



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

FLORENCIA CRISTINA SILVA NASCIMENTO

**ARMAZENAMENTO E SEQUESTRO DE CARBONO EM MANGUEZAL:
ESTOQUES TOTAIS E VARIAÇÃO TEMPORAL EM UMA ÁREA EM
RECUPERAÇÃO NA APA DO RIO PACOTI/CE**

FORTALEZA

2026

FLORENCIA CRISTINA SILVA NASCIMENTO

ARMAZENAMENTO E SEQUESTRO DE CARBONO NO MANGUEZAL: ESTOQUES
TOTAIS E VARIAÇÃO TEMPORAL EM UMA ÁREA EM RECUPERAÇÃO DA APA
DO RIO PACOTI/CE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestra em Ciências Marinhas Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Luís Ernesto Arruda Bezerra

Coorientador: Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega

FORTALEZA

2026

FLORENCIA CRISTINA SILVA NASCIMENTO

ARMAZENAMENTO E SEQUESTRO DE CARBONO NO MANGUEZAL: ESTOQUES
TOTAIS E VARIAÇÃO TEMPORAL EM UMA ÁREA EM RECUPERAÇÃO DA APA
DO RIO PACOTI/CE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestra em Ciências Marinhas Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Luís Ernesto Arruda Bezerra

Coorientador: Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega

Aprovado em 27/07/2026

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Alexander César Ferreira (Externo ao Programa)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço à Deus por seu amor e proteção que sempre senti sobre mim. Grata a tantas dádivas vividas, como também pelas dificuldades passadas o qual me tornaram mais forte e resiliente.

Agradeço aos meus pais, Ernando e Izilania, por todo amor, carinho e incentivo recebido durante toda a minha vida. Eles são os melhores pais e amigos que eu poderia ter. À minha irmã Fernanda por sua amizade e irmandade, e pela minha sobrinha Cecília, que ainda nem nasceu, mas que já amo e anseio por sua chegada. À minha vó Dalila, por todo apoio prestado em todos esses anos, e à vó Florencia, o qual me viu crescer de perto. Também agradeço a todos os meus familiares em geral que torcem por mim. Pode ter certeza que eu nasceria nessa família novamente.

Ao meu amor Moisés por todo o amor, incentivo e companheirismo. Eu já era feliz comigo mesma, mas sua chegada em minha vida (depois de tanto tempo já sabendo da sua existência, sem ter a mínima noção do que iríamos nos tornar) trouxe uma felicidade ainda mais bonita. É muito bom partilhar a vida com ele, seja no muito ou no pouco, nas alegrias ou nas adversidades da vida, nas aventuras de um sábado ou na simplicidade da rotina de uma terça-feira. Como Djonga diz “e ainda que o pouco fosse tudo para nós, a gente teria a gente”. E é isso: a gente tem a gente. E isso, por si só, já algo é grandioso.

Às minhas amigadas, que são tantas e tão especiais, mas que aqui represento por algumas pessoas que marcaram minha caminhada. À Rebeca, que me inspirou e incentivou a ir em busca desse diploma, sendo para mim um exemplo de perseverança e determinação. À Tayane, Ana Beatriz, Sara Maia e Andressia, amigas que, apesar da correria da vida adulta, que tornou nossos reencontros um pouco menos frequentes, guardo com muito carinho pela história que construímos ainda na graduação. À minha amiga de infância Mábila, por sempre torcer por mim e acompanhar tantas fases da minha vida. À minha prima Dalyla, pela amizade, pelas aulas de inglês que foram fundamentais para a conquista da proficiência e por ser uma pessoa inspiradora, que desperta em mim a vontade de viver e descobrir o mundo, em todos os seus sentidos. À Natalia Beloto, por conhecer como ninguém a minha trajetória como cientista desde a graduação: pelas idas a campo, pelas conversas no laboratório e por sua amizade que ultrapassou os muros da universidade (sorte a minha). Sua presença foi essencial em muitos momentos em que eu mesma duvidei da minha capacidade. À Ravena, Lara, Ana Lívia e Rafael, por tanto e por tudo. São muitas histórias vividas por Fortaleza, especialmente no Mercado dos Pinhões (risos). É bonito ver o quanto torcemos uns pelos outros. À Kévilla, por essa amizade tão valiosa que chegou recentemente, mas que parece existir há muito mais tempo. Que venham

muitos anos de parceria. Aos meus amigos construídos nos últimos tempos no mundo corporativo, Vivian, Raíssa, Wil e Henrique, que, junto da Kévilla, tornaram a rotina diária de trabalho mais leve, divertida e cheia de boas risadas. E a todos os amigos que, direta ou indiretamente, contribuíram para que eu chegasse até aqui e que sempre torcem pelo meu bem. Cada um deixou sua marca nessa caminhada.

Ao Professor Luís Ernesto pela orientação de mestrado, apoio em diversas situações e confiança no meu trabalho. Devo desculpas porque acredito que poderia ter feito melhor, mas sou grata pelo apoio e compreensão que teve diante da minha realidade corrida. Ao Professor Gabriel Nóbrega pela coorientação desde idas à campo, apoio em laboratório e conselhos sobre meu trabalho.

Aos amigos que foram aos campos comigo como a Natália, Tobia, Ana Livia, Rafael, Anny Beatriz, Professor Gabriel, Lucas Ventura e outros. Com vocês foi possível acontecer a coleta de dados. Agradeço também à Lídia Rodrigues pela parceria durante as disciplinas do mestrado, como também pela motivação.

Ao laboratório de Zoobentos por todo apoio e estrutura proporcionados. Ao Laboratório de Ciências do Solo por todo auxílio durante as minhas análises das amostras de sedimentos. À coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais pela gestão e dedicação aos alunos. Ao Instituto de Ciências do Mar - Labomar, e todos que fazem essa instituição acontecer. À Universidade Federal do Ceará, o qual tenho orgulho de ser filha e por ter me proporcionado tantas experiências e aprendizados durante todos esses anos. Agradeço também às lideranças do meu atual trabalho pela compreensão e flexibilidade que me ajudou a conciliar minha vida profissional com a acadêmica.

Muito obrigada de verdade a todos que de forma direta ou indireta me fez chegar até aqui e que me querem bem.

Com carinho e amor,
Cristina

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas excelentes como sumidouros de carbono, podendo armazená-los em quantidade superior aos de muitos ecossistemas terrestres. No contexto da crise climática, esses ambientes podem atuar como soluções naturais mitigadoras, desde que sejam preservados e restaurados. O presente estudo teve como objetivo quantificar o estoque de carbono dos compartimentos de biomassa viva acima do solo e subterrânea (AGB e BGB) e do solo de um manguezal semiárido da Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Pacoti, Ceará, NE-Brasil. Buscou-se comparar os estoques de C de uma área de bosque de mangue jovem em recuperação ecológica com áreas não impactadas do entorno. Além disso, foi avaliado a variação temporal do armazenamento de carbono entre 2019 e 2025 na área em recuperação a fim de quantificar as taxas de sequestro de C. Assim, foram definidas três áreas amostrais para comparação: Área M1, que é um bosque de mangue não impactado mais distante do rio; Área RM, que representa o bosque jovem em desenvolvimento; e Área M2, que também é um bosque não impactado, e que margeia a borda do rio. Em cada área, demarcou-se cinco parcelas de 5 x 5 metros, e em cada uma foram coletados dados de diâmetro à altura do peito (DAP), a identificação das plantas de mangue a nível de espécie, e coleta de amostras de solo até 3 metros de profundidade. Em consequência, os dados de biomassa foram obtidos por meio de equações alométricas e convertidos em teor de carbono, enquanto as amostras de solo foram analisadas por meio de um analisador elementar. Os resultados indicaram médias de estoque de carbono de 74,1 Mg C/ha para AGB, 50,8 Mg C/ha para BGB e 344,0 Mg C/ha para o solo. Em suma, a área em recuperação apresentou os menores estoques entre as áreas analisadas, porém a avaliação temporal demonstrou aumento médio anual de 2,59 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para AGB, e 1,82 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para BGB, indicando o sucesso do projeto de recuperação do manguezal em condições semiárido. Assim, os resultados reforçam a preservação e recuperação dos manguezais como estratégia alinhada ao ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), e dentre outros.

Palavras-chave: carbono azul; manguezal; semiárido; mitigação das mudanças climáticas; restauração ecológica.

ABSTRACT

Mangroves are excellent ecosystems as carbon sinks, capable of storing carbon at levels higher than those of many terrestrial ecosystems. In the context of the climate crisis, these environments can act as natural mitigation solutions, provided they are preserved and restored. The objective of this study was to estimate the carbon stock in the above-ground and below-ground living biomass (AGB and BGB) compartments and in the soil of the mangrove forest in the Pacoti River Environmental Protection Area (APA) in Ceará, Brazil. The study sought to compare an area of young mangrove forest undergoing ecological recovery with unaffected surrounding areas, as well as to analyze the temporal variation in carbon storage from 2019 to 2025 in the recovering area. As a methodology, three sampling strata were defined for comparison: Stratum M1, which is an undisturbed mangrove forest located farther from the river; Stratum RM, which represents a young, developing forest; and Stratum M2, which is also an undisturbed forest bordering the river. In each area, five 5 x 5-meter plots were demarcated, and in each plot, data on diameter at breast height (DBH), identification of mangrove plants at the species level, and soil samples were collected to a depth of 3 meters. Consequently, biomass data were obtained using allometric equations and converted to carbon content, while soil samples were analyzed using an elemental analyzer. The results indicated average carbon stocks of 74.09 Mg C/ha for AGB, 50.75 Mg C/ha for BGB, and 344.04 Mg C/ha for the soil. In summary, the area undergoing restoration had the lowest carbon stocks among the areas analyzed; however, the temporal assessment showed an average annual increase of 2.59 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ for AGB and 1.82 Mg C ha⁻¹ year⁻¹ for BGB, indicating the success of the mangrove restoration project in semi-arid conditions. Thus, the results reinforce the importance of mangrove preservation and restoration as a strategy aligned with SDG 13 (Climate Action), among others.

