



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE (UFCG)
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS (CTRN)
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E GESTÃO DE
RECURSOS NATURAIS (PPGEGRN)**

MANOEL MARIANO NETO DA SILVA

**ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO EM ECOSISTEMA DE
MANGUEZAL POR SENSORIAMENTO REMOTO**

CAMPINA GRANDE – PB

2022

MANOEL MARIANO NETO DA SILVA

**ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO EM ECOSISTEMA DE
MANGUEZAL POR SENSORIAMENTO REMOTO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (PPGEGRN/CTRN), da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais.

Área de Concentração: Engenharia de Recursos Naturais

Professora Orientadora: Dra. Janaína Barbosa da Silva

CAMPINA GRANDE – PB

2022

S586e

Silva, Manoel Mariano Neto da.

Estimativa do estoque de carbono em ecossistema de manguezal por sensoriamento remoto / Manoel Mariano Neto da Silva. – Campina Grande, 2022.

107 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Profa. Dra. Janaína Barbosa da Silva".

Referências.

1. Engenharia de Recursos Naturais. 2. Ecossistema de Manguezal – Estoque de Carbono. 3. Sensoriamento Remoto. 4. Landsat 8. 5. Carbono Azul. 6. Biomassa. 7. Sentinel 2B. I. Silva, Janaína Barbosa da. II. Título.

CDU 62:502.1(043)

MANOEL MARIANO NETO DA SILVA

**ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO EM ECOSSISTEMA DE
MANGUEZAL POR SENSORIAMENTO REMOTO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais (PPGEGRN/CTRN), da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de doutor em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais.

Tese defendida e aprovada em: 01 de agosto de 2022.

Profa. Dra. Janaina Barbosa da Silva
Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. Carlos Antônio Costa dos Santos
Universidade Federal de Campina Grande

Profa. Dra. Viviane Farias da Silva
Universidade Federal de Campina Grande

Profa. Dra. Simone Mirtes Araújo Duarte
Universidade Federal Rural do Pernambuco

Profa. Dra. Soahd Arruda Rached
Universidade Federal de Campina Grande

Campina Grande – PB

2022



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO EM RECURSOS NATURAIS

Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO/TESE

Ata da décima quarta sessão pública de Defesa de **Tese** do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPGEGRN do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – CTRN da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Ao 1 dia do mês de agosto de 2022, às **14:00** horas, **por meio de videoconferência** reuniu-se na forma e Termos do Art. 62 do Regulamento Geral dos Cursos e Programas de Pós-Graduação “Stricto Sensu” da UFCG e do Regulamento do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, Resolução 02/2019 do Colegiado Pleno do Conselho Superior de Ensino, Pesquisa e Extensão – CONSEPE/UFCG, a Banca Examinadora composta pelos professores/pesquisadores Prof. (a) Dr. (a) **Janaína Barbosa da Silva**□, como orientadora principal; Prof. (a) Dr. (a) **Carlos Antônio Costa dos Santos/UFCG**, e Prof. (a) Dr. (a) **Viviane Farias da Silva/UFCG** , como membros internos; Prof. (a) Dr. (a) **Simone Mirtes Araújo Duarte/UFRPE** e Prof. (a) Dr. (a) **Soahd Arruda Rached/UFCG**, como membros externos, a qual foi constituída pela Portaria **PPGEGRN 33/2022** da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, juntamente com **Sr(a)Manoel Mariano Neto da Silva**, candidato(a) ao Grau de **Doutor(a)** em Engenharia de Recursos Naturais. Abertos os trabalhos, o(a) Senhor (a) Presidente da Banca Examinadora, Prof.(a.) Dr(a). **Janaína Barbosa da Silva** , anunciou que a sessão tinha a finalidade de julgamento da apresentação e de defesa da Tese sob o título: “**ESTIMATIVA DO ESTOQUE DE CARBONO EM ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL POR SENSORIAMENTO REMOTO.**” Área de Concentração: **Engenharia de recursos naturais**, orientada pelo(a) Professor(a) Dra. **Janaína Barbosa da Silva (a)**. O(A) presidente concedeu à palavra o(a) candidato(a) para, no prazo de tempo estipulado, efetuar a apresentação de seu trabalho. Concluída a exposição do(a) candidato(a), o(a) Presidente iniciou a segunda etapa do processo de defesa passando a palavra a cada membro da Banca Examinadora para as devidas considerações, correções e arguição do(a) candidato(a). Em seguida, a Banca Examinadora solicitou a saída dos presentes para, em sessão secreta, avaliar a apresentação e defesa. Após chegar a uma decisão final, a Banca Examinadora solicitou o retorno da Assembléia e anunciou, de conformidade com o que estabelece o Art. 57 do Regulamento do Programa de Pós-Graduação em

Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, o Conceito APROVADO (**APROVADO, REPROVADO**), o qual será atribuído após O(a) candidato(a), no prazo máximo de 30 dias candidato e pelos membros da Banca Examinadora.

Campina Grande,
01 de agosto de 2022.

Assinaturas:

Coordenadora do PPGEGRN _____

Candidato(a) _____

Presidente _____

Examinador _____

Examinador _____

Examinador _____

Examinador _____



Documento assinado eletronicamente por **JANAINA BARBOSA DA SILVA, PROFESSOR**, em 02/08/2022, às 18:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Simone Mirtes Araújo Duarte, Usuário Externo**, em 02/08/2022, às 18:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VIVIANE FARIAS SILVA, VICE-COORDENADOR**, em 02/08/2022, às 19:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **CARLOS ANTONIO COSTA DOS SANTOS, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 02/08/2022, às 21:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **SOAHD ARRUDA RACHED, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 08/08/2022, às 15:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2593112** e o código CRC **ABA38BD2**.

*Dedico esse trabalho aos meus pais, Tarcilena Paiva e
Luiz Gonzaga da Silva, por todo incentivo e por
caminharem sempre junto comigo.*

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho contou com o auxílio direto e indireto de muitas pessoas. Assim, agradeço:

Aos meus pais, pela prontidão em apoiar mesmo sem compreender o significado das minhas lutas diárias;

A orientadora, Professora Janaína Barbosa, que caminhou junto comigo, participando ativamente nas tomadas de decisões. Agradeço a dedicação, paciência, as oportunidades, o crescimento pessoal e acadêmico proporcionado;

A todos os que compõem o CAGEOS, especialmente Maíra Suênia, Deyvison Pierry, Ana Paula, Marcos Leonardo, Lucas Rodrigues, Iluliane Correia, Elton Januário e Andressa Gomes, pela parceria e disponibilidade para auxiliar nas atividades de campo;

Sou grato às amigadas construídas na UFCG, em especial Yáscara Maia, Higor Brito e Jéssica Sasaki, pelo apoio e pela confiança;

Agradeço aos professores Simone Duarte, Carlos Antônio, Soahd Rached e Viviane Farias, pela disponibilidade para compor a banca examinadora e pelas contribuições;

À UFCG, por me acolher durante os últimos dois anos;

Agradeço a todos que compõem o PPGEGRN, que um dia foi um sonho e hoje é uma realização;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), meus sinceros agradecimentos pela bolsa concedida;

A Deus, pela vida, pelo ecossistema de manguezal, por tornar esse trabalho possível, por tudo.

“Tudo tem o seu tempo determinado, e há tempo para todo o propósito debaixo do céu: há tempo de nascer e tempo de morrer; tempo de plantar e tempo de colher o que se plantou.”

Eclesiastes 3:1-2

RESUMO

As florestas de mangue compõem a paisagem costeira de regiões tropicais, subtropicais e temperadas. Esse ecossistema oferta uma ampla diversidade de serviços, dentre os quais, cita-se o sequestro e armazenamento de carbono que, face às mudanças do clima e ao aquecimento do Planeta, possuem relevância global. Diante disso, objetivou-se estimar os estoques de carbono, na biomassa e no solo, em ecossistema de manguezal, a partir da análise estrutural da vegetação, variabilidade de espécies e características abióticas dos sedimentos, no estuário do Rio Gramame, situado no Litoral Sul do estado da Paraíba, Brasil. Para tanto, realizou-se uma revisão de literatura que abordou 113 artigos científicos, dos quais 21 estudavam áreas mangues brasileiros. Posteriormente, os estoques de carbono na biomassa foram medidos a partir de um inventário florestal. O carbono no solo foi mensurado através de 11 amostras compostas, coletadas no primeiro metro de profundidade, e análise das propriedades, como densidade, matéria orgânica, nutrientes, granulometria, pH e salinidade. Quanto às estimativas por sensoriamento remoto, empregou-se os dados coletados na medição em campo e na sequência, fez-se uso da plataforma de processamento em nuvem do *Google Earth Engine* (GEE) para calcular o NDVI, o SAVI e o EVI. Para definir as curvas de ajuste, empregou-se regressões lineares e não-lineares. A escolha do modelo ocorreu considerando os maiores coeficientes de determinação (R^2). O estoque global estimado pela literatura varia entre 4,19 Pg C e 6,6 Pg C, de modo que o valor médio calculado corresponde a 5,34 Pg C, quantitativo presente em regiões específicas, como a Indonésia, o Brasil e Austrália. Os valores registrados nos manguezais brasileiros variam entre 358,79 Mg C/ha e 1.851 Mg C/ha, de modo que o estoque médio corresponde a 709,36 Mg C/ha. Análogo ao que ocorre em escala global, percebe-se que o solo concentra maiores quantidade de carbono quando em comparação à biomassa. Os estoques de carbono na biomassa e no solo, determinados a partir da medição em campo, corresponderam a $44,89 \pm 7,41$ Mg C/ha e $813,08 \pm 20,87$ Mg C/ha no manguezal do rio Gramame, de modo que o estoque total médio no ecossistema foi de $857,98 \pm 20,57$ Mg C/ha, equivalente a 1.562,27 Gg de CO₂. Constatou-se que o solo e biomassa comportam 94,77% e 5,23%, respectivamente. Ao analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies, percebeu-se que a *Rhizophora mangle* se apresentou como a espécie dominante, fato que contribuiu para a formação de maiores estoques (323 Mg C/ha – 65,41%), seguida da *Laguncularia racemosa* (119,33 Mg C/ha – 24,16%) e *Avicennia schaueriana* (51,51 Mg C/ha – 10,43%). Os estoques totais estimados por sensoriamento remoto, para o carbono da vegetação, corresponderam a 26,66Gg C e 27,76 Gg C, para o Landsat 8 e o Sentinel 2B. Esses valores estão acima do valor de campo em 16,45% e 19,78%, respectivamente. As diferenças foram relacionadas à heterogeneidade estrutural da vegetação, à resolução espacial dos produtos e às manipulações realizadas para adaptação dos dados, especialmente para o Sentinel 2B, dada a incompatibilidade entre o tamanho das parcelas e a dimensão do pixel. Esse estudo mostrou que os produtos ópticos, oriundos do Landsat 8 e Sentinel 2B, permitem estimar com sucesso a biomassa e o estoque de carbono acima do solo em ecossistema de manguezal.

Palavras-chave: Carbono Azul; Biomassa; Landsat 8; Sentinel 2B.

ABSTRACT

Mangrove forests make up the coastal landscape of tropical, subtropical and temperate regions. This ecosystem offers a wide range of services, including carbon sequestration and storage, which, in the face of climate change and global warming, have global relevance. Therefore, the objective was to estimate carbon stocks, in biomass and soil, in a mangrove ecosystem, from the structural analysis of vegetation, species variability, abiotic characteristics of sediments, in the Gramame River estuary, located on the South Coast, from the state of Paraíba, Brazil. To this end, a literature review was carried out covering 113 scientific articles, of which 21 studied Brazilian mangrove areas. Subsequently, carbon stocks in the biomass were measured using a forest-phytosociology inventory. Soil carbon was measured through composite samples, collected in the first meter of depth, and the soil properties analyzed, such as density, organic matter, nutrients, granulometry, pH and salinity. As for the estimates by remote sensing, the data collected in the field measurement was used and, in the sequence, the Google Earth Engine (GEE) cloud processing platform was used to calculate the NDVI, SAVI and EVI. To define the fit curves, linear and non-linear regressions were used. The choice of model occurred considering the highest coefficients of determination (R^2). The global stock estimated by the literature varies between 4.19 Pg C and 6.6 Pg C, so that the average value calculated corresponds to 5.34 Pg C, which is present in specific regions, such as Indonesia, Brazil and Australia. The values recorded in Brazilian mangroves vary between 358.79 Mg C/ha and 1,851 Mg C/ha, so that the average stock corresponds to 709.36 Mg C/ha. Analogous to what happens on a global scale, it can be seen that the soil concentrates greater amounts of carbon when compared to biomass. The carbon stocks in biomass and soil, determined from field measurements, corresponded to 44.89 ± 7.41 Mg C/ha and 813.08 ± 20.87 Mg C/ha in the Gramame river mangrove, from so that the total stock in the ecosystem was 857.98 ± 20.57 Mg C/ha, equivalent to 1,562.27 Gg of CO₂. It was found that soil and biomass account for 94.77% and 5.23%, respectively. When analyzing the distribution of carbon stock, considering the variability of the species, it was noticed that *Rhizophora mangle* was the dominant species, a fact that contributed to the formation of larger stocks (323 Mg C/ha – 65.41%), followed by *Laguncularia racemosa* (119.33 Mg C/ha – 24.16%) and *Avicennia schaueriana* (51.51 Mg C/ha – 10.43%). The total stocks estimated by remote sensing, for vegetation carbon, corresponded to 26.66Gg C and 27.76 Gg C, for Landsat 8 and Sentinel 2B. These values are above the field value by 16.45% and 19.78%, respectively. The differences were related to the structural heterogeneity of the vegetation, the spatial resolution of the products and the manipulations performed to adapt the data, especially for Sentinel 2B, given the incompatibility between plot size and pixel dimension. This study showed that optical products from Landsat 8 and Sentinel 2B allow the successful estimation of aboveground biomass and carbon stock in a mangrove ecosystem.

Keywords: Blue Carbon; biomass; Landsat 8; Sentinel 2B.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização do manguezal de Barra de Gramame	20
Figura 2 – Entradas e saídas de carbono no ecossistema de manguezal	27
Figura 3 – Estoques globais de carbono em ecossistema de manguezal	28
Figura 4 – Quantidades de trabalhos sobre estoque de carbono em manguezais no Brasil	30
Figura 5 – Distribuição espacial dos estudos sobre estoque de carbono em manguezais no Brasil	31
Figura 6 – Estoques nacionais de carbono em ecossistema de manguezal	32
Figura 7 – Técnicas empregadas para determinação dos teores de carbono	40
Figura 8 – Correlação entre o estoque de carbono na vegetação e o DAP	58
Figura 9 – Correlação entre o estoque de carbono na vegetação e a área basal	58
Figura 10 – Correlação entre o estoque de carbono na vegetação e a densidade	58
Figura 11 – Representatividade das espécies para o estoque de carbono	59
Figura 12 – Matriz de correlação de Spearman	65
Figura 13 – ACP dos parâmetros físico-químicos e estoques de carbono no solo	65
Figura 14 – Estoques de carbono no ecossistema de manguezal do rio Gramame	66
Figura 15 – Modelo conceitual da pesquisa	76
Figura 16 – Equação ajustada para o Landsat 8	78
Figura 17 – Equação ajustada para o Sentinel 2B	79
Figura 19 – Biomassa e estoque de carbono estimados pelo NDVI, a partir do Landsat 8	83
Figura 20 – Biomassa e estoque de carbono estimados pelo SAVI, a partir do Sentinel 2B	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Taxas globais das concentrações médias de carbono estimadas para o primeiro metro de profundidade de solo.....	29
Tabela 2 – Estoques globais de carbono na biomassa.....	30
Tabela 3 – Estoques de carbono no solo, no Brasil.....	32
Tabela 4 – Concentrações de carbono por compartimento vegetal.....	35
Tabela 5 – Equações alométricas por espécie.....	52
Tabela 6 - Estrutura florestal e estoque de carbono na biomassa.....	55
Tabela 7 - Estoques de carbono na biomassa, em termos de espécies.....	55
Tabela 8 - Propriedades e estoques de carbono no solo do manguezal do rio Gramame.....	61
Tabela 9 – Estoques de carbono em ecossistema de manguezal no Brasil.....	67
Tabela 10 – Equações ajustadas para os índices de vegetação.....	78
Tabela 11 – Estoques de biomassa e carbono estimados por sensoriamento remoto.....	80

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APC	Análise de Componentes Principais
C Org	Carbono Orgânico
D	Densidade
DAP	Diâmetro à Altura Do Peito
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EVI	Enhanced Vegetation Index
GEE	Gases do Efeito Estufa
GGE	Google Earth Engine
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MO	Matéria Orgânica
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NIR	Infravermelho Próximo
NMM	Nível Médio do Mar
NT	Nitrogênio Total
P	Fósforo
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index
STF	Supremo Tribunal Federal
SWIR	Infravermelho de Ondas Curtas

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	16
1.1 JUSTIFICATIVA	18
1.2 OBJETIVOS	19
1.2.1 Objetivo Geral	19
1.2.2 Objetivos Específicos	20
1.3 ÁREA DE ESTUDO	20
1.4 ESTRUTURA DA TESE	22
2 ESTIMATIVAS DOS ESTOQUE DE CARBONO EM ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL NO BRASIL	23
2.1 INTRODUÇÃO	24
2.2 METODOLOGIA	26
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
2.3.1 Estoques globais de carbono	26
2.3.2 Estimativas de estoque de carbono em manguezais do Brasil	30
2.3.3 Aspectos intervenientes nos estoques de carbono	33
2.3.4 Técnicas empregadas para determinar os teores de carbono	39
2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	42
2.5 REFERÊNCIAS	43
3 ESTOQUES DE CARBONO NO MANGUEZAL DO RIO GRAMAME, PARAÍBA – BRASIL	49
3.1 INTRODUÇÃO	50
3.2 METODOLOGIA	51
3.2.1 Estrutura florestal e estoques de carbono na biomassa	51
3.2.2 Análises de solo	52
3.2.3 Análise estatística	53
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
3.3.1 Atributos estruturais e carbono na biomassa vegetal	54
3.3.2 Estoques de carbono no solo	60
3.3.3 Estoque de carbono no ecossistema	66
3.4 CONCLUSÕES	67
3.5 REFERÊNCIAS	68

4 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À ESTIMATIVA DE ESTOQUE DE CARBONO NO MANGUEZAL DO RIO GRAMAME, PARAÍBA – BRASIL.....	73
4.1 INTRODUÇÃO.....	74
4.2 METODOLOGIA.....	75
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
4.3.1 Ajuste de curvas	77
4.3.2 Estoques de biomassa e carbono	79
4.4 CONCLUSÕES	85
4.5 REFERÊNCIAS	85
5 CONCLUSÃO.....	89
REFERÊNCIAS	92
APÊNDICES	102

1 APRESENTAÇÃO

O período que marca o fim da Idade Moderna e início da Idade Contemporânea, trouxe consigo intensas modificações nos padrões de produção e consumo de bens. Tal questão se torna ainda mais intensa no Antropoceno, visto que, dados os avanços tecnológicos e o crescimento populacional, a humanidade passou a demandar por mais recursos naturais (ZANIRATO; ROTONDARO, 2016).

Como consequência, desencadeou-se as mudanças climáticas, decorrentes, primordialmente, do lançamento de gases de efeito estufa, e consigo, impactos incidentes em escala global, como o aquecimento do Planeta; elevação do nível médio do mar (NMM); perda da biodiversidade; e impactos à saúde e bem-estar humano (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC, 2018).

Dentre os fatores responsáveis pelas mudanças climáticas e pelo aquecimento global, a alteração do ciclo do carbono é, talvez, um dos aspectos mais preponderantes, uma vez que o dióxido de carbono (CO₂), é responsável direto por regular a temperatura do planeta (ODUM, 2001; MANABE, 2019). Devido às emissões atmosféricas, oriundas da combustão dos combustíveis fósseis, das atividades industriais e agrícolas, a concentração desse gás vem aumentando ao longo dos anos (WMO, 2021).

Por ser um dos gases do efeito estufa (GEE), à medida em que a concentração do CO₂ aumenta, ocorre uma acentuação na absorção da radiação de ondas longas, especialmente a radiação infravermelha, resultando no aumento da temperatura da Terra, e, por consequência, na maior incidência de desastres climáticos, como eventos de secas e chuvas torrenciais extremas, e a degradação da saúde humana (KINNEY, 2018; FAN *et al.*, 2018).

Face às questões expostas, no ano de 2019 a concentração de CO₂ na atmosfera esteve 142% mais elevada quando comparado aos níveis pré-industriais (1850 – 1900). Também é relatado que a última década (2011 – 2020) foi a mais quente e, que o ano de 2020 se caracterizou como um dos três anos mais quentes já registrados em todo o mundo. Ressalta-se ainda que as previsões indicam que ocorrerá a elevação da temperatura média do Planeta nos anos posteriores (WMO, 2021).

Nesse contexto, destaca-se que os manguezais estão amplamente distribuídos nas faixas litorâneas das regiões tropicais e subtropicais, constituem excelentes sumidouros de carbono e consiste em um dos ecossistemas mais produtivos do Planeta, fato que lhes permitem formar estoques de carbono até duas vezes maiores, quando em comparação com florestas tropicais e

temperadas. Este aspecto deriva do fato de ocorrer o armazenamento de carbono tanto da porção abaixo do solo quanto na fração superior e no próprio solo (HOWARD *et al.*, 2014).

No solo, o carbono é armazenado na forma de matéria orgânica (MO) viva e morta, sendo a MO viva correspondente às raízes das plantas enquanto a fração morta diz respeito ao material em decomposição. Em meio a elevada salinidade e baixa concentração de oxigênio, a atividade microbológica é efetivamente reduzida e o processo de degradação tende a ocorrer de maneira lenta, aspecto que favorece o acúmulo de matéria orgânica por longos períodos (JONSSON; HEDMAN, 2018).

Na porção acima do solo, o CO₂ é capturado da atmosfera e convertido em carboidrato, através do processo de fotossíntese. Esse carbono tende a permanecer na biomassa por extensos períodos, até que ocorra a morte ou combustão dos tecidos vegetais, fato que converte a celulose novamente em dióxido e monóxido de carbono (JONSSON; HEDMAN, 2018).

Considerando esse diferencial, os manguezais, notadamente, configuram mecanismos capazes de melhorar a resiliência ecossistêmica face às alterações climáticas. Nota-se ainda que esse ecossistema atua como amortecedor ambiental, visto que suporta os impactos de tempestades e tsunamis e, tendem a desacelerar processos erosivos nas zonas costeiras (BINDU *et al.*, 2020), fatores que podem ser relacionados à adaptação de riscos.

Para que tais ganhos ambientais possam ocorrer é necessário assegurar condições mínimas de conservação, fator muito distante da realidade atual. Yu *et al.* (2020) afirmam que esse ecossistema sofreu intensas supressões em todo o Planeta, uma vez que as estimativas revelam que aproximadamente 67% da vegetação de mangue global foi perdida. No Brasil, especificamente, estima-se que aproximadamente 40% dos manguezais foram suprimidos (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBIO, 2018).

Desse modo, incluir a preservação desse ecossistema caracteriza uma medida de planejamento em prol do controle das mudanças climáticas e, permite restaurar e promover o uso sustentável. O ICMBio (2018), aponta que há 120 unidades de conservação que juntas ocupam uma área de aproximadamente 1,2 milhões de hectares, equivalente a 87% de todo o ecossistema de manguezal do território brasileiro. Deste quantitativo, 83% configuram unidades de uso sustentável e 17% de proteção integral.

Todavia, nos últimos anos é possível perceber constantes ameaças à preservação, principalmente no âmbito das políticas ambientais. Uma das ameaças de maior repercussão foi registrada em setembro de 2020, quando o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA),

por intermédio do Ministério do Meio Ambiente, revogou quatro resoluções, das quais, duas restringiam o desmatamento e ocupação de áreas de restinga, dunas e manguezais.

Embora o Supremo Tribunal Federal (STF) tenha revertido a decisão, esse acontecimento configura um vetor com orientação contrária a todo o esforço necessário para proteger a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos proporcionados pelas áreas de manguezais. Dentre os fatores generalistas que permitem explicar o processo em curso, Adams *et al.* (2020) citam o desmantelamento da governança ambiental no Brasil, que ocorre mediante restrições orçamentárias e ruptura de políticas públicas.

1.1 JUSTIFICATIVA

A hipótese que orienta esta pesquisa é que os estoques de carbono configuram um serviço ecossistêmico dependente de fatores bióticos, inerentes à vegetação de mangue; abióticos, relacionados aos aspectos físicos e químicos do ecossistema; e antrópicos, dentre eles, a variabilidade de uso e ocupação do solo.

Dentre os fatores que conferem relevância à pesquisa, destaca-se o fato de que, mesmo com uma ampla presença de manguezais na faixa litorânea, o Brasil ainda não possui inventários integrados de estoques de carbono que possibilitem captar a diversidade instituída pelas zonas climáticas e tipos de litorais nos quais os manguezais estão situados. Esse aspecto também dificulta a inclusão das zonas úmidas nos mercados nacionais e internacionais de créditos de carbono (ROVAI *et al.*, 2022).

As estimativas de estoque de carbono em ecossistemas de manguezal no Brasil são escassas, o que é elucidado pela pouca disponibilidade de estudos. Percebe-se que as abordagens, em sua maioria, se restringem, separadamente, à biomassa (PORTILLO *et al.*, 2017; FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019; VIRGULINO-JÚNIOR *et al.*, 2020; LEITE *et al.*, 2021; PORTELA *et al.*, 2020) ou ao solo (HATJE *et al.*, 2021; PEREZ *et al.*, 2018; MATOS *et al.*, 2020), separadamente.

Apenas quatro estudos quantificaram o estoque total, considerando a combinação dos valores registrados no solo e na biomassa, sendo dois na Região Sudeste (São Paulo - ROVAI *et al.*, 2021 e outro no Espírito Santo - GOMES *et al.*, 2021); enquanto os demais estão na Amazônia (KAUFFMAN *et al.*, 2018a); e no Ceará (KAUFFMAN *et al.*, 2018b).

Ao tratar das especificidades locais, verificou-se que até então nenhum estudo quantificou de maneira direta os estoques de carbono em manguezais situados no Estado da

Paraíba, que conta com uma área de mangue correspondente a 12,56 mil hectares, equivalente a 0,9% desse ecossistema no Brasil (ICMBIO, 2018). Destarte, esta pesquisa poderá fornecer subsídios acerca da dinâmica do carbono às ações de gestores e pesquisadores que atuam nessa zona costeira.

O ineditismo desta Tese deriva da ausência de índices para estimativa de estoques de carbono por sensoriamento remoto, especialmente quando se considera as espécies vegetais distribuídas no Brasil. Logo, a proposição de um instrumento com essa finalidade conferirá maior viabilidade técnica e econômica à construção de inventários de carbono para a vegetação de mangue, o que permitirá ampliar o arcabouço técnico-científico em prol da conservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos ofertados pelo manguezal, com destaque à mitigação das mudanças climáticas.

A escolha do manguezal do Rio Gramame como objeto de estudo se justifica pela atuação do grupo de pesquisa em Cartografia, Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto (CAGEOS), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), nessa área, fato que permitiu alcançar maiores conhecimentos prévios do ambiente a ser investigado. Outros pontos considerados para a escolha da área foram as condições de segurança e acesso, tanto ao ecossistema quanto aos serviços necessários para a realização das atividades de campo, como hospedagem e transporte fluvial.

Destaca-se ainda que, pela perspectiva da biodiversidade, esse manguezal comporta as espécies amplamente distribuídas no Brasil, o que lhe torna representativo, possibilitando que os estudos possam ser reproduzidos e aprimorados em outras regiões do País.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Geral

Estimar os estoques de carbono, na biomassa e no solo, em ecossistema de manguezal, a partir da análise estrutural da vegetação e do solo, variabilidade de espécies, características abióticas no estuário do Rio Gramame, estado da Paraíba, Brasil.

1.2.2 Específicos

- Compreender, a partir da produção científica, a formação dos estoques de carbono no ecossistema de manguezal, de modo a elucidar as técnicas empregadas para a realização de estimativas e quantificação, bem como os fatores intervenientes, de origem biótica, abiótica e antrópica;
- Avaliar a distribuição do carbono, na biomassa e no solo, a partir de aspectos físicos e estruturais da floresta de mangue;
- Analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies;
- Propor um modelo para estimativa de estoque de carbono em floresta de mangue, a partir de imagens multiespectrais, oriundas dos satélites Landsat 8 e Sentinel 2B.

1.3 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada no manguezal do estuário do Rio Gramame, situado entre os municípios do Conde e João Pessoa, Litoral Sul do estado da Paraíba, entre as coordenadas 7°10'27" e 7°24'23" Sul, 34°54'42" e 35°57'51" Oeste (Figura 1).

O clima da localidade, segundo a classificação de Köppen, é tropical chuvoso (As), com estação seca no verão (FRANCISCO *et al.*, 2015). Apresenta temperatura média anual de aproximadamente 27°C; precipitação média anual de 1.800 mm, concentrados entre os meses de abril a agosto; e evapotranspiração anual correspondente a aproximadamente 1.500 mm (FRANCISCO; SANTOS, 2017).

O Manguezal em estudo ocupa uma área correspondente a 496,15 hectares, povoadas predominantemente por quatro espécies de mangue: *Avicennia schaueriana* Stapf. & Leech, *Laguncularia racemosa* L., *Rhizophora mangle* L. e *Conocarpus erectus* L., que ocorre de maneira tímida, sobretudo nas bordas, na intersecção com a restinga (MACHADO FILHO *et al.*, 2015).

Figura 1 – Mapa de localização do manguezal de Barra de Gramame



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Silva e Torres (2021) dividiram os manguezais brasileiros em nove segmentos costeiros, de modo que o mangue da Barra de Gramame está inserido na Unidade VI, correspondente ao setor entre Cabo Calcanhar, no Rio Grande do Norte, até o Recôncavo Baiano, na Bahia. Essa região, segundo as autoras, é caracterizada pela elevada insolação média anual, de 2.600 horas/ano; rios com baixa vazão, que reduz no período seco e aumentam a salinidade; e marés com amplitude média de 2 metros.

Dentre os aspectos a serem observados, destaca-se que esta é uma área que sofre com a pressão antrópica e, por consequência, vem apresentando reduções substanciais da cobertura vegetal. Estima-se que em 1985 a área ocupada pelo mangue correspondia a 746,2 hectares e, em 2011, esse quantitativo foi reduzido a 453,2 hectares, de modo que a perda registrada para o período corresponde a 39,3%. Os principais aspectos associados à perda de cobertura vegetal são a expansão urbana nas proximidades do mangue, a deposição de resíduos sólidos e efluentes e a degradação ambiental, devido à instalação de espaços de lazer (MORAIS, 2014).

1.4 ESTRUTURA DA TESE

Ao encontro das questões apresentadas, este trabalho é constituído por três capítulos e, vem contribuir para a ampliação das discussões acerca da importância da conservação dos manguezais para a gestão costeira e para o enfrentamento proativo das mudanças climáticas, a partir da análise dos estoques de carbono, que, na atualidade, se caracteriza como um dos serviços ecossistêmicos em maior evidência, especialmente em países em desenvolvimento.

O primeiro capítulo consiste em uma revisão sistemática dos estoques de carbono, com ênfase nos inventários globais e nos estudos que abordam os manguezais situados no Brasil. Também foram abordados os métodos empregados para determinar o teor de carbono, com ênfase as técnicas de sensoriamento remoto, e os fatores intervenientes no acúmulo desse elemento no ecossistema.

