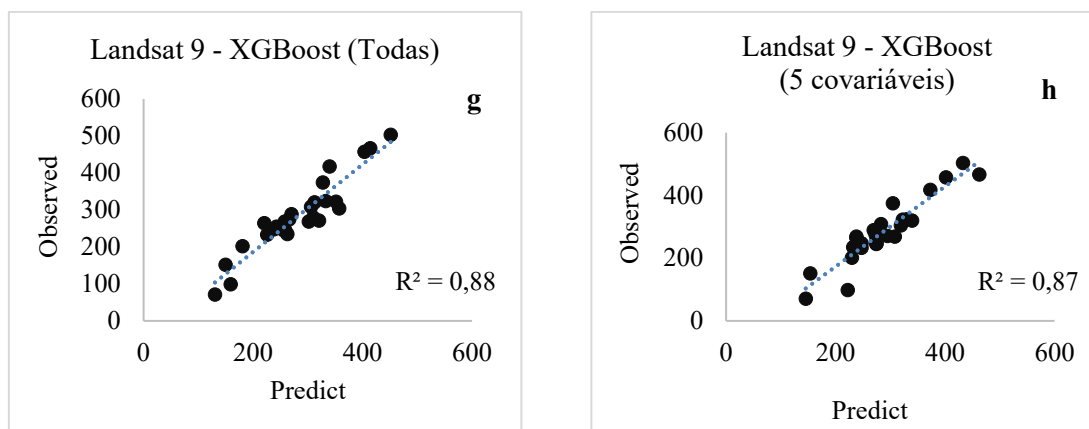


Figura 6. Validação cruzada dos valores de EstCOT representados no gráfico de dispersão usando diferentes dados de sensores remoto.

O modelo XGB se adaptou bem tanto aos dados do Sentinel-2 quanto do Landsat-9, com um desempenho bem equilibrado nos dois satélites. O seu uso depende da escala final que se deseja. Contudo, vale ressaltar que, o Sentinel-2 tem maior resolução espacial e capacidade de capturar variáveis espectrais de forma detalhada. Dado também visualizado por Pham *et al.* (2020).

Além disso, estudos destacam que o modelo XGBoost oferece estimativas mais precisas tanto para valores baixos quanto elevados do EstCOT como o de Xu *et al.* (2022) em manguezais na China e Martínez-Arias *et al.* (2024) na Costa Pacífica Colombiana.

O modelo RF também se destacou e mostrou um bom desempenho ao usar todas as variáveis, apresentando um R^2 de 0,88 e RMSE de 49,92 Mg ha⁻¹ no sensor MSI. O que demonstra que o modelo é bastante robusto e consegue capturar uma boa parte da variabilidade no estoque de carbono nos solos (88%) e ao reduzir as variáveis, o modelo melhora ainda mais, com R^2 de 0,9 e erro menor (RMSE de 45,55 Mg ha⁻¹), sugerindo que a seleção de variáveis de forma mais direcionada pode ser benéfica e trazer bons resultados. Portanto, os resultados obtidos indicam que a seleção dos dados e otimização dos hiperparâmetros feitos de forma adequada são ideais para melhorar a precisão dos modelos preditivos.

Com imagens Landsat-9 o RF também se destaca, com R^2 de 0,87 e RMSE de 49,91 Mg ha⁻¹ ao usar todas as variáveis, indicando uma boa previsão, similar ao que foi observado no Sentinel-2. Reduzir as variáveis no RF não parece impactar tanto, já que o modelo ainda apresenta um R^2 de 0,85. Gomes *et al.* (2019) utilizaram diversos modelos para identificar o Estoque do carbono orgânico do solo em diferentes regiões do Brasil. No entanto, os autores ressaltaram que os melhores resultados foram obtidos por meio do RF corroborando com os resultados de Wadoux; Minasny e McBratney (2020); Tayebi *et al.* (2021); Siqueira *et al.* (2021); Padelinha *et al.* (2024) e Ferreira *et al.* (2023).

Percebe-se, através do gráfico de dispersão (Figura 4) que nos dois modelos (RF e XGB) os pontos estão alinhados ou próximos da linha de tendência, ressaltando que os modelos tem uma boa capacidade de previsão, ou seja, os valores preditos estão muito próximos dos observados.

A Tabela 1 mostra que, a MLR, apresentou um desempenho mais modesto, com R^2 variando de 0,33 a 0,72 e RMSE consideravelmente mais elevado, especialmente quando se utilizam combinações mais complexas de variáveis. No entanto, foi possível perceber que o modelo sofre multicolinearidade ao utilizar todas as variáveis e a mesma inflaciona os erros padrão dos coeficientes, complicando a interpretação e tornando o modelo instável. Isso acontece porque a regressão linear tenta atribuir um coeficiente único para cada variável, e se as variáveis explicam a mesma coisa, o modelo tende a “se perder”

Quando analisamos os satélites utilizados no uso do modelo MLR, o Sentinel-2 teve um desempenho ligeiramente pior que o Landsat-9, especialmente ao reduzir as variáveis (como no caso do NDVI, EVI, B3). Isso demonstra que o Sentinel-2, com sua maior quantidade de bandas e dados, pode ser mais sensível a variáveis complexas que não são bem capturadas por modelos lineares simples.

A figura 7 mostra o mapa representativo do EstCOT dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva do modelo XGB utilizando todas as covariáveis e o satélite Sentinel-2. No mapa podemos observar que o modelo prediz um estoque variando de 92,30 Mg ha^{-1} a 552, 81 Mg ha^{-1} , onde os maiores estoques estão representados na coloração verde escuro. Em campo o estoque observado variou de 70,9 Mg ha^{-1} a 502, 90 Mg ha^{-1} . Ao comparar os dois valores, observou-se que o modelo XGB realmente possui um ajuste elevado e bem adequado.