Keywords: blue carbon; mangrove; semi-arid; climate change mitigation; ecological restoration.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3 OBJETIVOS	18
3.1. Objetivo geral	18
3.2. Objetivos específicos	18
4 MATERIAIS E MÉTODOS	19
4.1. Área de estudo	19
4.1.1. Área Amostral.....	21
4.2. Métodos Aplicados	24
4.2.1. Compartimento da biomassa	25
4.2.2. Compartimento do Solo.....	34
4.2.3. Potencial de CO ₂ equivalente	45
4.3. Análises Estatísticas	46
5 RESULTADOS	48
5.1. Biomassa.....	48
5.1.1. Biomassa Viva Acima do Solo (AGB)	49
5.1.2. Biomassa Viva Subterrânea (BGB).....	51
5.1.4 Análise Temporal da Área em Recuperação	52
5.2. Solo	58
5.2.1. Densidade do Solo e Teor de Carbono Orgânico	58
5.2.2. Estoque de Carbono no Solo	60
5.3. Potencial de CO ₂ equivalente	62
5.3.1. Potencial de emissão CO ₂ equivalente da Biomassa + Solo	62
5.3.2. Potencial de armazenamento de CO ₂ equivalente da área em recuperação de 2019 a 2025	64
6 DISCUSSÃO	68
6.1 Estoque de Carbono na Biomassa	68
6.1.2. Análise Temporal da Área em Recuperação	69
6.2 Carbono no Solo	72
6.2.1 Densidade Aparente do Solo	72
6.2.2 Teor de Carbono Orgânico (%Corg)	73
6.2.2 Estoque de Carbono no Solo	74
6.3 Potencial de Emissão de Dióxido de Carbono Equivalente	77
7 CONCLUSÕES	78

1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos séculos, especificamente a partir da I Revolução Industrial, as atividades humanas contribuíram para o aumento dos teores de Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera da Terra, especialmente o dióxido de carbono (CO₂), em decorrência da queima de combustíveis fósseis e a degradação de ecossistemas. Esse processo tem resultado em mudanças nos padrões climáticos e no desequilíbrio ecológico (IPCC, 2021; Hui *et al.*, 2022; Strikis *et al.*, 2024), gerando uma série de consequências ambientais generalizadas em escala global (Trégarot *et al.*, 2024; Conradi *et al.*, 2024). Com isso, impactos causados pelas mudanças climáticas, que até pouco tempo eram tratados como problemas de um futuro distante, já são uma realidade vivida atualmente.

Altas temperaturas, secas prolongadas, inundações, quebras de safras, disseminação de vetores de doenças e migrações populacionais estão entre os principais efeitos das mudanças climáticas, cuja frequência e intensidade têm aumentado em diferentes regiões do planeta. Mais do que eventos isolados, esses fenômenos refletem o desequilíbrio do sistema climático e desencadeiam impactos em efeito cascata sobre os ecossistemas e as sociedades humanas, comprometendo a disponibilidade hídrica, a produção de alimentos, a infraestrutura, a saúde pública e a qualidade de vida das populações, sobretudo das mais vulneráveis (Lawrence; Blackett; Cradock-Henry, 2020).

As mudanças climáticas também se manifestam de forma desigual entre as gerações, uma vez que as crianças nascidas nas últimas décadas estarão expostas, ao longo da vida, a condições climáticas mais instáveis e severas do que aquelas vivenciadas por gerações anteriores. Em estudo comparativo (Thiery *et al.*, 2021), projetou-se que indivíduos nascidos em 2020 experimentarão uma frequência maior de eventos climáticos extremos em relação às pessoas nascidas em 1960, mesmo considerando cenários de mitigação compatíveis com as metas atuais de limitação do aquecimento global a 2,4 °C até 2100. Esses dados evidenciam que a crise climática impõe às gerações mais jovens uma carga crescente de riscos ambientais, sociais e econômicos, especialmente em países de baixa renda, onde a vulnerabilidade e a capacidade de adaptação tendem a ser mais limitadas.

Além dos efeitos sociais e econômicos, a crise ambiental também afeta diretamente a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, alterando a distribuição de espécies, reduzindo a oferta de serviços ecossistêmicos e comprometendo processos fundamentais, como a regulação climática e o sequestro de carbono. Com isso, o problema climático deixa de ser uma ameaça futura para se consolidar como um dos principais desafios contemporâneos,

exigindo ações urgentes voltadas tanto à redução das emissões de GEE, quanto ao sequestro de carbono por meio de restauração de ecossistemas estratégicos (Song *et al.*, 2023; Lim *et al.*, 2022; Macreadie *et al.*, 2021; Knutti *et al.*, 2016; Bossio *et al.*, 2020).

Neste contexto, os ambientes costeiros, conhecidos como Ecossistemas de Carbono Azul (ECAs), destacam-se como uma das soluções baseadas na natureza com o potencial para atuar como importantes sumidouros de carbono, na qual sequestram e armazenam carbono orgânico em seus compartimentos (por exemplo, solo, vegetação e estruturas biológicas), principalmente nos solos. Os ECAs incluem ecossistemas marinhos vegetados, como por exemplo, manguezais, marismas e pradarias de ervas marinhas, porém há evidências de que outros ecossistemas “não-clássicos” podem absorver e armazenar quantidades significativas, mas que não são ainda contabilizados nos inventários de carbono (James *et al.*, 2023; Crooks *et al.*, 2018; IPCC, 2022; Smale *et al.*, 2018). Segundo Macreadie *et al.* (2021), a estimativa global de armazenamento de carbono pelos ECAs pode ultrapassar 30.000 Tg C em aproximadamente 185 milhões de hectares, e sua conservação evitaria emissões potenciais de 304 (141-466) Tg de dióxido de carbono equivalente (CO₂e) por ano.

Em particular, os manguezais excedem o potencial de todos os ambientes marinhos, capturando e armazenando carbono em grandes quantidades, principalmente no solo, superando até mesmo os ecossistemas tropicais de terras altas (Alongi, 2014; Donato *et al.*, 2011; Lovelock & Duarte, 2019; Mcleod *et al.*, 2011; Nóbrega *et al.*, 2019). Sua eficácia como sumidouro de carbono torna sua proteção e restauração um aliado potencialmente importante para a atual crise climática (Fatoyinbo *et al.*, 2018; Bernardino *et al.*, 2024). Nesse tipo de ecossistema, o carbono é armazenado tanto no solo quanto na biomassa viva acima do solo e biomassa viva subterrânea, representada principalmente pela vegetação de mangue (Mcleod *et al.*, 2011). Esse processo tem início com a absorção de CO₂ da atmosfera por meio da fotossíntese, que é posteriormente fixado na biomassa vegetal, sobretudo na forma de estruturas lenhosas (De Oliveira, 2016).

Dado essa capacidade, estima-se que a taxa anual de sequestro de carbono pelas plantas de mangue varie entre 6 e 8 Mg CO₂/ha (Murray *et al.*, 2011). Em relação ao solo dos manguezais, esse compartimento acumula grandes quantidades de matéria orgânica parcialmente decomposta, equivalente à 60-80 % do estoque total do ecossistema (Kauffman *et al.*, 2020), favorecido pela alta produtividade, posição hidrogeomórfica, tipo de sedimentos, condições anaeróbicas, e condições edáficas do solo (por exemplo, potencial redox, pH, salinidade), resultam na formação de estoques de carbono com o decorrer do tempo (Perera; Amarasinghemd, 2019; Sanderman *et al.*, 2018). Segundo Adame *et al.* (2021), a estimativa

média global de estoque de carbono orgânico no solo é de $331,3 \pm 74,9$ (207,4 – 497,8) Mg C/ha para até o primeiro metro de profundidade, e $646,7 \pm 150,6$ (408,6 – 975,9) Mg C/ha para 2 metros de profundidade.

Apesar de sua importância, os manguezais passaram, sobretudo na segunda metade do século XX, por intensas mudanças no uso do solo, com a conversão dessas áreas para atividades como aquicultura e agricultura, resultando na perda de aproximadamente 30% a 50% de sua cobertura. (Alongi, 2002; Duke *et al.*, 2007; Bunting *et al.*, 2020; Goldberg *et al.*, 2020). Em uma análise de longo prazo (1985–2020), foi registrado um declínio de 21,6% da extensão mundial dos manguezais, correspondente a uma taxa média anual de perda de 0,62% (Ju *et al.*, 2025). Ambientes como esse, quando desmatados ou convertidos para algum uso que afetem seu solo, tem potencial de liberar grandes quantidades potenciais de CO₂, podendo tornar-se assim fontes de emissão (Hamilton e Fries, 2018; Kauffman *et al.*, 2017; Pendleton *et al.*, 2012; Sanders *et al.*, 2016).

Nesse contexto, a quantificação dos estoques de carbono em manguezais é essencial para estimar tanto o carbono acumulado, associado ao potencial de emissões em caso de perda do ecossistema, quanto a taxa de acumulação, que reflete sua capacidade contínua de mitigação das mudanças climáticas (Jennerjahn, 2020). Além disso, estimativas robustas são importantes para evitar subavaliações, especialmente porque análises limitadas ao primeiro metro de solo podem reduzir significativamente as estimativas do carbono total armazenado (Kauffman *et al.*, 2020). Ademais, conhecer esses estoques e fluxos subsidia ações de conservação e restauração, a previsão de emissões futuras e a inclusão dos manguezais em inventários nacionais e mecanismos climáticos, (Adame *et al.*, 2020).