O segundo capítulo trata da quantificação dos estoques de carbono no manguezal situado no estuário do Rio Gramame, no Estado da Paraíba – Brasil. Desse modo, foram estimados os montantes presentes na biomassa, bem como o carbono retido no solo. Para tanto, empregou-se a pesquisa de campo para análise estrutural da vegetação; a realização coletas de solo e água intersticial; e análises laboratoriais, para determinar o teor de carbono orgânico, a textura, a concentração de nutrientes, a salinidade e acidez do solo.

O terceiro capítulo descreve a implementação de um índice que permitirá estimar, por sensoriamento remoto, os estoques de carbono da vegetação de mangue. Foram utilizados os dados coletados em campo, imagens de satélite, processamento em plataforma SIG (Sistema de Informações Geográficas) e análises estatísticas. A finalidade foi proporcionar maior praticidade e viabilidade às investigações acerca dos inventários de carbono, uma vez que pesquisas em manguezais são difíceis devido ao acesso e regime de marés, dispendiosas por requererem transporte fluvial e requerem apoio de pessoas envolvidas.

2 ESTIMATIVAS DOS ESTOQUE DE CARBONO EM ECOSSISTEMA DE MANGUEZAL NO BRASIL: UMA REVISÃO

RESUMO

Esta pesquisa objetivou compreender a formação dos estoques de carbono no ecossistema de manguezal no Brasil, de modo a elucidar as técnicas empregadas para a realização de estimativas e quantificação, bem como os fatores intervenientes, de origem biótica, abiótica e antrópica. Para tanto, realizou-se uma revisão de literatura que abordou 113 artigos científicos, dos quais 21 estudavam áreas de mangues brasileiros. O estoque global estimado pela literatura varia entre 4,19 Pg C e 6,6 Pg C, de modo que o valor médio calculado corresponde a 5,34 Pg C. Ao tratar das especificidades dos estoques presentes no Brasil, os valores registrados variam entre 358,79 Mg C/ha e 1.851 Mg C/ha, de modo que o estoque médio corresponde a 709,36 Mg C/ha. Os principais fatores bióticos que condicionam os estoques de carbono são a composição estrutural da vegetação, os compartimentos vegetais, a diversidade de espécies, as características fisiográficas e as condições de manejo. Quanto aos fatores abióticos, destaca-se a salinidade, o gradiente topográfico, a granulometria do sedimento e sua profundidade do solo, a concentração de nutrientes e fatores bioclimáticos. Ademais, as mudanças de uso e ocupação do solo. As técnicas empregadas para determinar os estoques de carbono no solo e na biomassa são o uso de analisador elementar e equações alométricas, respectivamente. Os produtos de sensoriamento remoto são utilizados de maneira tímida, todavia, podem representar uma alternativa promissora para ampliar o horizonte de pesquisas acerca dos estoques de carbono nos mangues do Brasil.

Palavras-chave: Carbono azul, Serviços ecossistêmicos, Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

This work aimed to understand the formation of carbon stocks in the mangrove ecosystem in Brazil, in order to elucidate the techniques used to carry out estimates and quantification, as well as the intervening factors, of biotic, abiotic and anthropic origin. To this end, a systematic review was carried out covering 113 scientific articles, 21 of which studied Brazilian mangrove areas. The global stock estimated by the literature varies between 4.19 Pg C and 6.6 Pg C, so that the average value calculated corresponds to 5.34 Pg C. When dealing with the specificities of the stocks present in Brazil, the values recorded vary between 358.79 Mg C/ha and 1,851 Mg C/ha, so that the average stock corresponds to 709.36 Mg C/ha. The main biotic factors that condition carbon stocks are the structural composition of vegetation, plant compartments, species diversity, physiographic characteristics and management conditions. As for abiotic factors, salinity and topographic gradient, sediment granulometry and soil depth, nutrient concentration and bioclimatic factors stand out. Furthermore, changes in land use and occupation. The techniques used to determine soil and biomass carbon stocks are the use of an elemental analyzer and allometric equations, respectively. Remote sensing products are used timidly, however, they may represent a promising alternative to broaden the horizon of research on carbon stocks in the country's mangroves.

Keywords: Blue carbon, Ecosystem services, Remote sensing.

2.1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são encontrados em substratos não-consolidados, nas zonas entremarés das regiões costeiras tropicais, subtropicais e temperadas, presentes em 118 países, distribuídos em todos os continentes. A vegetação de mangue pode suportar um amplo gradiente de salinidade, de águas doces a hipersalinas. Todavia, a ocorrência em zonas continentais é limitada, devido à competição estabelecida com outras espécies vegetais adaptadas ao ambiente terrestre (ESTRADA; SOARES, 2017; ROMAÑACH *et al.*, 2018).

Trata-se de um ecossistema reconhecido mundialmente pela ampla diversidade de serviços ecossistêmicos ofertados, de modo que desempenha funções ecológicas, econômicas, culturais e sociais (ESTRADA; SOARES, 2017). Os serviços ecossistêmicos prestados incluem a formação de habitats para anfíbios, répteis, peixes, crustáceos e pequenos mamíferos; a consolidação de zonas para reprodução de espécies marinhas; a filtragem e retenção de nutrientes e outros poluentes, como os metais pesados; e a subsistência de comunidades tradicionais, através da disponibilidade de recursos pesqueiros, madeira e outros produtos florestais não-madeireiros, como compostos naturais e farmacêuticos (VAN DER STOCKEN *et al.*, 2019; MITRA, 2020).

Os manguezais também são responsáveis por controlar o avanço de processos erosivos nas zonas costeiras; protegem a faixa litorânea da energia dos ventos e das ondas; acumulam grandes volumes de carbono, de modo a reduzir a concentração dos gases do efeito estufa na atmosfera; e permitem uma variedade de usos recreativos e culturais (KELLEWAY *et al.*, 2017; PHAM *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, nota-se que a comunidade científica tem dado uma atenção especial à contribuição dos manguezais para regulação climática global. Esse fato é decorrente da alta produtividade e das condições anóxicas do solo, que reduzem a taxa de decomposição de matéria orgânica, resultando em uma alta capacidade de sequestro e armazenamento de carbono, que chega a ser de três a cinco vezes superior a outros ecossistemas vegetados (FRIESS *et al.*, 2020).

Dada essa particularidade, as florestas de mangue, assim como outros ecossistemas situados em áreas úmidas, a exemplo dos pântanos salgados e as áreas povoadas por ervas marinhas, são descritas como ecossistemas de “carbono azul”. Trata-se de sistemas valiosos e gerenciáveis, entretanto, claramente vulneráveis e frágeis, face às ações antrópicas (THORHAUG *et al.*, 2020).

Estima-se que a vegetação de mangue ocupe uma área de aproximadamente 8.349.500 hectares em todo o Planeta (HAMILTON; CASEY, 2016). Contudo, 67% da vegetação de mangue global foi perdida (YU *et al.*, 2020). O Brasil, possui a segunda maior reserva florestal de mangue, com uma área total de 1.400.000 hectares e um percentual de supressão corresponde a 40% (ICMBIO, 2018).

A perda global de manguezais está associada à expansão das atividades humanas na zona costeira. Dentre os aspectos específicos, cita-se a urbanização, a agricultura, a carcinicultura, a modificações das condições hidrodinâmicas dos rios e a exploração da madeira (PÉREZ *et al.*, 2018; SANDERMAN *et al.*, 2018; BULMER *et al.*, 2020; EDDY *et al.*, 2021). Ressalta-se ainda que a remoção da vegetação de mangue libera quantitativos substanciais de dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera, fato que contribui para o agravamento das condições climáticas (HAMILTON; FRIESS, 2018).

Essa discussão torna-se especialmente relevante para o Brasil, uma vez que, nas últimas três décadas, aproximadamente 50 mil hectares de mangue foram destruídos (ROMAÑACH *et al.*, 2018). É notório o esforço realizado pelas comunidades tradicionais, instituições acadêmicas, organizações governamentais e não-governamentais e agências de fomento, em prol da conservação. Diante disso, o ICMBio (2018) mostra que o País possui 120 unidades de conservação com manguezais no interior, que cobrem uma área de 1.211.444 hectares, o que representa 87% de todo ecossistema. No entanto, ainda há uma ausência de políticas de conservação e boas práticas de manejo.

Assim, este trabalho objetivou compreender a formação dos estoques de carbono no ecossistema de manguezal no Brasil, de modo a elucidar as técnicas empregadas para a realização de estimativas e quantificação, bem como os fatores intervenientes, de origem biótica, abiótica e antrópica.

Apesar das inúmeras contribuições já disponíveis na literatura (ESTRADA; SOARES, 2017; PHAM *et al.*, 2019; HERRERA-SILVEIRA *et al.*, 2020), nota-se que apenas uma revisão aborda as especificidades dos manguezais brasileiros (ROVAI *et al.*, 2022). Dessa maneira, em um primeiro momento discute-se as estimativas de estoques em escala global. Posteriormente, analisa-se os principais resultados obtidos para os manguezais situados no Brasil, com ênfase nas técnicas empregadas para estimar e quantificar as reservas de carbono, bem como os fatores que condicionam a formação dos reservatórios.

2.2 METODOLOGIA

A revisão de literatura baseou-se exclusivamente em artigos publicados em periódicos, sendo desconsideradas teses, dissertações, artigos publicados em anais de eventos e em outros meios de divulgação. As buscas foram realizadas a partir das seguintes combinações de palavras-chave, consorciadas à palavra “*Mangrove*”: “*Carbon stock*”, “*Carbon sequestration*” e “*Blue carbon*”. Nesta etapa utilizou as plataformas da *Web of Science* e *Scopus*. A busca foi realizada em 21 de janeiro de 2022, foi utilizado todo o intervalo temporal disponibilizado pelas bases citadas, até o ano de 2021. Os idiomas empregados foram o inglês, português e espanhol.

A pesquisa resultou em 1.375 artigos, inicialmente. Foram removidos os títulos repetidos, de modo que o novo quantitativo correspondeu a 958 trabalhos, dos quais 334 foram selecionados após a leitura preliminar dos títulos e do resumo. Após a leitura completa, foram selecionados 113 manuscritos, dentre eles, 21 abordavam manguezais no Brasil. Nessa etapa, foram eliminados os trabalhos que abordavam o estoque de carbono exclusivamente em outros ecossistemas, assim como aqueles que tratavam exclusivamente de créditos de carbono.

Realizou-se a segregação dos artigos que apresentavam estimativas para os estoques de carbono em manguezais em escala global, o que possibilitou compreender como os montantes se distribuem espacialmente e por compartimento ambiental (solo e biomassa). No caso dos trabalhos que abordam o Brasil, foram analisadas as localidades estudadas, os estoques descritos, os métodos empregados e os fatores condicionantes para o armazenamento do carbono.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

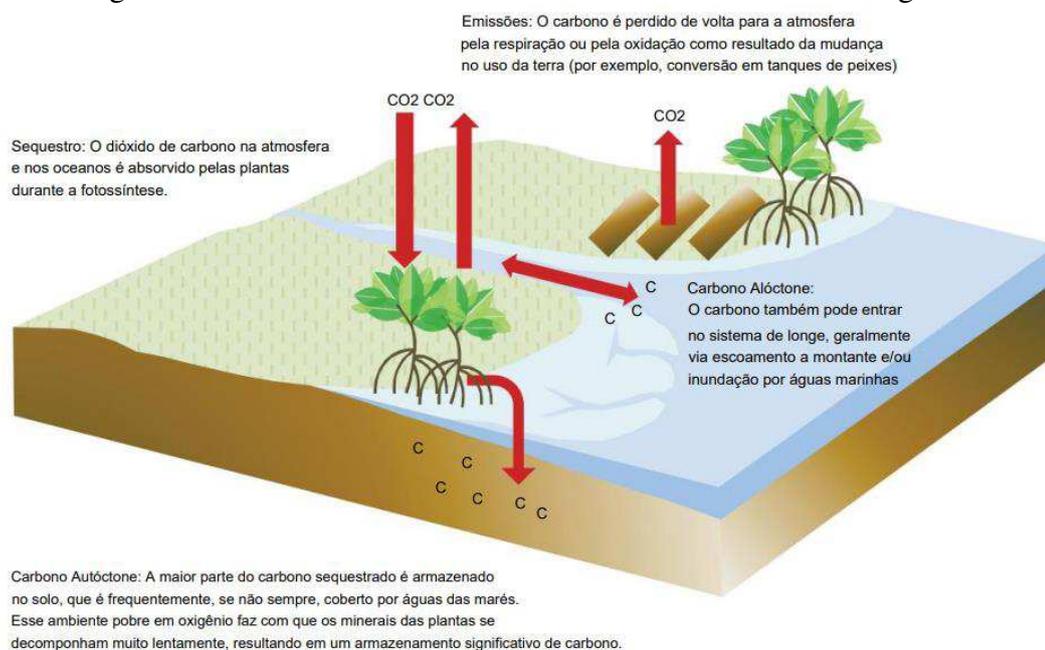
2.3.1 Estoques globais de carbono

O carbono azul corresponde ao carbono armazenado em ecossistemas costeiros, como pântanos salgados, prados de ervas marinhas e manguezais. O armazenamento ocorre no solo, sob a forma de sedimentos e matéria orgânica em decomposição (raízes mortas e serapilheira), na biomassa acima (caules, galhos e folhas) e abaixo do solo (raízes) (HOWARD *et al.*, 2014).

O sequestro realizado pela atividade fotossintética permite o armazenamento na biomassa vegetal por períodos relativamente curtos (anos ou décadas). Já o armazenamento nos solos é substancialmente extenso (séculos ou milênios), o que resulta em grandes estoques

(Figura 2). Dessa maneira, o que diferencia o carbono azul do carbono retido em ecossistemas terrestres é o potencial de armazenamento dos solos (HOWARD *et al.*, 2014).

Figura 2 – Entradas e saídas de carbono no ecossistema de manguezal



Fonte: Howard *et al.* (2014). Traduzido pelo autor.

Enquanto os solos continentais possuem elevada disponibilidade de oxigênio, que favorece a oxidação da matéria orgânica pelos microrganismos aeróbios e a liberação do CO₂ para a atmosfera, no ecossistema de mangue o solo se encontra saturado com água, fator que permite a formação de condições anaeróbias ou anóxicas (presença de pouco ou nenhum oxigênio) e o contínuo armazenamento vertical em altas taxas. Outros aspectos relevantes são a alta produtividade primária da vegetação, a elevada salinidade e acidez da água, que inibem a atividade microbiológica (HOWARD *et al.*, 2014).

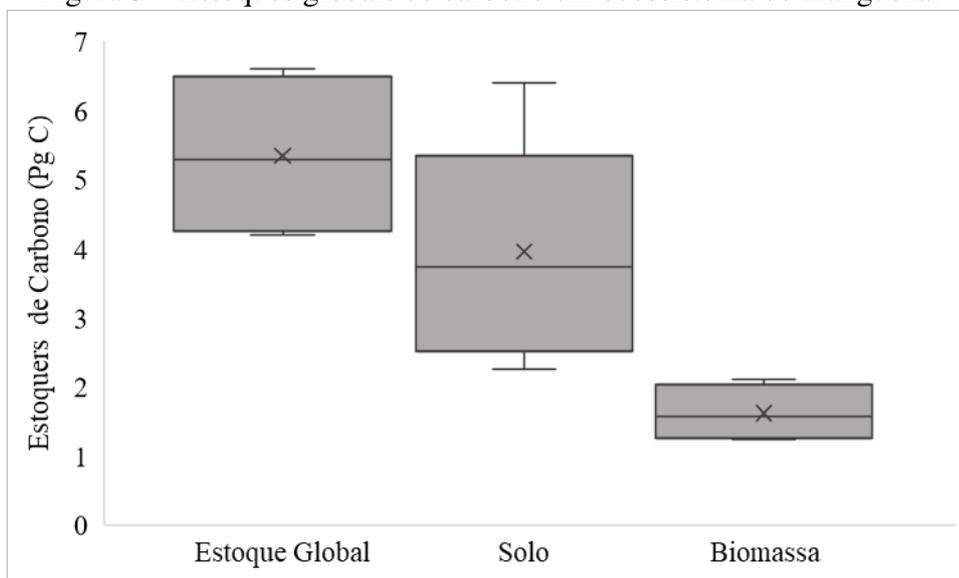
Esse material pode ser classificado como autóctone, quando produzido e depositado no mesmo local, isto é, a partir da deposição do material vegetal; e alóctone, quando é produzido em um local e depositado em outros, a partir dos fluxos hidrodinâmicos, *onshore* e *offshore*, que transportam sedimentos ricos em matéria orgânica, a serem retidos pelas raízes da vegetação e acumulados no solo (XIONG; LIAO; WANG, 2018).

Parte do carbono armazenado na biomassa retorna à atmosfera, através da respiração vegetal ou a partir das mudanças de uso do solo, como a conversão de áreas vegetadas em fazendas de criação de camarão e a extração de madeira (ARIFANTI *et al.*, 2019; RUDIANTO; BENGEN; KURNIAWAN, 2020). Nos casos associados à perda da cobertura vegetal, as

reservas presentes no solo também são comprometidas, uma vez que se eleva do contato da superfície do solo com a atmosfera e a exposição às intempéries, aspectos que intensificam o processo erosivo, aceleram a degradação da matéria orgânica e emissão de gases do efeito estufa (SANDERMAN *et al.*, 2018).

Ao analisar as estimativas de estoque de carbono em escala global, considerando as frações presentes no solo e na biomassa, percebe-se que os valores registrados variam entre 4,19 Pg e 6,6 Pg, de modo que o valor médio corresponde a 5,34 Pg (Figura 3). Alongi (2020) apresenta um valor correspondente a 6,17 Pg, enquanto Siikämaki *et al.* (2013) afirmam que o quantitativo é de 6,5 Pg. Os menores valores foram estimados por Hamilton e Friess (2018), e Atwood *et al.* (2017), correspondendo a 4,19 Pg e 4,4 Pg, respectivamente.

Figura 3 – Estoques globais de carbono em ecossistema de manguezal



Fonte: Sanderman *et al.* (2018), Jardine e Siikamäki (2014), Siikämaki *et al.* (2013), Hamilton e Friess (2018), Rovai *et al.* (2018) e Atwood *et al.* (2017). Elaborado pelo autor (2022).

Em escala continental, verifica-se que os maiores valores estão dispostos na Oceania (1.141,2 Mg C/ha) e no Sudeste Asiático (1.016,5 Mg C/ha), seguidos pelas Américas (850,9 Mg C/ha) e África Ocidental (800,7 Mg C/ha) (KAUFFMAN *et al.*, 2020).

Ao tratar dos compartimentos isoladamente, verifica-se que os maiores depósitos estão presentes no solo. Siikämaki *et al.* (2013) estimam que o montante aprisionado no primeiro metro de profundidade é de aproximadamente 4,5 Pg. Hamilton e Friess (2018), assim como Rovai *et al.* (2018), trazem valores significativamente inferiores, correspondentes a $2,96 \pm 0,53$ Pg e 2,26 Pg. Tais quantitativos também são próximos ao que foi calculado por Atwood *et al.* (2017), de 2,6 Pg.

Os maiores valores foram estimados por Jardine e Siikamäki (2014), equivalente a 5,00 ± 0,94 Pg, e por Sanderman *et al.* (2018), cujos montantes registrados correspondem a 6,4 Pg, para o primeiro metro, e 12,6 Pg para os dois primeiros metros de profundidade. Os principais fatores que justificam as discrepâncias entre os valores estimados para o estoque de carbono em escala global são as diferenças dos métodos utilizados e os dados empregados para fundamentar o modelo.

Também foram observadas amplas variações na taxa média global para o primeiro metro (Tabela 1). Ao considerar os dois primeiros metros de profundidade, Adame *et al.* (2021) estimam que o valor corresponde a 646,7 ± 150,6 (408,6 – 975,9) Mg C/ha. Do montante global de carbono retido no solo, aproximadamente 80,5% estão distribuídos em apenas 20 países, dos quais destacam-se a Indonésia, com 20,5% (1,02 ± 0,03 Pg C), quantitativo associado às maiores reservas de mangue do mundo; seguido pelo Brasil, com 7,4% (0,37 ± 0,02 Pg C); e a Austrália, com 6,5% (0,33 ± 0,02 Pg C) (JARDINE; SIIKAMÄKI, 2014).

Tabela 1 – Taxas globais das concentrações médias de carbono estimadas para o primeiro metro de profundidade de solo

Autores	Taxas de concentração médias de carbono
Sanderman <i>et al.</i> (2018)	361 (94 – 628) Mg C/ha
Jardine e Siikamäki (2014)	369 ± 6,8 Mg C/ha
Adame <i>et al.</i> (2021)	331,3 ± 74,9 (207,4 – 497,8) Mg C/ha
Atwood <i>et al.</i> (2017)	283 ± 193 Mg C/ha
Kauffman e Bhomia (2017)	885 Mg C/ha
Kauffman <i>et al.</i> (2020)	741 ± 30 MgC/ha

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Quanto ao estoque da biomassa, é substancialmente menor e a média dos valores analisados corresponde a 1,61 Pg (Tabela 2). A taxa média global é de 101,2 ± 93,5 (9,9 – 466,0) Mg C/ha (ADAME *et al.*, 2021).

Ao analisar a disposição, 66,67% estão distribuídas na fração acima do solo e 33,33% na biomassa abaixo do solo (HAMILTON; FRIESS, 2018). Espacialmente, de maneira análoga ao que ocorre com o estoque presente no solo, a Indonésia armazena 26,52% do carbono da biomassa, seguida pelo Brasil (8,71%) e Austrália (5,53%) (TANG *et al.*, 2018). Juntos, esses países comportam aproximadamente 40,76% dos estoques aprisionados na biomassa.

Tabela 2 – Estoques globais de carbono na biomassa

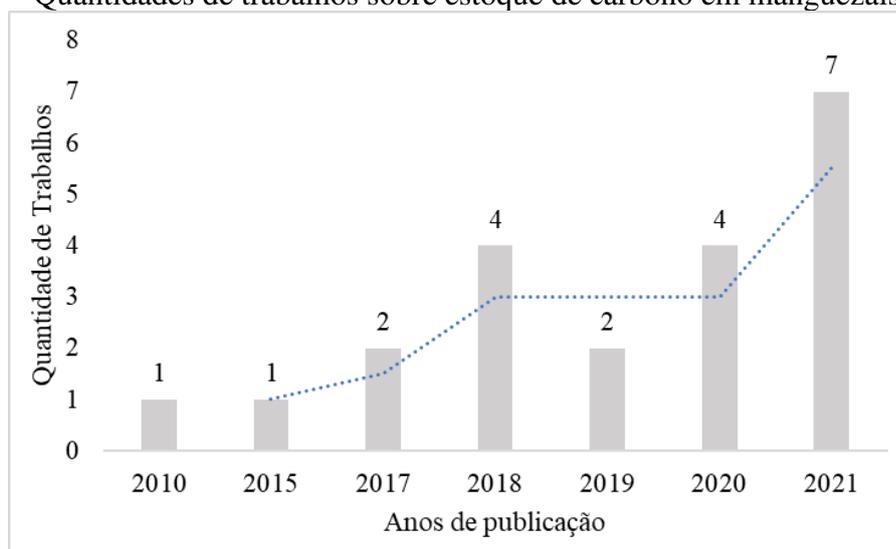
Autores	Estoques globais para a biomassa
Tang <i>et al.</i> (2018)	1,32 Pg
Siikamäki <i>et al.</i> (2013)	2,1 Pg
Hamilton e Friess (2018)	1,23 ± 0,06 Pg
Atwood <i>et al.</i> (2017)	1,8 Pg
Kauffman e Bhomia (2017)	885 Mg C/ha
Kauffman <i>et al.</i> (2020)	741 ± 30 MgC/ha

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

2.3.2 Estimativas de estoque de carbono em manguezais do Brasil

Os trabalhos que abordam a quantificação ou a estimativa dos estoques de carbono no Brasil são consideravelmente recentes, em sua maioria publicados entre 2018 e 2021 (Figura 4). O registro mais antigo encontrado é de 2010, em 2018 e em 2020, foram publicados 4 artigos (19,05%) em cada ano. O ano com maior quantidade de estudos corresponde a 2021, com 7 trabalhos (33,34%). A média móvel indica que há tendência de aumento no quantitativo de trabalhos publicados anualmente.

Figura 4 – Quantidades de trabalhos sobre estoque de carbono em manguezais no Brasil



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Associado aos baixos quantitativos de estudos realizados até então, ao analisar a distribuição espacial, percebe-se que há lacunas, uma vez que apenas oito Estados são citados em publicações acerca do estoque de carbono em ecossistema de manguezal. Pará e Rio de

Janeiro juntos concentram aproximadamente 43% (9) dos artigos, seguidos por São Paulo e Ceará, que juntos contabilizam 28% (6), Espírito Santo e Bahia registraram 4 pesquisas (19%), enquanto o Rio Grande do Norte e o Piauí possuem 2 estudos, um em cada Estado (9,5%) (Figura 5).

Figura 5 – Distribuição espacial dos estudos sobre estoque de carbono em manguezais no Brasil



Fonte: IBGE (2019), IBAMA (2019), Google Terrain. Elaborado pelo autor (2022).

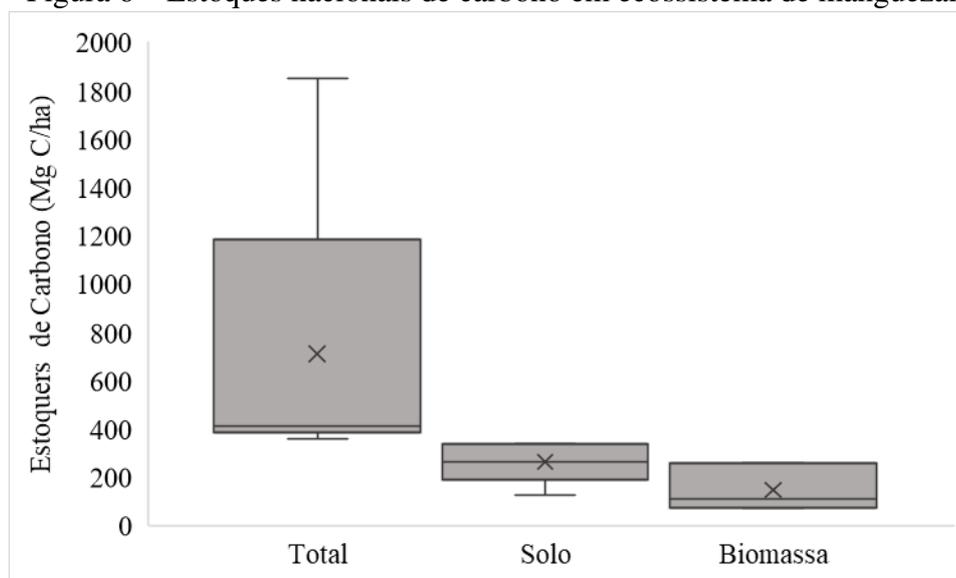
Dessa maneira, evidencia-se a necessidade de maiores esforços, de modo a alcançar a construção de um inventário do estoque de carbono em ecossistemas de mangues a nível Nacional, especialmente nas áreas que ainda não apresentam estudos, como é o caso dos estados do Amapá, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Paraná e Santa Catarina.

As estimativas de carbono em escala Nacional variaram entre 358,79 Mg C/ha e 1.851 Mg C/ha, de modo que o estoque médio corresponde a 709,36 Mg C/ha (Figura 6). Kauffaman *et al.* (2018a) registraram estoque médio de 511 Mg C/ha em manguezais amazônicos, com uma variação de variação de 362 Mg C/ha a 746 Mg C/ha. Já nos mangues do sistema estuarino

Piraquê Açú-Mirim, no Espírito Santo, os estoques de carbono variaram de 1474 Mg C/ha a 1904 Mg C/ha (GOMES *et al.*, 2021).

Outros casos analisados dizem respeito ao sistema estuarino da Lagoa da Cananéia-Iguapé, no estado de São Paulo, onde o estoque médio é de 358,79 Mg C/ha (ROVAI *et al.*, 2021); e os manguezais dos estuários dos rios Jaguaribe e Acaraú, no Ceará, que constituem uma paisagem semiárida tem-se 413 Mg C/ha (KAUFFMAN *et al.*, 2018b).

Figura 6 – Estoques nacionais de carbono em ecossistema de manguezal



Fonte: Rovai *et al.* (2021), Kauffman *et al.* (2018a), Kauffman *et al.* (2018b), Gomes *et al.* (2021), Pérez *et al.* (2018), Santos-Andrade *et al.* (2021), Hatje *et al.* (2018), Leite *et al.* (2021), Portela *et al.* (2020), Virgulino-Júnior *et al.* (2020). Elaborado pelo autor (2022).

Quanto às reservas de carbono por compartimento, o solo apresenta os maiores estoques, quando em comparação à biomassa. Os valores analisados variaram entre 126,34 Mg C/ha e 336,30 Mg C/ha, com valor médio de 261,79 Mg C/ha (Tabela 3).

Tabela 3 – Estoques de carbono no solo, no Brasil

Localidades	Autores	Estoques de carbono
Baía de Todos os Santos – Bahia	Hatje <i>et al.</i> (2018)	263 Mg C/ha
	Santos-Andrade <i>et al.</i> (2021)	336 Mg C/ha
Baía da Guanabara – Rio de Janeiro	Pérez <i>et al.</i> (2018)	126,34 Mg C/ha
Lagoa da Cananéia – São Paulo	Rovai <i>et al.</i> (2021)	248,79 Mg C/ha
Rios Jaguaribe e Acaraú – Ceará	Kauffman <i>et al.</i> (2018b)	334,53 Mg C/ha

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Os estoques de carbono retidos na biomassa, por sua vez, são substancialmente menores, variando entre 72,93 Mg C/ha e 258,34 Mg C/ha, com uma média de 147,09 Mg C/ha. O menor e o maior valor foram registrados por Virgulino-Júnior *et al.* (2020), na Península de Ajuruteua, Pará, e Portela *et al.* (2020), no Delta do Rio Parnaíba, Piauí, respectivamente. Rovai *et al.* (2021) também quantificaram o estoque na biomassa, na Lagoa da Cananéia, equivalente a 110 Mg C/ha.

Considerando os subcompartimentos da biomassa, isto é, as frações acima e abaixo do solo, os estoques médios são de 80 Mg C/ha e 47,32 Mg C/ha, respectivamente. Já os estoques aprisionados na biomassa abaixo do solo, nas raízes da vegetação de mangue, apresentam uma média de 70,18 Mg C/ha. Os teores de carbono acima do solo quantificados no manguezal do Rio Jaguaribe, em Natal, Rio Grande do Norte foram de 43,67 Mg C/ha (FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019); nos mangues do Pará, os valores registrados variam entre 38,98 Mg C/ha e 159 Mg C/ha (KAUFFMAN *et al.*, 2018a; VIRGULINO-JÚNIOR *et al.*, 2020); no Espírito Santo, Gomes *et al.* (2021) e Leite *et al.* (2021) quantificaram 129 Mg C/ha e 41,4 Mg C/ha, respectivamente; e, no Ceará, o valor obtido foi de 70 Mg C/ha (KAUFFMAN *et al.*, 2018b).

Já os estoques na biomassa abaixo do solo, nas raízes da vegetação de mangue, apresentam uma média de 70,18 Mg C/ha. Virgulino-Júnior *et al.* (2020) quantificaram 35,5 Mg C/ha e Santos *et al.* (2017) $104,41 \pm 20,73$ Mg C/ha, na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro.