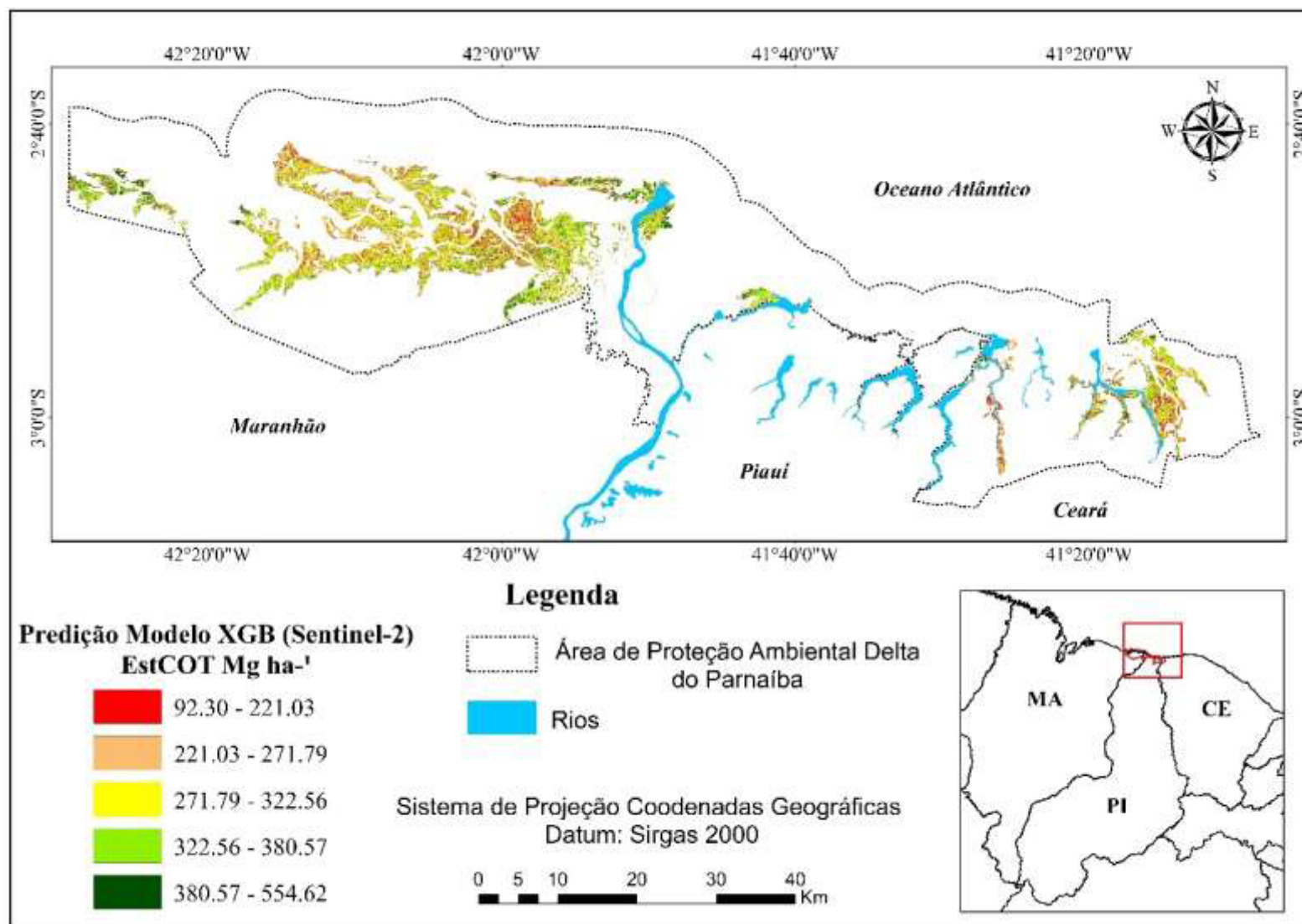


Figura 7 Mapa digital do estoque de carbono orgânico (0-100 cm) dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva utilizando o sensor MSI e todas as covariáveis no modelo XGB.

Também é possível observar de forma espacializada, que os maiores EstCOT estão representados nas áreas próxima ao rio Parnaíba (parcela 1) e na parte Oeste da área da APA correspondendo à cidade de Tutóia no Maranhão (parcela 17), regiões representativas principalmente de Organossolos, conforme destacado na Figura 8.

Com isso, pode-se destacar que, os manguezais são frequentemente inundados por marés, o que resulta em condições anaeróbicas no solo. Nessas condições, a decomposição da matéria orgânica é mais lenta, pois a falta de oxigênio dificulta a atividade de decompositores (como bactérias e fungos). Isso leva ao acúmulo de carbono orgânico ao longo do tempo, o que pode ser mais pronunciado em áreas mais próximas ao deságue de água, onde a dinâmica da maré é mais intensa.

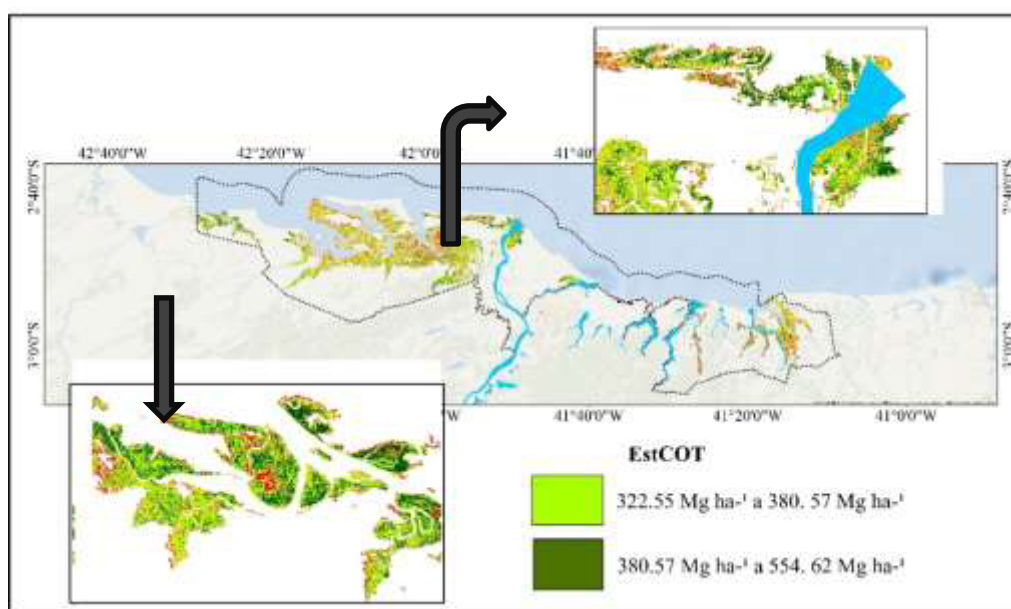


Figura 8. Áreas representativas de maior estoque de carbono orgânico no solo na área da APA DPHB