No Nordeste brasileiro, os manguezais vêm sendo historicamente pressionados por diferentes formas de uso e ocupação da terra. Entre as décadas de 1960 e 1980, por exemplo, uma atividade salineira foi instalada em um ambiente de manguezal na Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Pacoti, no Ceará, provocando a degradação de parte dessa unidade de conservação. Anos depois, com o início de um projeto de recuperação ecológica, a área passou a apresentar o desenvolvimento de um bosque de mangue, acompanhado pelo retorno de grupos funcionais da fauna, indicando sinais de melhoria das condições ecológicas do ecossistema (Ferreira *et al.*, 2022). Esse contexto ganha ainda mais relevância ao se considerar que a região Nordeste concentra cerca de 80% dos viveiros de carcinicultura do país (Lacerda, 2006), atividade apontada como uma das principais responsáveis pela conversão de manguezais para outros usos da terra no Brasil, com estimativas variando entre 20% e 50% dessa transformação (FAO, 2007; Lacerda, 2006).

Considerando esse contexto de degradação, recuperação ecológica e a necessidade de ampliar o conhecimento sobre os estoques de carbono em ecossistemas costeiros, este estudo teve como objetivo quantificar o carbono azul armazenado na biomassa viva acima do solo (árvores) e biomassa viva subterrânea (raízes) e no solo de um manguezal semiárido localizado na APA do Rio Pacoti, Ceará, NE-Brasil. A escolha da área se justifica pela elevada vulnerabilidade dessa região semiárida às mudanças climáticas, uma vez que o aumento da temperatura e a variabilidade das chuvas incidem sobre uma região marcada por desigualdades sociais, deficiência hídrica estrutural e forte dependência de setores sensíveis ao clima (Marengo *et al.*, 2021). Diante disso, é interessante compreender a dinâmica do carbono em manguezais inseridos nesse contexto, especialmente diante da ainda limitada disponibilidade de estudos sobre quantificação de carbono em ambientes semiáridos (Tavares *et al.*, 2019).

Assim, diante da relevância do carbono azul e das ações de restauração em manguezais, este estudo busca compreender como o estoque de carbono se distribui entre áreas não impactadas e em recuperação, além de evidenciar os ganhos promovidos pela restauração ao longo do tempo em uma importante unidade de conservação costeira. Para isso, foram comparados os estoques de carbono de um bosque de mangue em recuperação, com aproximadamente nove anos de desenvolvimento, com os de bosques não impactados da mesma área. Além disso, foi avaliada a dinâmica de captura de carbono atmosférico pelo bosque jovem ao longo de seu crescimento, bem como estimado o potencial de emissão de CO₂ da área de estudo em um possível cenário de degradação.

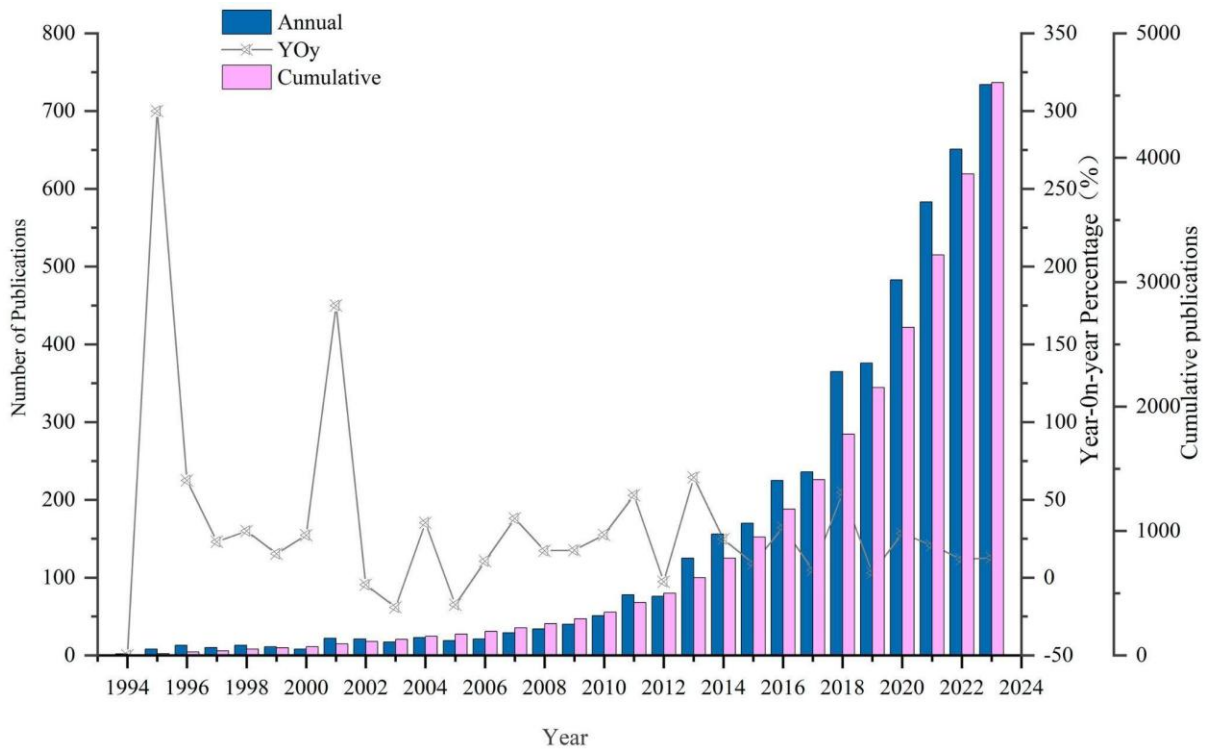
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A partir da Primeira Revolução Industrial, a humanidade passou a interferir nas mudanças do clima com o lançamento de Gases do Efeito Estufa, principalmente o CO₂, por meio da queima de combustíveis fósseis e outras atividades impactantes. Esse excesso de emissão de GEE tornou-se um grande desafio para o equilíbrio ecológico e até para a sobrevivência humana, tornando-se um problema a ser contornado urgentemente (Devi; Salam, 2025).

Nas últimas décadas, por meio de acordos, vários países se propuseram a abrandar seus impactos ambientais com a criação de políticas que visassem mitigar e frear as mudanças climáticas. Nesse contexto, os ambientes costeiros vegetados, tornaram-se um dos protagonistas na busca de soluções baseadas na natureza para a contenção e mitigação da crise do clima com a captura e armazenamento do “Carbono Azul”, termo que surgiu na literatura recentemente a qual se refere ao carbono atmosférico captado e armazenado por esses ambientes como, prados marinhos, pântanos salgados e manguezais (Cusack *et al.*, 2018; Mcleod *et al.*, 2011; Nellemann *et al.*, 2009). Esse último mencionado é o ecossistema que apresenta maior teor de carbono armazenado e, mesmo representando apenas 0,7% da área florestal tropical do mundo, pode estocar uma estimativa de até 20 Pg de carbono orgânico, o equivalente a 2,5 vezes as emissões globais anuais de carbono (Donato *et al.*, 2011).

Pesquisas voltadas para essa temática cresceram gradualmente nos últimos anos com uma taxa anual de 20,02% (Duarte de Paula Costa; Mccreadie, 2022). Esse fato se deve aos esforços investidos para sanar as incertezas e questões referentes ao papel da conservação e restauração de ecossistemas costeiros perante a crise climática (Macreadie *et al.*, 2019). Wang *et al.* (2024), mostram outra estimativa com uma análise bibliométrica de 4.604 publicações do período de 1993 a 2023 sobre carbono azul, na qual constataram o aumento extraordinário de artigos, saltando de 3 publicações no ano inicial para 734 no último ano analisado (Figura 1). Apesar disso, ainda urge a necessidade de contornar o desafio das incertezas nos âmbitos sociais, governamentais, financeiros e tecnológicos com colaborações transdisciplinares que envolvem a temática (Duarte de Paula Costa & Macreadie, 2022; Macreadie *et al.*, 2022).

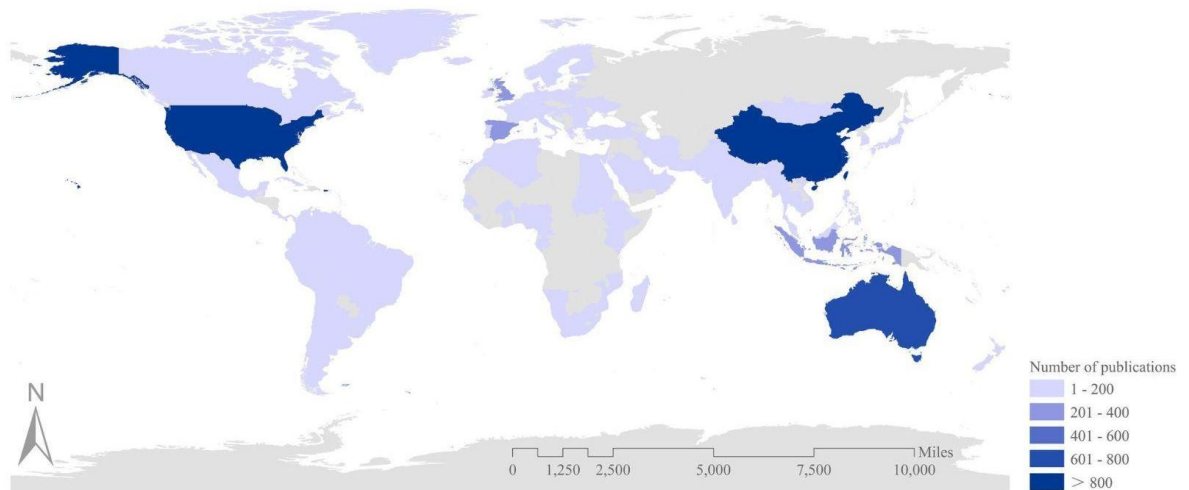
Figura 1 - Evolução anual de publicações sobre carbono azul entre 1993 a 2023



Fonte: Wang *et al.* (2025).

Ainda segundo Wang *et al.* (2024), a maioria dos estudos sobre carbono azul estão concentrados na América do Norte, Ásia e Oceania (Figura 2), onde os dez primeiros países no ranking são compostos pelo Reino Unido, Indonésia, Espanha, Índia, Japão, Alemanha e Brasil. O Brasil por possuir uma das maiores distribuições de ecossistemas de carbono azul, vem progredindo nas pesquisas da área e adotando medidas de conservação de seus ambientes costeiro, porém há muito a ser feito. Enquanto, de acordo com o trabalho de Duarte de Paula Costa & Mccreadie (2022), apresenta uma contribuição em publicações que se limita apenas a 2,85%. Vale ressaltar que esse valor pode estar subestimado já que os autores mencionados acima apenas consideraram publicações de língua inglesa e descartaram relatórios e literatura cinzenta.