2.3.3 Aspectos intervenientes nos estoques de carbono

Acerca dos fatores que condicionam os estoques de carbono no ecossistema de manguezal, citados nos estudos desenvolvidos no Brasil, estes podem ser agrupados em três categorias distintas: bióticos, abióticos e antrópicos (Quadro 1).

Em relação aos aspectos de ordem biótica, dar-se destaque às características estruturais, especialmente à altura da árvore e ao diâmetro à altura do peito (DAP), de modo que ambos os parâmetros estabelecem uma relação de proporcionalidade com os estoques de carbono na biomassa. Estudos realizados no estuário do Rio Piraquê-Açu, no Espírito Santo, estimam que o carbono acima do solo corresponde a 1,46 t C/ha, sendo esse baixo quantitativo associado às condições estruturais da vegetação, uma vez que a média da altura das árvores foi de apenas 4,1 m com DAP de 3,8 cm (PORTILLO; LONDE; MOREIRA, 2017).

A diversidade de espécies influencia diretamente na formação dos estoques, dada a predominância de espécies em detrimento às demais no ecossistema e, a o teor de carbono associado a cada espécie. Ainda no Piraquê-Açu, a *L. racemosa* (0,89 t C/ha) foi a espécie com a maior biomassa e carbono, seguido por *R. mangle* (0,34 t C/ha) e *A. schaueriana* (0,23 t C/ha) (PORTILLO; LONDE; MOREIRA, 2017). Acerca do teor de carbono, Rodrigues *et al.* (2015) mostram que o percentual médio para a *A. schaueriana* e *L. racemosa* é de 44%, enquanto a *R. Mangle* apresenta 44,1%.

Acerca dessa questão, nota-se que diversidade também determina os estoques no solo, visto que florestas mistas apresentam maiores estoques nesse compartimento quando em comparação a bosques monoespecíficos (TINH *et al.*, 2020). Esse aspecto está relacionado à maior taxa de produtividade primária por área, resultando em uma maior produção de serrapilheira e, por consequência, na formação do carbono autóctone.

Quadro 1 – Aspectos intervenientes nos estoques de carbono em manguezal

Categoria	Aspectos
Biótica	Estrutura da vegetação; Compartimento vegetal; Diversidade de espécies; Características fisiográficas; Condições de manejo.
Abiótica	Salinidade; Topografia; Granulometria do sedimento; Profundidade do solo; Concentração de nutrientes; Clima.
Antrópica	Mudança de uso e ocupação do solo; Poluição.

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Quando às condições fisiográficas, nota-se que as áreas de franja tendem a apresentar maiores reservas de carbono quando em comparação com as áreas de interior. No sistema Lagunar da Cananéia, foi observado que os estoques acima do solo, em áreas de franja ($75,31 \pm 7,46$ Mg C/ha) representavam mais que o dobro dos valores quantificados nas zonas interioranas ($30,17 \pm 2,95$ Mg C/ha), aspecto relacionado com a predominância de árvores com DAP maior que 10 cm em manguezais de franja, enquanto nos locais interiores os DAP variavam entre 2,5 cm e 10 cm. Nesta mesma localidade, o estoque de carbono no solo foi

estimado em $81,95 \pm 8,11$ Mg C/ha e $32,83 \pm 3,21$ Mg C/ha, para manguezais de franja e interior, respectivamente (ROVAI *et al.*, 2021).

Estrada e Soares (2017) afirmam se tratar de um padrão localmente observado nos manguezais da Índia, do Pacífico Ocidental e Oriental, e do Atlântico. Essa diferença revela a importância de fatores locais, como as inundações por maré, entrada de água doce e disponibilidade de nutrientes para a determinação do estoque de carbono.

Os compartimentos vegetais, isto é, as partes lenhosas, como troncos e galhos; o sistema radicular; e as partes verdes (folhas e partes reprodutivas), também são importantes para determinar os teores de carbono, dada a diferença significativa existentes entre as concentrações de carbono (Tabela 4). Para as espécies amplamente distribuídas nos mangues brasileiros, a contração de carbono nas partes da árvore variou entre 34,1% e 47,3%, com média geral de $43,4 \pm 2,0\%$ (RODRIGUES *et al.*, 2015).

Tabela 4 – Concentrações de carbono por compartimento vegetal

Espécies	Compartimentos	Concentrações
<i>A. schaueriana</i> e <i>L. racemosa</i>	Raízes	$42,6\% \pm 2,6\%$
<i>R. mangle</i>		$40,0\% \pm 2,1\%$
Todas as espécies	Partes lenhosas	$44,1\% \pm 1,4\%$
<i>A. schaueriana</i> e <i>L. racemosa</i>	Partes verdes	$42,6\% \pm 1,4\%$
<i>R. mangle</i>		$44,9\% \pm 4,5\%$

Fonte: Rodrigues *et al.* (2015). Elaborado pelo autor (2022)

Estudos desenvolvidos em outras regiões demonstraram resultados semelhantes para espécies distintas. Observou-se que as concentrações de carbono variaram significativamente de acordo com as partes da árvore (folhas, galhos, caule e cascas), para a espécie *Excoecaria agallocha*, de modo que a maior concentração ($45,95\% - 48,60\%$) de carbono foi observada nas partes lenhosas (HOSSAIN *et al.*, 2015).

Para a *Avicennia marina* subsp. *Australásica*, a concentração média de carbono dos diferentes componentes acima do solo foi de $40,5\% \pm 0,4\%$ para o tronco; $41,5\% \pm 0,3\%$ para galhos; e $42,3\% \pm 0,3\%$ para folhas (BULMER; SCHWENDENMANN; LUNDQUIST, 2016). No caso da *Rhizophora apiculata*, os teores de carbono apresentam pequenas variações por compartimento, com os troncos contendo $44,60\%$, os galhos $42,59\%$, as raízes $43,77\%$ e as folhas $42,30\%$, resultando em um fator de conversão genérico de $44,09 \pm 1,37\%$ (VAN VINH *et al.*, 2019).

O termo condições de manejo diz respeito às formas de conservação e regeneração do ecossistema, sendo assim, considera-se a ocorrência de áreas intactas ou preservadas, naturalmente regeneradas e recuperadas por intervenção antrópica. Ao comparar as três condições, Ferreira, Bezerra e Mathews-Cascon (2019) constataram que, após 5 anos de manejo, o estoque de carbono correspondeu a 26,59 Mg C/ha e, em 10 anos, alcançou 42,28 Mg C/ha, no manguezal do Rio Jaguaribe e Rio Grande do Norte. Para a mesma área, o estoque em ambientes naturalmente regenerados foi 8 Mg/ha e 22,39 Mg C/ha, para os intervalos de 5 e 10 anos, respectivamente, enquanto o estoque de carbono da área preservada foi de 43,67 Mg C/ha.

No estuário do Rio Cocó, no Ceará, o teor médio de carbono do mangue maduro ($1,49\% \pm 0,18\%$) foi significativamente superior ao registrado em duas áreas de plantio ($0,86 \pm 0,24\%$ e $0,79 \pm 0,42\%$) e na área degradada ($0,40 \pm 0,09\%$) (JIMENEZ *et al.*, 2021). Na Lagoa de Itaipu, Rio de Janeiro, os estoques de carbono acima do solo foram significativamente diferentes entre manguezais plantados e áreas preservadas, com valores mais altos para as parcelas naturais ($41,4 \pm 9,1$ Mg C/ha) do que para o local plantado ($17,2 \pm 4,6$ Mg C/ha). No mesmo sentido, a biomassa radicular foi significativamente maior nas parcelas naturais ($1,6 \pm 0,3$ Mg C/ha) do que nas parcelas plantadas ($1,1 \pm 0,2$ Mg C/ha) (LEITE *et al.*, 2021).

É pertinente enfatizar que outros fatores bióticos para além dos que foram mencionados neste trabalho podem interferir nos estoques de carbono, a exemplo da idade da vegetação e do estágio sucessional do ecossistema (ESTRADA; SOARES, 2017). Pesquisas desenvolvidas na China mostram que os estoques de carbono, presentes no solo e na biomassa, estabelecem relações positivas com a idade do bosque (YU *et al.*, 2020).

Ao tratar dos fatores abióticos, percebe-se que a salinidade aumenta concomitantemente ao gradiente topográfico e reduz os estoques de carbono acima e abaixo do solo (VIRGULINO-JÚNIOR *et al.*, 2020; KANDASAMY *et al.*, 2021). Tal fenômeno ocorre devido ao elevado estresse que o aumento do sal proporciona à vegetação, mesmo tratando-se de espécies adaptadas aos ambientes salinos. Com isso, a vegetação tende a apresentar modificações estruturais, que consistem na redução da altura, do diâmetro e da densidade de indivíduos, formando bosques com características arbustivas.

O aumento de salinidade mostra-se de forma acentuada em áreas degradadas, especialmente após a construção de viveiros para carcinicultura. Neste sentido, na Indonésia, os valores registrados para a água intersticial coletada em áreas de mangue variaram entre 10 ppt e 25 ppt, com média de 17 ppt, enquanto os locais que caracterizam viveiros abandonados

tiveram uma salinidade de 10 ppt a 30 ppt, com média de 20 ppt, aspecto que dificulta o repovoamento (ARIFANTI *et al.*, 2019).

Outro fator que controla o estoque de carbono no solo é a dimensão dos grãos do sedimento. Em manguezais situados no Ceará, Jimenez *et al.* (2021) constataram a correlação positiva e significativa entre partículas de solo mais finas, isto é, silte e argila, com o carbono total, fato que sugere a ocorrência de interação organomineral. De maneira semelhante, pesquisas desenvolvidas na Índia indicam que o carbono tende a aumentar com o aumento dos níveis de argila e silte, e com o aumento dos nutrientes e a umidade do solo. No entanto, o aumento dos níveis de temperatura do solo, densidade aparente e teor de areia reduzem a concentração de carbono (KANDASAMY *et al.*, 2021).

A textura do solo e o teor de nutrientes, especialmente o nitrogênio, também foram citados como fatores que controlam os estoques de carbono, em estudos desenvolvidos em mangues da Bahia (SANTOS-ANDRADE *et al.*, 2021). Matos *et al.* (2020) relatam que a capacidade de sequestrar e armazenar carbono aumentou com a elevação das taxas de fósforo total e nitrogênio total, em manguezais paraenses.

O gradiente de profundidade do solo configura outro aspecto interveniente nos estoques de carbono, uma vez que, em mangues do estado de São Paulo, o carbono orgânico total possui padrões espaciais claros e diferenças relacionadas à profundidade, de modo que os maiores teores estão presentes nas camadas superficiais, enquanto as camadas mais profundas possuem contrações reduzidas (FERREIRA *et al.*, 2010).

De maneira semelhante, em manguezais situados no Vietnã, observou-se que o teor de carbono no solo de mangue diminuiu de 2,03% na profundidade de 30 cm para apenas 0,61% na profundidade de 100 cm. A profundidade também é determinante para os estoques presentes na biomassa abaixo do solo, visto que o estoque de carbono nas raízes aumentou rapidamente de 0,98 mg C/cm³ nos 10 cm superiores para 2,53 C/cm³ entre 20 e 30 cm de profundidade e diminuiu acentuadamente para 0,24 C/cm³ a 100 cm de profundidade (HA *et al.*, 2018).

Na costa sudoeste da Índia, a densidade aparente e o armazenamento de carbono orgânico nos sistemas de mangue foram inversamente correlacionados e o teor de carbono do solo de mangue nos 30 cm superiores foi comparativamente maior do que nas camadas inferiores (HARISHMA; SANDEEP; SREEKUMAR, 2020).

Em Moçambique, o teor médio de carbono no solo, com profundidade entre de até 100 cm, foi de 160 Mg C/ha, das quais 53,32 Mg C/ha estavam concentrados entre 0 cm e 30 cm, 45,76 Mg C/ha entre 30 e 60 cm e 60,90 Mg C/ha entre 60 cm e 100 cm (SITOE; MANDATE;

GUEDES, 2014). Tal comportamento revela que ocorrem exceções quanto a distribuição do carbono ao longo do perfil vertical do solo.

Quanto aos aspectos bioclimáticos, destaca-se a influência da variação precipitação e ocorrência de eventos de seca. Kauffman *et al.* (2018a) indicam correlação significativa dos estoques de carbono e o aumento das chuvas, uma vez que, em mangues amazônicos, onde a precipitação média anual é de 2.300 mm, foi registrado 511 Mg C/ha, enquanto os manguezais situados no Ceará, com uma precipitação de 1.024 mm, o estoque de carbono médio é de 413 Mg C/ha.

No tocante às secas, constata-se que a ocorrência de eventos intensos propicia a mortalidade da vegetação, fator que impacta diretamente os estoques presentes tanto na biomassa quanto no solo. Após a ocorrência de uma seca de três anos no Espírito Santo, constatou-se que a mortalidade das árvores culminou em uma diminuição de 64% do carbono acima do solo. As perdas no solo variaram entre 17% e 40,4% nas camadas superficiais (0-30 cm), totalizando uma redução de 14,6%, aproximadamente 270,5 Mg C/ha, no estoque total (GOMES *et al.*, 2021).

Os aspectos antrópicos relacionados às alterações dos estoques de carbono relatados nos estudos que abordam os mangues brasileiros dizem respeito, principalmente, às mudanças de uso e ocupação do solo, com destaque às atividades da carcinicultura e desmatamento; e a ocorrência de poluição, sobretudo, devido ao lançamento de esgotos (PÉREZ *et al.*, 2018; KAUFFMAN *et al.*, 2018b; SANTOS-ANDRADE *et al.*, 2021).

Na Baía da Guanabara-RJ é perceptível os impactos que a supressão vegetal propicia ao ecossistema. Nesse sentido, a taxa de acumulação de sedimentos foi de 0,24 cm/ano, valor inferior ao que foi medido em áreas não-perturbadas e que está associado ao desmatamento. Com isso, as taxas de acumulação de carbono calculada para todo o registro sedimentar, correspondem a $61,7 \pm 10,2$ g C/m²·ano, quase três vezes menor do que a média global atual para ecossistemas de mangue (PÉREZ *et al.*, 2018).

Ao analisar essa questão em outras regiões, verifica-se que, na Indonésia, entre 1985 e 2020, a maior perda de manguezais foi causada pelo desmatamento (3.693 ha). Além disso, as maiores emissões de carbono do desmatamento de mangue foram de 3,42 Mt CO₂, ocorrendo durante 2000 e 2020 (EDDY *et al.*, 2021).

A carcinicultura, por sua vez, se caracteriza na atualidade como uma das atividades mais danosas aos ecossistemas de mangue, devido às abruptas modificações na cobertura do solo e à geração de efluentes com elevado potencial poluidor/degradador. Em manguezais no Ceará,

constatou-se que as reservas de carbono em áreas de viveiros abandonados eram de 37 Mg C/ha, o que representou uma perda de 72% do estoque de carbono do ecossistema em comparação com o mangue adjacente. Dessa maneira, estima-se que a emissão potencial cumulativa média da conversão do mangue para os viveiros de camarão foi de 1.371 Mg CO₂/ha (KAUFFMAN *et al.*, 2018b).

Na Baía de Todos os Santos-BA, o teor de carbono no solo foi significativamente maior nas áreas de controle (4% - 11%) e em solos de mangue impactados por esgoto doméstico (4% - 8%) do que em solos de viveiros de camarão (0,3% 1,4%). Logo, os estoques do solo, em áreas ocupadas por viveiros de camarão foram 97% menores do que os de manguezais de controle intocados, o que pode ter resultado na emissão de até 1.200 Mg CO₂/ha. As perdas ocorreram principalmente no primeiro metro superior dos solos, mas perdas nas camadas mais profundas do solo também foram observadas em solos de mangue que receberam efluentes de carcinicultura (SANTOS-ANDRADE *et al.*, 2021).

2.3.4 Técnicas empregadas para determinar os teores de carbono

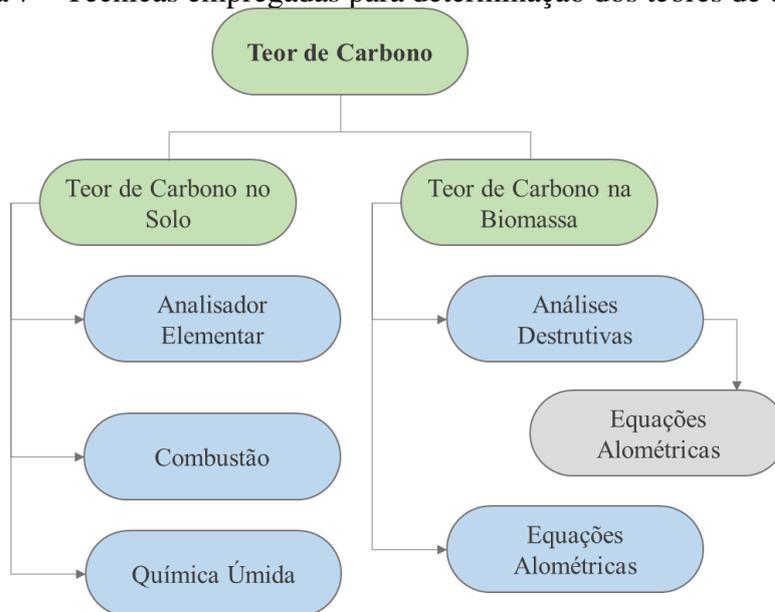
A determinação do teor de carbono no ecossistema de manguezal ocorre por compartimento: solo e biomassa (Figura 7). Em amostras de solo podem ser empregados uma variedade de métodos, como o analisador elementar automatizado, combustão e química úmida. O fator prioritário a se considerar na escolha do método é o acesso aos equipamentos necessários (HOWARD *et al.*, 2014). Ao analisar os métodos empregados para determinar a concentração de carbono dos solos de mangue nos estudos desenvolvidos no Brasil, verificou-se todos aplicaram o analisador elementar ou espectrômetro de massa.

No que concerne às particularidades dos métodos, percebe-se que o analisador elementar se caracteriza como o mais completo, podendo medir simultaneamente outros compostos, como hidrogênio e nitrogênio, além do carbono. Contudo, trata-se de um equipamento caro, fato que pode limitar o uso (HOWARD *et al.*, 2014).

Os métodos por incineração, por sua vez, oferecem medidas semiquantitativas do teor de carbono, visto que o carbono é estimado a partir da relação estabelecida com a matéria orgânica. Utiliza tecnologia simples e de baixo custo, que se limita ao forno mufla, onde as amostras são submetidas a temperaturas de 450 °C, durante um intervalo de 4 a 8 horas (HOWARD *et al.*, 2014).

Quanto à química úmida, também é uma análise semiquantitativa, simples e de baixo custo. Aplica-se a digestão ácida, por dicromatos, ou básica, a partir do uso do peróxido de hidrogênio, que permite determinar os componentes orgânicos e estimar o teor de carbono (HOWARD *et al.*, 2014).

Figura 7 – Técnicas empregadas para determinação dos teores de carbono



Fonte: Howard *et al.* (2014). Elaborado pelo autor (2022).

Em relação ao carbono presente na biomassa, é essencial, ao longo das atividades em campo, realizar a medição das árvores de forma completa e precisa, o que inclui a identificação da espécie, aferição do DAP, da altura e o georreferenciamento da área. Nos casos em que se aplica a análise destrutiva, também se faz necessário a coleta de material vegetal (raízes, material lenhoso, folhas e partes reprodutivas) para determinar a densidade da madeira e o percentual de carbono. Essas informações possibilitam o ajuste de equações alométricas para previsão da biomassa e a conversão, para determinar o estoque de carbono (HOWARD *et al.*, 2014).

Nos casos em que já existem equações alométricas disponíveis, os dados estruturais são utilizados para quantificar a biomassa que, posteriormente, é convertida a partir de um fator de conversão correspondente ao teor de carbono em valor nominal. Esse método torna-se especialmente importante por proporcionar maior viabilidade à construção dos inventários e por dispensar a retirada de material vegetal do ecossistema (HOWARD *et al.*, 2014). Dentre os estudos analisados no Brasil, 88% fizeram uso exclusivo equações alométricas e 12% utilizaram técnicas destrutivas consorciadas às equações.

Com o aprimoramento tecnológico-computacional, especialmente a partir da segunda metade do século XX, os produtos derivados do sensoriamento remoto ganharam uma ampla possibilidade de aplicações (FLORENZANO, 2007), o que inclui a estimativa de estoques de carbono. Tal fato se deve a disponibilidade de imagens com resoluções temporal, espacial, espectral e radiométrica compatíveis com esta finalidade. Pham *et al.* (2019) organizam as estimativas de biomassa e carbono por sensoriamento remoto em categorias, de acordo com a tecnologia empregada: uso de dados ópticos, uso de radar de abertura sintética (SAR), uso de LiDAR e o uso de dados hiperespectrais.

Os dados ópticos, especialmente de alta e muito alta resolução espacial, podem desempenhar papéis importantes para a estimativa dos estoques de carbono em ecossistemas de manguezal. Nesse contexto, os principais satélites empregados para tal finalidade são LISS IV, SPOT 5, IKONOS, RapidEye, WorldView-2 e Quick-Bird. Também há registro acerca da aplicação de produtos do Geoeye-1 e Landsat e, mais recentemente, Sentinel-2A e 2B. As estimativas ocorrem por diferentes abordagens, que envolvem a regressão múltipla e aprendizado de máquina (PHAM *et al.*, 2019).

No caso dos sensores SAR e LiDAR, se sobressaem em relação aos sensores ópticos dada a capacidade de captura de dados diurno e em condições meteorológicas desfavoráveis. Esses instrumentos também permitem que as ondas eletromagnéticas penetrem por entre a vegetação, tornando-se um diferencial. O LiDAR possibilita caracterizar estruturas verticais e horizontais. Muito comumente os produtos LiDAR são fundidos com outras bases de dados, especialmente oriundos de sensores ópticos, para aumentar a precisão dos inventários de carbono (PHAM *et al.*, 2019).

Os satélites hiperespectrais, por sua vez, dispõem de muitas bandas espectrais que compreendem as regiões do visível, infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR). Com isso, é possível obter maior precisão nos estudos, quando em comparação aos sensores ópticos ((PHAM *et al.*, 2019).

No Brasil, verificou-se que não é comum o emprego do sensoriamento remoto para estimativa de estoques de carbono. Dos trabalhos analisados, Portela *et al.* (2020) utilizou imagens do Landsat-8 OLI para extração de variáveis espectrais a serem correlacionadas com a biomassa e o estoque de carbono, para o Delta do Rio Parnaíba-PI. Todavia, a área investigada envolvia outros ecossistemas, como vegetação de várzea, dunas e vegetação de carnaubais. Já Salum *et al.* (2020) realizou o emprego do LiDAR para estimar a biomassa e os estoques de carbono acima do solo em mangues no Pará.

Logo, este é um segmento que pode ser expandido mediante o desenvolvimento, aplicação e aprimoramento de técnicas de sensoriamento remoto, de modo a proporcionar maior viabilidade técnica e operacional à elaboração de inventários de carbono nos manguezais brasileiros, auxiliando assim na melhoria da gestão e governança costeira do Brasil.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao abordar o sequestro e estoque de carbono, o ecossistema de manguezal ganha relevância global, uma vez que se faz presente em todos os continentes e, é responsável por aprisionar elevados montantes, reduzindo a disponibilidade de gases do efeito estufa na atmosfera.

O estoque global estimado pela literatura varia entre 4,19 Pg C e 6,6 Pg C, de modo que o valor médio calculado corresponde a 5,34 Pg C, quantitativo presente em regiões específicas, como a Indonésia, o Brasil e Austrália. Destaca-se ainda que as reservas do solo são substancialmente elevadas quando em comparação aos estoques presentes na biomassa, devido ao elevado tempo de retenção e ao acúmulo.

Ao tratar das especificidades dos estoques presentes no Brasil, verificou-se se tratar do segundo maior quantitativo em escala global, entretanto, faz-se necessário adotar práticas de manejo que possibilite a preservação dos ambientes ocupados pelo mangue. É pertinente enfatizar a existência de poucos trabalhos, aspecto que dificulta a construção de um inventário representativo em escala nacional.

Os valores registrados nos manguezais brasileiros variam entre 358,79 Mg C/ha e 1.851 Mg C/ha, de modo que o estoque médio corresponde a 709,36 Mg C/ha. Análogo ao que ocorre em escala global, percebe-se que o solo concentra maiores quantidade de carbono quando em comparação à biomassa.

Os principais fatores de ordem biótica que condicionam os estoques de carbono nos mangues do Brasil são a composição estrutural da vegetação, os compartimentos vegetais (raízes, partes lenhosas e partes verdes), a diversidade de espécies, as características fisiográficas e as condições de manejo. Quanto aos fatores abióticos, destaca-se a salinidade e o gradiente topográfico, a granulometria do sedimento e a profundidade do solo, a concentração de nutrientes e fatores bioclimáticos. Ademais, as mudanças de uso e ocupação do solo, assim como a poluição, são os principais elementos antrópicos citados na literatura.

Por fim, as principais técnicas empregadas para determinar os estoques de carbono no solo e na biomassa são o uso de analisador elementar e equações alométricas, respectivamente. Os produtos de sensoriamento remoto são utilizados de maneira tímida, todavia, podem representar uma alternativa promissora para ampliar o horizonte das pesquisas acerca dos estoques de carbono nos mangues do país.

2.5 REFERÊNCIAS

ADAME, M. F.; CONNOLLY, R. M.; TURSCHWELL, M. P.; LOVELOCK, C. E.; FATOYINBO, T.; LAGOMASINO, D.; BROWN, C. J. Future carbon emissions from global mangrove forest loss. **Global change biology**, v. 27, n. 12, p. 2856-2866, 2021.

ALONGI, D. M. Carbon balance in salt marsh and mangrove ecosystems: A global synthesis. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 8, n. 10, p. 767, 2020.

ARIFANTI, V. B.; KAUFFMAN, J. B.; HADRIYANTO, D.; MURDIYARSO, D.; DIANA, R. Carbon dynamics and land use carbon footprints in mangrove-converted aquaculture: The case of the Mahakam Delta, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 17-29, 2019.

ATWOOD, T. B.; CONNOLLY, R. M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P. E.; DUARTE, C. M.; EWERS LEWIS, C. J.; LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 7, p. 523-528, 2017.

BULMER, R. H.; SCHWENDENMANN, L.; LUNDQUIST, C. J. Allometric models for estimating aboveground biomass, carbon and nitrogen stocks in temperate *Avicennia marina* forests. **Wetlands**, v. 36, n. 5, p. 841-848, 2016.

BULMER, R. H.; STEPHENSON, F.; JONES, H. F.; TOWNSEND, M.; HILLMAN, J. R.; SCHWENDENMANN, L.; LUNDQUIST, C. J. Blue carbon stocks and cross-habitat subsidies. **Frontiers in marine science**, P. 380, 2020.

EDDY, S.; MILANTARA, N.; SASMITO, S. D.; KAJITA, T.; BASYUNI, M. Anthropogenic drivers of mangrove loss and associated carbon emissions in South Sumatra, Indonesia. **Forests**, v. 12, n. 2, p. 187, 2021.

ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 973-989, 2017.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; SOUZA JUNIOR, V. S.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; FIRME, L. P. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (São Paulo). **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 6, p. 995-1006, 2010.

FERREIRA, A. C.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Aboveground carbon stock in a restored neotropical mangrove: influence of management and brachyuran crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management**, v. 27, n. 2, p. 223-242, 2019.

FRIESS, D. A.; YANDO, E. S.; ALEMU, J. B.; WONG, L. W.; SOTO, S. D.; BHATIA, N. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. **Oceanography and Marine Biology**, 2020.

GOMES, L. E. O.; SANDERS, C. J.; NOBREGA, G. N.; VESCOVI, L. C.; QUEIROZ, H. M.; KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F. Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113381, 2021.

HA, T. H.; MARCHAND, C.; AIMÉ, J.; DANG, H. N.; PHAN, N. H.; NGUYEN, X. T.; NGUYEN, T. K. C. Belowground carbon sequestration in a mature planted mangroves (Northern Viet Nam). **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 191-199, 2018.

HARISHMA, K. M.; SANDEEP, S.; SREEKUMAR, V. B. Biomass and carbon stocks in mangrove ecosystems of Kerala, southwest coast of India. **Ecological Processes**, v. 9, n. 1, p. 1-9, 2020.

HATJE, V.; MASQUÉ, P.; PATIRE, V. F.; DÓREA, A.; BARROS, F. Blue carbon stocks, accumulation rates, and associated spatial variability in Brazilian mangroves. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 2, p. 321-334, 2021.

HAMILTON, S. E.; CASEY, D. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 6, p. 729-738, 2016.

HAMILTON, S. E.; FRIESS, D. A. Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 3, p. 240-244, 2018.

HERRERA-SILVEIRA, J. A.; PECH-CARDENAS, M. A.; MORALES-OJEDA, S. M.; CINCO-CASTRO, S.; CAMACHO-RICO, A.; SOSA, J. P. C.; TEUTLI-HERNANDEZ, C. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. **PeerJ**, v. 8, p. e8790, 2020.

HOSSAIN, M.; SIDDIQUE, M. R. H.; SAHA, S.; ABDULLAH, S. M. Allometric models for biomass, nutrients and carbon stock in *Excoecaria agallocha* of the Sundarbans, Bangladesh. **Wetlands ecology and management**, v. 23, n. 4, p. 765-774, 2015.

HOWARD, Jennifer; HOYT, Sarah; ISENSEE, Kirsten; PIDGEON, Emily; TELSZEWSKI, Maciej. **Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses**. Arlington: UNESCO, 2014.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos manguezais no Brasil**. Brasília: ICMBio, 2018.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Vegetação de mangue brasileira**. 2019. Disponível em: <https://dadosabertos.ibama.gov.br/nl/dataset/vegetacao-de-mangue-brasileira>. Acesso em: 09 jun. 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malhas Territoriais**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais.html>. Acesso em: 09 jun. 2022.

JARDINE, S. L.; SIIKAMÄKI, J. V. A global predictive model of carbon in mangrove soils. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 10, p. 104013, 2014.

JIMENEZ, L. C. Z.; QUEIROZ, H. M.; OTERO, X. L.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O. Soil Organic Matter Responses to Mangrove Restoration: A Replanting Experience in Northeast Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 17, p. 8981, 2021.

KANDASAMY, K.; RAJENDRAN, N.; BALAKRISHNAN, B.; THIRUGANASAMBANDAM, R.; NARAYANASAMY, R. Carbon sequestration and storage in planted mangrove stands of *Avicennia marina*. **Regional Studies in Marine Science**, v. 43, p. 101701, 2021.

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PLoS one**, v. 12, n. 11, p. e0187749, 2017.

KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O.; GIOVANNONI, L. R.; GOMES, L. E. O.; ROMERO, D. J.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biology Letters**, v. 14, n. 9, p. 20180208, 2018a.

KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O.; BOLTON, N. W.; GOMES, L. E. D. O.; NOBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 5530-5540, 2018b.

KAUFFMAN, J. B.; ADAME, M. F.; ARIFANTI, V. B.; SCHILE-BEERS, L. M.; BERNARDINO, A. F.; BHOMIA, R. K.; HERNÁNDEZ TREJO, H. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 2, p. e01405, 2020.

KELLEWAY, J. J.; CAVANAUGH, K.; ROGERS, K.; FELLER, I. C.; ENS, E.; DOUGHTY, C.; SAINTILAN, N. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. **Global Change Biology**, v. 23, n. 10, p. 3967-3983, 2017.