Além disso, o clima da região leste é caracterizado como semiárido e o da região oeste é um clima úmido. O que provavelmente ressalta em um maior EstCOT em áreas de clima úmido, onde há o predomínio maior de chuvas acarretando consequentemente maior crescimento de plantas e mais deposição de matéria orgânica (folhas, raízes, galhos). Os solos são mais úmidos, o que dificulta a decomposição completa da matéria orgânica e há a maior chance de acumular carbono na forma de matéria orgânica. Já nos ambientes de clima semiárido, há uma menor quantidade de chuvas e portanto, menor produção de biomassa. Os solos são mais secos, o que dificulta a formação de matéria orgânica, liberando mais carbono para a atmosfera em vez de estocá-lo no solo.

A maior quantidade de carbono orgânico do solo nessas áreas também pode estar fortemente relacionada a outros fatores, como a interação entre os sistemas hídricos fluviais e marinhos, à vegetação de manguezal produtiva, à acumulação de sedimentos ricos em matéria orgânica e à baixa taxa de decomposição devido à presença de água e condições anaeróbicas (Friess *et al.*, 2020). As características geomorfológicas do delta e a dinâmica de maré também desempenham um importante papel na retenção e preservação do carbono nessas regiões.

As figuras 9 e 10 trazem as representações do EstCOT no modelo XGB utilizando imagens do landsat-9 (com todas as covariáveis) e o modelo RF utilizando as covariáveis (B4, SR, Óxidos, B3, B7) com imagens do Sentinel-2. Estas também trouxeram um ajuste adequado para realização da predição conforme destacado na Tabela 1 e Figura 6

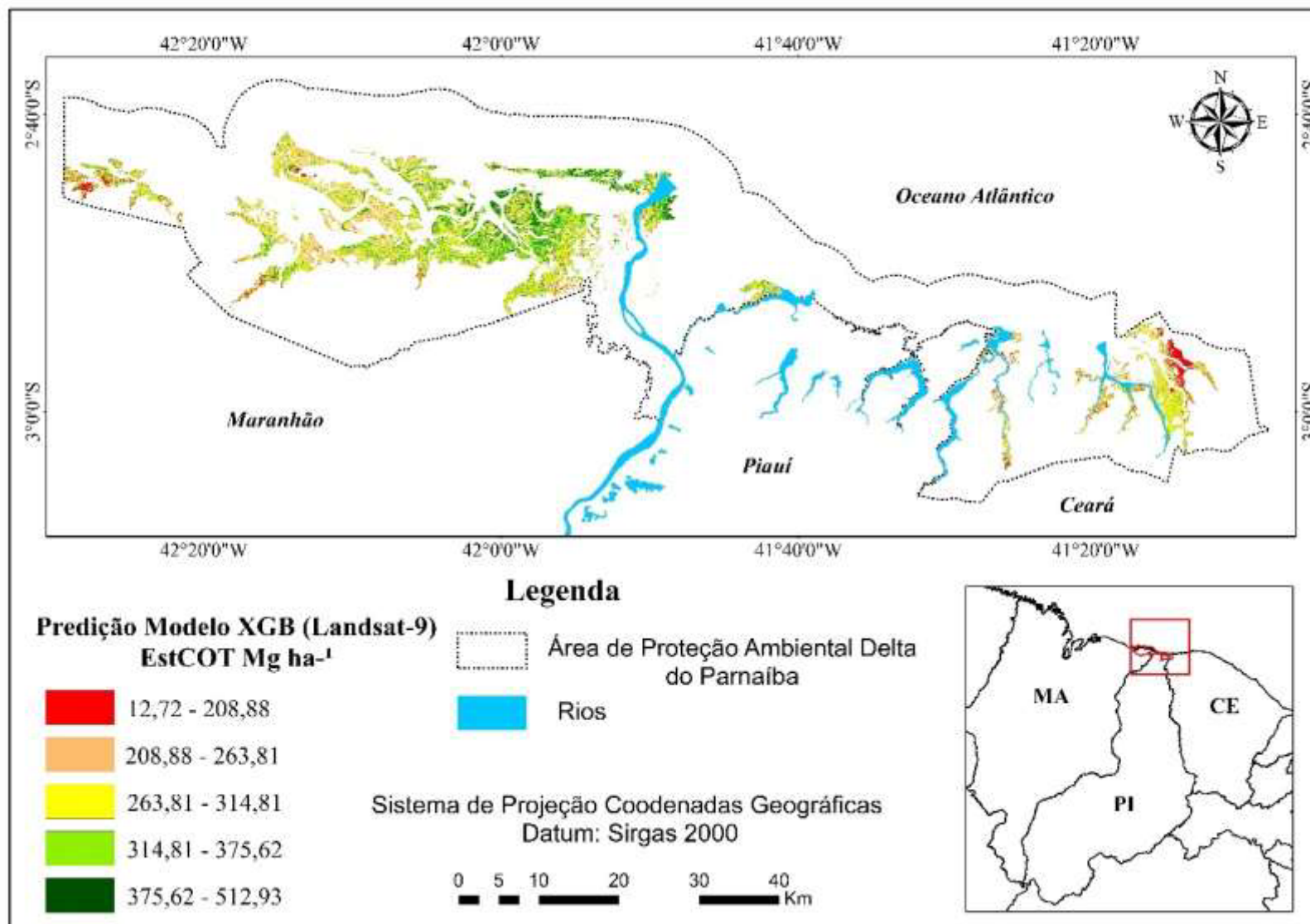


Figura 9. Mapa digital do estoque de carbono orgânico (0-100 cm) dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva utilizando o sensor OLI e todas as covariáveis no modelo XGB.