Figura 2 - Distribuição geográfica dos autores de publicações sobre carbono azul com base na sua afiliação



Fonte: Wang *et al.* (2024).

Com o aumento do número de inventários de carbono azul em ecossistemas costeiros, estudos realizados em diferentes regiões do mundo vêm ampliando o conhecimento sobre a capacidade de armazenamento de carbono dos manguezais. Esses trabalhos evidenciam a elevada variabilidade dos estoques entre diferentes ambientes, influenciada por fatores como composição florística, características edafoclimáticas, estágio de conservação e histórico de uso da terra. A Tabela 1 reúne alguns estudos representativos que quantificaram os estoques de carbono na biomassa e no solo de manguezais em diferentes países.

Tabela 1 - Estoques de carbono em biomassa e solo de manguezais reportados em diferentes estudos

Local	Compartimentos Avaliados	Principais Resultados	Referência
Sulawesi do Sul, Indonésia	Biomassa acima do solo (AGB), biomassa subterrânea (BGB) e solo	AGB: $100,66 \pm 23,44$ Mg C/ha; BGB: $2,81 \pm 1,16$ Mg C/ha; solo: $570,76 \pm 97,70$ Mg C/ha.	Malik <i>et al.</i> (2023)
Kerala, Índia	Biomassa acima do solo (AGB), biomassa subterrânea (BGB) e solo	Biomassa: $117,11 \pm 1,02$ Mg/ha; estoque total: $139,82$ Mg C/ha ($513,13$ Mg CO ₂ e/ha), sendo $58,56$ Mg C/ha na vegetação e $81,26$ Mg C/ha no solo.	Harishma <i>et al.</i> (2020)
Península de Atasta, México	Biomassa acima do solo (AGB) e solo	AGB entre $77,46$ e $114,37$ Mg C/ha; solo entre $33,61$ e $480,26$ Mg C/ha.	Guerra-Santos <i>et al.</i> (2013)
Noroeste da República Dominicana	Biomassa acima do solo (AGB) e solo	Estoque total médio de 853 Mg C/ha nos manguezais. Áreas convertidas para carcinicultura apresentaram apenas 95 Mg C/ha (sedimento). Biomassa: 161 , 47 e 10 Mg C/ha para manguezais alto, médio e baixo, respectivamente.	Kauffman <i>et al.</i> (2014)
Costa Atlântica da África Centro-Ocidental	Biomassa acima do solo (AGB) e solo	Estoques totais entre 154 e 1.484 Mg C/ha (média: 799 Mg C/ha). AGB entre $5,2$ e 312 Mg C/ha. O solo representou, em média, 86% do estoque total. Maiores estoques (>1000 Mg C/ha) na Libéria e norte do Gabão; menor média (463 Mg C/ha) no Senegal semiárido.	Kauffman & Bhomia (2017)

Fonte: Elaborado pela autora com base em Malik *et al.* (2023), Harishma *et al.* (2020), Guerra-Santos *et al.* (2013), Kauffman *et al.* (2014) e Kauffman e Bhomia (2017).

Quanto aos manguezais brasileiros, apresentam diferentes classificações de acordo as condições ambientais (geomórficas, climáticas, estrutura florestal, salinidade etc.) que varia de região para região do país (Muehe, 2010; Soares *et al.*, 2022). Conforme Neto e Silva (2023), os estoques médios de carbono azul no Brasil variam entre 358,79 Mg C/ha e 1.851Mg C/ha, com média de 709,36 Mg C/ha. Já Beloto *et al.* (2023), apontam valores médios de armazenamento de carbono azul correspondendo a 443 Mg C/ha, sendo ~0,44 PgC o estoque total considerando uma extensão de 1.011.160,26 ha de manguezal (MapBiomass, 2021). Enquanto Rovai *et al.* (2022), indicam um valor de armazenamento total de 0,26 PgC para 767.500 ha (IBGE, 2019), com médias de 66, 33 e 241 Mg C/ha para AGB, BGB e sedimentos, respectivamente.

Nos manguezais amazônicos, especificamente no Estado do Pará, Kauffman *et al.* (2018a) encontraram valores totais que variaram de 361 a 746 Mg C/ha, com estoque médio de 511 Mg C/ha, sendo 145 Mg C/ha para AGB e 340 Mg C/ha para o solo. Em transição do regime amazônico para o semiárido, tem-se o trabalho de Portela *et al.* (2020), com resultados de 258,34 Mg C/ha de armazenamento de carbono para AGB de um manguezal do Delta do Rio Parnaíba, no Piauí.

Na região nordeste, Kauffman *et al.* (2018b) obteve resultado médio de 413 ± 94 Mg C/ha, sendo o compartimento do solo representando em torno de 81% do estoque total de manguezais situados no regime semiárido, nas regiões estuarinas do Rio Jaguaribe e do Rio Acaraú, no Estado do Ceará. Ferreira *et al.* (2019) quantificaram em 43,67 Mg C/ha o estoque de carbono (da biomassa viva acima do solo) em uma área de manguezal localizada no Rio Jaguaribe, na capital do Rio Grande do Norte. Já na região sudeste, pode-se citar os dados de Gomes *et al.* (2021) para armazenamento de carbono total com média 1851 Mg C/ha (sendo 6-6,8% AGB, e 93-94% o solo), no Espírito Santo. Por fim, na região estuarina da Lagoa da Cananéia, Estado de São Paulo, o estoque médio total é de 380 Mg C/ha, do qual 70% estão contidos no solo (Rovai *et al.*, 2021).

3 OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Quantificar e comparar os estoques de carbono azul da biomassa viva acima do solo, da biomassa viva subterrânea e do solo entre um manguezal em processo de recuperação da APA do Rio Pacoti, Ceará, Brasil. Além disso, analisar a variação temporal do estoque de carbono da biomassa na área em recuperação ao longo do período de monitoramento, visando avaliar o potencial de recuperação da capacidade de sequestro e armazenamento de carbono desse ecossistema e sua contribuição para a mitigação das mudanças climáticas.

3.2. Objetivos específicos

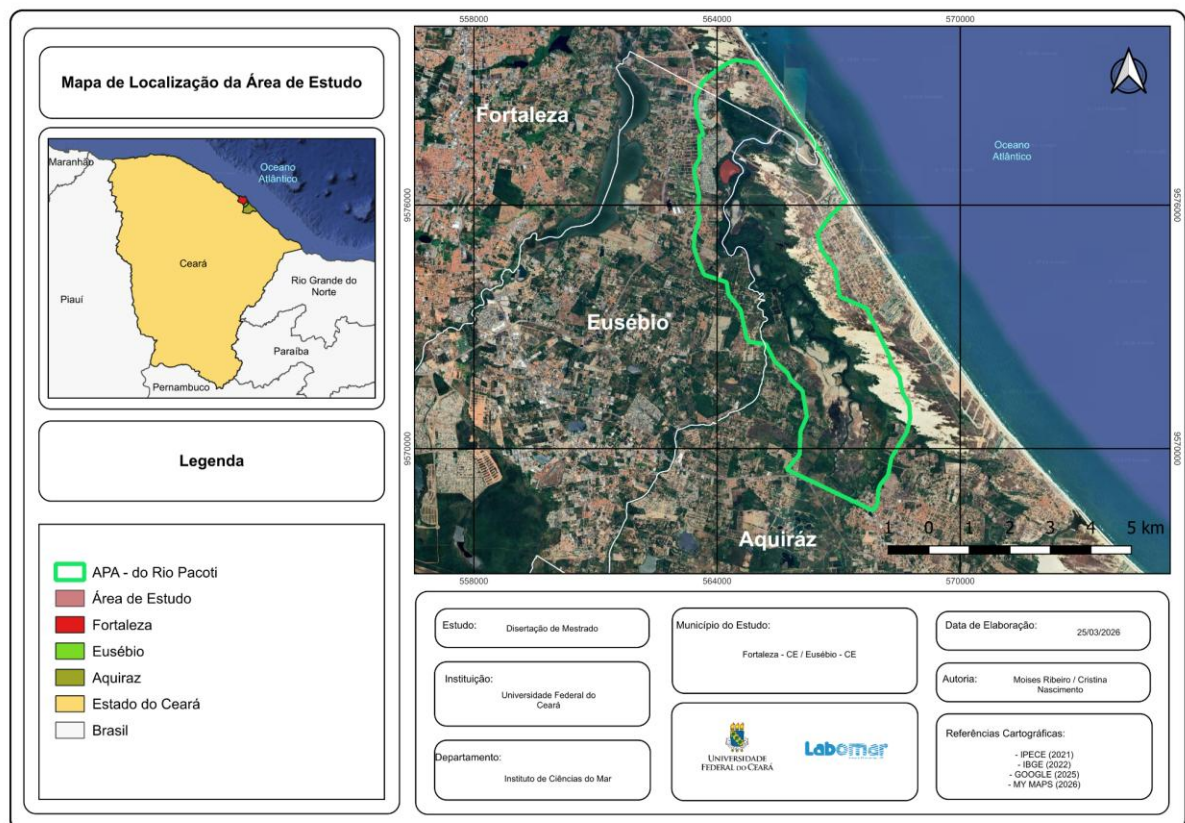
- a) Quantificar e comparar os estoques de carbono da biomassa viva acima do solo, da biomassa viva subterrânea e do solo em um manguezal semiárido, comparando uma área em processo de restauração, anteriormente degradada por mais de 60 anos, com duas áreas não impactadas.
- b) Estimar o estoque de carbono para a área de manguezal total da APA do Rio Pacoti;
- c) Estimar o estoque de carbono de 2019 a 2025 do bosque de mangue jovem em recuperação ecológica;
- d) Comparar os estoques de carbono estimados sob as perspectivas regional e global;
- e) Contribuir com projetos de recuperação/restauração de manguezais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área de estudo compreende um ambiente de manguezal situado na Área de Proteção Ambiental (APA) do estuário do Rio Pacoti ($3^{\circ} 43' 02''$ S / $38^{\circ} 32' 35''$ W), que faz intersecção com os municípios cearenses de Eusébio, Aquiraz e Fortaleza (Figura 3). O estuário se prolonga por aproximadamente 15 km de comprimento até a foz (Gorayeb; Silva; Meireles, 2005), com cerca de 314,13 ha de extensão de manguezal, conforme o plano de manejo da APA (Ceará, 2023). Essa unidade de conservação, que abrange uma área de 2.914,13 hectares, criada por meio do Decreto nº 25.778, de 15 de fevereiro de 2000, a qual fica a 30 km do centro da capital do Estado. Sua criação se justifica em face da diversidade de ambientes presentes no entorno do Rio Pacoti, como manguezais, cordões de dunas, mata de tabuleiro e ciliar que se tornam vulneráveis e requerem proteção, assim como também a bacia do Rio Pacoti, que garante o abastecimento de Fortaleza (Ceará, 2000).