LEITE, R. A.; NÓBREGA, G. N.; LEAL, L. R. Z. C.; KIEFER, M. C.; SOARES-GOMES, A. The colonization of a coastal lagoon by a mangrove ecosystem: Benefit or threat to the lagoon? **Aquatic Botany**, v. 171, p. 103362, 2021.

MATOS, C. R.; BERRÊDO, J. F.; MACHADO, W.; SANDERS, C. J.; METZGER, E.; COHEN, M. C. Carbon and nutrient accumulation in tropical mangrove creeks, Amazon region. **Marine Geology**, v. 429, p. 106317, 2020.

MITRA, A. **Mangrove forests in India**. Springer International Publishing, 2020.

PÉREZ, A.; MACHADO, W.; GUTIÉRREZ, D.; BORGES, A. C.; PATCHINEELAM, S. R.; SANDERS, C. J. Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay. **Marine pollution bulletin**, v. 126, p. 275-280, 2018.

PHAM, T. D.; YOKOYA, N.; BUI, D. T.; YOSHINO, K.; FRIESS, D. A. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 230, 2019.

PORTELA, M. G. T.; 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**, v. 28, n. 4, p. 607-622, 2020.

PORTILLO, J. T. M.; LONDE, V.; MOREIRA, F. W. A. Aboveground biomass and carbon stock are related with soil humidity in a mangrove at the Piraquê-Açu River, Southeastern Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 1, p. 139-144, 2017.

RODRIGUES, D. P.; HAMACHER, C.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 346-351, 2015.

ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; CASTAÑEDA-MOYA, E.; RIUL, P.; CIFUENTES-JARA, M.; MANROW-VILLALOBOS, M.; PAGLIOSA, P. R. Global controls on carbon storage in mangrove soils. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 6, p. 534-538, 2018.

ROVAI, A. S.; COELHO-JR, C.; ALMEIDA, R.; CUNHA-LIGNON, M.; MENGHINI, R. P.; TWILLEY, R. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 118553, 2021.

ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; WORTHINGTON, T. A.; RIUL, P. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**, p. 217, 2022.

RUDIANTO, R.; BENGEN, D. G.; KURNIAWAN, F. Causes and effects of mangrove ecosystem damage on carbon stocks and absorption in East Java, Indonesia. **Sustainability**, v. 12, n. 24, p. 10319, 2020.

SALUM, R. B.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; SIMARD, M.; SILVA, C. A.; FERNANDES, M. E.; COUGO, M. F.; ROGERS, K. Improving mangrove above-ground biomass estimates using LiDAR. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 236, p. 106585, 2020.

- SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G.; SOLVIK, K.; ADAME, M. F.; BENSON, L.; LANDIS, E. A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, p. 055002, 2018.
- SANTOS, D.; ESTRADA, G. C.; FERNANDEZ, V.; ESTEVAM, M. R.; SOUZA, B. T.; SOARES, M. L. First assessment of carbon stock in the belowground biomass of Brazilian mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 1579-1589, 2017.
- 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.
- SIKAMÄKI, J.; SANCHIRICO, J. N.; JARDINE, S.; MCLAUGHLIN, D.; MORRIS, D. Blue carbon: coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 55, n. 6, p. 14-29, 2013.
- SITOE, A. A.; MANDLATE, L. J. C.; GUEDES, B. S. Biomass and carbon stocks of Sofala bay mangrove forests. **Forests**, v. 5, n. 8, p. 1967-1981, 2014.
- TANG, W.; ZHENG, M.; ZHAO, X.; SHI, J.; YANG, J.; TRETTIN, C. C. Big geospatial data analytics for global mangrove biomass and carbon estimation. **Sustainability**, v. 10, n. 2, p. 472, 2018.
- THORHAUG, A.; GALLAGHER, J. B.; KISWARA, W.; PRATHEP, A.; HUANG, X.; YAP, T. K.; BERLYN, G. Coastal and estuarine blue carbon stocks in the greater Southeast Asia region: Seagrasses and mangroves per nation and sum of total. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111168, 2020.
- TINH, P. H.; THI HONG HANH, N.; VAN THANH, V.; SY TUAN, M.; VAN QUANG, P., SHARMA, S.; MACKENZIE, R. A. A comparison of soil carbon stocks of intact and restored mangrove forests in Northern Vietnam. **Forests**, v. 11, n. 6, p. 660, 2020.
- VAN DER STOCKEN, T.; WEE, A. K.; DE RYCK, D. J.; VANSCHOENWINKEL, B.; FRIESS, D. A.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; WEBB, E. L. A general framework for propagule dispersal in mangroves. **Biological Reviews**, v. 94, n. 4, p. 1547-1575, 2019.
- VAN VINH, T.; MARCHAND, C.; LINH, T. V. K.; VINH, D. D.; ALLENBACH, M. Allometric models to estimate above-ground biomass and carbon stocks in *Rhizophora apiculata* tropical managed mangrove forests (Southern Viet Nam). **Forest Ecology and Management**, v. 434, p. 131-141, 2019.
- VIRGULINO-JÚNIOR, P. C. C.; CARNEIRO, D. N.; NASCIMENTO JR, W. R.; COUGO, M. F.; FERNANDES, M. E. B. Biomass and carbon estimation for scrub mangrove forests and examination of their allometric associated uncertainties. **PloS one**, v. 15, n. 3, p. e0230008, 2020.
- XIONG, Yanmei; LIAO, Baowen; WANG, Faming. Mangrove vegetation enhances soil carbon storage primarily through in situ inputs rather than increasing allochthonous sediments. **Marine pollution bulletin**, v. 131, p. 378-385, 2018.

YU, C.; FENG, J.; LIU, K.; WANG, G.; ZHU, Y.; CHEN, H.; GUAN, D. Changes of ecosystem carbon stock following the plantation of exotic mangrove *Sonneratia apetala* in Qi'ao Island, China. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 717, p. 137142, maio 2020.

3 ESTOQUES DE CARBONO NO MANGUEZAL DO RIO GRAMAME, PARAÍBA – BRASIL

RESUMO

Este trabalho buscou avaliar a distribuição do carbono, na biomassa e no solo, a partir dos aspectos físicos e estruturais da floresta de mangue; e analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies, no manguezal do Rio Gramame, situado no litoral Sul da Paraíba. Os estoques de carbono na biomassa foram medidos a partir de um inventário florestal. Já o carbono no solo foi mensurado através de amostras compostas, coletadas no primeiro metro de profundidade. Foram analisadas outras propriedades do solo, como densidade, matéria orgânica, nutrientes, granulometria, pH e salinidade. Os estoques de carbono na biomassa e no solo corresponderam a $44,89 \pm 7,41$ Mg C/ha e $813,08 \pm 20,87$ Mg C/ha, de modo que o estoque total no ecossistema foi de $857,98 \pm 20,57$ Mg C/ha, equivalente a 1.562,27 Gg de CO₂. O solo e a biomassa comportam 94,77% e 5,23% de carbono, respectivamente. Ao analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies, percebeu-se que a *Rhizophora mangle* se apresentou como a espécie dominante (323 Mg C/ha – 65,41%), seguida da *Laguncularia racemosa* (119,33 Mg C/ha – 24,16%) e *Avicennia schaueriana* (51,51 Mg C/ha – 10,43%). Os elevados aportes presentes no solo podem estar relacionados às contribuições alóctones, de origem pluvial. A densidade, matéria orgânica, o carbono orgânico e o nitrogênio total, se caracterizaram como bons preditores para o estoque nesse compartimento.

Palavras-chave: Carbono azul; Biomassa; Estrutura florestal; Variabilidade de espécies; Carbono no solo.

ABSTRACT

This work sought to evaluate the distribution of carbon, in the biomass and in the soil, from the physical and structural aspects of the mangrove forest; and to analyze the distribution of the carbon stock, considering the variability of the species, in the Gramame River mangrove, located in the south coast of Paraíba. Biomass carbon stocks were measured from a forest inventory. Soil carbon was measured through composite samples, collected in the first meter of depth. Other soil properties were analyzed, such as density, organic matter, nutrients, granulometry, pH and salinity. The stocks of carbon in the biomass and in the soil corresponded to 44.89 ± 7.41 Mg C/ha and 813.08 ± 20.87 Mg C/ha, so that the total stock in the ecosystem was 857.98 ± 20.57 Mg C/ha, equivalent to 1,562.27 Gg of CO₂. Soil and biomass contain 94.77% and 5.23% of carbon, respectively. When analyzing the distribution of carbon stock, considering the variability of the species, it was noticed that *Rhizophora mangle* was the dominant species (323 Mg C/ha – 65.41%), followed by *Laguncularia racemosa* (119.33 Mg C/ha – 24.16%) and *Avicennia schaueriana* (51.51 Mg C/ha – 10.43%). The high contributions present in the soil may be related to allochthonous contributions, of pluvial origin. Density, organic matter, organic carbon and total nitrogen were characterized as good predictors for the stock in this compartment.

Keywords: Blue carbon; Biomass; Forest structure; Species variability; Carbon in the soil.

3.1 INTRODUÇÃO

O ecossistema de manguezal se caracteriza pela elevada produtividade primária e pela capacidade de formar estoques de carbono, especialmente no solo, visto que pode armazenar até quatro vezes mais carbono no por unidade de área, quando comparado a outros ecossistemas florestais (KAUFFMAN *et al.*, 2011; MAHMOUDI *et al.*, 2021). Diante disso, captura aproximadamente 3% do carbono retido por florestas tropicais (PEÑARANDA; KINTZ; SALAMANCA, 2019).

Dentre os fatores que condicionam os estoques de carbono, além da elevada taxa de produtividade, cita-se as condições anóxicas e a salinidade do solo, responsáveis por reduzir a degradação microbológica e conservar a matéria orgânica (LI *et al.*, 2018). Assim, o sequestro e armazenamento desse elemento por períodos prolongados, estão, na atualidade, entre os principais serviços ecossistêmicos ofertados pelos manguezais, o que possibilita a incorporação aos mecanismos internacionais de contabilidade de carbono (ROVAI *et al.*, 2021).

O Brasil, dada a extensa faixa litorânea e às condições climáticas, possui a segunda maior reserva florestal de mangue do mundo, com uma área total de 1,4 milhão de hectares (ICMBIO, 2018). Estima-se que o país possua 8,5% (0,32 Pg C) do estoque global de carbono presente em manguezais. Desse quantitativo, 0,05 Pg C e 0,02 Pg C estão na biomassa acima e abaixo do solo, respectivamente, de modo que o estoque no solo corresponde a 0,25 Pg C (ROVAI *et al.*, 2022).

Mesmo com uma ampla presença de manguezais na faixa litorânea, é perceptível que o Brasil ainda não possui inventários integrados de estoques de carbono que possibilitem captar a diversidade instituída pelas zonas climáticas e tipos de litorais nos quais os manguezais estão situados. Esse aspecto também dificulta a inclusão das zonas úmidas nos mercados nacionais e internacionais de créditos de carbono (ROVAI *et al.*, 2022).

As estimativas de estoque de carbono em ecossistemas de manguezal no Brasil são escassas, fato elucidado pela pouca disponibilidade de estudos, concentrados, principalmente, nos litorais das regiões Sudeste, Nordeste e no estado do Pará. Percebe-se que as abordagens, em sua maioria, se restringem à biomassa (PORTILLO *et al.*, 2017; FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019; VIRGULINO-JÚNIOR *et al.*, 2020; LEITE *et al.*, 2021; PORTELA *et al.*, 2020) ou ao solo (HATJE *et al.*, 2021; PEREZ *et al.*, 2018; MATOS *et al.*, 2020), separadamente.

Apenas quatro estudos quantificaram o estoque total, considerando a combinação dos valores registrados no solo e na biomassa, sendo dois na Região Sudeste, um em São Paulo (ROVAI *et al.*, 2021) e outro no Espírito Santo (GOMES *et al.*, 2021); enquanto os demais estão na Amazônia, no estado do Pará (KAUFFMAN *et al.*, 2018a); e no Ceará (KAUFFMAN *et al.*, 2018b).

Mediante tais discussões, esta pesquisa objetivou avaliar a distribuição do carbono, na biomassa e no solo, a partir dos aspectos físicos e estruturais da floresta de mangue; e analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies, no manguezal do Rio Gramame, situado no litoral Sul do estado da Paraíba.

Dentre os fatores que conferem relevância à pesquisa, destaca-se o fato de não haver, até então, inventários de estoques de carbono para os manguezais paraibanos. Logo, poderá fornecer subsídios acerca da dinâmica do carbono às ações de gestores e pesquisadores que atuam nessa zona costeira.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Estrutura florestal e estoques de carbono na biomassa

Foram delimitadas 11 parcelas, com dimensões de 900 m² (30m × 30m), ao longo do manguezal do Rio Gramame, entre os meses de julho e novembro de 2021. Para evitar efeitos de borda, determinou-se a distância mínima de 30 metros em relação à margem do Rio. Tais procedimentos foram realizados a partir das recomendações de Cintrón e Schaeffer-Novelli (1984). Os fatores que levaram a escolha dos locais amostrados foram a representatividade da vegetação e o acesso, uma vez que as florestas de mangue limitam a mobilidade em seu interior.

Em cada parcela todas os indivíduos vivos foram identificados a nível de espécie. Aferiu-se a altura, com auxílio de uma régua de metal, e a circunferência do caule à altura do peito, com fitas métricas. Os dados quantitativos para caracterização estrutural do bosque foram calculados de acordo com a abordagem proposta por Schaeffer-Novelli, Vale e Cíntron (2015).

O diâmetro à altura do peito (DAP), em centímetros, foi obtido dividindo a circunferência do caule por π . Para determinar a densidade, considerou-se a razão entre a quantidade de árvores por unidade de área (indivíduos/hectare). A área basal (g) foi calculada a partir do DAP (Equação 1). Através dos valores individuais, calculou-se o DAP médio e a área basal por parcela (m²/ha).

$$g = 0,00007854 \times (DAP)^2 [m^2] \quad (1)$$

Para determinar a biomassa na vegetação, considerou-se os estoques acima e abaixo do solo. A biomassa acima do solo foi calculada a partir de equações alométricas específicas para as espécies (Tabela 5), conforme recomenda Howard *et al.* (2014). A fração abaixo do solo foi determinada pelo produto da razão estabelecida entre a biomassa acima e abaixo do solo, correspondente a 0,608 (SIIKAMÄKI *et al.*, 2013).

Tabela 5 – Equações alométricas por espécie

Espécies	Equações	R ²
<i>Avicennia schaueriana</i>	$B = 123,8716 \times D^{2,5282}$	0,99
<i>Laguncularia racemosa</i>	$B = 0,362 \times D^{1,93}$	0,98
<i>Rhizophora mangle</i>	$B = 0,722 \times D^{1,731}$	0,94

B é a biomassa e D é o diâmetro à altura do peito (DAP).

Fonte: Kauffman e Donato (2012); Estrada *et al.* (2014).

Realizou-se a conversão dos valores de biomassa em carbono a partir da multiplicação por 0,441 (44,1%), proposto por Rodrigues *et al.* (2015), para as espécies presentes na área de estudo. Os montantes obtidos foram convertidos em equivalentes de dióxido de carbono (CO₂) multiplicando pelo fator 3,67, correspondente à razão entre o peso molecular do carbono e do CO₂ (KAUFFMAN; DONATO, 2012).

3.2.2 Análises de solo

As coletas de solo e água intersticial ocorreram em junho de 2022, nos mesmos locais onde ocorreu o inventário, no horário de maré baixa. Foram coletadas 11 amostras compostas, equivalente a uma amostra por parcela, à profundidade de um metro, utilizando um trado holandês com 8 cm de diâmetro. O material foi armazenado em sacos de polietileno limpos e, manteve-se refrigerado até a análise laboratorial. Esta profundidade foi escolhida devido às limitações dos instrumentos disponíveis e, pelo fato da literatura mostrar que as maiores concentrações de carbono estão disponíveis até no primeiro metro superior.

As análises laboratoriais foram realizadas de acordo com os procedimentos apresentados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017). Para determinar o teor de carbono, foram analisados a densidade aparente e o percentual de carbono

orgânico. O solo foi seco à temperatura de 60 °C até apresentar peso constante. Posteriormente, o material foi peneirado para promover a eliminação de raízes. Calculou-se a densidade aparente (g/cm^3), dividindo o peso da amostra seca pelo volume original do testemunho úmido.

O percentual de carbono foi determinado pelo método de digestão úmida, por ácido sulfúrico e dicromato de potássio. Na sequência, os estoques de carbono (EC) foram determinados através da abordagem apresentada por Vinod *et al.* (2019) (Equação 2). Onde, C corresponde à concentração de carbono (%), PC à profundidade da camada (cm) e DA à densidade aparente (g/cm^3).

$$EC = C \times PC \times DA \text{ [Mg C/ha]} \quad (2)$$

A matéria orgânica foi determinada pela técnica de perda de massa por incineração em forno mufla, a 600 °C por seis horas. A determinação do nitrogênio total (NT), ocorreu por digestão em ácido sulfúrico, seguida por destilação e titulação de solução de ácido sulfúrico. As concentrações de fósforo foram determinadas pelo método de Mehlich 1, que emprega um extrator ácido, oriundo da combinação de ácido clorídrico e ácido sulfúrico.

A granulometria do sedimento foi analisada por dispersão mecânica e sedimentação das amostras, por agitação em solução dispersante de hidróxido de sódio. Ocorreu a separação e determinação das frações por peneiramento e pesagem após a secagem em estufa, respectivamente. A salinidade e o pH da água intersticial foram determinados a partir do emprego de refratômetro (modelo RZ118) e pHmetro (modelo PHS3BW).

3.2.3 Análise estatística

As relações estabelecidas entre o estoque de carbono da vegetação e os atributos estruturais, especificamente o DAP médio, a área basal e a densidade, foram estudadas através de análise de correlação e regressão simples.

O tratamento estatístico aplicado aos estoques de carbono no solo e as variáveis abióticas, isto é, salinidade, nutrientes, granulometria, matéria orgânica e pH, foi a análise de componentes principais (ACP) e Coeficiente de Spearman, que possibilitou compreender as correlações estabelecidas. Para tanto, empregou-se o *software Microsoft Excel*, munido da extensão XLSTAT.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Atributos estruturais e carbono na biomassa vegetal

Os atributos estruturais, assim como os estoques de carbono retidos na biomassa foram calculados a partir de 1.421 árvores, pertencentes às espécies *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*, em uma área correspondente a 0,99 hectares. A densidade média foi de $1.429,29 \pm 200,47$ indivíduos/hectare e a área basal média correspondeu $14,74 \pm 2,6$ m²/ha.

A densidade no bosque variou entre 566,67 indivíduos/hectare e 2.445,56 indivíduos/hectare, sendo o maior e o menor valor correspondentes às parcelas 4 e 6 (Tabela 6). A área basal variou entre 1,76 m²/ha e 28,30 m²/ha, sendo esses valores referentes às parcelas 5 e 1, respectivamente. Já o DAP médio, foi de $10,01 \pm 1,44$ cm, variando entre 4,48 cm (parcela 8) a 18,01 cm (parcela 4).

Ao analisar os aspectos estruturais por espécie, percebe-se que o DAP foi maior para a *R. mangle* ($9,55 \pm 0,23$ cm), seguido pela *L. racemosa* ($9,19 \pm 0,36$ cm) e *A. schaueriana* ($5,65 \pm 0,21$ cm). De maneira semelhante, a densidade e a área basal seguiram a mesma sequência quanto à ordem dos valores registrados (Tabela 7).

Os resultados observados para a caracterização estrutural do manguezal do Rio Gramame, especificamente no que concerne à variação do DAP, são análogos os descritos para o manguezal da Lagoa do Roteiro, em Alagoas (SILVA; BARROS; OLIVEIRA, 2020). Segundo os autores, a alta variação indica que se trata de um bosque com elevada heterogeneidade da flora, associada à ocorrência de árvores jovens e adultas.

Densidades médias próximas às calculadas nesse estudo foram pontudas em áreas de mangue situadas nas Ilhas Andaman, na Índia, onde, no Middle Andaman e North Andaman, os valores foram de $1.378,43 \pm 91,62$ e $1.490,91 \pm 129,08$ árvores por hectare. Todavia, as áreas basais médias nessas localidades foram substancialmente maiores ($48,52 \pm 6,05$ m²/ha e $46,15 \pm 7,49$ m²/ha) fato que pode estar associado ao grau de maturidade estrutural do ecossistema e às características fisiográficas das espécies (RAGAVAN *et al.*, 2021).

Tabela 6 - Estrutura florestal e estoque de carbono na biomassa

Parcelas	Atributos estruturais			Biomassa (Mg/ha)			Carbono na biomassa (Mg C/ha)			CO ₂ equivalente (Mg CO ₂ /ha)
	DAP médio (cm)	Densidade (ind/ha)	Área basal (m ² /ha)	Acima do solo	Abaixo do solo	Biomassa Total	Acima do solo	Abaixo do solo	Carbono na vegetação	
1	16,62±0,54	1144,44	28,30	115,31	70,11	185,41	50,85	30,92	81,77	300,09
2	10,12±0,55	1144,44	12,28	55,50	33,75	89,25	24,48	14,88	39,36	144,44
3	13,84±0,76	966,67	23,59	97,81	59,47	157,28	43,14	26,23	69,36	254,56
4	18,01±0,63	566,67	15,63	63,61	38,68	102,29	28,05	17,06	45,11	165,55
5	5,51±0,32	688,89	1,76	8,34	5,07	13,41	3,68	2,24	5,91	21,71
6	5,26±0,19	2455,56	10,57	50,45	30,67	81,12	22,25	13,53	35,77	131,28
7	13,53±0,73	1066,67	22,90	100,56	61,14	161,70	44,35	26,96	71,31	261,71
8	4,48±0,21	1900,00	4,49	21,18	12,88	34,05	9,34	5,68	15,02	55,12
9	6,75±0,44	2233,33	14,71	64,68	39,32	104,00	28,52	17,34	45,86	168,32
10	9,06±0,36	2255,56	21,52	88,32	53,70	142,01	38,95	23,68	62,63	229,84
11	6,91±0,35	1300,00	6,36	30,66	18,64	49,30	13,52	8,22	21,74	79,80

* Os itens destacados correspondem as maiores e menores valores.

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Tabela 7 - Estoques de carbono na biomassa em termos de espécies

Espécies	Atributos estruturais			Biomassa (Mg/ha)			Carbono na biomassa (Mg C/ha)			CO ₂ equivalente (Mg CO ₂ /ha)
	DAP médio (cm)	Densidade (ind/ha)	Área basal (m ² /ha)	Acima do solo	Abaixo do solo	Biomassa Total	Acima do solo	Abaixo do solo	Carbono na vegetação	
<i>Rhizophora mangle</i>	9,55±0,23	835,35	9,51	455,49	276,94	732,43	200,87	122,13	323,00	1185,42
<i>L. racemosa</i>	9,19±0,36	356,57	4,04	168,28	102,31	270,59	74,21	45,12	119,33	437,94
<i>A. schaueriana</i>	5,65±0,21	237,37	1,19	72,64	44,16	116,80	32,03	19,48	51,51	189,04
Total	-	1429,29	14,74	696,41	423,42	1119,83	307,12	186,73	493,84	1812,40

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Percebe-se que a *R. mangle* apresenta um grau de desenvolvimento mais elevado em relação às demais. No Piraquê-Açu, Espírito Santo, esta é a espécie com maior abundância, seguida pela *L. Racemosa* e *A. schaueriana* (PORTILLO *et al.*, 2016). Em Santarém Novo, no Pará, a *R. mangle* também obteve os maiores valores de área basal e densidade (SANTOS; DIAS; JARDIM, 2020). Na Baía del Tóbari, México, a espécie apresentou DAP médio de $8,24 \pm 1,5$ cm, valor próximo ao mensurado nesse estudo (BAUTISTA-OLIVAS, 2021).

A biomassa acima do solo, a nível de parcelas, variou entre 8,34 Mg/ha (parcela 5) e 115,31 Mg/ha (parcela 1), com valor médio de $63,31 \pm 10,44$ Mg/ha. Já a biomassa média abaixo do solo foi estimada em $38,49 \pm 6,35$ Mg/ha. Logo, a biomassa total média é de $101,80 \pm 16,79$ Mg/ha. Esse valor se assemelha ao que foi registrado em Kerala, Índia, onde a biomassa média correspondeu a $117,12 \pm 1,02$ Mg/ha, com valores acima e abaixo do solo correspondentes a $80,23 \pm 15,95$ e $36,90 \pm 6,23$, respectivamente (HARISHMA; SANDEEP; SREEKUMAR, 2020).

Em manguezais situados em Moçambique a biomassa presente na porção acima do solo ($58,38 \pm 19,1$ Mg/ha) também foi semelhante. No entanto, dadas as particularidades das espécies, assim como os métodos empregados para realização das estimativas, percebe-se diferenças significativas nas quantidades de biomassa abaixo do solo ($64,67 \pm 13,4$ Mg/ha) em comparação aos valores registrados em Gramame (SITOE; MANDATE; GUEDES, 2014).

Em comparação com outros manguezais brasileiros, investigações conduzidas no Delta do Rio Parnaíba, Piauí, quantificaram a biomassa vegetal média em 517,43 Mg/ha, um valor substancialmente superior ao registrado nesse estudo. O principal aspecto que permite compreender tal discrepância são as características estruturais do ecossistema analisado, visto que 57,62% da vegetação apresentava DAP acima de 30 cm (PORTELA *et al.*, 2020). As particularidades das zonas litorâneas nas quais os mangues estão situados ajudam a entender essa diferenciação, uma vez que interfere diretamente na precipitação, disponibilidade de nutrientes, amplitude das marés e descarga fluvial incidentes sobre os manguezais (SILVA; TORRES, 2021).

No sistema estuarino lagunar da Cananéia-Iguapé, São Paulo, os valores médios da biomassa acima do solo variaram entre $68,56 \pm 6,71$ Mg/ha e $171,16 \pm 16,95$ Mg/ha. A fração abaixo do solo é diretamente proporcional e variou de $78,16 \pm 7,65$ Mg/ha a $195,12 \pm 19,32$ Mg/ha (ROVAI *et al.*, 2021). Quando comparado aos valores registrados para a área pesquisada, há uma notória diferença, especialmente em relação à biomassa

abaixo do solo, uma vez que os autores empregaram uma razão correspondente a 1,14, enquanto o fator multiplicador utilizado para o manguezal do Rio Gramame foi de 0,608.

De maneira semelhante ao que se observou em relação aos atributos estruturais, a *R. mangle* foi a espécie que apresentou o maior aporte de biomassa (732,43 Mg/ha), seguida da *L. racemosa* (270,59 Mg/ha) e *A. schaueriana* (116,80 Mg/ha). Ao tratar especificamente da biomassa acima do solo, os valores calculados foram superiores aos registrados para as mesmas espécies, no mangue da Ilha dos Guarás, no Pará: 310,05 Mg/ha, 25,49 Mg/ha e 164,38 Mg/ha, para *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. germinans*, respectivamente (SALUM *et al.*, 2020).

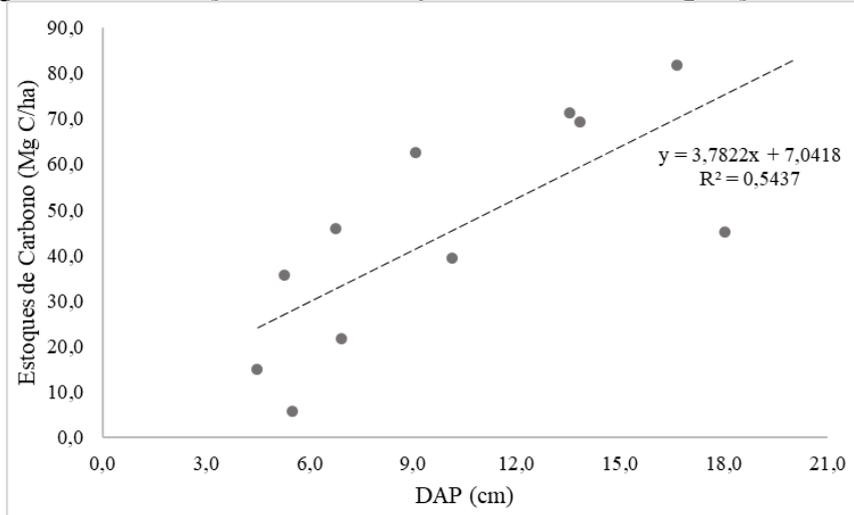
A exceção foi os valores encontrados para a *A. germinans*, que se caracterizou como a segunda espécie quanto ao estoque de biomassa (SALUM *et al.*, 2020). Considerando as constatações empíricas apresentadas e as descritas pelos trabalhos que abordam as características estruturais, percebe-se que a *R. mangle* se caracteriza como a espécie dominante nos manguezais brasileiros, aspecto que contribui para que apresentasse os maiores estoques de biomassa e, por consequência, de carbono.

Ao tratar dos reservatórios de carbono correspondentes, as parcelas 1 (50,85 Mg C/ha) e 5 (3,68 Mg C/ha) foram as que exibiram o maior e o menor estoque, respectivamente. O estoque de carbono médio retido na biomassa acima do solo correspondeu a $27,92 \pm 4,61$ Mg C/ha e o valor estimado para a fração abaixo do solo foi de $16,98 \pm 2,80$ Mg C/ha. A elevada variabilidade apresentada segue as mesmas métricas observadas para as características estruturais que, por sua vez, foram associadas à heterogeneidade da flora quanto à presença de árvores com portes e idades distintas.

O carbono total na vegetação, correspondente ao somatório do carbono na biomassa acima e abaixo do solo, variou de 5,91 Mg C/ha a 81,77 Mg C/ha, e a média para o manguezal foi de $44,89 \pm 7,41$ Mg C/ha. Ao considerar a área de 496,15 hectares, o estoque de carbono total na vegetação de mangue foi estimado em 22,27 Gg de carbono, equivalente a 81,75 Gg CO₂.

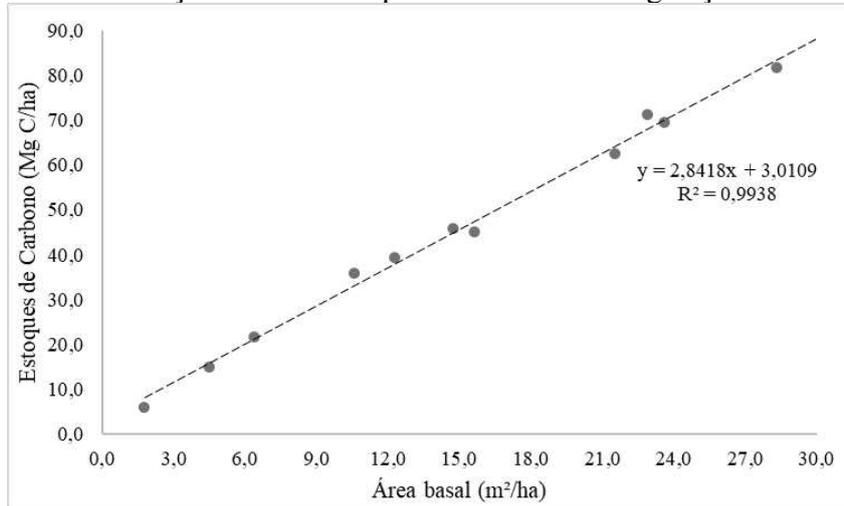
As análises de correlação entre os estoques de carbono das parcelas e os atributos da vegetação, isto é, DAP médio, área basal e densidade, apresentaram valores positivos. Ao considerar os critérios de classificação do coeficiente de determinação (R²), definidos por Sugiyono (2018), percebe-se que o DAP (Figura 8) apresentou correlação moderada (R² = 0,5437), a área basal (Figura 9) apresentou correlação muito forte (R² = 0,9938) e a densidade (Figura 10) obteve o menor valor, caracterizando uma correlação muito fraca (R² = 0,0014).