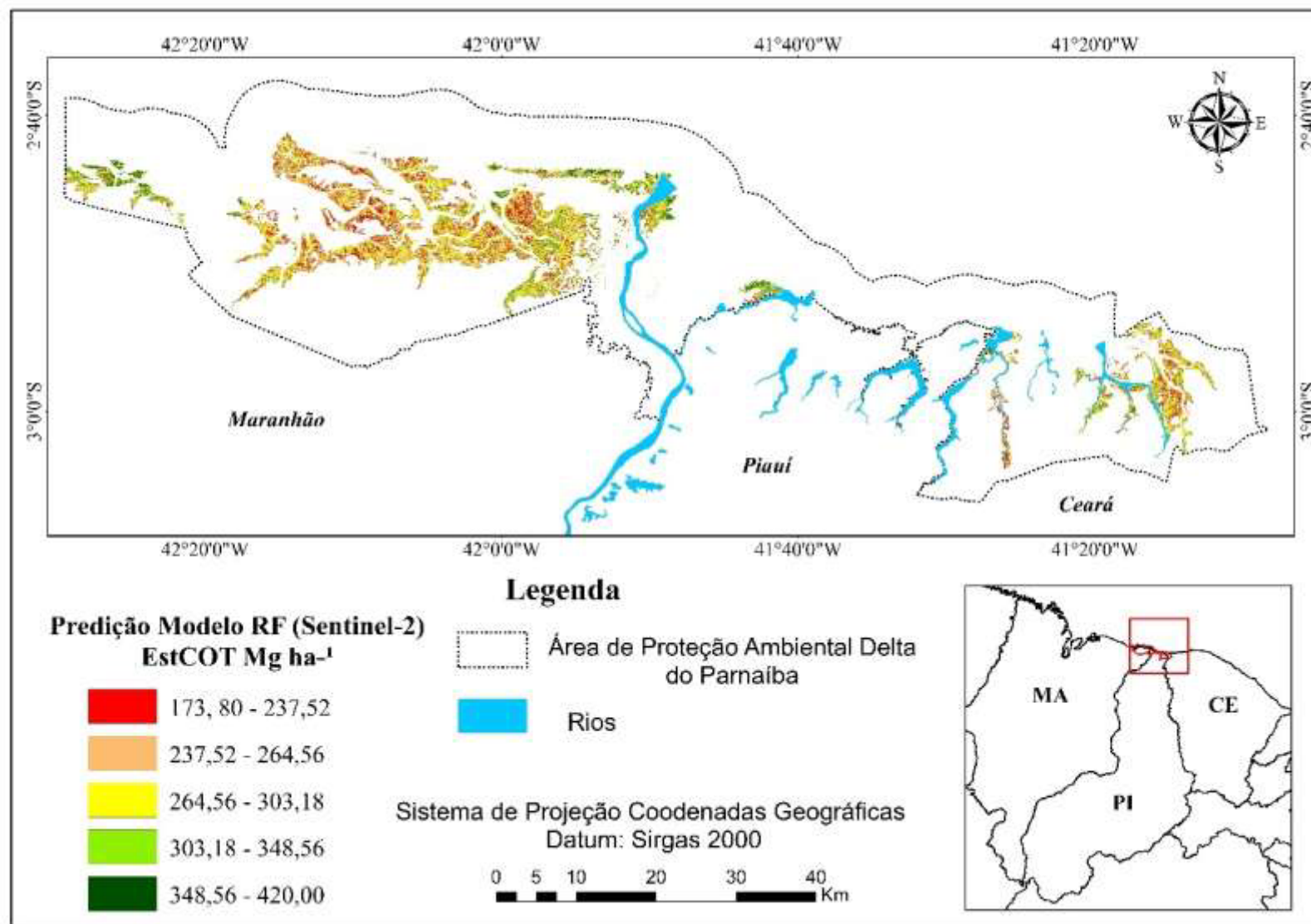


Figura 10. Mapa digital do estoque de carbono orgânico (0-100 cm) dos Solos da APA DPHB resultado da modelagem preditiva utilizando o sensor MSI e cinco covariáveis no modelo RF.

Esses resultados indicam alta capacidade explicativa do modelo, estando alinhados com os valores reportados na literatura para estudos de mapeamento digital do solo, nos quais o R^2 variam entre 0,6 e 0,9 (Rossel & Brus, 2018; Padarian *et al.*, 2019). Também é possível observar uma tendência à superestimativa dos menores valores e subestimativa dos maiores valores observados em campo e vice versa nos dois modelos e sensores.

Contudo, essa tendência é um comportamento frequentemente relatado em aplicações de AM para mapeamento ambiental (Minasny *et al.*, 2017; Westhuizen; Heuvelink; Hofmeyer, 2023). Tal tendência é atribuída ao fato de algoritmos como RF e também XGB suavizarem as predições, reduzindo a variabilidade dos valores extremos (Wadoux; Minasny; Mcbratney, 2020). Apesar dessa característica, a magnitude dos erros (RMSE e MAE) observados para esses dois sensores e modelos, permanece dentro dos padrões aceitáveis, não comprometendo a acurácia geral do modelo.

Assim, confirma-se que, mesmo com a ocorrência natural de superestimativas e subestimativas pontuais, o modelo RF e XGB treinado com dados do Sentinel-2 e landsat-9 é uma ferramenta eficaz para estimar o estoque de carbono orgânico do solo em áreas ambientalmente complexas, como a APA do Delta do Parnaíba.

4. CONCLUSÃO

A combinação de imagens de satélites e índices de vegetação como covariáveis, juntamente com métodos de amostragem de campo, forneceram informações eficazes para mapear o EstCOT no solo dos manguezais da APA DPHB e assim visualizar a sua distribuição espacial. A seleção de variáveis treinadas em algoritmos de aprendizado de máquina tornou possível gerar mapas de EstCOT de solos analisados em 100cm com boa precisão.