Figura 3 - Mapa de localização da região de estudo dentro da APA do Rio Pacoti, Ceará, Brasil



Fonte: Moisés Ribeiro (2026).

A região de estudo está inserida em um clima Tropical Quente Semiárido com temperatura média anual entre 26 e 28 °C (IPECE, 2009; Lacerda, 2007). Anualmente, a localidade apresenta uma precipitação média de 1.200 mm, sendo distribuída em um verão chuvoso (de fevereiro até junho) e em uma estação seca (de julho até janeiro) (Lacerda, 2007). Vale ressaltar, que o regime pluviométrico do estado é influenciado pela migração da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que pode ter início no mês de dezembro, com chuvas de pré-estação, e se prolongar até junho ou julho, mediante a atuação das condições oceânicas e atmosféricas (Villavicencio, 2020).

Em relação aos aspectos geológicos e geomorfológicos, o estuário do rio Pacoti está inserido em um sistema costeiro composto principalmente por tabuleiros costeiros e planícies litorâneas, incluindo a planície flúvio-marinha onde se desenvolve o manguezal. Essa planície caracteriza-se por ser um ambiente deposicional de baixo gradiente, formado por sedimentos quaternários de origem marinha, continental e flúvio-marinha, cuja dinâmica é controlada pela interação entre os processos fluviais e a ação das marés. Além disso, o complexo estuarino apresenta campos de dunas, lagoas interdunares e depósitos sedimentares que influenciam diretamente a evolução da paisagem costeira. Os solos predominantes na planície flúvio-marinha são os Gleissolos sálicos e tiomórficos, associados a depósitos de argilas, areias e sedimentos orgânicos, condições que favorecem o estabelecimento e o desenvolvimento dos manguezais (Barbosa; Lima; Farias; Silva, 2016).

O Rio Pacoti nasce na Serra de Baturité e faz um percurso de 150 km até desaguar no Oceano Atlântico. Suas planícies flúvio-marinhas possuem um relevo plano sujeito a inundações, com dinâmicas determinadas pela variação das marés e regime pluviométrico (Gorayeb, 2005). Assim como os outros estuários do Ceará, o estuário do Rio Pacoti pode ser considerado hipersalino, onde as misturas e processos estuarinos ocorrem apenas no período chuvoso, quando há o fluxo de água fluvial em direção ao mar (Rodrigues, 2022). Apesar do rio apresentar características intermitentes, apenas sua região estuarina é perene devido à entrada diária das águas marinhas durante as marés cheias (Marins *et al.*, 2002). O nível de marés na região atinge cerca de 3,1 metros durante a sizígia e é caracterizado, portanto, como sendo de meso maré (DNH, 2021).

O presente estudo foi realizado precisamente dentro de uma área de manguezal a 2,4 km da foz do Rio Pacoti. A cobertura de mangue local apresenta heterogeneidade, com partes não impactadas e outras em processo de recuperação devido à degradação por atividades antrópicas. O mencionado fato ocorreu por desmatamento de uma significativa área de floresta de mangue para dar lugar a uma salina, que funcionou entre as décadas de 1960 a 1980,

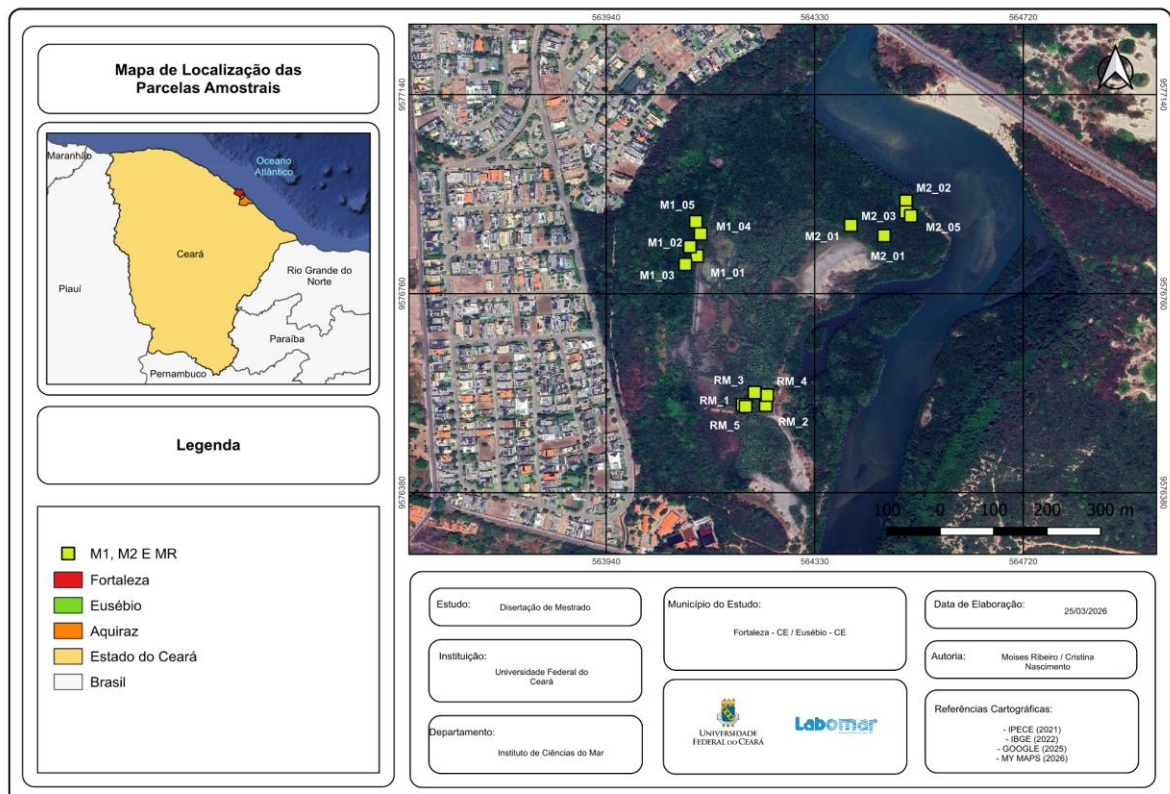
causando diversos impactos (Lacerda *et al.*, 2007). A partir do ano de 2016, deu-se início a um projeto de restauração ecológica na área, o qual resultou no crescimento de um bosque de mangue que atualmente está em processo de sucessão ecológica (Ferreira *et al.*, 2022).

De acordo com Barbosa *et al.* (2016), no que concerne à flora, o bosque de mangue da APA do Rio Pacoti é composto pelas seguintes espécies: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L) Stearn., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. e *Conocarpus erectus* L.

4.1.1. Área Amostral

Dentro da área de estudo, foram selecionadas três áreas amostrais, denominadas M1, RM e M2, considerando a heterogeneidade ambiental existente entre elas, de modo a representar as diferentes condições ecológicas presentes no manguezal. Em cada área foram estabelecidas cinco parcelas de 5×5 m (25 m^2), distribuídas aleatoriamente, totalizando 15 unidades amostrais conforme o mapa da Figura 5.

Figura 4 - Mapa vista de aérea da região de estudo com as áreas amostrais e localização das parcelas



Fonte: Moisés Ribeiro (2026).

A área “M1” é uma zona distante da borda do rio que apresenta um bosque bastante denso e robusto de mangue não impactado. Nela, espécies de *Rhizophora mangle* são dominantes, havendo também a presença de indivíduos de *Laguncularia racemosa* em menor número. O solo é visualmente abundante em matéria orgânica, característica típica de bosques de manguezal preservados. Nessa área, cinco parcelas foram feitas aleatoriamente e nomeadas como M1-1, M1-2, M1-3, M1-4 e M1-5.

A área “M2” é um trecho que margeia a borda do rio com composição de mangue não impactado e que está submetido a um regime normal da maré. Ela apresenta uma vegetação ribeirinha composta por principalmente por *Rhizophora mangle*, e poucos indivíduos de *Laguncularia racemosa*, sendo apenas menos desenvolvida em comparação com a primeira área. Possui solo lamacento, rico em matéria orgânica e alta salinidade. Nesse trecho, foram feitas mais cinco parcelas distribuídas aleatoriamente e nomeadas como M2-1, M2-2, M2-3, M2-4 e M2-5.

A área “RM” é uma zona intermediária em processo de recuperação e sucessão ecológica após ter sido degradada por tanques de salina entre as décadas de 60 e 80. Nessa zona, se encontra uma floresta de mangue juvenil de *Avicennia germinans* com altura em torno de ~4 metros e recebe influência das águas do estuário durante a variação da maré. Nesse trecho, foram também feitas cinco parcelas aleatoriamente e nomeadas como RM1, RM2, RM3, RM4 e RM5. As coordenadas de todos os pontos foram marcadas com o GPS Portátil Garmin Etrex (Tabela 2).