Figura 8 – Correlação entre o estoque de carbono na vegetação e o DAP



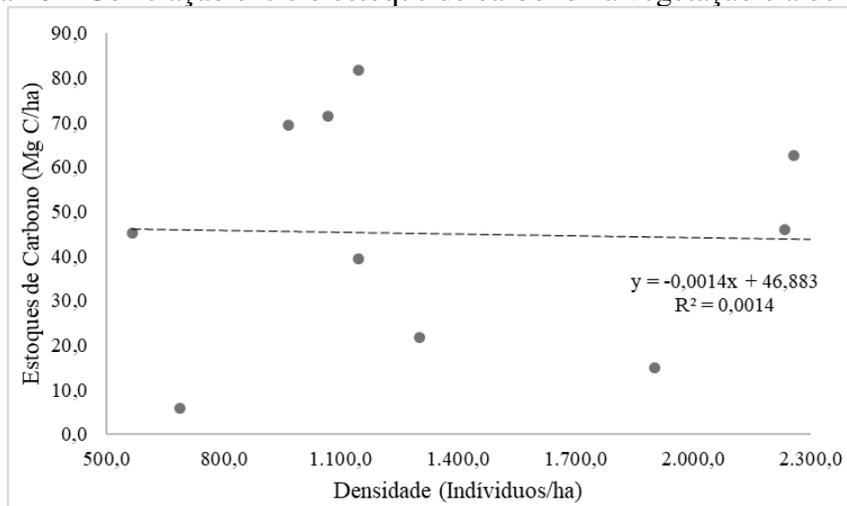
Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Figura 9 – Correlação entre o estoque de carbono na vegetação e a área basal



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

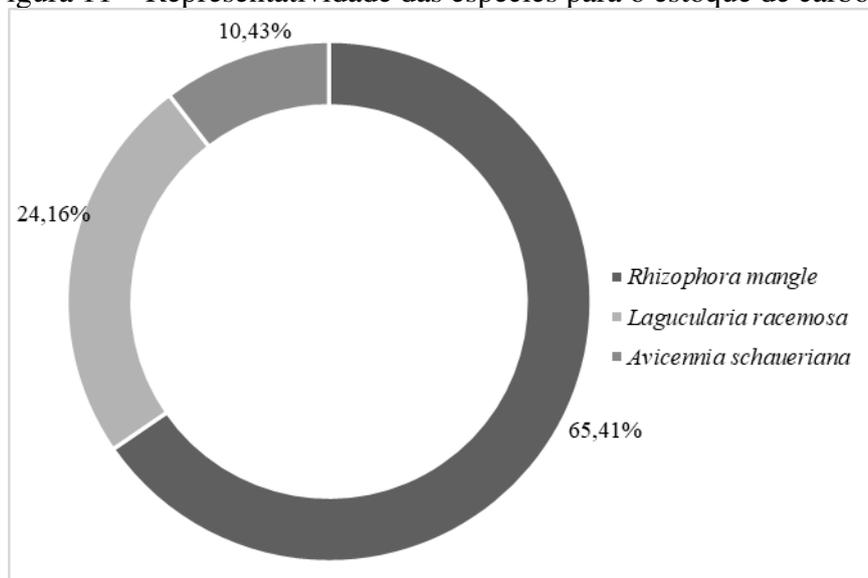
Figura 10 – Correlação entre o estoque de carbono na vegetação e a densidade



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Ao considerar os estoques por espécie (Figura 11), verifica-se que a *R. mangle* representou 65,41% do estoque total da biomassa (323,00 Mg C/ha), seguida da *L. racemosa*, com (119,33 Mg C/ha) e *A. schaueriana* (51,51 Mg C/ha).

Figura 11 – Representatividade das espécies para o estoque de carbono



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Ao analisar os estoques de carbono da biomassa estimados para outros manguezais brasileiros, percebe-se que os valores obtidos são próximos aos registrados para a Lagoa de Itaipu, no Espírito Santo (43 Mg C/ha) (LEITE *et al.* 2021) e para a área de mangue do rio Jaguaribe, no Rio Grande do Norte ($43,67 \pm 13,10$ Mg C/ha) (FERREIRA; BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2019). Também se assemelham aos valores registrados na floresta de mangue de Asa Louyeh (34,92 Mg C/ha), no Irã (MAHMOUDI *et al.*, 2022).

No entanto, são substancialmente inferiores ao que é descrito na maioria dos estudos, como o sistema Lagunar da Cananéia (110 Mg C/ha), os manguezais amazônicos (145 Mg C/ha) e os bosques de mangue situados no Ceará (70 Mg C/ha), analisados por Rovai *et al.* (2021), Kauffman *et al.* (2018a) e Kauffman *et al.* (2018b), respectivamente.

Os estoques registrados para a biomassa também se mostram abaixo, quando em comparação aos mangues de Kerala ($272,32 \pm 138,27$ Mg C/ha), Madagascar ($73,90 \pm 4,60$ Mg C/ha) e sudeste da Flórida (59 ± 2 Mg C/ha) (VINOD *et al.*, 2019; BENZON *et al.*, 2017; PEVENA-REED *et al.*, 2021). O principal fator que possibilita compreender tais diferenças entre os estoques de carbono é as características estruturais da vegetação, visto

que o mangue de Gramame se mostra relativamente menos desenvolvido, quando em comparação aos ecossistemas das localidades mencionadas. As zonas climáticas e os tipos de litorais também podem influenciar nas discrepâncias quanto aos estoques de carbono na biomassa, entre os manguezais (SILVA; TORRES, 2021; ROVAI *et al.*, 2022).

No que concerne às relações estabelecidas entre os estoques de carbono e os parâmetros estruturais, a correlação moderada, definida para o DAP, deriva da elevada variabilidade de valores, de modo que o DAP médio não é tão representativo quanto a área basal. O mesmo ocorre de forma mais acentuada com a densidade. Ao comparar o resultado das correlações com outros estudos, verifica-se que Regavan *et al.* (2021), Hatje *et al.* (2020) e Trettin *et al.* (2021) obtiveram correlações semelhantes entre o estoque de carbono e área basal.

Quanto à representatividade das espécies, assim como ocorre em Gramame, a *R. mangle* também apresenta os maiores estoques de carbono em outras localidades, como nos mangues de Veracruz, México (54,04%) que, assim como ocorre no Brasil, a *L. racemosa* (31,49%) é a espécie codominante, com o segundo maior estoque, seguida pela *A. germinans* (14,47%) (HÉRNANDEZ; JUNCA-GÓMEZ, 2020).

Nos manguezais da Flórida, também se verificou que *R. mangle* (47,37%) se sobressai em detrimento às demais, contudo, a codominância é ocupada pela *A. germinans* (33,33%), seguida pela *L. racemosa* (19,30%) (PEVENA-REED *et al.*, 2021). Já no estuário do rio Piraquê-Açu, Espírito Santo, a *L. racemosa* (0,89 Mg C/ha) foi a espécie com a maior biomassa e carbono, seguido por *R. mangle* (0,34 Mg C/ha) e *A. schaueriana* (0,23 Mg C/ha) (PORTILLO *et al.*, 2017).

3.3.2 Estoques de carbono no solo

As condições sedimentares do manguezal do Rio Gramame são caracterizadas pela presença predominante de argila e silte que, juntos, variaram entre 62% e 68%, aspecto que indica a textura fina do sedimento (Tabela 8). Esse aspecto é explicado pela predominância de argissolos vermelho-amarelos distróficos, e pela litologia, constituída pelas classes de argila, silte e areia, especialmente nas proximidades das calhas do Rio, na região onde se situa o manguezal (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL – CPRM, 2016; EMBRAPA, 2020).

Tabela 8 - Propriedades e estoques de carbono no solo do manguezal do rio Gramame

Parcelas	D (g/cm ³)	MO (%)	C Org. (%)	NT (mg/dm ³)	P (mg/L)	Granulometria (%)			Salinidade (ppm)	pH	C no solo (Mg C/ha)	CO ₂ equivalente (Mg CO ₂ /ha)
						Areia	Argila	Silte				
1	0,92	14,66	8,43	0,73	20,89	32,00	44,00	24,00	219,00	7,50	775,56	2846,31
2	0,98	15,22	8,74	0,76	22,03	34,00	41,00	25,00	591,00	6,50	856,52	3143,43
3	0,95	13,58	7,81	0,68	27,06	32,00	42,00	26,00	510,00	6,60	741,95	2722,96
4	0,91	13,40	7,70	0,67	31,30	34,00	45,00	21,00	464,00	6,10	700,70	2571,57
5	0,88	15,80	9,08	0,79	30,85	30,00	48,00	22,00	83,00	8,50	799,04	2932,48
6	0,96	14,11	8,11	0,71	28,52	34,00	42,00	24,00	511,00	7,40	778,56	2857,32
7	0,97	15,50	8,91	0,78	29,40	34,00	42,00	24,00	447,00	9,40	864,27	3171,87
8	0,89	16,40	9,43	0,82	29,23	37,00	43,00	20,00	269,00	9,00	839,27	3080,12
9	1,03	16,00	9,20	0,80	25,89	38,00	40,00	22,00	65,00	7,60	947,60	3477,69
10	0,95	14,20	8,16	0,71	30,80	36,00	41,00	23,00	40,00	8,70	775,20	2844,98
11	0,99	15,20	8,74	0,76	29,50	34,00	42,00	24,00	556,00	7,50	865,26	3175,50

D – Densidade; MO – Matéria Orgânica; C Org. – Carbono Orgânico; NT – Nitrogênio Total; P – Fósforo. Os itens destacados correspondem as maiores e menores valores.

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

O estoque de carbono, no primeiro metro de profundidade, no solo variou entre 700,70 Mg C/ha (parcela 4) e 947,60 Mg C/ha (parcela 9). A média correspondeu a $813,08 \pm 20,87$ Mg C/ha, de modo que o carbono total no solo foi estimado em 403,41 Gg C, equivalente a 1.480,52 Gg de CO₂.

Os valores de carbono no solo registrados no primeiro metro são superiores aos que foram mensurados em outras localidades no Brasil, como na Baía de Todos os Santos (336 ± 30 Mg C/ha), na Lagoa da Cananéia-Iguape (270,0 Mg C/ha), em mangues do Ceará (334,53 Mg C/ha) e na Amazônia (257 Mg C/ha) (KAUFFMAN *et al.*, 2018a; KAUFFMAN *et al.*, 2018b; ROVAI *et al.*, 2021; SANTOS-ANDRADE *et al.*, 2021).

Ao comparar com valores obtidos para manguezais de outros países, também se nota diferenças significativas. A exemplo, cita-se os estoques de carbono no solo obtidos em Madagascar ($381,02 \pm 27,11$ Mg C/ha), África Austral ($280,86 \pm 28,1$ Mg C/ha) e Malásia (488,04 Mg C/ha) (HOSSAIN, 2014; BENSON *et al.*, 2017; RAW; JULIE; ADAMS, 2019). Já os estoques de carbono no solo mensurados em manguezais situados em Bali (678,26 Mg C/ha) e na Austrália ($666,41 \pm 142,67$ Mg C/ha) são próximos aos descritos nesse estudo (PUTRA; DEWI, 2019; CACHO *et al.*, 2021).

Pelos valores apresentados se observa que os reservatórios de carbono nesse compartimento ambiental apresentam alta variabilidade, em escala nacional e internacional. Esse fator pode estar associado às características sedimentares da bacia hidrográfica na qual a área de mangue está disposta, às configurações hidrodinâmicas, *onshore* e *offshore*, às quais o manguezal está submetido e às condições climáticas (HOWARD *et al.*, 2014; ROVAI *et al.*, 2022).

Analisando as propriedades do solo, verificou-se que a densidade variou entre 0,88 g/cm³ (parcela 5) a 1,03 g/cm³ (parcela 9), de modo que a média para o manguezal correspondeu a $0,95 \pm 0,30$ g/cm³. Esse parâmetro se mostrou diretamente relacionado aos estoques de carbono. Os valores descritos se assemelham aos apresentados para manguezais do Ceará (0,99 g/cm³ a 1,24 g/cm³) (KAUFFMAN *et al.*, 2018b) e da Baía de Dongzhai, na China (XIONG *et al.*, 2018). A baixa variabilidade indica que o solo é relativamente homogêneo ao longo do manguezal.

Em relação à matéria orgânica, carbono orgânico e ao nitrogênio, as médias corresponderam a $14,92 \pm 0,30\%$, $8,57 \pm 0,17\%$ e $0,75 \pm 0,015$ mg/dm³, respectivamente. Esses parâmetros estabelecem uma relação de proporcionalidade entre si, uma vez que o carbono é o

principal elemento constituinte da matéria orgânica, podendo variar entre 45% e 55%, enquanto o nitrogênio apresenta contribuição entre 1% e 4% (CABANISS *et al.*, 2005).

Os percentuais de matéria orgânica foram próximos aos registrados por Santos-Andrade *et al.* (2021) e por Rovai *et al.* (2021), que relacionam as taxas elevadas às contribuições alóctones, de origem pluvial. Para além da manutenção dos estoques de carbono no solo, as contribuições alóctones são mencionadas como de grande importância para sobrevivência dos manguezais, diante da rápida elevação do nível médio do mar, por promover a desaceleração da inundação e manter a estabilidade da plataforma dos manguezais em latitudes tropicais e subtropicais (SAINTILAN *et al.*, 2020).

O teor de fósforo variou de 20,89 mg/L (parcela 1) a 31,30 mg/L (parcela 4), de modo que o valor médio correspondeu a $27,77 \pm 1,06$ mg/L. A única variável com a qual apresentou correlação foi o percentual de argila, o que permite supor que, em solos com granulometria mais fina, ocorre maior disponibilidade desse elemento. Os manguezais possuem um importante papel quanto à ciclagem e remoção desse nutriente no ambiente. Ademais, as florestas de mangue, também apresentam limitações quanto à sua disponibilidade, logo, a ciclagem favorece o crescimento da vegetação (FENG *et al.*, 2019).

Ao analisar a granulometria do sedimento, verifica-se que a argila ($42,73 \pm 0,68\%$) é a fração predominante, seguida da areia ($34,09 \pm 0,69\%$) e silte ($23,18 \pm 0,54\%$). Esses valores são próximos aos descritos em outros manguezais (XIONG *et al.*, 2018; JIMENEZ *et al.*, 2021). A granulometria, especialmente os percentuais de argila e silte, não apresentaram correlação significativa com os estoques de carbono, aspecto que diferencia os resultados desse estudo com as descrições apresentadas por Kandasamy *et al.* (2021), que afirma que as porcentagens de areia e silte tendem a apresentar relações diretamente proporcionais com os estoques de carbono no solo.

Em relação à salinidade, a parcela 10 e a parcela 2 foram as que apresentaram o menor e o maior valor, equivalentes a 40 ppm e 591 ppm, respectivamente, e a média para o ecossistema foi de $341,36 \pm 63,67$ ppm. A elevada variabilidade desse parâmetro está associada à distância da parcela em relação ao mar, de modo que quanto mais próximo do oceano, maior a entrada de água salgada, o que contribui para a elevação da salinidade.

Não se observa correlações significativas da salinidade com outras variáveis, no entanto, a literatura mostra que é inversamente proporcional ao teor de carbono e pode estar associada a condições de degradação do manguezal (ARIFANTI *et al.*, 2019; VIRGULINO-JÚNIOR *et al.*, 2020; KANDASAMY *et al.*, 2021). Os valores descritos, quando em comparação a outras

localidades, como os mangues de Alagoas, onde a salinidade variou de $1,00 \times 10^4$ ppm a $2,06 \times 10^4$ ppm (SILVA; BARROS; OLIVEIRA, 2020), indicam uma baixa concentração de sais, aspecto que pode ser justificado pelo fato das coletas terem sido realizadas no período chuvoso, quando ocorre maior disponibilidade de água doce no estuário.

O pH variou entre 6,10 (parcela 4) e 9,40 (parcela 7), com média de $7,71 \pm 0,32$. Esse parâmetro estabelece uma correlação moderada com o estoque de carbono no solo, o que permite inferir que a redução do pH pode estar relacionado à degradação da matéria orgânica e, portanto, à redução dos estoques de carbono. Logo, os meios mais alcalinos, isto é, com pH acima de 7,00, favorecem a formação de estoques de mais duradouros. Os valores apresentados nesse estudo são próximos aos descritos por He *et al.* (2018), registrados em manguezais da China.

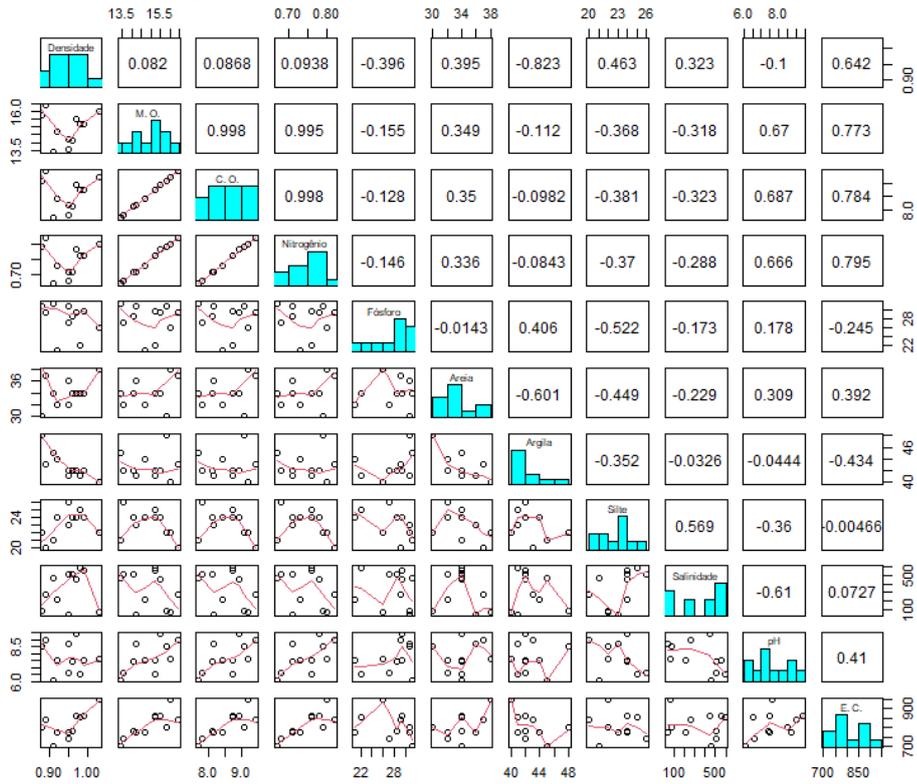
Os coeficientes de Correlação de Spearman (Figura 12), mostram que o estoque de carbono no solo apresenta forte relação, diretamente proporcional, com a densidade (0,642), matéria orgânica (0,773), carbono orgânico (0,784) e nitrogênio total (0,795). Tal aspecto revela que esses parâmetros são bons preditores para o estoque no ecossistema estudado. Nota-se ainda correlações pouco significativas com os outros parâmetros, como fósforo, as porcentagens de areia, argila e silte, a salinidade e pH. Logo, pode-se sugerir que interferência dessas variáveis sobre os estoques de carbono são mínimos.

Analisou-se as propriedades do sedimento por Análises de Componentes Principais (ACP), projetando no espaço em relação a ordenação da primeira e da segunda componente principal, F1 e F2, respectivamente (Figura 13). A primeira e segunda componente principal da ACP, que são ortogonais entre si e correspondem às dimensões que expressam uma variância de 70,39% da distribuição dos dados originais (F1 – 43,19% e a F2 – 27,20%), representam a variabilidade dos parâmetros, que estão indicados como vetores.

Identifica-se visualmente que a argila e o fósforo, projetados no primeiro quadrante, estão positivamente correlacionados. O mesmo ocorre entre o pH, carbono orgânico, matéria orgânica e nitrogênio total, no segundo quadrante; salinidade e silte, no terceiro quadrante; densidade, carbono no solo e areia, no quarto quadrante.

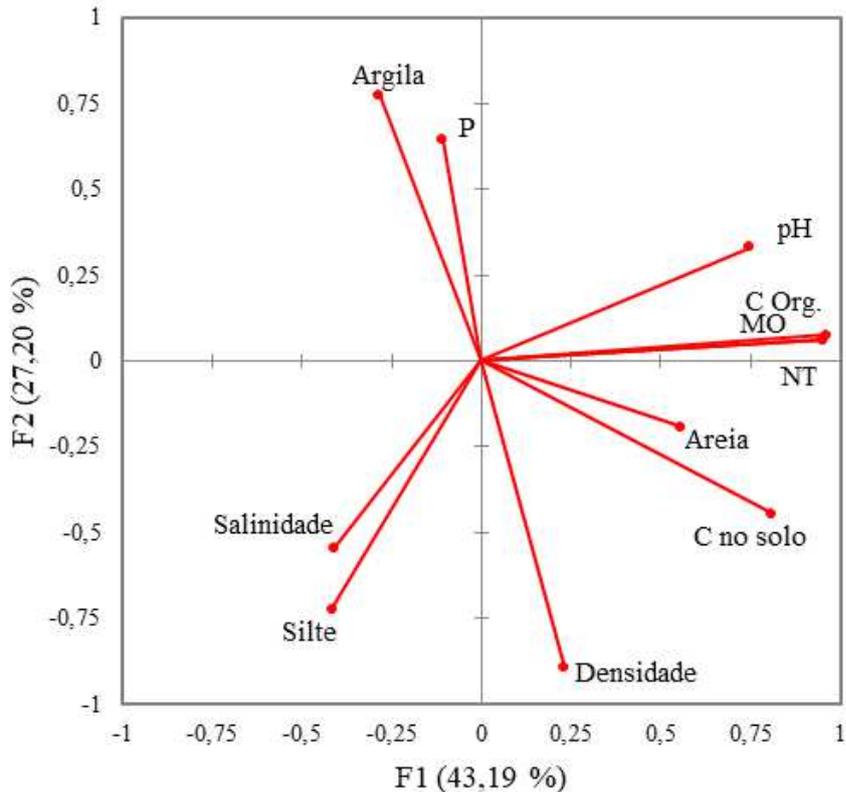
A distribuição das variáveis nos quadrantes indica correlação inversamente proporcional entre os percentuais de argila e fósforo com o estoque de carbono. Considerando os ângulos entre os vetores, a ortogonalidade estabelecida pelo percentual de silte e pela salinidade com o estoque de carbono sugerem que as correlações são insignificantes.

Figura 12 – Matriz de correlação de Spearman



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Figura 13 – ACP dos parâmetros físico-químicos e estoques de carbono no solo
Variáveis (eixos F1 e F2: 70,39 %)

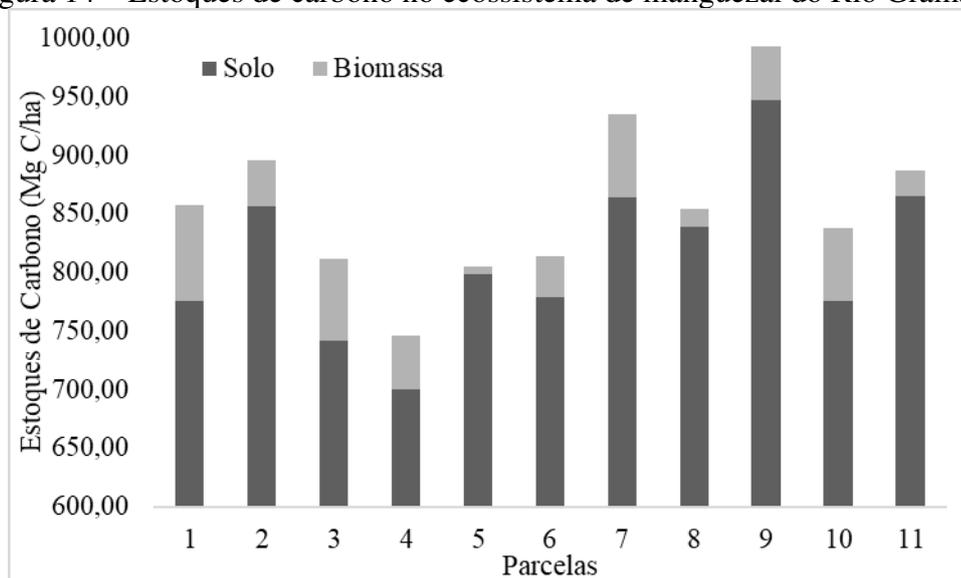


Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

3.3.3 Estoque de carbono no ecossistema

O estoque no manguezal do Rio Gramame (Figura 14), correspondente ao somatório dos estoques presentes no solo e na biomassa vegetal, variou entre 745,81 Mg C/ha (parcela 4) e 993,46 Mg C/ha (parcela 9), e a média correspondeu a $857,98 \pm 20,57$ Mg C/ha. Considerando a extensão do manguezal (496,15 hectares), o estoque total é de 425,69 Gg, equivalente a 1.562,27 Gg de CO₂. No geral, o solo representou uma média de 94,77% e a biomassa 5,23% do estoque total.

Figura 14 – Estoques de carbono no ecossistema de manguezal do Rio Gramame



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Os percentuais de carbono no solo se mostraram bastante acentuados, fator relacionado às altas taxas de carbono orgânico no sedimento. As baixas condições estruturais da vegetação também contribuíram para o aumento da representatividade do solo diante do estoque total do ecossistema.

O valor descrito para o manguezal do Rio Gramame é próximo à média global, de 885 Mg C/ha, estabelecida por Kauffman e Bhomia (2017). No Brasil, esse montante só é superado pelo manguezal do Piraquê Açú-Mirim, no Espírito Santo (Tabela 9), onde o estoque de carbono variou de 1.474 a 1.904 Mg C/ha, e os reservatórios no solo e na biomassa corresponderam a 94% e 6%, respectivamente. Dessa maneira, percebe-se que o aporte de carbono no manguezal do rio Gramame é superior à maioria das estimativas nacionais.

Tabela 9 – Estoques de carbono em ecossistema de manguezal no Brasil

Localidade	Estoque total (Mg C/ha)	C no solo (%)	C na biomassa (%)
Piraquê Açú-Mirim/Espírito Santo	1.474 a 1.904	94,00	6,00
Lagoa da Cananéia-Iguapé/São Paulo	413 ± 94	70,68	29,31
Rios aguaribe e Acaraú/Ceará	358,79	81	19
Região Amazônica/Pará	511	31	69

Fonte: Kauffman *et al.* (2018a), Kauffman *et al.* (2018b), Gomes *et al.* (2021) e Rovai *et al.* (2021). Elaborado pelo autor (2022).

O mesmo ocorre quando se compara com os estoques de manguezais situados em outras regiões do mundo, como Kerala, onde o carbono total foi $139,82 \pm 10,67$ Mg C/ha e os percentuais no solo e na biomassa foram de 58% e 42%, respectivamente (HARISHMA *et al.*, 2020). Na Baía de Sofala, o armazenamento de carbono foi de 218,5 Mg C/ha, dos quais cerca de 73% estão armazenados no solo e 27% na biomassa (SITOE *et al.*, 2014). Na Malásia, o estoque total registrado foi de 151,4 Mg C/ha, dos quais 59,52% estavam retidos no solo e 40,48% na biomassa (HONG; HEMATI; ZAKARIA, 2017).

3.4 CONCLUSÕES

Os estoques de carbono na biomassa e no solo corresponderam a $44,89 \pm 7,41$ Mg C/ha e $813,08 \pm 20,87$ Mg C/ha, de modo que o estoque total no ecossistema foi de $857,98 \pm 20,57$ Mg C/ha, equivalente a 1.562,27 Gg de CO₂. Esse valor é próximo a média global e está acima dos montantes estimados para maioria dos manguezais estudados no Brasil.

Constatou-se que o solo e biomassa comportam 94,77% e 5,23%, respectivamente, do carbono sequestrado pelo manguezal do rio Gramame. O estoque na biomassa foi menor quando comparado a outros manguezais brasileiros, aspecto que pode ser justificado pelas diferenças estruturais da vegetação e pelas distinções impostas pelas zonas climáticas e tipologias dos litorais.

Ao analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies, percebeu-se que a *R. mangle* se apresentou como a espécie dominante, fato que contribuiu para a formação de maiores estoques (323 Mg C/ha – 65,41%), seguida da *L. racemosa* (119,33 Mg C/ha – 24,16%) e *A. shaueriana* (51,51 Mg C/ha – 10,43%).

Já o solo, apresentou aportes elevados, que podem estar relacionados às contribuições alóctones, de origem pluvial. A densidade, matéria orgânica, carbono orgânico e nitrogênio total, se caracterizaram como bons preditores para o estoque nesse compartimento.

Mediante tais apontamentos, é válido ressaltar a importância da preservação do manguezal do Rio Gramame, uma vez que este ecossistema contribui diretamente para a retenção do carbono e, por consequência, auxilia na diminuição dos impactos do aquecimento global.

3.5 REFERÊNCIAS

ARIFANTI, V. B.; KAUFFMAN, J. B.; HADRIYANTO, D.; MURDIYARSO, D.; DIANA, R. Carbon dynamics and land use carbon footprints in mangrove-converted aquaculture: The case of the Mahakam Delta, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 17-29, 2019.

BARCELLOS, D.; QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; OLIVEIRA FILHO, R. L.; SANTAELLA, S. T.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 142, p. 58-63, 2019.

BAUTISTA-OLIVAS, A. L.; MENDOZA-CARIÑO, M.; CESAR-RODRIGUEZ, J.; COLADO-AMADOR, C. E.; ROBLES-ZAZUETA, C. A.; MELING-LÓPEZ, A. E. Above-ground biomass and carbon sequestration in mangroves in the arid area of the northwest of Mexico: Bahía del Tóbari and Estero El Sargento, Sonora. **Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente**, v. 24, n. 3, p. 387-403, 2018.

BENSON, L.; GLASS, L.; JONES, T. G.; RAVAOARINOROTSIHOARANA, L.; RAKOTOMAHAZO, C. Mangrove carbon stocks and ecosystem cover dynamics in southwest Madagascar and the implications for local management. **Forests**, v. 8, n. 6, p. 190, 2017.

CABANISS, S. E.; MADEY, G.; LEFF, L.; MAURICE, P. A.; WETZEL, R. A stochastic model for the synthesis and degradation of natural organic matter. Part I. Data structures and reaction kinetics. **Biogeochemistry**, v. 76, n. 2, p. 319-347, 2005.

CACHO, C. V.; CONRAD, S. R.; BROWN, D. R.; RIGGS, A.; GARDNER, K.; LI, L.; SANDERS, C. J. Local geomorphological gradients affect sedimentary organic carbon storage: A Blue Carbon case study from sub-tropical Australia. **Regional Studies in Marine Science**, v. 45, p. 101840, 2021.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Methods for studying mangrove structure. *In*: SNEDAKER, S. C.; SNEDAKER, J. G. (ed.). **The mangrove ecosystem: research methods**. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, p. 91-113, 1984.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Levantamentos da geodiversidade**. 2016. Disponível em: <https://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>. Acesso em: 14 jul. 2022.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos manguezais no Brasil**. Brasília: ICMBio, 2018.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3 Ed. Brasília: EMPREPA, 2017.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Mapa de solos do Brasil**. 2020. Disponível em: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3ABrasil_solos_5m_20201104. Acesso em: 14 jul. 2022.

ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G.; SANTOS, D. M. C.; FERNANDEZ, V.; ALMEIDA, P. M. M.; ESTEVAM, M. R. D. M.; MACHADO, M. R. O. Allometric models for aboveground biomass estimation of the mangrove *Avicennia schaueriana*. **Hydrobiologia**, v. 734, n. 1, p. 171-185, 2014.

FENG, J.; CUI, X.; ZHOU, J.; WANG, L.; ZHU, X.; LIN, G. Effects of exotic and native mangrove forests plantation on soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus contents and pools in Leizhou, China. **Catena**, v. 180, p. 1-7, 2019.

FERREIRA, A. C.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Aboveground carbon stock in a restored neotropical mangrove: influence of management and brachyuran crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management**, v. 27, n. 2, p. 223-242, 2019.

GOMES, L. E. O.; SANDERS, C. J.; NOBREGA, G. N.; VESCOVI, L. C.; QUEIROZ, H. M.; KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F. Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113381, 2021.

HARISHMA, K. M.; SANDEEP, S.; SREEKUMAR, V. B. Biomass and carbon stocks in mangrove ecosystems of Kerala, southwest coast of India. **Ecological Processes**, v. 9, n. 1, p. 1-9, 2020.

HATJE, V.; MASQUÉ, P.; PATIRE, V. F.; DÓREA, A.; BARROS, F. Blue carbon stocks, accumulation rates, and associated spatial variability in Brazilian mangroves. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 2, p. 321-334, 2021.

HE, Z.; PENG, Y.; GUAN, D.; HU, Z.; CHEN, Y.; LEE, S. Y. Appearance can be deceptive: shrubby native mangrove species contributes more to soil carbon sequestration than fast-growing exotic species. **Plant and Soil**, v. 432, n. 1, p. 425-436, 2018.

HERNÁNDEZ, M. E.; JUNCA-GÓMEZ, D. Carbon stocks and greenhouse gas emissions (CH₄ and N₂O) in mangroves with different vegetation assemblies in the central coastal plain of Veracruz Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 741, p. 140276, 2020.

HONG, L. C.; HEMATI, Z.; ZAKARIA, R. Carbon stock evaluation of selected mangrove forests in peninsular Malaysia and its potential market value. **Journal of Environmental Science and Management**, v. 20, n. 2, 2017.

HOSSAIN, M. Carbon pools and fluxes in *Bruguiera parviflora* dominated naturally growing mangrove forest of Peninsular Malaysia. **Wetlands ecology and management**, v. 22, n. 1, p. 15-23, 2014.

HOWARD, J.; HOYT, S.; ISENSEE, K.; PIDGEON, E.; TELSZEWSKI, M. **Coastal blue carbon**: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Arlington: UNESCO, 2014.

JIMENEZ, L. C. Z.; QUEIROZ, H. M.; OTERO, X. L.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O. Soil Organic Matter Responses to Mangrove Restoration: A Replanting Experience in Northeast Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 17, p. 8981, 2021.

KANDASAMY, K.; RAJENDRAN, N.; BALAKRISHNAN, B.; THIRUGANASAMBANDAM, R.; NARAYANASAMY, R. Carbon sequestration and storage in planted mangrove stands of *Avicennia marina*. **Regional Studies in Marine Science**, v. 43, p. 101701, 2021.

KAUFFMAN, J. B.; HEIDER, C.; COLE, T. G.; DWIRE, K. A.; DONATO, D. C. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. **Wetlands**, v. 31, n. 2, p. 343-352, 2011.

KAUFFMAN, J. B.; DONATO, D. C. **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Bogor, Indonesia: Cifor, 2012.

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PloS one**, v. 12, n. 11, p. e0187749, 2017.

KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O.; GIOVANNONI, L. R.; GOMES, L. E. O.; ROMERO, D. J.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biology Letters**, v. 14, n. 9, p. 20180208, 2018a.

KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O.; BOLTON, N. W.; GOMES, L. E. D. O.; NOBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 5530-5540, 2018b.

LEITE, R. A.; NÓBREGA, G. N.; LEAL, L. R. Z. C.; KIEFER, M. C.; SOARES-GOMES, A. The colonization of a coastal lagoon by a mangrove ecosystem: Benefit or threat to the lagoon? **Aquatic Botany**, v. 171, p. 103362, 2021.

LI, S. B.; CHEN, P. H.; HUANG, J. S.; HSUEH, M. L.; HSIEH, L. Y.; LEE, C. L.; LIN, H. J. Factors regulating carbon sinks in mangrove ecosystems. **Global change biology**, v. 24, n. 9, p. 4195-4210, 2018.

MAHMOUDI, M.; POUREBRAHIM, S.; KHORASANI, N.; DANEHKAR, A.; ETEMADI, H.; TANHA, Z. M.; MOEINADDINI, M. Carbon stock in three mangrove forests in north Persian Gulf. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 1, p. 1-14, 2022.

MATOS, C. R.; BERRÊDO, J. F.; MACHADO, W.; SANDERS, C. J.; METZGER, E.; COHEN, M. C. Carbon and nutrient accumulation in tropical mangrove creeks, Amazon region. **Marine Geology**, v. 429, p. 106317, 2020.

- PORTELA, M. G. T.; 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**, v. 28, n. 4, p. 607-622, 2020.
- PORTILLO, J. T. M.; LONDE, V.; MOREIRA, F. W. A. Aboveground biomass and carbon stock are related with soil humidity in a mangrove at the Piraquê-Açu River, Southeastern Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 1, p. 139-144, 2017.
- PEÑARANDA, M. L. P.; KINTZ, J. R. C.; SALAMANCA, E. J. P. Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 227, p. 106299, 2019.
- PENEVA-REED, E. I.; KRAUSS, K. W.; BULLOCK, E. L.; ZHU, Z.; WOLTZ, V. L.; DREXLER, J. Z.; STEHMAN, S. V. Carbon stock losses and recovery observed for a mangrove ecosystem following a major hurricane in Southwest Florida. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 248, p. 106750, 2021.
- PÉREZ, A.; MACHADO, W.; GUTIÉRREZ, D.; BORGES, A. C.; PATCHINEELAM, S. R.; SANDERS, C. J. Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay. **Marine pollution bulletin**, v. 126, p. 275-280, 2018.
- RAGAVAN, P., KUMAR, S.; KATHIRESAN, K.; MOHAN, P. M.; JAYARAJ, R. S. C.; RAVICHANDARAN, K.; RANA, T. S. Biomass and vegetation carbon stock in mangrove forests of the Andaman Islands, India. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 20, p. 4673-4693, 2021.
- RAW, J. L.; JULIE, C. L.; ADAMS, J. B. A comparison of soil carbon pools across a mangrove-salt marsh ecotone at the southern African warm-temperate range limit. **South African Journal of Botany**, v. 127, p. 301-307, 2019.
- RODRIGUES, D. P.; HAMACHER, C.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 346-351, 2015.
- ROMAÑACH, S. S.; DEANGELIS, D. L.; KOH, H. L.; LI, Y.; TEH, S. Y.; BARIZAN, R. S. R.; ZHAI, L. Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. **Ocean & Coastal Management**, v. 154, p. 72-82, 2018.
- ROVAI, A. S.; COELHO-JR, C.; ALMEIDA, R.; CUNHA-LIGNON, M.; MENGHINI, R. P.; TWILLEY, R. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 118553, 2021.
- ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; WORTHINGTON, T. A.; RIUL, P. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**, p. 217, 2022.
- SALUM, R. B.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; SIMARD, M.; SILVA, C. A.; FERNANDES, M. E.; COUGO, M. F.; ROGERS, K. Improving mangrove above-ground biomass estimates using LiDAR. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 236, p. 106585, 2020.

SAINTILAN, N.; KHAN, N. S.; ASHE, E.; KELLEWAY, J. J.; ROGERS, K.; WOODROFFE, C. D.; HORTON, B. P. Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. **Science**, v. 368, n. 6495, p. 1118-1121, 2020.

SANTOS, M. A.; DIAS, R. R.; JARDIM, M. A. G. Diagnóstico florístico e ambiental de um bosque de manguezal na Reserva Extrativista Chocoaré Mato Grosso, Santarém Novo, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 3, p. 1080-1093, 2020.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento de ecossistema de manguezal: estrutura e características funcionais. In: TURRA, A.; DENADAI, M. R. (Orgs.). **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. São Paulo: Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, 2015, p. 62 – 80.

SIKAMÄKI, J.; SANCHIRICO, J. N.; JARDINE, S.; MCLAUGHLIN, D.; MORRIS, D. Blue carbon: coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 55, n. 6, p. 14-29, 2013.

SILVA, S. A.; BARROS, V.; OLIVEIRA, A. Estrutura fitossociológica do manguezal da Lagoa do Roteiro, Alagoas, Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 532-541, 2020.

SILVA, J. B.; TORRES, M. F. A. Assinatura Energética dos Manguezais no Domínio Costeiro Brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 2286-2303, 2021.

SITOE, A. A.; MANDLATE, L. J. M.; GUEDES, B. S. Biomass and carbon stocks of Sofala bay mangrove forests. **Forests**, v. 5, n. 8, p. 1967-1981, 2014.

SUGIYONO, P. D. **Quantitative, qualitative, and R&D research methods**. Bandung: ALFABETA, 2018.

TRETTIN, C. C.; DAI, Z.; TANG, W.; LAGOMASINO, D.; THOMAS, N.; LEE, S. K.; FATOYINBO, T. E. Mangrove carbon stocks in Pongara National Park, Gabon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 259, p. 107432, 2021.

VINOD, K.; ASOKAN, P. K.; ZACHARIA, P. U.; ANSAR, C. P.; VIJAYAN, G.; ANASUKOYA, A.; NIKHILJITH, M. Assessment of biomass and carbon stocks in mangroves of Thalassery estuarine wetland of Kerala, south west coast of India. **Journal of Coastal Research**, v. 86, n. SI, p. 209-217, 2019.

VIRGULINO-JÚNIOR, P. C. C.; CARNEIRO, D. N.; NASCIMENTO JR, W. R.; COUGO, M. F.; FERNANDES, M. E. B. Biomass and carbon estimation for scrub mangrove forests and examination of their allometric associated uncertainties. **PloS one**, v. 15, n. 3, p. e0230008, 2020.

XIONG, Y.; LIAO, B.; PROFFITT, E.; GUAN, W.; SUN, Y.; WANG, F.; LIU, X. Soil carbon storage in mangroves is primarily controlled by soil properties: A study at Dongzhai Bay, China. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 1226-1235, 2018.

4 SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO À ESTIMATIVA DE ESTOQUE DE CARBONO NO MANGUEZAL DO RIO GRAMAME, PARAÍBA – BRASIL

RESUMO

A pesquisa objetivou propor um modelo para estimativa de estoque de carbono em floresta de mangue, a partir de imagens multiespectrais, oriundas dos satélites Landsat 8 e Sentinel 2B. Para tanto, adotou-se como área de estudo o manguezal do Rio Gramame, situado no litoral Sul do estado da Paraíba. Os estoques de carbono na biomassa em campo foram medidos a partir de um inventário florestal. Posteriormente, empregou-se a plataforma de processamento em nuvem do *Google Earth Engine* (GEE) para calcular o NDVI, o SAVI e o EVI. Para definir as curvas de ajuste, empregou-se regressões lineares e não-lineares. A escolha do modelo ocorreu considerando os maiores coeficientes de determinação (R^2). A partir das equações, estimou-se a biomassa e estoque de carbono. Dentre os modelos ajustados, verificou-se que, para os índices calculados a partir das imagens do Landsat 8, o NDVI foi o que melhor explicou a distribuição espacial da biomassa e carbono, com 90,26%. Por consequência, foi o que mais se aproximou dos valores calculados a partir dos dados de campo. Para Sentinel 2B, o SAVI conseguiu explicar 80,76% da distribuição da biomassa. Os estoques totais estimados para o carbono da vegetação corresponderam a 26,66 Gg C e 27,76 Gg C, para o Landsat 8 e o Sentinel 2B. A metodologia de trabalho proposta, assim como os modelos matemáticos sugeridos podem ser replicados para análise do estoque de carbono em outras localidades, especialmente nas américas, por compartilharem das mesmas espécies.

Palavras-chave: Carbono azul; Biomassa; Landsat 8; Sentinel 2B.

ABSTRACT

This work aimed to propose a model for estimating carbon stock in mangrove forests, based on multispectral images from the Landsat 8 and Sentinel 2B satellites. For that, the mangrove of the Gramame river, located on the southern coast of the state of Paraíba, was adopted as the study area. The carbon stocks in field biomass were measured from a forest inventory. Subsequently, Google Earth Engine (GEE) cloud processing platform was used to calculate NDVI, SAVI and EVI. To define the fit curves, linear and non-linear regressions were used. The choice of model occurred considering the highest coefficients of determination (R^2). From the equations, the biomass and carbon stock were estimated. Among the adjusted models, it was found that, for the indices calculated from the Landsat 8 images, the NDVI was the one that best explained the spatial distribution of biomass and carbon, with 90.26%. Consequently, it was the closest to the values calculated from field data. For Sentinel 2B, SAVI was able to explain 80.76% of the biomass distribution. The total stocks estimated for vegetation carbon corresponded to 26.66 Gg C and 27.76 Gg C, for Landsat 8 and Sentinel 2B. The proposed work methodology, as well as the suggested mathematical models, can be replicated for carbon stock analysis in other locations, especially in the Americas, as they share the same species.

Keywords: Blue carbon; Biomass; Landsat 8; Sentinel 2B.

4.1 INTRODUÇÃO

As florestas de mangue compõem a paisagem costeira de regiões tropicais, subtropicais e temperadas (ROMAÑACH *et al.*, 2018). Esse ecossistema oferta uma ampla diversidade de serviços ecossistêmicos, dentre os quais, cita-se o sequestro e armazenamento de carbono, favorecidos pela elevada produtividade vegetal e pelas condições do solo, caracterizado pela constante saturação por água salgada, aspecto que favorece a formação de zonas anóxicas de elevada salinidade (MAHMOUDI *et al.*, 2021). Essas condições limitam a degradação da matéria orgânica por vias biológicas, o que permite a formação de estoques mais duradouros quando em comparação a outros ecossistemas tropicais (HOWARD *et al.*, 2014).

O sequestro e estocagem de carbono, face às mudanças do clima e ao aquecimento do Planeta, configuram serviços regulatórios de relevância global e, por isso, de grande interesse da comunidade científica (FRIESS *et al.*, 2020). Todavia, mesmo diante dos benefícios, poucos países possuem arcabouços para a formulação de inventários de estoque de carbono representativos, o que dificulta a inserção dos manguezais nos mercados de crédito de carbono e fragiliza os argumentos e as ações em prol da preservação do ecossistema (ROVAI *et al.*, 2022).

A baixa disponibilidade de estudos que tratam da estimativa de carbono em manguezais, em partes, pode ser atribuída às dificuldades técnicas, econômicas e operacionais relacionadas aos métodos convencionais, uma vez que dispendem de significativas quantidades de recursos financeiros, equipes de trabalho e tempo para a execução das atividades de campo e processamento de dados, para a formulação dos inventários.

Outro aspecto a ser destacado é o fato de que as estimativas de estoque de carbono em manguezais são limitadas pelas dificuldades encontradas para a realização de medições de campo, uma vez que estão situados em áreas de difícil acesso. Dessa maneira, a maioria dos estudos são realizados em pequenas áreas, a partir de um pequeno número de amostras de campo (WANG *et al.*, 2020).

Diante disso, o sensoriamento remoto, associado aos sistemas de informações geográficas (SIGs), permite o mapeamento dos parâmetros biofísicos e estruturais dos manguezais, o que inclui os estoques de biomassa e carbono, com menor custo, maior velocidade e em ampla escala, quando comparado às medições em campo (PHAM *et al.*, 2019). Entretanto, poucos trabalhos empregam o sensoriamento remoto para estimar estoques de

carbono nesse ecossistema, o que evidencia a necessidade de desenvolver novas metodologias e aprimorar as existentes.

Os trabalhos disponíveis, em sua maioria, estão concentrados em países do Oriente, como a Índia (PATIL *et al.*, 2015; BINDU *et al.*, 2020), Indonésia (WICAKSONO *et al.*, 2016; MUHSONI *et al.*, 2018), Malásia (HAMDAN *et al.*, 2013), Vietnã (THUY *et al.*, 2020; PHAM *et al.*, 2020) e Austrália (HICKEY *et al.*, 2018). No Brasil, foi identificado apenas um estudo no qual ocorre o emprego de sensoriamento remoto, a partir de produtos LiDAR (SALUM *et al.*, 2020). Com isso, ainda não existem índices espectrais para estimativas de estoque de carbono para as espécies de mangue que povoam os mangues brasileiros, que, por sua vez, também estão presentes nos manguezais de outros países da América.

Mediante tais discussões, esta pesquisa objetivou propor um modelo para estimativa de estoque de carbono em floresta de mangue, a partir de imagens multiespectrais, oriundas dos satélites Landsat 8 e Sentinel 2B. Para tanto, adotou-se como área de estudo o manguezal do Rio Gramame, situado no litoral Sul do estado da Paraíba.

É pertinente destacar a ausência de estudos que quantifiquem os reservatórios de carbono nos manguezais desse Estado. Logo, consiste em um esforço para preencher essa lacuna, para contribuir para a proteção e desenvolvimento desse ecossistema e para tornar a elaboração dos inventários de carbono, tecnicamente, mais viáveis.

4.2 METODOLOGIA

A concepção do modelo foi organizada em cinco etapas: processamento das imagens; ajustes de curvas; escolha dos modelos; estimativa da biomassa e a estimativa do estoque de carbono (Figura 15). Inicialmente, empregou-se a plataforma de processamento em nuvem do *Google Earth Engine* (GEE), na qual foram calculados o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), proposto por Rouse Jr *et al.* (1973) (Equação 3), o *Soil Adjusted Vegetation Index* (SAVI) (Equação 4) e o *Enhanced Vegetation Index* (EVI) (Equação 5). Nessa etapa, utilizou-se os produtos do Landsat 8 e Sentinel 2B, para as datas de 20/09/2021 e 26/06/2021, respectivamente. Esses índices foram escolhidos por serem amplamente utilizados e possuírem aplicações diversas nas ciências ambientais.

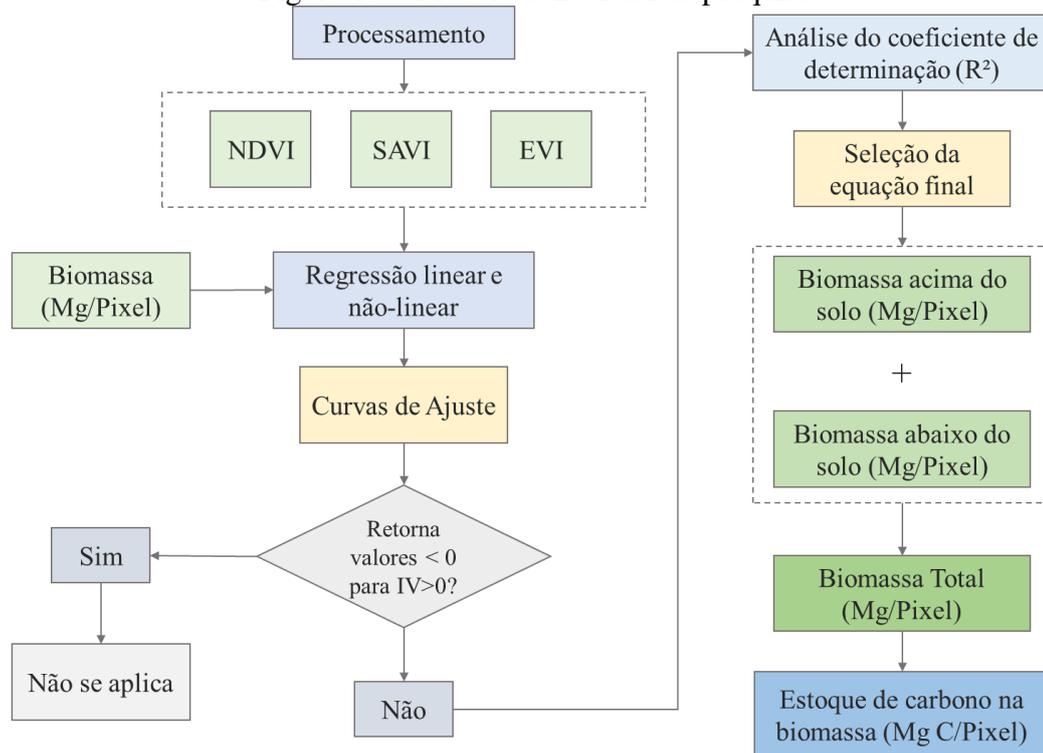
$$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED} \quad (3)$$

$$SAVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED+L} \cdot (1 + L) \quad (4)$$

$$EVI = \frac{G \cdot (NIR-RED)}{L+NIR+C1 \cdot RED-C2 \cdot BLUE} \quad (5)$$

Onde, NIR corresponde ao infravermelho próximo, RED à banda do vermelho e BLUE à banda azul. L é a constante que minimiza os efeitos do solo e pode variar de 0 a 1, G é o fator de ganho, C1 e C2 os coeficientes de ajuste para aerossóis da atmosfera. Para o SAVI, foi utilizado L = 0,25, conforme recomenda Huete (1988), para vegetações com altas densidades. Os valores dos coeficientes adotados para o EVI foram: L = 1, C1 = 6, C2 = 7,5 e G = 2,5 (JUSTICE *et al.*, 1998). O RED, NIR e BLUE correspondem, respectivamente, às bandas 4, 5 e 6 do Landsat 8 e às bandas 4, 8 e 2 do Sentinel 2B. Ambos os índices variam entre -1 e 1.

Figura 15 – Modelo conceitual da pesquisa



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Na sequência, para definir as curvas de ajuste, empregou-se regressões lineares e não-lineares. Para tanto, foram definidos como variáveis independente e dependente os índices de vegetação e a biomassa (Mg/Pixel). Os procedimentos para determinar a biomassa foram descritos na seção 3 do capítulo anterior. Já a biomassa/Pixel foi calculada a partir da divisão da biomassa das parcelas pela razão entre a área da parcela e a área do pixel, conforme

recomenda Bindu *et al.* (2020). Para o Landsat 8, as dimensões do pixel e da parcela coincidem, logo, não foi necessário realizar tal procedimento. Quanto ao Sentinel 2B, dividiu-se a biomassa da parcela por 9, uma vez que as parcelas possuíam 900 m², enquanto o pixel corresponde a 100 m².

Foram desconsideradas as equações que retornam valores negativos para pixels com valores positivos. Essa condição de contorno se fez necessária pelo fato de a matéria ser representada por uma grandeza escalar, isto é, defina apenas por um valor numérico e sua unidade de medida correspondente, logo, não assume valores negativos.

A escolha do modelo ocorreu por satélite, considerando os maiores coeficientes de determinação (R²). O tratamento estatístico foi realizado no *Software Microsoft Excel*, com auxílio da extensão XLSTAT. A partir das equações, estimou-se a biomassa acima do solo, o que possibilitou estimar a biomassa abaixo do solo, através da multiplicação por um fator de proporção correspondente a 0,608, proposto por Siikamäki *et al.* (2013). Assim, a biomassa total correspondeu ao somatório das biomassas acima e abaixo do solo.

O estoque de carbono foi calculado a partir da multiplicação da biomassa total por 0,441 (RODRIGUES *et al.*, 2015). Os montantes obtidos foram convertidos em equivalentes de dióxido de carbono (CO₂) multiplicando pelo fator 3,67, correspondente à razão entre o peso molecular do carbono e do CO₂ (KAUFFMAN; DONATO, 2012).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Ajuste de curvas

Dentre os modelos matemáticos, o que melhor se ajustou às condições de campo descritas para o manguezal do Rio Gramame foi a equação de potência (Tabela 10), uma vez que atendeu à condição de contorno imposta, isto é, não retornar valores inferiores a zero para pixels positivos, e apresentou os melhores coeficientes de determinação. As equações lineares, logarítmicas e polinomiais, foram excluídas por não atenderem a condição de contorno. Já a equação exponencial, apresentou coeficientes de determinação inferiores.

Ao considerar as classes definidas para o coeficiente de determinação (R²), estabelecidas por Sugiyono (2018), verifica-se que todas as equações apresentam correlação forte (0,69 – 0,79) ou muito forte (0,8 – 1), entre as variáveis dependente e independente. Assim, pode-se

afirmar que os índices de vegetação conseguem explicar adequadamente a distribuição espacial da biomassa no ecossistema de manguezal.

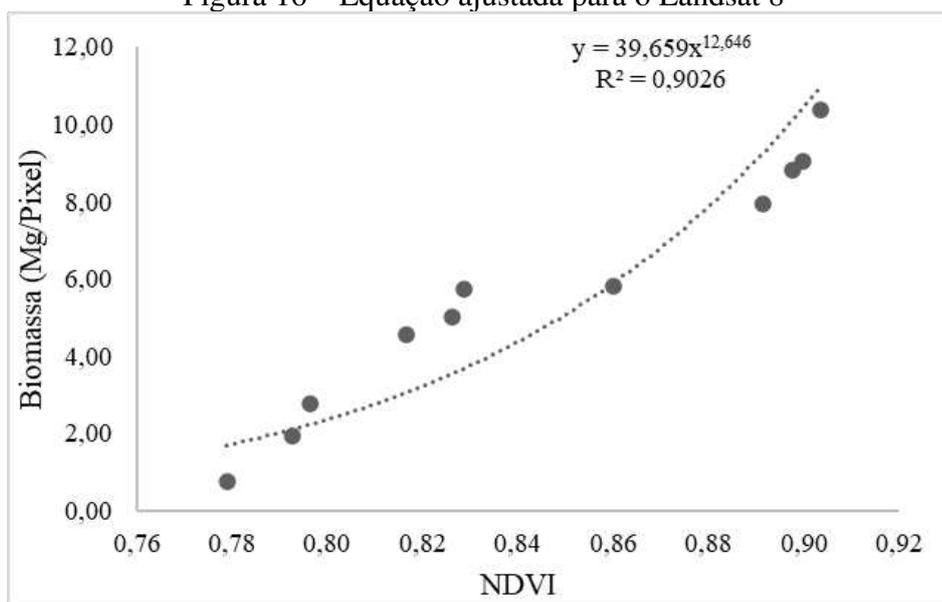
Tabela 10 – Equações ajustadas para os índices de vegetação

IV	Landsat 8	R ²	Sentinel 2B	R ²
NDVI	$y = 39,659x^{12,646}$	0,9026	$y = 70,215x^{13,424}$	0,7425
SAVI	$y = 275,8x^{7,386}$	0,7482	$y = 203,51x^{11,1}$	0,8076
EVI	$y = 257,45x^{5,4298}$	0,7211	$y = 21,39x^{6,0981}$	0,7675

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Os melhores ajustes, foram encontrados para o NDVI (Figura 16) e SAVI (Figura 17), calculados a partir dos produtos do Landsat 8 e Sentinel 2B, respectivamente. As equações definidas para esses índices de vegetação conseguem explicar 90,26% e 80,76% da variação da biomassa.

Figura 16 – Equação ajustada para o Landsat 8



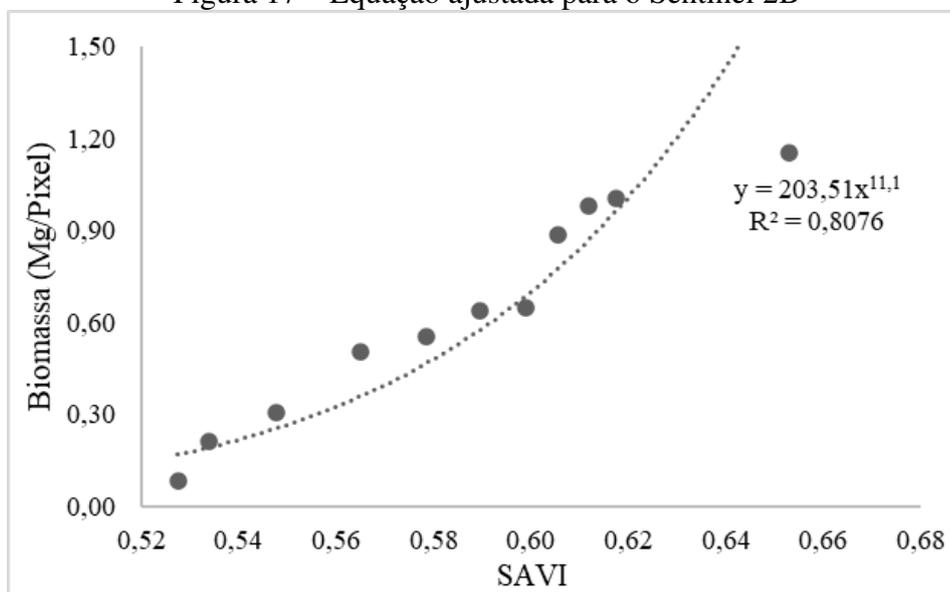
Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Os resultados descritos se assemelham ao que é apresentado pela literatura, contudo, o NDVI se mostrou mais efetivo. Bindu *et al.* (2020) obtiveram R² de 0,710 para a relação estabelecida entre o NDVI e a biomassa, em manguezais situado em Kerala, Índia; na Malásia, o R² para a relação entre NDVI e a biomassa, em florestas povoadas por *Rhizophora* sp. variou entre 0,652 e 0,787 (HAM DAN *et al.*, 2013).

Ademais, Thuy *et al.* (2020) obtiveram R² de 0,6653 para a relação entre o NDVI do mangue, calculado a partir do Sentinel 2A, para manguezais do Vietnã. As diferenças entre os

valores de R² obtidos nessa pesquisa e os descritos em estudos anteriores, podem estar associadas ao uso de satélites distintos e às espécies presentes nas áreas investigadas.

Figura 17 – Equação ajustada para o Sentinel 2B



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Para a estimativa da biomassa presente na vegetação do mangue, a partir do Landsat 8, recomenda-se o uso do NDVI_{mb} (Equação 6), para o Sentinel 2B, a equação proposta é a SAVI_{mb} (Equação 7).

$$NDVI_{mb} = 39,659 \times \left(\frac{NIR-RED}{NIR+RED} \right)^{12,646} \quad (6)$$

$$SAVI_{mb} = 203,51 \times \left[\frac{NIR-RED}{NIR+RED+L} \cdot (1 + L) \right]^{11,1} \quad (7)$$

4.3.2 Estoques de biomassa e carbono

Os valores de biomassa estimados a partir dos produtos do Landsat 8 variaram de 0 Mg/Pixel a 37,42 Mg/Pixel para o NDVI. O SAVI e o EVI também registraram pixels com valores nulos, enquanto os valores máximos corresponderam a 42,66 Mg/Pixel e 80,94 Mg/Pixel, respectivamente. Ao considerar toda a extensão do manguezal, a biomassa por unidade de área foi de 116,54 Mg/ha para o SAVI e 123,41 Mg/ha (EVI). Já o NDVI resultou em 121,83 Mg/ha (Tabela 11).