O modelo XGB foi o melhor modelo do estudo nos dois sensores. O mapa de EstCOT resultante da previsão XGB utilizando o satélite Sentinel-2 mostrou a espacialização e boa acurácia com todas as variáveis e utilizando somente 5 variáveis, com erros de MAE e RMSE baixo, conforme ressalta a literatura. A estimativa também mostrou pontos de elevado EstCOT na direção oeste da cidade de Tutóia no Maranhão e próximo a desembocadura do rio Parnaíba, o que sugere uma área de transporte e a deposição gradual de sedimentos do solo e que contribuem para esse aumento do estoque.

Esses resultados estimados corroboram com a observação realizada em campo, onde os pontos de maior representação de EstCOT também se deu próximo a essas áreas, sendo os solos representativos de Organossolos e Gleissolos. Além disso, a pesquisa confirmou que a

distribuição do EstCOT também poderia ser mapeada por meio do modelo RF apresentando um ajuste considerado elevado pela literatura e bons resultados de MAE e RMSE.

A pesquisa, indicou que os dois modelos (XGB e RF) agem para reduzir o viés. Isso é especialmente importante quando se lida com valores extremos muito baixos ou muito altos, o que normalmente são mal representados por modelos lineares. Esses resultados são fundamentais para compreendermos a importância dos ecossistemas de carbono azul na regulação do ciclo global do carbono. Ao quantificar melhor esse estoque, evidenciamos a necessidade de conservar e restaurar esses ambientes, garantindo sua funcionalidade ecológica. A destruição dos manguezais pode liberar grandes quantidades de carbono armazenado, agravando o aquecimento global. Assim, a conservação desses ecossistemas assegura a continuidade do sequestro de carbono no futuro e evita emissões decorrentes das mudanças no uso da terra.

5. REFERÊNCIAS

- Abino, A. C., Castillo, J. A. A., & Lee, Y. J. (2014). Species diversity, biomass, and carbon stock assessments of a natural mangrove forest in Palawan, Philippines. **Pak. J. Bot**, 46(6), 1955-1962.: <https://www.researchgate.net/publication/279026044>.
- Alongi, Daniel M. Carbon sequestration in mangrove forests. **ResearchGate**. 2014. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>
- Arruda DL, Ker JC, Veloso GV, Henriques RJ, Fernandes-Filho EI, Camêlo DL, Gomes LC, Schaefer CEGR. Soil carbon prediction in Marajó island wetlands. **Rev Bras Cienc Solo**. 2024.
- Askari, Mahmood; Homaei, Ahmad; Kamrani, Ehsan; Zeinali, Farrokhzad, Andreetta, Anna. Estimation of carbon pools in the biomass and soil of mangrove forests in Sirik Azini creek, Hormozgan province (Iran). **Environmental Science and Pollution Research** (2022). <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17512-4>
- Barreto, M. B.; Mónaco, S. L.; Díaz, R.; Barreto-Pittol, E.; López, L.; Peralba, M. C. R. Soil organic carbon of mangrove forests (Rhizophora and 122 Avicennia) of the Venezuelan Caribbean coast. **Organic Geochemistry**. v.100, p.51- 61, 2016 <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002>
- Barbosa, Davi Leal dos Santos; Almeida, Karoline de Sousa; Sousa Júnior, Eduardo Lima; Iwata, Bruna de Freitas. Estoques de Blue Carbon como Indicadores da Qualidade Ambiental de Manguezais no Delta Do Parnaíba. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.16, n.04 (2023) 1844-1860. <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>.
- Bomfim, Marcela Rebouças. **Características de ecossistemas de manguezais contaminados por metais traços**. Tese apresentada à câmara de Ensino de Pesquisa e de Pós-Graduação, da Universidade Federal da Bahia, do Curso de Pós-Graduação em geologia, Salvador, 2014.

Cabral, L.J.R.S. **Levantamento Pedológico Da Planície Do Delta Do Parnaíba, PI.** (Dissertação de mestrado). Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Federal do Piauí. Teresina, 2018.

Cabral, L. J. R. S., Valladares, G. S., Pereira, M. G., Pinheiro Júnior, C.R., Lima, A.M., Frota, J.C.O., Amorim, J.V.A. Classificação dos solos da Planície do Delta do Parnaíba, PI. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.12, p.1466-1483, 2019. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1466-1483>.

Camargo, O.A.; Moniz, A.C.; Jorge, J.A.; Valadares, J.M.A.S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas.** Campinas, Instituto Agrônomo, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada)

Chen, L.; Ren, C.; Li, L.; Wang, Y.; Zhang, B.; Wang, Z.; Li, L. A Comparative Assessment of Geostatistical, Machine Learning, and Hybrid Approaches for Mapping Topsoil Organic Carbon Content. **ISPRS Int. J. Geo-Information** 2019, 8, 174. <https://doi.org/10.3390/ijgi8040174>.

Chielle, R. S. A. **Fugacidade do CO₂ no Delta do Rio Parnaíba, brasil. Programa de pós-graduação em ciências marinhas tropicais.** 2019. 88 f.

Dewiyanti, I.; Darmawi, D.; Muchlisin, Z.A.; HELmi, T.Z.; Imelda, I.; Defira, C.N. Physical and chemical characteristics of soil in mangrove ecosystem based on differences habitat in Banda Aceh and Aceh Besar. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, 674 - 012092: 1-7, 2021. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/674/1/012092>.

Donato, C. Daniel; Kauffman, J. Boone; Murdiyarso, Daniel; Kurnianto, Sofyan; Stidham, Melaine; Caninos, Marca. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience** volume 4, p. 293–297 (2011).

Emadi, M.; Taghizadeh-Mehrjardi, R.; Cherati, A.; Danesh, M.; Mosavi, A.; Scholten, T. Predicting and Mapping of Soil Organic Carbon Using Machine Learning Algorithms in Northern Iran. **Remote Sens.** 2020, 12, 2234.