Tabela 2 - Coordenadas geográficas das parcelas amostrais

ÁREA M1	
Parcelas	Coordenadas
M1_1	3°49'41.74"S 38°25'21.65"O
M1_2	3°49'40.74"S 38°25'22.32"O
M1_3	3°49'43.06"S 38°25'22.30"O
M1_4	3°49'39.82"S 38°25'21.65"O
M1_5	3°49'40.49"S 38°25'21.15"O
ÁREA M2	
Parcelas	Coordenadas
M2_1	3°49'40.44"S 38°25'10.92"O
M2_2	3°49'39.29"S 38°25'7.97"O
M2_3	3°49'42.36"S 38°25'8.17"O
M2_4	3°49'41.82"S 38°25'8.89"O
M2_5	3°49'40.47"S 38°25'8.57"O
ÁREA RM	
Parcelas	Coordenadas
RM1	3°49'50.18"S 38°25'17.13"O
RM2	3°49'49.44"S 38°25'16.90"O
RM3	3°49'49.14"S 38°25'17.77"O
RM4	3°49'48.31"S 38°25'17.55"O
RM5	3°49'50.83"S 38°25'18.11"O

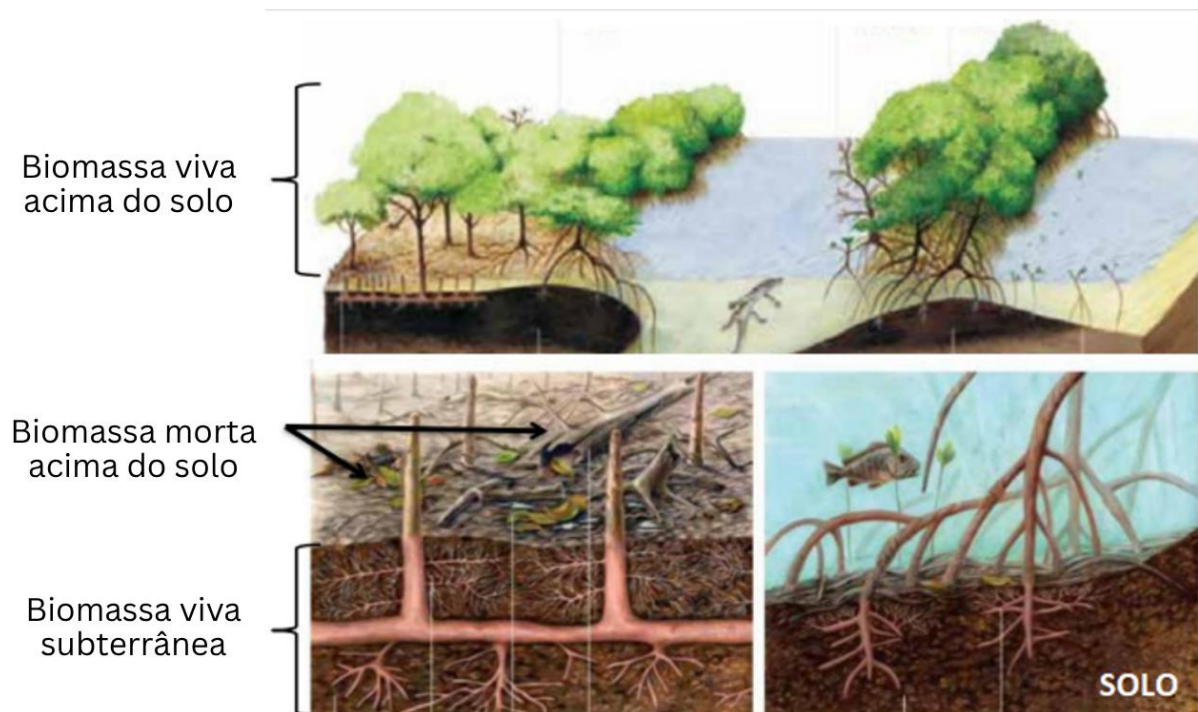
Fonte: elaborado pela autora (2025).

4.2. Métodos Aplicados

A metodologia do presente trabalho é baseada no livro *Coastal Blue Carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows* de Howard *et al.* (2014), que apresenta protocolos internacionais e normatizados para o estudo do carbono azul em ecossistemas de manguezais.

Conforme Howard *et al.* (2014), os estoques de carbono em manguezais são divididos em quatro compartimentos principais: biomassa viva acima do solo, referida como AGB (*Above Ground Biomass*), que abrange árvores vivas, arbustos e gramas; biomassa morta acima do solo, representada pela serapilheira e árvores mortas; biomassa viva subterrânea, referida na literatura como BGB (*Below Ground Biomass*) que consiste nas raízes e rizomas; e carbono do solo (Figura 4).

Figura 5 - Reservas de carbono em ecossistemas de manguezal



Fonte: Howard *et al.* (2014, p. 30).

Vários métodos foram desenvolvidos para determinar a biomassa vegetal de florestas. Uma delas é o método direto que consiste no corte e peso das árvores para determinar a biomassa, porém, essa metodologia requer esforço e tempo considerável, além de muitas vezes ser ilegal e indesejável (Medeiros; Sampaio, 2007). Enquanto isso, o método que utiliza equações alométricas possui baixo custo e viabilidade em ser realizado, pois consiste no uso de

modelo matemático que calcula a biomassa parcial ou total de indivíduos florestais a partir de suas dimensões mensuráveis como o diâmetro, por exemplo, que é altamente correlacionado com o peso do tronco (Komiya, 2008; Silva, 2007). Em consequência, tendo já a determinação da biomassa, estima-se o estoque de carbono por meio de um fator de conversão. Essa metodologia tem sido amplamente aplicada para estimar a biomassa de mangue em várias pesquisas e, dependendo da escolha da equação e de como será aplicada, possui alto grau de confiabilidade na determinação da biomassa, especialmente para estimar a biomassa acima do solo e subterrânea. (Abino *et al.*, 2014; Eusop *et al.*, 2018; Harishma *et al.*, 2020; Kusumaningtyas *et al.*, 2019).

Para o compartimento do solo, a metodologia compreende etapas integradas que vão desde o campo até o laboratório. Em campo, os procedimentos iniciam-se com a determinação da profundidade do solo, que possui como padrão mínimo recomendado 1 metro, embora profundidades de 3 a 5 metros sejam comuns em sistemas de carbono azul. A coleta de testemunhos utiliza equipamentos especializados para extrair amostras minimizando a compactação. O solo coletado é então subamostrado em intervalos de profundidade para capturar a variabilidade vertical do carbono. Já em laboratório, as amostras passam por secagem a 60 °C para evitar a perda de matéria orgânica por oxidação, seguida pelo cálculo da densidade aparente seca e do carbono orgânico. O conteúdo de carbono é determinado preferencialmente por analisador elementar ou, alternativamente, pelo método de perda por ignição (LOI), sendo essencial realizar a correção para carbono inorgânico (carbonatos) para não superestimar os resultados (Howard *et al.*, 2014).

4.2.1. Compartimento da biomassa

4.2.1.1. Procedimentos de campo

4.2.1.1.1. Estoques Totais

As medições foram realizadas em abril de 2025, nas áreas amostrais M1, M2 e RM (Figura 6). Em cada parcela de 5 × 5 m estabelecida, todos os indivíduos de mangue foram identificados em nível de espécie e tiveram o diâmetro à altura do peito (DAP) mensurado com fita diamétrica utilizada em inventários florestais. Apenas para os indivíduos de *Rhizophora mangle*, o diâmetro do caule foi medido imediatamente acima da raiz-escora mais alta, em razão da arquitetura característica da espécie (Figura 7).

Figura 6 - Imagem das áreas de amostragem: a) Área M1, não impactada b) Área RM, em sucessão ecológica c) Áreas M2, não impactada próxima do estuário



Fonte: autora, 2025.

Figura 7 – Medição do diâmetro de *R. mangle*

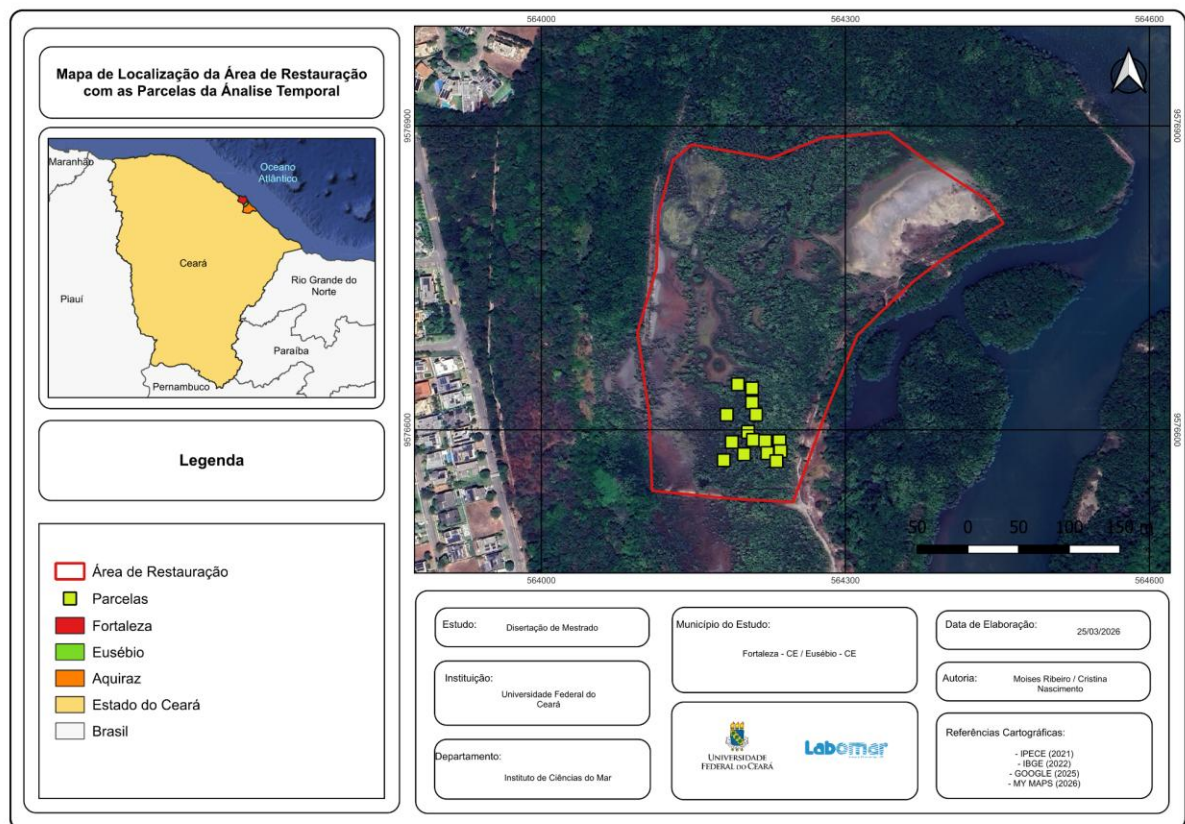


Fonte: autora, 2025.