Tabela 11 – Estoques de biomassa e carbono estimados por sensoriamento remoto

IV	Biomassa Total (Mg/ha)	Estoque de carbono (Mg C/ha)	Carbono total (Gg C)	Equivalente em CO ₂ (Gg CO ₂)
Landsat 8				
NDVI	121,83	53,73	26,66	97,83
SAVI	116,54	51,4	25,5	93,59
EVI	123,41	54,42	27	99,09
Sentinel 2B				
NDVI	126,40	55,74	27,66	101,51
SAVI	126,86	55,95	27,76	101,88
EVI	122,92	54,21	26,89	98,69

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Para o Sentinel 2B, o valor mínimo estimado também correspondeu a 0,00 Mg/Pixel e os máximos foram 9,23 Mg/Pixel (NDVI), 10,74 Mg/Pixel (SAVI) e 16,80 Mg/Pixel (EVI). Os valores de biomassa, ao considerar a extensão total, são de 122, 92 Mg/ha (EVI) a 126,86 Mg/ha (SAVI). De modo geral, percebe-se que os produtos do Sentinel 2B resultam em estoques maiores quando em comparação ao Landsat 8, o que pode estar relacionado aos coeficientes de determinação, que indicam menor capacidade de explicar a distribuição espacial da biomassa no ecossistema abordado.

Observou-se ainda que esses valores de biomassa/pixel do Sentinel 2B são substancialmente menores quando em comparação aos do Landsat 8, o que está associado ao tamanho do pixel. As resoluções espaciais correspondem a 900 m² e 100 m², para o Landsat 8 e Sentinel 2B, respectivamente. Com isso, os valores de biomassa por pixel estimados pelo Sentinel 2B tendem a ser nove vezes menores.

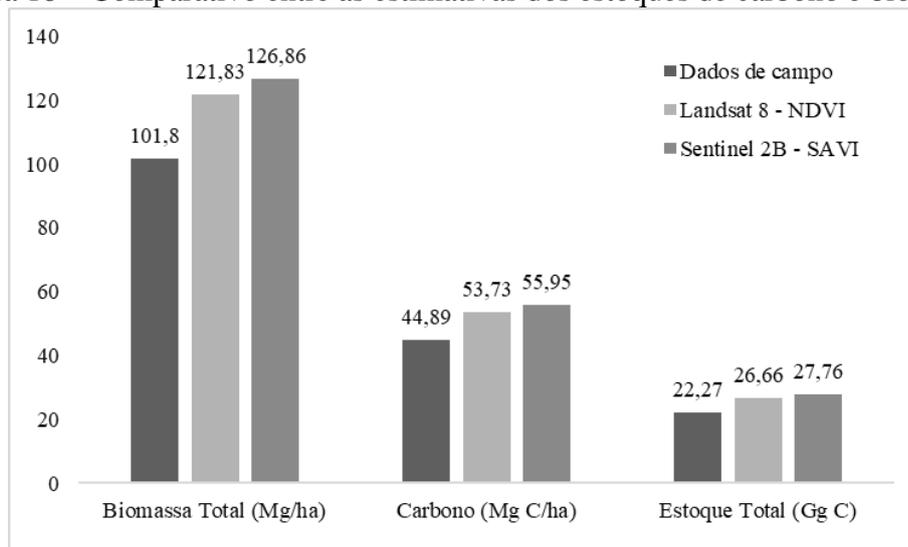
Proporcional à biomassa, os estoques de carbono variaram de 51,4 Mg C/ha a 54,42 Mg C/ha e o valor calculado a partir do NDVI foi de 53,73 Mg C/ha, para o Landsat 8. Os montantes estimados a partir do Sentinel 2B foram de 54,21 Mg C/ha a 55,95 Mg C/ha, sendo esse último calculado para o SAVI.

Assim, o estoque de carbono total retido na biomassa variou de 25,5 Gg C a 27,0 Gg C e o CO₂ equivalente variou entre 93,59 Gg CO₂ e 99,09 Gg CO₂, para o Landsat 8. As estimativas para o Sentinel 2B foram de 26,89 Gg C a 27,76 Gg C, para o CO₂ equivalente se apresentou entre 98,69 Gg C e 101,88 Gg C.

Ao considerar os produtos resultantes do NDVI e do SAVI, calculados a através das imagens do Landsat 8 e do Sentinel 2B, verifica-se que a diferença em relação aos valores mensurados a partir das medições em campo é de 16,45% e 19,78%, respectivamente (Figura

18).Essa discrepância pode estar relacionada ao fato das medições em campo não conseguirem abranger toda a heterogeneidade estrutural da vegetação, à resolução espacial dos produtos de sensoriamento remoto e às manipulações realizadas para adaptação dos dados, especialmente para o Sentinel 2B, dada a incompatibilidade entre o tamanho das parcelas e a dimensão do pixel.

Figura 18 – Comparativo entre as estimativas dos estoques de carbono e biomassa.



Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

Ao analisar espacialmente a distribuição da biomassa e do carbono na vegetação (Figura 19 e Figura 20), verifica-se que as áreas mais próximas do Rio tendem a apresentar os maiores estoques, enquanto, à medida que se aproxima das bordas do manguezal e das zonas onde o corpo hídrico se apresenta mais estreito, ocorre a redução desses estoques.

Os resultados obtidos se assemelham aos apresentados por Wang *et al.* (2020), que estimou uma biomassa média correspondente a 119,26 Mg/ha para mangues situados na China, através de sensoriamento remoto. Em mangues do Vietnã, também por sensoriamento remoto, a biomassa estimada variou entre 36,22 Mg/ha e 230,14 Mg/ha, com uma média de 87,67 Mg/ha. (PHAM *et al.*, 2018).

Nas florestas de mangue do Vietnã, constou-se que os maiores reservatórios estavam dispostos em frente ao mar e próximos à foz do rio. Outro aspecto relatado é o fato dos valores estimados por sensoriamento remoto se mostrarem superiores à faixa de distribuição real (PHAM *et al.*, 2018).

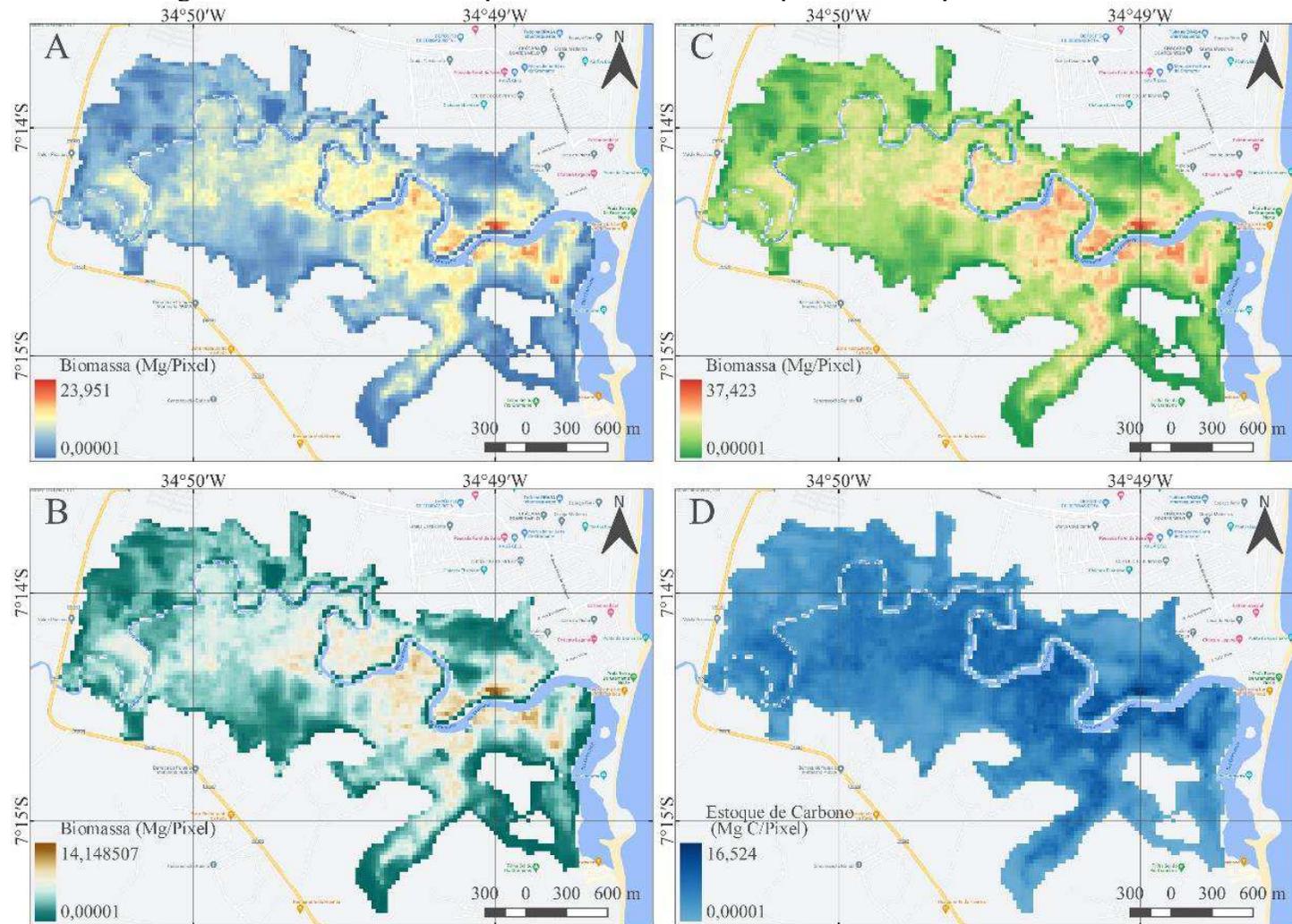
Dentre os aspectos que permitem justificar a distribuição espacial dos estoques de biomassa e carbono, destaca-se dois fatores: a menor concentração de sais no solo nas zonas

onde o rio se mostra mais amplo e, mesmo na proximidade do mar, dada a constante entrada de água e a dissolução dos sais concentrados no solo.

Os baixos estoques nas áreas mais distantes, podem estar relacionados com a maior salinidade, uma vez que essas porções tendem a receber menor volume de água, sendo banhadas apenas pelas marés de maior amplitude, e a competição estabelecida com espécies pertencentes a outros ecossistemas.

Acerca da influência da salinidade sob os estoques de carbono, cabe destacar que se trata de um aspecto que interfere diretamente nas condições estruturais da vegetação. Logo, afeta os estoques de biomassa e carbono (VIRGULINO-JÚNIOR *et al.*, 2020). Outros fatores que também podem contribuir para explicar a distribuição espacial do carbono são o gradiente topográfico e a distribuição de espécies ao longo do manguezal (TINH *et al.*, 2020; KANDASAMY *et al.*, 2021).

Figura 19 – Biomassa e estoque de carbono estimados pelo NDVI, a partir do Landsat 8



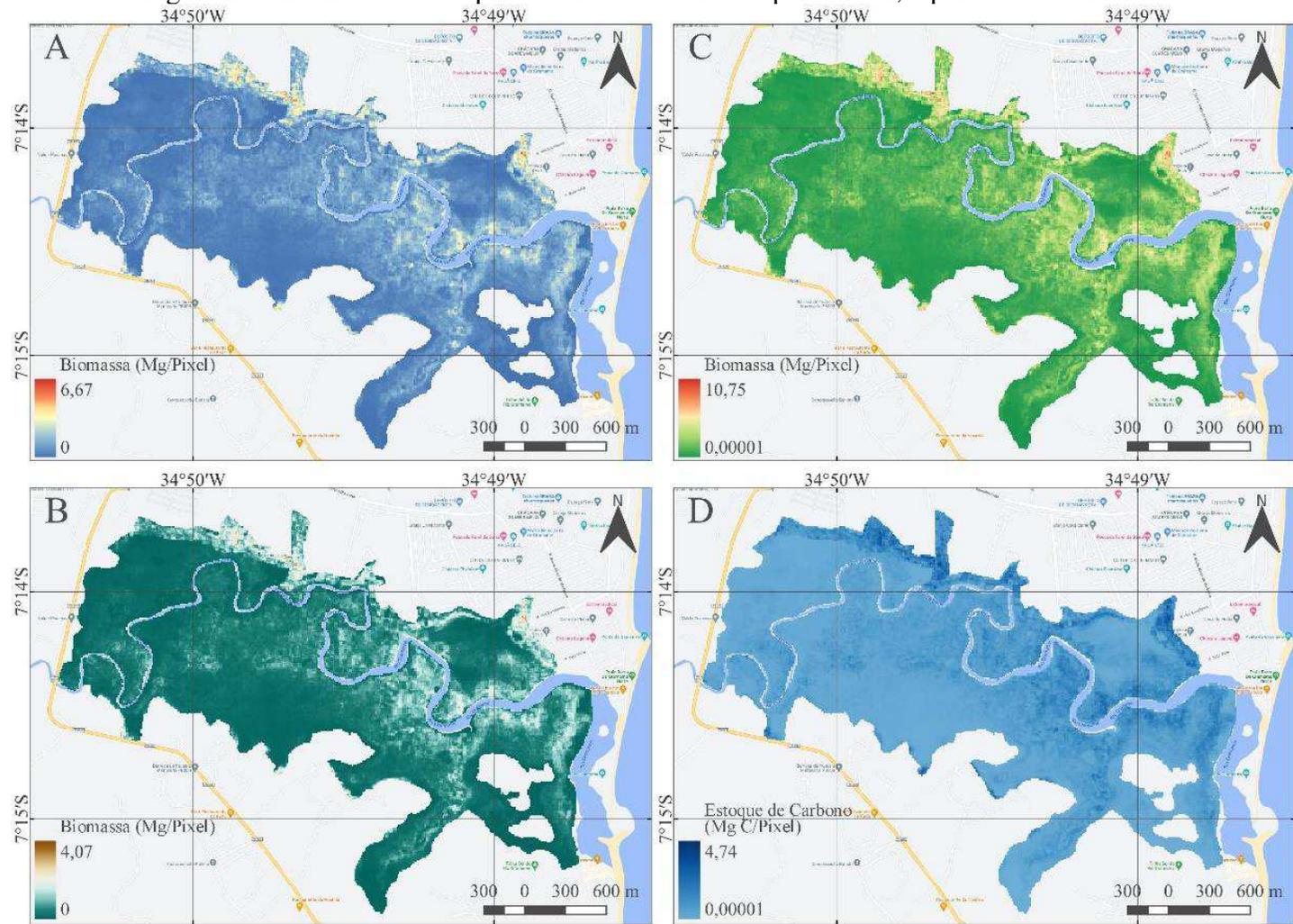
Fonte de informações: Satélite Landsat 8;
BaseMap: Google Road.

Sistema de Coordenadas Geográficas: SIRGAS 2000

a) Biomassa acima do solo; b) Biomassa abaixo do solo; c) Biomassa total; d) Estoque de carbono na biomassa.

Fonte: Elaborado pelos autores (2022).

Figura 20 – Biomassa e estoque de carbono estimados pelo SAVI, a partir do Sentinel 2B



Fonte de informações: Satélite Sentinel 2B;
BaseMap: Google Road.

Sistema de Coordenadas Geográficas: SIRGAS 2000

a) Biomassa acima do solo; b) Biomassa abaixo do solo; c) Biomassa total; d) Estoque de carbono na biomassa.

Fonte: Elaborado pelos autores (2022).

4.4 CONCLUSÕES

Esse estudo mostrou que os produtos ópticos, oriundos do Landsat 8 e Sentinel 2B, permitem estimar com sucesso a biomassa e o estoque de carbono acima do solo em ecossistema de manguezal, a partir de equações empíricas, desenvolvidas através de dados coletados em campo e a relação com os índices de vegetação, especialmente o NDVI e o SAVI.

Constatou-se que as equações de potência foram as que melhor representaram as condições reais do sistema, uma vez que não retornam valores de biomassa negativa e apresentaram o melhor coeficiente de determinação. Dentre os modelos ajustados, verificou-se que, para os índices calculados a partir das imagens do Landsat 8, o NDVI foi o que melhor explicou a distribuição espacial da biomassa e carbono, com 90,26%. Por consequência, foi o que mais se aproximou dos valores calculados a partir dos dados de campo. Para Sentinel 2B, o SAVI conseguiu explicar 80,76% da distribuição da biomassa.

Diante disso, os estoques totais estimados para o carbono da vegetação corresponderam a 26,66Gg C e 27,76 Gg C, para o NDVI do Landsat 8 e o SAVI do Sentinel 2B. Esses valores estão acima do valor de campo em 16,45% e 19,78%, respectivamente. As diferenças foram relacionadas à heterogeneidade estrutural da vegetação, à resolução espacial dos produtos e às manipulações realizadas para adaptação dos dados, especialmente para o Sentinel 2B, dada a incompatibilidade entre o tamanho das parcelas e a dimensão do pixel.

Com isso, pode-se afirmar que os dados multiespectrais podem favorecer as investigações acerca do sequestro e estoque de carbono em vegetação acima do solo. Assim, a metodologia de trabalho proposta, assim como os modelos matemáticos sugeridos podem ser replicados para análise do estoque de carbono em outros manguezais, especialmente nas américas, por compartilharem das mesmas espécies.

4.5 REFERÊNCIAS

BINDU, G.; RAJAN, P.; JISHNU, E. S.; JOSEPH, K. A. Carbon stock assessment of mangroves using remote sensing and geographic information system. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 23, n. 1, p. 1-9, 2020.

FRIESS, D. A.; YANDO, E. S.; ALEMU, J. B.; WONG, L. W.; SOTO, S. D.; BHATIA, N. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. **Oceanography and Marine Biology**, 2020.

HAMDAN, O.; KHAIRUNNISA, M. R.; AMMAR, A. A.; HASMADI, I. M.; AZIZ, H. K. Mangrove carbon stock assessment by optical satellite imagery. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 554-565, 2013.

HICKEY, S. M.; 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**, v. 200, p. 194-201, 2018.

HOWARD, Jennifer; HOYT, Sarah; ISENSEE, Kirsten; PIDGEON, Emily; TELSZEWSKI, Maciej. **Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses**. Arlington: UNESCO, 2014.

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

JUSTICE, C. O.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J. R.; DEFRIES, R.; ROY, D. P.; HALL, D. K.; BARNESLEY, M. J. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land remote sensing for global change research. **IEEE transactions on geoscience and remote sensing**, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998.

KANDASAMY, K.; RAJENDRAN, N.; BALAKRISHNAN, B.; THIRUGANASAMBANDAM, R.; NARAYANASAMY, R. Carbon sequestration and storage in planted mangrove stands of *Avicennia marina*. **Regional Studies in Marine Science**, v. 43, p. 101701, 2021.

KAUFFMAN, J. B.; DONATO, D. C. **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Bogor, Indonesia: Cifor, 2012.

MAHMOUDI, M.; POUREBRAHIM, S.; KHORASANI, N.; DANEHKAR, A.; ETEMADI, H.; TANHA, Z. M.; MOEINADDINI, M. Carbon stock in three mangrove forests in north Persian Gulf. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 1, p. 1-14, 2022.

MUHSONI, F. F.; SAMBAH, A. B.; MAHMUDI, M.; WIADNYA, D. G. R. Estimation of mangrove carbon stock with hybrid method using image Sentinel-2. **GEOMATE Journal**, v. 15, n. 49, p. 185-192, 2018.

PATIL, V.; SINGH, A.; NAIK, N.; UNNIKRISHNAN, S. Estimation of mangrove carbon stocks by applying remote sensing and GIS techniques. **Wetlands**, v. 35, n. 4, p. 695-707, 2015.

PHAM, T. D.; YOSHINO, K.; LE, N. N.; BUI, D. T. 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. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 22, p. 7761-7788, 2018.

PHAM, T. D.; YOKOYA, N.; BUI, D. T.; YOSHINO, K.; FRIESS, D. A. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 230, 2019.

PHAM, T. D.; YOKOYA, N.; NGUYEN, T. T. T.; LE, N. N.; HA, N. T.; XIA, J.; PHAM, T. D. Improvement of mangrove soil carbon stocks estimation in North Vietnam using Sentinel-2 data and machine learning approach. **GIScience & Remote Sensing**, v. 58, n. 1, p. 68-87, 2021.

RODRIGUES, D. P.; HAMACHER, C.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 346-351, 2015.

ROMAÑACH, S. S.; DEANGELIS, D. L.; KOH, H. L.; LI, Y.; TEH, S. Y.; BARIZAN, R. S. R.; ZHAI, L. Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. **Ocean & Coastal Management**, v. 154, p. 72-82, 2018.

ROUSE JR, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. In: Earth Resources Technology Satellite Symposium, 3, Washington, 1973.

ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; WORTHINGTON, T. A.; RIUL, P. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**, p. 217, 2022.

SALUM, R. B.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; SIMARD, M.; SILVA, C. A.; FERNANDES, M. E.; COUGO, M. F.; ROGERS, K. Improving mangrove above-ground biomass estimates using LiDAR. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 236, p. 106585, 2020.

SIKAMÄKI, J.; SANCHIRICO, J. N.; JARDINE, S.; MCLAUGHLIN, D.; MORRIS, D. Blue carbon: coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 55, n. 6, p. 14-29, 2013.

SUGIYONO, P. D. **Quantitative, qualitative, and R&D research methods**. Bandung: ALFABETA, 2018.

THUY, H. L. T.; TAN, M. T.; VAN, T. T. T.; BIEN, L. B.; HA, N. M.; NHUNG, N. T. Using sentinel image data and plot survey for the assessment of biomass and carbon stock in coastal forests of Thai Binh province, Vietnam. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 18, n. 6, p. 7499-7514, 2020.

TINH, P. H.; THI HONG HANH, N.; VAN THANH, V.; SY TUAN, M.; VAN QUANG, P., SHARMA, S.; MACKENZIE, R. A. A comparison of soil carbon stocks of intact and restored mangrove forests in Northern Vietnam. **Forests**, v. 11, n. 6, p. 660, 2020.

VIRGULINO-JÚNIOR, P. C. C.; CARNEIRO, D. N.; NASCIMENTO JR, W. R.; COUGO, M. F.; FERNANDES, M. E. B. Biomass and carbon estimation for scrub mangrove forests and examination of their allometric associated uncertainties. **PloS one**, v. 15, n. 3, p. e0230008, 2020.

WANG, D.; WAN, B.; LIU, J.; SU, Y.; GUO, Q.; QIU, P.; WU, X. Estimating aboveground biomass of the mangrove forests on northeast Hainan Island in China using an upscaling method from field plots, UAV-LiDAR data and Sentinel-2 imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 85, p. 101986, 2020.

WICAKSONO, P.; DANOEDORO, P.; HARTONO; NEHREN, U. Mangrove biomass carbon stock mapping of the Karimunjawa Islands using multispectral remote sensing. **International journal of remote sensing**, v. 37, n. 1, p. 26-52, 2016.

5 CONCLUSÃO

Este trabalho objetivou estimar os estoques de carbono, na biomassa e no solo, em ecossistema de manguezal, a partir da análise estrutural da vegetação, variabilidade de espécies, características abióticas e antrópicas, no estuário do Rio Gramame, estado da Paraíba. Para tanto, foi averiguado e discutido a formação dos estoques de carbono no ecossistema de manguezal, de modo a elucidar as técnicas empregadas para a realização de estimativas e quantificação, bem como os fatores intervenientes, de origem biótica, abiótica e antrópica.

Também foi avaliada a distribuição do carbono, a partir de aspectos físicos e estruturais do manguezal, e a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies. Por fim, propôs-se um modelo para estimativa de estoque de carbono em floresta de mangue, a partir de imagens multiespectrais, oriundas dos satélites Landsat 8 e Sentinel 2B.

Constatou-se que os manguezais são de fundamental importância para a manutenção das áreas costeiras, dada a diversidade de serviços ecossistêmicos proporcionados. Ao abordar o sequestro e estoque de carbono, o ecossistema ganha relevância global, uma vez que se faz presente em todos os continentes e, é responsável por aprisionar elevados montantes, reduzindo a disponibilidade de gases do efeito estufa na atmosfera.

O estoque global estimado pela literatura varia entre 4,19 Pg C e 6,6 Pg C, de modo que o valor médio calculado corresponde a 5,34 Pg C, quantitativo presente em regiões específicas, como a Indonésia, o Brasil e Austrália. Destaca-se ainda que as reservas do solo são substancialmente elevadas quando em comparação aos estoques presentes na biomassa, devido ao elevado tempo de retenção e ao acúmulo.

Os valores registrados nos manguezais brasileiros variam entre 358,79 Mg C/ha e 1.851 Mg C/ha, de modo que o estoque médio corresponde a 709,36 Mg C/ha. Análogo ao que ocorre em escala global, percebe-se que o solo concentra maiores quantidade de carbono quando em comparação à biomassa.

Os principais fatores de ordem biótica que condicionam os estoques de carbono nos mangues do Brasil são a composição estrutural da vegetação, os compartimentos vegetais (raízes, partes lenhosas e partes verdes), a diversidade de espécies, as características fisiográficas e as condições de manejo. Quanto aos fatores abióticos, destaca-se a salinidade e o gradiente topográfico, a granulometria do sedimento e a profundidade do solo, a concentração de nutrientes e fatores bioclimáticos. Ademais, as mudanças de uso e ocupação do solo, assim como a poluição, são os principais elementos antrópicos citados na literatura.

As principais técnicas empregadas para determinar os estoques de carbono no solo e na biomassa são o uso de analisador elementar e equações alométricas, respectivamente. Os produtos de sensoriamento remoto são utilizados de maneira tímida, todavia, podem representar uma alternativa promissora para ampliar o horizonte das pesquisas acerca dos estoques de carbono nos mangues do país.

Os estoques de carbono na biomassa e no solo, determinados a partir da medição em campo, corresponderam a $44,89 \pm 7,41$ Mg C/ha e $813,08 \pm 20,87$ Mg C/ha no manguezal do rio Gramame, de modo que o estoque total no ecossistema foi de $857,98 \pm 20,57$ Mg C/ha, equivalente a 1.562,27 Gg de CO₂. Esse valor é próximo a média global e está acima dos montantes estimados para maioria dos manguezais estudados no Brasil.

Constatou-se que o solo e biomassa comportam 94,77% e 5,23%, respectivamente. O estoque na biomassa foi menor quando comparado a outros manguezais brasileiros, aspecto que pode ser justificado pelas diferenças estruturais da vegetação e pelas distinções impostas pelas zonas climáticas e tipologias dos litorais.

Ao analisar a distribuição do estoque de carbono, considerando a variabilidade das espécies, percebeu-se que a *R. mangle* se apresentou como a espécie dominante, fato que contribuiu para a formação de maiores estoques (323 Mg C/ha – 65,41%), seguida da *L. racemosa* ($119,33$ Mg C/ha – 24,16%) e *A. shaueriana* ($51,51$ Mg C/ha – 10,43%).

Os estoques totais estimados por sensoriamento remoto, para o carbono da vegetação corresponderam a 26,66Gg C e 27,76 Gg C, para o NDVI do Landsat 8 e o SAVI do Sentinel 2B. Esses valores estão acima do valor de campo em 16,45% e 19,78%, respectivamente. As diferenças foram relacionadas à heterogeneidade estrutural da vegetação, à resolução espacial dos produtos e às manipulações realizadas para adaptação dos dados, especialmente para o Sentinel 2B, dada a incompatibilidade entre o tamanho das parcelas e a dimensão do pixel.

Constatou-se que as equações de potência foram as que melhor representaram as condições reais do sistema, uma vez que não retornam valores de biomassa negativa e apresentaram o melhor coeficiente de determinação. Dentre os modelos ajustados, verificou-se que, para os índices calculados a partir das imagens do Landsat 8, o NDVI foi o que melhor explicou a distribuição espacial da biomassa e carbono, com 90,26%. Por consequência, foi o que mais se aproximou dos valores calculados a partir dos dados de campo. Para Sentinel 2B, o SAVI conseguiu explicar 80,76% da distribuição da biomassa.

Esse estudo mostrou que os produtos ópticos, oriundos do Landsat 8 e Sentinel 2B, permitem estimar com sucesso a biomassa e o estoque de carbono acima do solo em ecossistema

de manguezal, a partir de equações empíricas, desenvolvidas através de dados coletados em campo e a relação com os índices de vegetação, especialmente o NDVI e o SAVI.

Com isso, pode-se afirmar que os dados multiespectrais podem favorecer as investigações acerca do sequestro e estoque de carbono em vegetação acima do solo. Assim, a metodologia de trabalho proposta, assim como os modelos matemáticos sugeridos podem ser replicados para análise do estoque de carbono em outros manguezais, especialmente nas américas, por compartilharem das mesmas espécies.

REFERÊNCIAS

- ADAME, M. F.; CONNOLLY, R. M.; TURSCHWELL, M. P.; LOVELOCK, C. E.; FATOYINBO, T.; LAGOMASINO, D.; BROWN, C. J. Future carbon emissions from global mangrove forest loss. **Global change biology**, v. 27, n. 12, p. 2856-2866, 2021.
- ADAMS, Cristina; BORGES, Zilma; MORETTO, Evandro Mateus; FUTEMMA, Celia. Governança ambiental no Brasil: acelerando em direção aos objetivos de desenvolvimento sustentável ou olhando pelo retrovisor? **Cadernos Gestão Pública e Cidadania**, [S.L.], v. 25, n. 81, p. 1-13, 27 abr. 2020.
- ALONGI, D. M. Carbon balance in salt marsh and mangrove ecosystems: A global synthesis. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 8, n. 10, p. 767, 2020.
- ARIFANTI, V. B.; KAUFFMAN, J. B.; HADRIYANTO, D.; MURDIYARSO, D.; DIANA, R. Carbon dynamics and land use carbon footprints in mangrove-converted aquaculture: The case of the Mahakam Delta, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 17-29, 2019.
- ATWOOD, T. B.; CONNOLLY, R. M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P. E.; DUARTE, C. M.; EWERS LEWIS, C. J.; LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 7, p. 523-528, 2017.
- BARCELLOS, D.; QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; OLIVEIRA FILHO, R. L.; SANTAELLA, S. T.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 142, p. 58-63, 2019.
- BAUTISTA-OLIVAS, A. L.; MENDOZA-CARIÑO, M.; CESAR-RODRIGUEZ, J.; COLADO-AMADOR, C. E.; ROBLES-ZAZUETA, C. A.; MELING-LÓPEZ, A. E. Above-ground biomass and carbon sequestration in mangroves in the arid area of the northwest of Mexico: Bahía del Tóbari and Estero El Sargento, Sonora. **Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente**, v. 24, n. 3, p. 387-403, 2018.
- BENSON, L.; GLASS, L.; JONES, T. G.; RAVAOARINOROTSIHOARANA, L.; RAKOTOMAHAZO, C. Mangrove carbon stocks and ecosystem cover dynamics in southwest Madagascar and the implications for local management. **Forests**, v. 8, n. 6, p. 190, 2017.
- BINDU, G.; RAJAN, P.; JISHNU, E.; JOSEPH, K. A. Carbon stock assessment of mangroves using remote sensing and geographic information system. **The Egyptian Journal Of Remote Sensing And Space Science**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 1-9, abr. 2020.
- BULMER, R. H.; SCHWENDENMANN, L.; LUNDQUIST, C. J. Allometric models for estimating aboveground biomass, carbon and nitrogen stocks in temperate *Avicennia marina* forests. **Wetlands**, v. 36, n. 5, p. 841-848, 2016.
- BULMER, R. H.; STEPHENSON, F.; JONES, H. F.; TOWNSEND, M.; HILLMAN, J. R.; SCHWENDENMANN, L.; LUNDQUIST, C. J. Blue carbon stocks and cross-habitat subsidies. **Frontiers in marine science**, P. 380, 2020.