Ferreira, Ana Carolina S; Pinheiro, Érika Flávia Machado; Costa, Elias M; Ceddia, Marcos Bacis. Predicting soil carbon stock in remote areas of the Central Amazon region using machine learning techniques. **Geoderma Regional.** v. 32, March 2023, e00614. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00614>.

Forkuor G, Houkpatin OKL, Welp G, Thiel M (2017) High Resolution Mapping of Soil Properties Using Remote Sensing Variables in South-Western Burkina Faso: A Comparison of Machine Learning and Multiple Linear Regression Models. **PLoS ONE** 12(1): e0170478. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170478>

Gitelson AA, Kaufman YJ, Merzlyak MN (1996) Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment** 58:289-298 [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)

Gomes, L.C; Faria, R.M; de Souza, E.; Veloso, G.V, Schaefer, C.E.G.R; Filho, E.I.F. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. **Geoderma** 340, 337-350. [10.1016/j.geoderma.2019.01.007](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.007)

Guzzi A. **Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense**. EDUFPI, Parnaíba. 466p, 2012.

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**, 25(6), 729–738, 2016. <https://doi.org/10.1111/geb.12449>

Huang, X; Teye, Et; Owusu-Sekyere J. D; Takrama, J; Sam- Amoah K; Yao, L; Firempong, C. K. Simultaneous Measurement of Titratable Acidity and Fermentation Index in Cocoa Beans by Electronic Tongue Together with Linear and Non-linear Multivariate Technique. **Springer Science+Business Media New York**, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12161-014-9862-2>.

Huete AR. A soil adjusted vegetation index (SAVI). **Remote sensing of Environment** 25(3):295-309, 1988. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

Huete, A.R; Liu, H.Q; Batchily, K; Leeuwen, W. V. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**. v.59, Issue 3, March 1997, Pages 440-451. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00112-5)

Instituto Brasileiro Do Meio Ambiente E Dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 1998. **Plano de Gestão e Diagnóstico Geoambiental e Sócio-econômico da APA Delta do Parnaíba**. Fortaleza: IEPS/UECE, 101 pp.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Atlas dos Manguezais do Brasil**. 176 p. ISBN 978-85-61842-75-8

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Plano de manejo da área de proteção ambiental (APA) Delta do Parnaíba**. Parnaíba: ICMBIO, 2019.

Jardine, Sunny L; Siikamäki, Juha V. A global predictive model of carbon in mangrove soils. **Environ. Res. Lett.** 9 (2014) 104013. [https://doi.org/10.1088/1748-9326/14/104013+09\\$33.00](https://doi.org/10.1088/1748-9326/14/104013+09$33.00)

Jachowski, Nicholas R.A; Quak, Michelle, S.Y; Friess, Daniel A; Douangnamon, Decha; Webb, Edward; Ziegler, Alan D. Mangrove biomass estimation in Southwest Thailand using machine learning. **Applied Geography**. v. 45, December 2013, Pages 311-321. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.024>

John, Kingsley J; Isong, Abraham; Kebonye, Ndiye Michael; Ayito, Esther Okon; Agyeman, Prince Chapman; Afu, Sunday Marcus. Using Machine Learning Algorithms to Estimate Soil Organic Carbon Variability with Environmental Variables and Soil Nutrient Indicators in an Alluvial Soil. **Rev. Land** 2020, 9, 487. <https://doi.org/10.3390/land9120487>.

Jordan, C. F. Derivation of leaf area index from quality of light on the Forest floor. **Ecology**, 50:663-666, 1969.

Kauffman, J.B; Heider, C; Norfolk, J; Payton, F. Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. **Ecological Applications**, v.24, n.3, p.518-527, 2014.

Kauffman, J. B., Bernardino, A. F., Ferreira, T. O., Bolton, N. W., Gomes, L.E.O., Nóbrega, G. N., 2018a. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and Evolution**.
<https://doi.org/10.1002/ece3.4079> 5530–5540.

Kauffman J.B., Bernardino A.F., Ferreira T.O., Giovannoni L.R., Gomes L.E.O., Romero D.J., Jimenez L.C.Z., Ruiz F., 2018b. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biol. Lett** 14. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>.

Lima, Tatiana de Macedo Nogueira. **Aprendizado de máquina e antitruste**. Departamento de Estudos Econômicos – DEE SEPN 515. Lote 4, Ed. Carlos Taurisano, Brasília-DF, 2022.
Manoj K, Thangavelu Arumugam , Adithya Prakash. A comparative study on carbon sequestration potential of disturbed and undisturbed mangrove ecosystems in Kannur district, Kerala, South India. **Results in Engineering**, v. 21, 2924.

Marinho, Tiago Lima. **Otimização de hiperparâmetros do XGBoost utilizando metaaprendizagem**. (Dissertação de mestrado em Informática) - Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Computação. Maceió. 2021. 71 f.

Marques, Rabech Grasiely Gomes. **Estoques De Carbono Em Solos De Mangues, Apicuns E Prados Do Extremo Leste Da Apa Delta Do Parnaíba**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Piauí, Teresina Piauí, 2023.70f.

Martins, S.V., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S. & Calegari, L. Sucessão Ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: S.V. Martins (ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 2 ed. Editora UFV, Viçosa, pp.21-52, 2012.

Martínez-Arias, A; Benevides, I.F; Guzmán, A.I; Selvaraj, J, J. Quantifying potential organic carbon in mangrove soils: A machine learning approach to improve conservation efforts in the Colombian Pacific Coast. **International Electronic Conference on Forests**, 2024.

McLeod, Elizabeth; Chmura Gail L; Bouillon, Steven; Salm, Rodney; Bjork Mats; Duarte, Carlos M; Lovelock, Catherine E; Schlesinger, William; Silliam, Brian R. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. The Ecological Society of America. **Front Ecol Environ**, 2011;
<https://doi.org/10.1890/110004>.

Menezes, E. O., Abreu, C. T. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Delta Do Parnaíba** / Icmbio, 77, 2020.