4.2.1.1.2. Análise Temporal

Ademais, foram também analisados dados coletados de 2019 a 2025 de outras parcelas amostrais do bosque de mangue jovem em processo de recuperação, correspondente a “Área RM” desta presente pesquisa, a qual vem sendo monitorado desde a fase inicial de crescimento. Demarcou-se nessa área quinze parcelas de 2 x 2 metros ($4m^2$) (Figura 8) e coletado dados de altura, DAP e identificado os mangues a nível de espécie. Aproveitou-se dados de DAP para aplicá-los em equações alométricas e analisar a variação temporal de ganho de estoque de carbono e potencial de sequestro de CO_2 equivalente (CO_2e) dessa área no período mencionado acima.

Figura 8- Mapa de localização das parcelas amostrais da área de restauração para a análise temporal (2019 a 2025) de estoque de carbono no manguezal do Rio Pacoti-CE



Fonte: Moisés Ribeiro (2026).

Figura 9 - Vista aérea da área de restauração em 2018 e em 2026



Fonte: Luís Ernesto Arruda Bezerra (2026).

4.2.1.2. Aplicação das Equações Alométricas para AGB

Os dados obtidos em campo foram organizados em tabelas do Programa Excel para serem transformados em valor de biomassa. Essa biomassa foi determinada utilizando o método não destrutivo de aplicação de equações alométricas baseados em medidas de DAP, conforme as espécies.

Três equações alométricas foram escolhidas para serem aplicadas nos dados do compartimento da AGB por quesito de proximidade e semelhança com a área de estudo deste presente trabalho, conforme as equações disponíveis em publicações, e por apresentarem as mesmas espécies de mangue da área de estudo (Tabela 3). Conforme a literatura, por questões de maiores precisões, é aconselhável se utilizar equações específicas para uma espécie ao invés de uma equação geral. Ademais, quanto mais semelhante for a região em que a equação foi desenvolvida com a região em que ela será aplicada, melhor será a precisão dos resultados (Smith; Whelan, 2006).

Para as árvores mortas registradas dentro das parcelas amostrais, o DAP também foi medido e a elas foi atribuído uma classe de decaimento: classe 1 (árvores mortas sem folhas); classe 2 (árvores mortas sem galhos secundários); e classe 3 (árvores mortas sem galhos primários ou secundários) (Kauffman; Donato, 2012). Conforme a metodologia, a biomassa de

árvores mortas de classe I foi estimada em 97,5% de uma árvore viva, classe II – 80% de uma árvore viva e classe III – 50% de uma árvore viva.

Tabela 3 - Equações alométricas selecionadas para estimar a Biomassa Viva Acima do Solo (AGB) da APA do Rio Pacoti/CE

Localização	Espécies	Equação	Referência
Natal, Rio Grande do Norte, Brasil	Rm	$AGB = 427.26(DAP^2) - 544.45(DAP) + 994.63$	Ferreira <i>et al.</i> (2015)
Natal, Rio Grande do Norte, Brasil	Lr	$AGB = 299.43(DAP^2) - 486.06(DAP) + 393.04$	Ferreira <i>et al.</i> (2015)
Guiana Francesa	Ag	$ABG = 200.4 * DAP^{2.1}$ (para $1\text{ cm} < DAP < 4\text{ cm}$) $AGB = 0.14 * DAP^{2.4}$ (para $DAP > 4\text{ cm}$)	Fromard <i>et al.</i> (1998)

Rhizophora mangle (Rm), *Avicennia germinans* (Ag) e *Laguncularia racemosa* (Lr). AGB, biomassa acima do solo; DAP, diâmetro a altura do peito (cm). Fonte: elaborado pela autora (2026).

As equações alométricas desenvolvidas por Ferreira *et al.* (2015), foram desenvolvidas em uma área de manguezal na cidade de Natal (Rio Grande do Norte), litoral leste do estado, sendo a região mais próxima do local do presente estudo. O clima local é tropical úmido, se caracteriza na classificação de Köppen-Geiger como Aw (clima de savana), com temperaturas entre 20 e 31 °C. Essa região do estado apresenta uma estação chuvosa distribuída entre abril e julho, podendo as médias de precipitação anual atingirem cerca de 1800 mm na região costeira (Nascimento; Oliveira; Neves, 2021).

Já a região da Guiana Francesa, onde foi feita outra equação para a qual foi aplicado para as espécies de *A. germinans* (Fromard *et al.*, 1998), apresenta também características ambientais semelhantes aos manguezais brasileiros (Prost; Rabelo, 1996), pois geograficamente está situado na mesma faixa costeira no norte da América do Sul. Embora os manguezais franco-guianenses façam parte do regime climático amazônico, diferente ao da região de estudo que é semiárida, ainda sim optou-se em utilizar uma equação alométrica desse local por questões de proximidade geográfica e disponibilidade de equação alométrica específica para *A. germinans*.

Além da proximidade geográfica e das características ambientais semelhantes, as equações selecionadas têm sido empregadas em outros estudos voltados à estimativa da biomassa de espécies de mangue, demonstrando sua aplicabilidade para manguezais neotropicais. Dessa forma, a utilização neste estudo fundamenta-se não apenas na disponibilidade de equações específicas para as espécies, mas também no uso recorrente em outros trabalhos para estimativas não destrutivas da biomassa em ecossistemas de manguezal.

4.2.1.3. Aplicação das Equações Alométricas para BGB

A biomassa viva subterrânea (BGB), foi estimada por meio de uma equação alométrica específica para esse compartimento conforme Tabela 4. Embora a equação seja distinta daquela utilizada para estimar a biomassa viva acima do solo (AGB), ambas utilizam como variável de entrada o diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores, obtido durante o campo. Dessa forma, as medições de DAP realizadas em campo foram utilizadas tanto para a estimativa da AGB quanto da BGB, dispensando a necessidade de escavação ou remoção do sistema radicular. Essa abordagem representa uma importante vantagem das equações alométricas, pois possibilita estimar a biomassa subterrânea de forma indireta, com elevada praticidade e menor custo, além de evitar métodos destrutivos que poderiam causar impactos à vegetação e ao solo do manguezal.

Para o compartimento das raízes (BGB), selecionou-se duas equações alométricas: uma equação geral para raízes de mangue, e uma específica para raízes de *R. mangle*. Na tabela a seguir confere-se as equações escolhidas:

Tabela 4 - Equações alométricas selecionadas para estimar a Biomassa Viva Subterrânea (BGB) da APA do Rio Pacoti/CE

Localização	Espécies	Equação	Referência
-	Mangues em geral	$Wr = 0.199p^{0.899}D^{2.22}$	Komiyama <i>et al.</i> (2005)
Pernambuco, Brasil	<i>R. mangle</i>	$BGB = 0.1705DAP^{2.1505}$	Medeiros & Sampaio (2008)

“DAP”, diâmetro a altura do peito (cm). “ p ”¹ densidade da madeira. “Wr”, biomassa das raízes. Fonte: Elaborado pela autora (2026).

¹ Informações retiradas do banco de dados do *Global Wood Density Database*.

Em relação às equações para BGB, Komiyama *et al.* (2005) conclui que há uma relação estreita entre o peso acima do solo com o compartimento da raiz para todas as espécies de mangue a qual estudaram. Isso é explicado pelo grande esforço que os mangues precisam para se manter de “pé” em um ambiente lamacento com dinâmicas variáveis. Enquanto, Medeiros & Sampaio (2008), leva em conta a contribuição significativa das raízes de *R. mangle* (37% da biomassa), alertando que a extrapolação dessas equações para árvores maiores ou para outras regiões deve ser realizada com cautela, devido à variação intra e interespecies e possíveis diferenças ambientais.

Logo, para AGB as equações foram aplicadas considerando as equações de Ferreira *et al.* (2015) para as *R. mangle* e *L. racemosa*, acompanhado também das equações de Fromard *et al.* (1998) para a *A. germinans*, juntamente somando com as equações para BGB (ver Quadro 1). Cabe ressaltar que apenas para a área RM, o bosque juvenil em restauração, aplicou-se para AGB somente a equação de Fromard *et al.* (1998) devido essa área possuir apenas a espécie *A. germinans*.

Quadro 1 - Aplicação das equações alométricas

Equações por Compartimentos
Para AGB: Ferreira <i>et al.</i> (2015) + Fromard <i>et al.</i> (1998)
Para BGB: Komiyama <i>et al.</i> (2005) + Medeiros & Sampaio (2008)

Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Enquanto a análise da variação temporal de carbono, para os dados de DAP proveniente da área RM de 2019 a 2025, foram aplicadas as equações alométricas de Fromard *et al.* (1998) para espécies de *A. germinans*, a qual foi a única espécie encontrada nos registros das parcelas amostrais, para determinar a biomassa viva acima do solo (AGB). Já para a

biomassa viva subterrânea (BGB) aplicou-se apenas a equação de comum para BGB mangue de Komiyama *et al.* (2005).