CABANISS, S. E.; MADEY, G.; LEFF, L.; MAURICE, P. A.; WETZEL, R. A stochastic model for the synthesis and degradation of natural organic matter. Part I. Data structures and reaction kinetics. **Biogeochemistry**, v. 76, n. 2, p. 319-347, 2005.

CACHO, C. V.; CONRAD, S. R.; BROWN, D. R.; RIGGS, A.; GARDNER, K.; LI, L.; SANDERS, C. J. Local geomorphological gradients affect sedimentary organic carbon storage: A Blue Carbon case study from sub-tropical Australia. **Regional Studies in Marine Science**, v. 45, p. 101840, 2021.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Methods for studying mangrove structure. *In*: SNEDAKER, S. C.; SNEDAKER, J. G. (ed.). **The mangrove ecosystem: research methods**. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, p. 91-113, 1984.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Levantamentos da geodiversidade**. 2016. Disponível em: <https://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>. Acesso em: 14 jul. 2022.

EDDY, S.; MILANTARA, N.; SASMITO, S. D.; KAJITA, T.; BASYUNI, M. Anthropogenic drivers of mangrove loss and associated carbon emissions in South Sumatra, Indonesia. **Forests**, v. 12, n. 2, p. 187, 2021.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3 Ed. Brasília: EMPREPA, 2017.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Mapa de solos do Brasil**. 2020. Disponível em: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3ABrasil_solos_5m_20201104. Acesso em: 14 jul. 2022.

ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 973-989, 2017.

ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G.; SANTOS, D. M. C.; FERNANDEZ, V.; ALMEIDA, P. M. M.; ESTEVAM, M. R. D. M.; MACHADO, M. R. O. Allometric models for aboveground biomass estimation of the mangrove *Avicennia schaueriana*. **Hydrobiologia**, v. 734, n. 1, p. 171-185, 2014.

FAN, Y. V.; PERRY, S.; KLEMEŠ, J. J.; LEE, C. T. A review on air emissions assessment: Transportation. **Journal of cleaner production**, v. 194, p. 673-684, 2018.

FENG, J.; CUI, X.; ZHOU, J.; WANG, L.; ZHU, X.; LIN, G. Effects of exotic and native mangrove forests plantation on soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus contents and pools in Leizhou, China. **Catena**, v. 180, p. 1-7, 2019.

FERREIRA, A. C.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Aboveground carbon stock in a restored neotropical mangrove: influence of management and brachyuran crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management**, v. 27, n. 2, p. 223-242, 2019.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; SOUZA JUNIOR, V. S.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; FIRME, L. P. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove

system in Southeast Brazil (São Paulo). **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 6, p. 995-1006, 2010.

FRANCISCO, P. R. M.; MEDEIROS, R. M.; SANTOS, D.; MATOS, R. M. Köppen's and Thornthwaite Climate Classification for Paraíba State. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 4, p. 1006-1016, 2015.

FRANCISCO, P. R. M.; SANTOS, D. **Climatologia do estado da Paraíba**. Campina Grande: EDUFPG, 2017.

FRIESS, D. A.; YANDO, E. S.; ALEMU, J. B.; WONG, L. W.; SOTO, S. D.; BHATIA, N. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. **Oceanography and Marine Biology**, 2020.

GOMES, A. S.; DANTAS NETO, J.; SILVA, V. F. Serviços ecossistêmicos: conceitos e classificação. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 4, p. 12-23, 2018.

GOMES, L. E. O.; SANDERS, C. J.; NOBREGA, G. N.; VESCOVI, L. C.; QUEIROZ, H. M.; KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F. Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113381, 2021.

HA, T. H.; MARCHAND, C.; AIMÉ, J.; DANG, H. N.; PHAN, N. H.; NGUYEN, X. T.; NGUYEN, T. K. C. Belowground carbon sequestration in a mature planted mangroves (Northern Viet Nam). **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 191-199, 2018.

HAMDAN, O.; KHAIRUNNISA, M. R.; AMMAR, A. A.; HASMADI, I. M.; AZIZ, H. K. Mangrove carbon stock assessment by optical satellite imagery. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 554-565, 2013.

HAMILTON, S. E.; CASEY, D. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 6, p. 729-738, 2016.

HAMILTON, S. E.; FRIESS, D. A. Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 3, p. 240-244, 2018.

HARISHMA, K. M.; SANDEEP, S.; SREEKUMAR, V. B. Biomass and carbon stocks in mangrove ecosystems of Kerala, southwest coast of India. **Ecological Processes**, v. 9, n. 1, p. 1-9, 2020.

HATJE, V.; MASQUÉ, P.; PATIRE, V. F.; DÓREA, A.; BARROS, F. Blue carbon stocks, accumulation rates, and associated spatial variability in Brazilian mangroves. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 2, p. 321-334, 2021.

HE, Z.; PENG, Y.; GUAN, D.; HU, Z.; CHEN, Y.; LEE, S. Y. Appearance can be deceptive: shrubby native mangrove species contributes more to soil carbon sequestration than fast-growing exotic species. **Plant and Soil**, v. 432, n. 1, p. 425-436, 2018.

HERNÁNDEZ, M. E.; JUNCA-GÓMEZ, D. Carbon stocks and greenhouse gas emissions (CH₄ and N₂O) in mangroves with different vegetation assemblies in the central coastal plain of Veracruz Mexico. **Science of the Total Environment**, v. 741, p. 140276, 2020.

HERRERA-SILVEIRA, J. A.; PECH-CARDENAS, M. A.; MORALES-OJEDA, S. M.; CINCO-CASTRO, S.; CAMACHO-RICO, A.; SOSA, J. P. C.; TEUTLI-HERNANDEZ, C. Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. **PeerJ**, v. 8, p. e8790, 2020.

HICKEY, S. M.; 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**, v. 200, p. 194-201, 2018.

HONG, L. C.; HEMATI, Z.; ZAKARIA, R. Carbon stock evaluation of selected mangrove forests in peninsular Malaysia and its potential market value. **Journal of Environmental Science and Management**, v. 20, n. 2, 2017.

HOSSAIN, M. Carbon pools and fluxes in *Bruguiera parviflora* dominated naturally growing mangrove forest of Peninsular Malaysia. **Wetlands ecology and management**, v. 22, n. 1, p. 15-23, 2014.

HOSSAIN, M.; SIDDIQUE, M. R. H.; SAHA, S.; ABDULLAH, S. M. Allometric models for biomass, nutrients and carbon stock in *Excoecaria agallocha* of the Sundarbans, Bangladesh. **Wetlands ecology and management**, v. 23, n. 4, p. 765-774, 2015.

HOWARD, J.; HOYT, S.; ISENSEE, K.; PIDGEON, E.; TELSZEWSKI, M. **Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses**. Arlington: UNESCO, 2014.

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

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Vegetação de mangue brasileira**. 2019. Disponível em: <https://dadosabertos.ibama.gov.br/nl/dataset/vegetacao-de-mangue-brasileira>. Acesso em: 09 jun. 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malhas Territoriais**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais.html>. Acesso em: 09 jun. 2022.

ICMBIO – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos manguezais no Brasil**. Brasília: ICMBio, 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Aquecimento global de 1,5°C**. 2018. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/07/SPM-Portuguese-version.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2021.

JARDINE, S. L.; SIIKAMÄKI, J. V. A global predictive model of carbon in mangrove soils. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 10, p. 104013, 2014.

JIMENEZ, L. C. Z.; QUEIROZ, H. M.; OTERO, X. L.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O. Soil Organic Matter Responses to Mangrove Restoration: A Replanting Experience in Northeast Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 17, p. 8981, 2021.

JONSSON, M. N.; HEDMAN, A. M. Carbon stock assessment of mangrove ecosystems in Batticaloa Lagoon, Sri Lanka, with different degrees of human disturbances. **Singapore Journal of Tropical Geography**, v. 40, n. 2, p. 199-218, 2019.

JUSTICE, C. O.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J. R.; DEFRIES, R.; ROY, D. P.; HALL, D. K.; BARNESLEY, M. J. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land remote sensing for global change research. **IEEE transactions on geoscience and remote sensing**, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998.

KANDASAMY, K.; RAJENDRAN, N.; BALAKRISHNAN, B.; THIRUGANASAMBANDAM, R.; NARAYANASAMY, R. Carbon sequestration and storage in planted mangrove stands of *Avicennia marina*. **Regional Studies in Marine Science**, v. 43, p. 101701, 2021.

KAUFFMAN, J. B.; ADAME, M. F.; ARIFANTI, V. B.; SCHILE-BEERS, L. M.; BERNARDINO, A. F.; BHOMIA, R. K.; HERNÁNDEZ TREJO, H. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 2, p. e01405, 2020.

KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O.; BOLTON, N. W.; GOMES, L. E. D. O.; NOBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 5530-5540, 2018b.

KAUFFMAN, J. B.; BERNARDINO, A. F.; FERREIRA, T. O.; GIOVANNONI, L. R.; GOMES, L. E. O.; ROMERO, D. J.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biology Letters**, v. 14, n. 9, p. 20180208, 2018a.

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PloS one**, v. 12, n. 11, p. e0187749, 2017.

KAUFFMAN, J. B.; DONATO, D. C. **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Bogor, Indonesia: Cifor, 2012.

KAUFFMAN, J. B.; HEIDER, C.; COLE, T. G.; DWIRE, K. A.; DONATO, D. C. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. **Wetlands**, v. 31, n. 2, p. 343-352, 2011.

KELLEWAY, J. J.; CAVANAUGH, K.; ROGERS, K.; FELLER, I. C.; ENS, E.; DOUGHTY, C.; SAINTILAN, N. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. **Global Change Biology**, v. 23, n. 10, p. 3967-3983, 2017.

KINNEY, P. L. Interactions of climate change, air pollution, and human health. **Current environmental health reports**, v. 5, n. 1, p. 179-186, 2018.

LEITE, R. A.; NÓBREGA, G. N.; LEAL, L. R. Z. C.; KIEFER, M. C.; SOARES-GOMES, A. The colonization of a coastal lagoon by a mangrove ecosystem: Benefit or threat to the lagoon? **Aquatic Botany**, v. 171, p. 103362, 2021.

LI, S. B.; CHEN, P. H.; HUANG, J. S.; HSUEH, M. L.; HSIEH, L. Y.; LEE, C. L.; LIN, H. J. Factors regulating carbon sinks in mangrove ecosystems. **Global change biology**, v. 24, n. 9, p. 4195-4210, 2018.

MACHADO FILHO, H. O.; FARIAS, T. S.; SANTOS, A. S.; SANTOS, M.V.; BEZERRA, C. P.; MELO, J. I. M. Composição florística da mata ciliar no baixo rio Gramame, Paraíba, Brasil. **Biotemas**, v. 28, n. 3, p. 23-36, 2015.

MAHMOUDI, M.; POUREBRAHIM, S.; KHORASANI, N.; DANEHKAR, A.; ETEMADI, H.; TANHA, Z. M.; MOEINADDINI, M. Carbon stock in three mangrove forests in north Persian Gulf. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 1, p. 1-14, 2022.

MANABE, S. Role of greenhouse gas in climate change. **Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography**, v. 71, n. 1, p. 1620078, 2019.

MATOS, C. R.; BERRÊDO, J. F.; MACHADO, W.; SANDERS, C. J.; METZGER, E.; COHEN, M. C. Carbon and nutrient accumulation in tropical mangrove creeks, Amazon region. **Marine Geology**, v. 429, p. 106317, 2020.

MITRA, A. **Mangrove forests in India**. Springer International Publishing, 2020.

MORAIS, R. D. **Análise espaço-temporal da vegetação de mangue na Paraíba: sensoriamento remoto e geoprocessamento como ferramentas de coleta e análises**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

MUHSONI, F. F.; SAMBAH, A. B.; MAHMUDI, M.; WIADNYA, D. G. R. Estimation of mangrove carbon stock with hybrid method using image Sentinel-2. **GEOMATE Journal**, v. 15, n. 49, p. 185-192, 2018.

PATIL, V.; SINGH, A.; NAIK, N.; UNNIKRIISHNAN, S. Estimation of mangrove carbon stocks by applying remote sensing and GIS techniques. **Wetlands**, v. 35, n. 4, p. 695-707, 2015.

PEÑARANDA, M. L. P.; KINTZ, J. R. C.; SALAMANCA, E. J. P. Carbon stocks in mangrove forests of the Colombian Pacific. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 227, p. 106299, 2019.

PENEVA-REED, E. I.; KRAUSS, K. W.; BULLOCK, E. L.; ZHU, Z.; WOLTZ, V. L.; DREXLER, J. Z.; STEHMAN, S. V. Carbon stock losses and recovery observed for a mangrove ecosystem following a major hurricane in Southwest Florida. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 248, p. 106750, 2021.

- PÉREZ, A.; MACHADO, W.; GUTIÉRREZ, D.; BORGES, A. C.; PATCHINEELAM, S. R.; SANDERS, C. J. Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay. **Marine pollution bulletin**, v. 126, p. 275-280, 2018.
- PHAM, T. D.; YOKOYA, N.; BUI, D. T.; YOSHINO, K.; FRIESS, D. A. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 230, 2019.
- PHAM, T. D.; YOKOYA, N.; NGUYEN, T. T. T.; LE, N. N.; HA, N. T.; XIA, J.; PHAM, T. D. Improvement of mangrove soil carbon stocks estimation in North Vietnam using Sentinel-2 data and machine learning approach. **GIScience & Remote Sensing**, v. 58, n. 1, p. 68-87, 2021.
- PHAM, T. D.; YOSHINO, K.; LE, N. N.; BUI, D. T. 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. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 22, p. 7761-7788, 2018.
- PORTELA, M. G. T.; 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**, v. 28, n. 4, p. 607-622, 2020.
- PORTILLO, J. T. M.; LONDE, V.; MOREIRA, F. W. A. Aboveground biomass and carbon stock are related with soil humidity in a mangrove at the Piraquê-Açu River, Southeastern Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 1, p. 139-144, 2017.
- RAGAVAN, P., KUMAR, S.; KATHIRESAN, K.; MOHAN, P. M.; JAYARAJ, R. S. C.; RAVICHANDARAN, K.; RANA, T. S. Biomass and vegetation carbon stock in mangrove forests of the Andaman Islands, India. **Hydrobiologia**, v. 848, n. 20, p. 4673-4693, 2021.
- RAW, J. L.; JULIE, C. L.; ADAMS, J. B. A comparison of soil carbon pools across a mangrove-salt marsh ecotone at the southern African warm-temperate range limit. **South African Journal of Botany**, v. 127, p. 301-307, 2019.
- RODRIGUES, D. P.; HAMACHER, C.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 346-351, 2015.
- ROMAÑACH, S. S.; DEANGELIS, D. L.; KOH, H. L.; LI, Y.; TEH, S. Y.; BARIZAN, R. S. R.; ZHAI, L. Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. **Ocean & Coastal Management**, v. 154, p. 72-82, 2018.
- ROUSE JR, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation**. In: Earth Resources Technology Satellite Symposium, 3, Washington, 1973.
- ROVAI, A. S.; COELHO-JR, C.; ALMEIDA, R.; CUNHA-LIGNON, M.; MENGHINI, R. P.; TWILLEY, R. R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 118553, 2021.

ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; CASTAÑEDA-MOYA, E.; RIUL, P.; CIFUENTES-JARA, M.; MANROW-VILLALOBOS, M.; PAGLIOSA, P. R. Global controls on carbon storage in mangrove soils. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 6, p. 534-538, 2018.

ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; WORTHINGTON, T. A.; RIUL, P. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**, p. 217, 2022.

RUDIANTO, R.; BENGEN, D. G.; KURNIAWAN, F. Causes and effects of mangrove ecosystem damage on carbon stocks and absorption in East Java, Indonesia. **Sustainability**, v. 12, n. 24, p. 10319, 2020.

SAINTILAN, N.; KHAN, N. S.; ASHE, E.; KELLEWAY, J. J.; ROGERS, K.; WOODROFFE, C. D.; HORTON, B. P. Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. **Science**, v. 368, n. 6495, p. 1118-1121, 2020.

SALUM, R. B.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; SIMARD, M.; SILVA, C. A.; FERNANDES, M. E.; COUGO, M. F.; ROGERS, K. Improving mangrove above-ground biomass estimates using LiDAR. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 236, p. 106585, 2020.

SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G.; SOLVIK, K.; ADAME, M. F.; BENSON, L.; LANDIS, E. A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, p. 055002, 2018.

SANTOS, D.; ESTRADA, G. C.; FERNANDEZ, V.; ESTEVAM, M. R.; SOUZA, B. T.; SOARES, M. L. First assessment of carbon stock in the belowground biomass of Brazilian mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, p. 1579-1589, 2017.

SANTOS, M. A.; DIAS, R. R.; JARDIM, M. A. G. Diagnóstico florístico e ambiental de um bosque de manguezal na Reserva Extrativista Chocoaré Mato Grosso, Santarém Novo, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 3, p. 1080-1093, 2020.

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.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C. C.; CINTRÓN, G. Monitoramento de ecossistema de manguezal: estrutura e características funcionais. In: TURRA, A.; DENADAI, M. R. (Orgs.). **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros**. São Paulo: Instituto de Oceanografia da Universidade de São Paulo, 2015, p. 62 – 80.

SIKAMÄKI, J.; SANCHIRICO, J. N.; JARDINE, S.; MCLAUGHLIN, D.; MORRIS, D. Blue carbon: coastal ecosystems, their carbon storage, and potential for reducing emissions. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 55, n. 6, p. 14-29, 2013.

SILVA, J. B.; TORRES, M. F. A. Assinatura Energética dos Manguezais no Domínio Costeiro Brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 2286-2303, 2021.

SILVA, S. A.; BARROS, V.; OLIVEIRA, A. Estrutura fitossociológica do manguezal da Lagoa do Roteiro, Alagoas, Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 532-541, 2020.

SITOE, A. A.; MANDLATE, L. J. C.; GUEDES, B. S. Biomass and carbon stocks of Sofala bay mangrove forests. **Forests**, v. 5, n. 8, p. 1967-1981, 2014.

SUGIYONO, P. D. **Quantitative, qualitative, and R&D research methods**. Bandung: ALFABETA, 2018.

TANG, W.; ZHENG, M.; ZHAO, X.; SHI, J.; YANG, J.; TRETTIN, C. C. Big geospatial data analytics for global mangrove biomass and carbon estimation. **Sustainability**, v. 10, n. 2, p. 472, 2018.

THORHAUG, A.; GALLAGHER, J. B.; KISWARA, W.; PRATHEP, A.; HUANG, X.; YAP, T. K.; BERLYN, G. Coastal and estuarine blue carbon stocks in the greater Southeast Asia region: Seagrasses and mangroves per nation and sum of total. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111168, 2020.

THUY, H. L. T.; TAN, M. T.; VAN, T. T. T.; BIEN, L. B.; HA, N. M.; NHUNG, N. T. Using sentinel image data and plot survey for the assessment of biomass and carbon stock in coastal forests of Thai Binh province, Vietnam. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 18, n. 6, p. 7499-7514, 2020.

TINH, P. H.; THI HONG HANH, N.; VAN THANH, V.; SY TUAN, M.; VAN QUANG, P., SHARMA, S.; MACKENZIE, R. A. A comparison of soil carbon stocks of intact and restored mangrove forests in Northern Vietnam. **Forests**, v. 11, n. 6, p. 660, 2020.

TRETTIN, C. C.; DAI, Z.; TANG, W.; LAGOMASINO, D.; THOMAS, N.; LEE, S. K.; FATOYINBO, T. E. Mangrove carbon stocks in Pongara National Park, Gabon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 259, p. 107432, 2021.

VAN DER STOCKEN, T.; WEE, A. K.; DE RYCK, D. J.; VANSCHOENWINKEL, B.; FRIESS, D. A.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; WEBB, E. L. A general framework for propagule dispersal in mangroves. **Biological Reviews**, v. 94, n. 4, p. 1547-1575, 2019.

VAN VINH, T.; MARCHAND, C.; LINH, T. V. K.; VINH, D. D.; ALLENBACH, M. Allometric models to estimate above-ground biomass and carbon stocks in *Rhizophora apiculata* tropical managed mangrove forests (Southern Viet Nam). **Forest Ecology and Management**, v. 434, p. 131-141, 2019.

VINOD, K.; ASOKAN, P. K.; ZACHARIA, P. U.; ANSAR, C. P.; VIJAYAN, G.; ANASUKOYA, A.; NIKHILJITH, M. Assessment of biomass and carbon stocks in mangroves of Thalassery estuarine wetland of Kerala, south west coast of India. **Journal of Coastal Research**, v. 86, n. SI, p. 209-217, 2019.

VIRGULINO-JÚNIOR, P. C. C.; CARNEIRO, D. N.; NASCIMENTO JR, W. R.; COUGO, M. F.; FERNANDES, M. E. B. Biomass and carbon estimation for scrub mangrove forests and examination of their allometric associated uncertainties. **PloS one**, v. 15, n. 3, p. e0230008, 2020.

WANG, D.; WAN, B.; LIU, J.; SU, Y.; GUO, Q.; QIU, P.; WU, X. Estimating aboveground biomass of the mangrove forests on northeast Hainan Island in China using an upscaling method from field plots, UAV-LiDAR data and Sentinel-2 imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 85, p. 101986, 2020.

WICAKSONO, P.; DANOEDORO, P.; HARTONO; NEHREN, U. Mangrove biomass carbon stock mapping of the Karimunjawa Islands using multispectral remote sensing. **International journal of remote sensing**, v. 37, n. 1, p. 26-52, 2016.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). **State of the Global Climate 2020**. 2021. Disponível em: https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10618. Acesso em: 16 jul. 2021.

XIONG, Y.; LIAO, B.; PROFFITT, E.; GUAN, W.; SUN, Y.; WANG, F.; LIU, X. Soil carbon storage in mangroves is primarily controlled by soil properties: A study at Dongzhai Bay, China. **Science of the Total Environment**, v. 619, p. 1226-1235, 2018.

XIONG, Yanmei; LIAO, Baowen; WANG, Faming. Mangrove vegetation enhances soil carbon storage primarily through in situ inputs rather than increasing allochthonous sediments. **Marine pollution bulletin**, v. 131, p. 378-385, 2018.

YU, C.; FENG, J.; LIU, K.; WANG, G.; ZHU, Y.; CHEN, H.; GUAN, D. Changes of ecosystem carbon stock following the plantation of exotic mangrove *Sonneratia apetala* in Qi'ao Island, China. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 717, p. 137142, maio 2020.

ZANIRATO, S. H.; ROTONDARO, T. Consumo, um dos dilemas da sustentabilidade. **Estudos avançados**, v. 30, p. 77-92, 2016.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Coordenadas das parcelas analisadas

Parcela	Ponto	UTM		Geográfica	
		X	Y	Latitude	Longitude
1	P1	298.608,943	9.199.712,613	7° 14' 11,082" S	34° 49' 26,345" W
	P2	298.638,288	9.199.713,642	7° 14' 11,053" S	34° 49' 25,389" W
	P3	298.639,759	9.199.682,974	7° 14' 12,051" S	34° 49' 25,345" W
	P4	298.610,003	9.199.682,524	7° 14' 12,062" S	34° 49' 26,315" W
2	P1	300.227,884	9.198.666,282	7° 14' 45,350" S	34° 48' 33,714" W
	P2	300.258,875	9.198.670,000	7° 14' 45,233" S	34° 48' 32,703" W
	P3	300.262,090	9.198.640,234	7° 14' 46,202" S	34° 48' 32,602" W
	P4	300.232,017	9.198.637,145	7° 14' 46,298" S	34° 48' 33,583" W
3	P1	300.247,306	9.199.728,514	7° 14' 10,778" S	34° 48' 32,943" W
	P2	300.278,030	9.199.725,752	7° 14' 10,872" S	34° 48' 31,942" W
	P3	300.280,908	9.199.695,911	7° 14' 11,843" S	34° 48' 31,852" W
	P4	300.250,683	9.199.698,392	7° 14' 11,759" S	34° 48' 32,836" W
4	P1	298.562,362	9.200.386,100	7° 13' 49,155" S	34° 49' 27,775" W
	P2	298.591,074	9.200.375,887	7° 13' 49,491" S	34° 49' 26,841" W
	P3	298.577,031	9.200.348,842	7° 13' 50,370" S	34° 49' 27,302" W
	P4	298.548,481	9.200.358,804	7° 13' 50,042" S	34° 49' 28,231" W
5	P1	297.356,184	9.200.376,063	7° 13' 49,324" S	34° 50' 7,090" W
	P2	297.384,660	9.200.381,900	7° 13' 49,138" S	34° 50' 6,161" W
	P3	297.391,895	9.200.353,326	7° 13' 50,069" S	34° 50' 5,929" W
	P4	297.361,625	9.200.345,209	7° 13' 50,329" S	34° 50' 6,917" W
6	P1	300.338,247	9.199.601,360	7° 14' 14,928" S	34° 48' 29,995" W
	P2	300.340,044	9.199.570,556	7° 14' 15,931" S	34° 48' 29,940" W
	P3	300.308,663	9.199.569,666	7° 14' 15,956" S	34° 48' 30,963" W
	P4	300.307,181	9.199.600,551	7° 14' 14,951" S	34° 48' 31,008" W
7	P1	298.528,014	9.200.246,325	7° 13' 53,700" S	34° 49' 28,913" W
	P2	298.556,576	9.200.238,155	7° 13' 53,970" S	34° 49' 27,983" W
	P3	298.551,038	9.200.201,514	7° 13' 55,162" S	34° 49' 28,169" W
	P4	298.518,992	9.200.208,776	7° 13' 54,921" S	34° 49' 29,212" W
8	P1	298.497,776	9.199.515,807	7° 14' 17,473" S	34° 49' 29,994" W
	P2	298.525,514	9.199.506,359	7° 14' 17,785" S	34° 49' 29,091" W
	P3	298.516,467	9.199.477,506	7° 14' 18,723" S	34° 49' 29,390" W
	P4	298.488,687	9.199.486,506	7° 14' 18,426" S	34° 49' 30,294" W
9	P1	297.369,375	9.200.252,409	7° 13' 53,350" S	34° 50' 6,676" W
	P2	297.397,566	9.200.258,499	7° 13' 53,156" S	34° 50' 5,757" W
	P3	297.406,854	9.200.230,502	7° 13' 54,068" S	34° 50' 5,457" W
	P4	297.377,222	9.200.222,981	7° 13' 54,309" S	34° 50' 6,424" W
10	P1	297.164,019	9.199.675,887	7° 14' 12,088" S	34° 50' 13,445" W
	P2	297.190,524	9.199.662,625	7° 14' 12,523" S	34° 50' 12,583" W

	P3	297.176,274	9.199.636,851	7°14' 13,360" S	34°50' 13,051" W
	P4	297.149,778	9.199.650,588	7°14' 12,910" S	34°50' 13,913" W
11	P1	300.176,286	9.198.666,495	7°14' 45,336" S	34°48' 35,395" W
	P2	300.207,112	9.198.666,621	7°14' 45,336" S	34°48' 34,391" W
	P3	300.209,402	9.198.635,958	7°14' 46,334" S	34°48' 34,320" W
	P4	300.176,964	9.198.635,799	7°14' 46,335" S	34°48' 35,377" W

Apêndice 2 – Script para processamento dos produtos do Landsat 8 no GEE

```
function maskL8sr(image) {
  var cloudShadowBitMask = ee.Number(2).pow(3).int();
  var cloudsBitMask = ee.Number(2).pow(5).int();
  var qa = image.select('pixel_qa');
  var mask = qa.bitwiseAnd(cloudShadowBitMask).eq(0)
    .and(qa.bitwiseAnd(cloudsBitMask).eq(0));
  return image.updateMask(mask).divide(10000)
    .select("B[0-9]*")
    .copyProperties(image, ["system:time_start"]);
}

var collection = ee.ImageCollection('LANDSAT/LC08/C01/T1_SR')
  .filterDate('2021-09-19', '2021-09-21')
  .map(maskL8sr)

var composite = collection.median().clip(table);
Map.centerObject(table)

var NDVI = composite.expression(
  '((NIR - RED) / (NIR + RED))', {
    'NIR': composite.select('B5'),
    'RED': composite.select('B4')
  });

var SAVI = composite.expression(
  '((NIR - RED) / (NIR + RED + 0.25))*(1+0.25)', {
    'NIR': composite.select('B5'),
    'RED': composite.select('B4')
  });

var EVI = composite.expression(
  '(2.5*(NIR - RED)/(1+ NIR + 6*RED -7.5*BLU))', {
    'NIR': composite.select('B5'),
    'RED': composite.select('B4'),
    'BLU': composite.select('B2')
  });
```

```
Export.image.toDrive({  
    image: NDVI,  
    description:"NDVI",  
    region: table,  
    scale: 30,  
    fileFormat: 'GeoTIFF',  
    maxPixels: 1e10,  
    folder: 'Mariano'  
});
```

```
Export.image.toDrive({  
    image: SAVI,  
    description:"SAVI",  
    region: table,  
    scale: 30,  
    fileFormat: 'GeoTIFF',  
    maxPixels: 1e10,  
    folder: 'Mariano'  
});
```

```
Export.image.toDrive({  
    image: EVI,  
    description:"EVI",  
    region: tabl,  
    scale: 30,  
    fileFormat: 'GeoTIFF',  
    maxPixels: 1e10,  
    folder: 'Mariano'  
});
```

Apêndice 3 – Script para processamento dos produtos do Sentinel 2 no GEE

```
function maskS2clouds(image) {
  var qa = image.select('QA60')
  var cloudBitMask = 1 << 10;
  var cirrusBitMask = 1 << 11;
  var mask = qa.bitwiseAnd(cloudBitMask).eq(0).and(
    qa.bitwiseAnd(cirrusBitMask).eq(0))
  return image.updateMask(mask).divide(10000)
    .select("B.*")
    .copyProperties(image, ["system:time_start"])
}

var collection = ee.ImageCollection('COPERNICUS/S2')
  .filterDate('2021-06-25', '2021-06-27')
  .filter(ee.Filter.lt('CLOUDY_PIXEL_PERCENTAGE', 80))
  .map(maskS2clouds)

var composite = collection.median()
var NDVI = composite.expression(
  '((NIR - RED) / (NIR + RED))', {
    'NIR': composite.select('B8'),
    'RED': composite.select('B4')
  });
var SAVI = composite.expression(
  '((NIR - RED) / (NIR + RED + 0.25))*(1+0.25)', {
    'NIR': composite.select('B8'),
    'RED': composite.select('B4')
  });
var EVI = composite.expression(
  '(2.5*(NIR - RED)/(1+ NIR + 6*RED -7.5*BLU))', {
    'NIR': composite.select('B8'),
    'RED': composite.select('B4'),
    'BLU': composite.select('B2')
  });
```

```
Export.image.toDrive({
  image: NDVI,
  description:"NDVI_SENTINEL2",
  region: table,
  scale: 10,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  maxPixels: 1e10,
  folder: 'Mariano'
});
```

```
Export.image.toDrive({
  image: SAVI,
  description:"SAVI_SENTINEL2",
  region: table,
  scale: 10,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  maxPixels: 1e10,
  folder: 'Mariano'
});
```

```
Export.image.toDrive({
  image: EVI,
  description:"EVI_SENTINEL2",
  region: tabl,
  scale: 10,
  fileFormat: 'GeoTIFF',
  maxPixels: 1e10,
  folder: 'Mariano'
});
```