Meier Martin; Souza, Eliana de; Francelino, Marcio Rocha. Digital Soil Mapping Using Machine Learning Algorithms in a Tropical Mountainous Area. **Rev Bras Cienc Solo**. 42:e0170421, 2018. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170421>

Minasny, B; Malone, B.P; McBratney, A. B; Angers, D.A; Arrouays, D; Chambers, A; Chaplot, V; Chen, Zueng-Sang; Cheng, Kun; Das, Bahabani S; Field, Damien J; Giomona, Alessandro; Hedley, Carolyn B; Hong, Suk Young; Mandal Biswapati; Marchant, Ben P; Martin, Manuel; McConkey Brian G; Mulder, Vera Leatitia; O'Rourke, Sharon; Winowiecki, Leigh. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**. v. 292, p.59-86.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>.

Minasny, B., McBratney, A.B., Malone, B.P., Wheeler, I. Digital Soil Mapping: A Brief History and Some Lessons. **Geoderma Regional**, 9, 83–92, 2017.

Muñoz, Angélica Sofía; Alvis, Angela Inés; Matínez, Ivan Felipe Benavides. A random forest model to predict soil organic carbon storage in mangroves from Southern Colombian Pacific coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. V.299, 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108674>.

Nehren, U.; Wicaksono, P. Mapping soil carbon stocks in an oceanic mangrove ecosystem in Karimunjawa Islands, Indonesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v. 214, p. 185-193, 2018 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.022>

Nobrega, Gabriel Nuto. **Blue Carbon Em Solos De Manguezais Do Semiárido: Importância, Métodos De Quantificação E Emissão De Gases C-Co2**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas), da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2013.

Padarian, J., Minasny, B., McBratney, A.B. Using deep learning for digital soil mapping. *Soil*, 5(1), 79–89, 2019.

Pardelinha, Alexandree; Ceddia, Marcos Bacis; Gervasio, Roberto; Belloze, Kele; Aguilar, Carolina de L; Assis, Laura; Brandão, Diego. Aplicação de Técnicas de Aprendizado de Máquina na Determinação de Estoque de Carbono no Solo. **Anais...** Proceedings of the 39th Brazilian Symposium on Data Bases October 2024– Florianópolis, SC, Brazil.

Perry CR, Lautenschlager LF (1984) Functional equivalence of spectral vegetation indices. **Remote Sensing of Environment** 14:169-182 [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(84\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(84)90013-0)

Pearson RL, Miller LD. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado. In: Proceedings of the 8th International Symposium on **Remote Sensing of the Environment**, Ann Arbor, MI, v. 2, p. 1355-1379, 1972.

Pham, TD; Yokoya, N; Xia, J; Ha, N T; Le, N N; Nguyen, T T T; Dao, T H; Vu, T T; Pham, T D; Takeuchi, W. Comparison of Machine Learning Methods for Estimating Mangrove Above-Ground Biomass Using Multiple Source. *Remote Sensing Data in the Red River Delta Biosphere Reserve, Vietnam*. **Remote Sens**. 2020, 12(8), 1334.

Portela, M. G. **Estoque de carbono do solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba - PI**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências) Universidade Federal do Piauí. Teresina, 2019.

Pupin, Breno; Nahhas, Ely. Carbono Orgânico E Carbono Solúvel Em Diferentes Solos Costeiros. Congresso de Fertilidade e biologia do solo: integração e tecnologia para todos. **Anais...Araxá – MG**, 2014.

Romañach, S. S., DeAngelis, D. L., Koh, H. L., Li, Y., Teh, S. Y., Raja Barizan, R. S., & Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. In **Ocean and Coastal**. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>.

Rodrigues, José Vitor Machado. **Carbono Azul No Semiárido Nordeste: Estoque De Carbono Do Solo De Um Manguezal Em Recuperação No Estuário Do Rio Pacoti, CE**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE, 2022.

Rossel, R.A.V., Brus, D.J. Soil sensing: A new paradigm for agriculture. **Agricultural Systems**, 165, 303–315, 2018.

Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW, Harlan JC. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 371p. 1974.

Rovai, A.S; Coelho Jr, C; Almeida, R. de; Cunha-Lignon, Marília; Menghini, R.P; Twilley, Robert; Cítron – Molero, Gilbeerto; Schaeffer-Novelli, Yara. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 479, 1 January 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118553>

Rovai, Andre S; Twilley, Robert R; Worthington, Thomas A; Riul, Pablo. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**. V.4, 2022. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.787533>

Roy, AD; Arachchige, PSP; Watt, M; Kale, A; Davies, M; Heng JE; Daniel, R; Galgamuwa, GAP; Moussa, LG; Timsina, K; Ewane, EB; Rogers, K; Hendy, I; Edwards-Jones, A; Miguel, S; Burt, JÁ; Ali, T; Sidik, F; Abdullah, M; Selvam, P; Mohan, M. Remote sensing-based mangrove blue carbon assessment in the Asia-Pacific: A systematic review. **Science of The Total Environment**. v. 938, 15 August 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173270>

Sabins FF. **Remote sensing: principles and interpolation**. 3rd ed. New York : W. H. Freeman and Company, 1997.

Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame, M. F., Benson, L., Bukoski, J. J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., Donato, D., Duncan, C., Eid, E. M., Ermgassen, P. Z., Lewis, C. J. E., Macreadie, P. I., Glass, L., Gress, S., Jardine, S. L., Jones, T. G., ... Landis, E. (2018). A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. **Environmental Research Letters**, 13(5), 055002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326>.

Santos-Andrade, M.; Hatje, V.; Arias-Ortiz, A.; Patire, V. F.; Silva, L. A. Human disturbance drives loss of soil organic matter and changes its stability and sources in mangroves. **Environmental Research**, v. 202, p. 111663, 2021

Santos, H. G.; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C.; Oliveira, V. A.; Lumbrreras, J. F.; Coelho, M. R.; Almeida, J. A.; Araujo Filho, J.172C.; Oliveira, J. B.; Cunha, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 353p.

Santana, Helena Maria de Paula; Sano, Edson Eyji; Oliveira Júnior, Manuel Pereira de; Lacerda, Marilusa Pinto Coelho; Malaquia, Juaci Vitoria. Relação entre Atributos Físicos e Químicos dos Solos e a Produtividade de Capim dourado na Região do Jalapão, TO. **R. Bras. Ci. Solo**, 39:1172-1180, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140364>.

Santos-Andrade, M., Hatje, V., Arias-Ortiz, A., Patire, V. F., & da Silva, L. A. (2021). Human disturbance drives loss of soil organic matter and changes its stability and sources in mangroves. **Environmental Research**, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111663>

Selvaraj JJ, Pérez BEG. Estimating mangrove aboveground biomass in the Colombian Pacific coast: A multisensor and machine learning approach. **Heliyon** 9:e20745, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20745>

Silva, Wilker de Jesus. **Reamostragem Em Redes Neurais: Uma Abordagem Alternativa Aos Métodos Tradicionais De Interpolação Espacial Para Modelagem De Superfícies Em Áreas Agrícolas**. Dissertação apresentada ao Programa de PósGraduação em Agricultura e Informações Geoespaciais, da Universidade Federal de Uberlândia, MG, 2024.

Siqueira, Rafel G; Veloso, Gustavo V; Fernandes-Filho, Elpídio I; Francelino, Márcio R; Schaefer, Carlos Ernesto; Corrêa, Guilherme R. Evaluation of machine learning algorithms to classify and map landforms in Antarctica. **Earth Surf. Process. Landforms**. 2021, p.367–382. <https://doi.org/10.1002/esp.5253>.

Oliveira, Wellington Romão; Silva, Edson Vicente da. Geografia E Educação Ambiental Na Prática Do Turismo Sustentável: A Apa Do Delta Do Parnaíba. **Revista Equador**, v.5, n.2, p. 61 - 74, 2016. <https://doi.org/10.26694/equador.v5i2.4510>.

Taillardat, Pierre; Friess, Daniel A; Lapascu, Massimo. Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. **Biol. Lett.**14: 20180251, 2018. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251>.

Tayebi, M; Rosas, J.T.F; Mendes, W.S; Poppiel, R.R; Ostovari, Y; Ruiz, L.F.C;; Santos, N.V dos; Cerri, C.E.P; Silva, S.H.G; Curi, N; Silvero, N.E.Q; Demattê, J.A.M. Drivers of Organic Carbon Stocks in Different LULC History and along Soil Depth for a 30 Years Image Time Series. **Remote Sens**. 2021, 13(11), 2223. <https://doi.org/10.3390/rs13112223>

Teixeira, P. C.; Donagema, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G. (Ed. Técnicos). **Manual de métodos de análise de solo**, 3. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 575p.

Valladares, G. S.; Pereira, M. G.; Benites, V. M.; Anjos, L. H. C.; Ebeling, a. G. ; Guareschi, R.F. Carbon and Nitrogen Stocks and Humic Fractions in Brazilian Organosols. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-16, 2016.

Valladares, Gustavo Souza; Cabral, Léya Jéssica Rodrigues Silva; Amorim, João Victor Alves; Frota, Jéssica Cristina Oliveira; Portela, Mirya Grazielle Torres. **Risco De Salinização**

Das Terras Do Delta Do Parnaíba (PI). In: Saindo da Zona de Conforto: A Interdisciplinaridade das Zonas Costeiras - Tomo VIII da Rede BRASPOR, 2019.

Veldkamp, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v.58, p.175-180, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010025x>.

Vila Nova, Fátima Verônica Pereira; Torres, Maria Fernanda Abrantes; Coelho, Mariana Pessoa. Composição Físico-Química De Solos Em Espécies Arbóreas Do Ecossistema Manguezal. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.11, n.27, set./dez. de 2017. Pp. 1-19.

Wadoux, Alexandre MJ; Minasny Budiman; McBratney, Alex B. Machine learning for digital soil mapping: Applications, challenges and suggested solutions. **Earth-Science Reviews**.v.210, November 2020, 103359. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103359>

Wang, Li'ai; Zhou, Xudong; Zhu, Xinkai; Dong, Zhaodi; Guo, Wenshan. Estimation of biomass in wheat using random forest regression algorithm and remote sensing data. **The crop journal**, 2016. p.212-219 <https://doi.org/10.1016/j.cj.2016.01.008>

Wang, G.; Guan, D.; PearT, M.R.; Chen, Y.; Peng, Y. Ecosystem carbon stocks of mangrove forest in Yingluo Bay, Guangdong Province of South China. **Forest Ecology and Management**. v.310, p. 539-546, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.045>.

Wang G, Guan D, Zhang Q, Peart M, Chen Y, Peng Y, Ling X. Spatial patterns of biomass and soil attributes in an estuarine mangrove forest (Yingluo Bay, South China). **European journal of forest research** 133, 993-1005, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0817-3>.

Watson, R. T. (Ed.). Climate change 2001: synthesis report: third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 408 p.

Worthington, T. A; Ermgassen, P. S.E.zu; Friess, D. A; Krauss, K.W. K; Lovelock, C. E; Thorley, J; Tingey, R; Woodroffe, C. D; Buting, Pete, Bunting; Cormier, N; Lagomasino D; Lucas R; Murray,n. J; Sutherland, W. J; Spalding, M. A global biophysical typology of mangroves and its relevance for ecosystem structure and deforestation. **Scientific Reports**. (2020) 10:14652. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71194-5>.

Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing** 27(14):3025-3033, 2006. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>.

Zhang Y, Sui B, Shen H, Ouyang L. Mapping stocks of soil total nitrogen using remote sensing data: a comparison of random forest models with diferent predictors. **Comput Electron Agric**. v.160, p.23-30. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.03.015>.

Zhao, Qianshuo; Stephenso, Fabrice; Lundquist Carolyn; Kaschner, Kristin; Jayathilake, Dinusha; Catello, Mark J. Where Marine Protected Areas would best represent 30% of ocean biodiversity. **BiologicalConservation**. v.244, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108536>