Para todos os compartimentos de biomassa, após a determinação da biomassa viva acima do solo (AGB), essa foi convertida em valor de teor de carbono por meio da multiplicação do fator de conversão de 0,44, ideal para manguezais brasileiros. Enquanto para biomassa viva subterrânea (BGB), utilizou-se 0,42 como fator de conversão para as raízes das espécies do gênero *Avicennia* e a *Laguncularia racemosa*, e o fator de 0,40 para a conversão das raízes de *Rhizophora mangle* (Rodrigues *et al.* 2015).

4.2.1.3. Etapas dos Cálculos de Densidade de Carbono na Biomassa

No manual de Howard *et al.* (2014), o cálculo do estoque total de carbono da biomassa é realizado por meio de uma série de etapas que vão da aplicação de equações alométricas até o escalonamento para toda a área do projeto. As etapas se procedem da seguinte forma:

Etapa 1: Determina-se o teor de carbono de cada componente para o tamanho da sua parcela (aplicação de equações alométricas + conversão em teor de carbono). No caso do presente estudo, os componentes trabalhados são AGB e BGB.

Etapa 2: Converte-se o conteúdo de carbono de cada componente para o tamanho de sua parcela nas unidades comumente usadas na avaliação do estoque de carbono (Mg C/ha) usando os seguintes fatores de conversão de unidade (Existem 1.000 kg por Mg e 10.000 m² por ha):

Reserva de carbono do componente vegetativo (Mg C/ha) = Teor de carbono (kg C/m²) * (Mg/1000 kg) * (10000 m² /ha)

Etapa 3: De acordo com o livro, soma-se todos os componentes vegetativos presentes em uma única parcela. Porém, no caso do presente trabalho, a AGB e o BGB serão calculados de forma separada para melhor visualização no final.

Etapa 4: Determina-se a quantidade média de carbono vegetativo em um áreas e calcula-se o desvio padrão associado para determinar a variabilidade/erro.

Carbono vegetativo médio em uma área= Carbono vegetativo total para a parcela #1 (Mg C/ha) + Carbono vegetativo total para a parcela #2 (Mg C/ha) + Carbono vegetativo total para a parcela #3 (Mg C/ha) +.... n) / n

O Desvio Padrão determina o quão próximo os dados estão agrupados em torno da média e é calculado da seguinte forma:

$$(\sigma) = \left[\frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots (X_n - \bar{X})^2}{(N-1)} \right]^{1/2}$$

$\bar{X}$: carbono vegetativo médio em uma área

X1: = resultado individual da parcela #1, em MgC/hectare;

X2 = resultado individual para a parcela #2, em MgC/hectare, etc.,

N: número total de parcelas

Etapa 5: (Para estimar o estoque total de carbono do compartimento AGB e BGB, utilizou-se uma média ponderada extrapolada, adaptando o cálculo para a área total do projeto não amostrada integralmente. Essa adaptação metodológica é prevista quando há restrições, permitindo que medições de áreas específicas sejam escalonadas para a escala real do projeto. O procedimento consistiu em calcular o estoque total das áreas efetivamente medidas e utilizar a proporção desses valores para derivar uma média ponderada de carbono por hectare, que foi então escalonada para a área total real do projeto). Para obter a quantidade total de carbono no ecossistema, multiplicou-se o valor médio de carbono (MgC/hectare) para cada áreas (M1, M2 e RM), pela sua área (em hectares) para determinar o MgC. Em seguida, somou-se os resultados de as áreas MgC para determinar o estoque total de carbono vegetativo. Na sequência, somou-se as áreas da M1, RM e M2 em hectares.

Em seguida, dividiu-se a “soma do carbono amostrado” pela “área total amostrada” do M1 e M2 (áreas não impactadas), já que são representativas para obter a média. Isso gera uma média de carbono por hectare. Por fim, multiplica-se essa média geral pela área total da APA do Rio Pacoti.

Etapa 6: Para relatar um valor para a variabilidade/erro associado a essas medições, calculou-se a incerteza por área (M1 e M2, áreas representativas da média). Primeiro, calculou-se o desvio padrão da média de Mg C para cada áreas. [Multiplique o valor do desvio padrão do

carbono (MgC/hectare) para cada testemunho determinado na etapa 4 (acima) pela área de cada zona (em hectares).] Em seguida, propagou-se a incerteza pelos cálculos, combinando os desvios padrão da média de MgC para cada área da seguinte forma:

$$\sigma T = \sqrt{\sigma A^2 + \sigma B^2 + \dots \sigma N^2}$$

Sendo que,

σT = a variabilidade total associada às medições

σA = desvio padrão da média de MgC do núcleo para a área A * área da área amostral

σB = desvio padrão da média de MgC do núcleo para a área B * área da área amostral

σN = desvio padrão da média de MgC do núcleo para as áreas restantes * área de cada área amostral individual

Este valor representa o erro total apenas para a parte medida.

Como extrapolou-se a média ponderada para a área total do projeto, aplicou-se o mesmo fator de escala à incerteza para manter a proporção do erro.

- Fator de Escala = Área Total do Projeto ÷ Área Total Amostrada
- Variabilidade/erro Total do Projeto = $\sigma T \times$ Fator de Escala

Etapa 7: O estoque final de carbono no solo é apresentado em um valor médio $\pm$ a incerteza total. Alternativamente, um estoque mínimo e máximo de carbono pode ser apresentado multiplicando-se a área do projeto pelas densidades mínima e máxima de carbono.

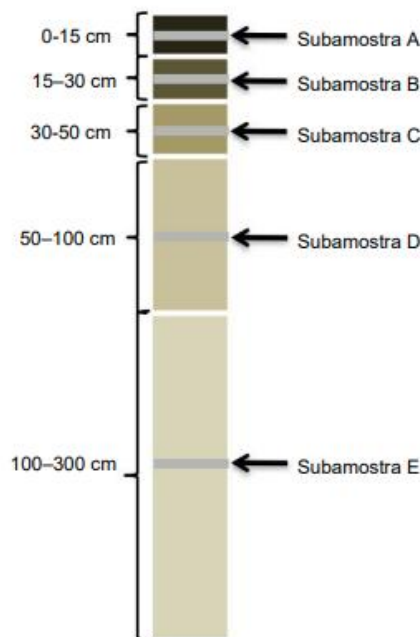
Carbono orgânico total em uma área do projeto (calculado na Etapa 5) $\pm$ o desvio padrão (calculado na Etapa 6)

4.2.2. Compartimento do Solo

4.2.2.1. Procedimento de Campo

Foram coletados 15 testemunhos de solo em todas as 15 parcelas amostrais das três áreas (M1, M2, RM). Com a utilização de um trado semicilíndrico de 1 m de comprimento, coletou-se testemunhos de até 3 m de profundidade ou até onde a perfuração permitisse de cada ponto. Em seguida, o revestimento do núcleo foi cortado longitudinalmente, com o auxílio de uma faca, para medições das profundidades, subamostragem e armazenamento. Com o apoio de uma fita métrica, cada primeiro 1 metro de todo testemunho foi seccionado em intervalos de profundidades de 0-15 cm, 15-30 cm, 30-50 cm, 50-100 cm, 100-300 cm (ou até onde a perfuração permitisse). De cada amostragem, foi coletado apenas 5 cm (subamostragem), como visto na Figura 10, e armazenado em latas de alumínio com identificação.

Figura 10 - Exemplificação da subamostragem de cada profundidade do testemunho de solo



Fonte: Howard *et al.*, 2014.

Além disso, com um bastão de fibra de carbono de 3 metros, mediu-se também a profundidade do solo “até a recusa” (profundidade a qual o bastão não pudesse mais ser inserido).

Todas essas etapas consistem em quantificar três parâmetros em cada testemunho de solo (retirado de cada parcela) para estimar o estoque de carbono do solo para a profundidade de 3 metros:

- a) Profundidade do solo;
- b) Densidade aparente seca;
- c) Teor de carbono orgânico do solo (%Corg).

A densidade de carbono é calculada usando a densidade aparente seca e o teor de carbono orgânico do solo (%Corg).

Ao todo obteve-se 72 subamostras que foram levadas ao laboratório para análises. A seguir, confere-se registros fotográficos do campo para coleta das amostras de solo da Figura 10 a Figura 15.

Figura 11 - Trado



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 12 - Coleta de testemunho de solo



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 13 - Retirada do excesso



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 14 - Coleta da subamostragem



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 15 - Armazenamento das amostras

Figura 16 - Medição da profundidade do solo



Fonte: autoria própria (2025).



Fonte: autoria própria (2025).

4.2.2.2. Análises em Laboratório

Em laboratório, as latas de alumínio com as amostras foram levadas para secar na estufa até atingir o peso constante, para em seguida terem seu peso final determinado. Na sequência, foram coletadas de cada amostra, aproximadamente 2 g e colocadas em tubos falcon. Foram adicionados 10 ml de HCl em cada tubo falcon para eliminar o carbono inorgânico existente, pois poderia ocorrer a superestimação de carbono no resultado final. Com a adição do ácido, os tubos ficaram em repouso durante 16 horas seguidas.

Logo após, as amostras dos tubos falcons foram centrifugadas durante 15 minutos. Em seguida, retirou-se o sobrenadante e lavou-se as amostras com água destilada por duas vezes para a retirada de qualquer resquício de cloretos, e logo depois foram levadas novamente à estufa até atingirem o peso constante. No processo seguinte, as amostras dos tubos falcon foram maceradas com o auxílio de almofariz e pistilo para a homogeneização, e em seguida foram passadas em uma peneira de 80 mesh (0,18 mm) e depois transferidos para eppendorfs devidamente identificados.

Por fim, com o apoio de espátulas e pinças metálicas, as amostras dos eppendorfs foram coletadas, pesadas em cápsulas de estanho (entre 10 a 15 miligramas) e, em seguida, fechadas e comprimidas com o devido cuidado. Cada cápsula foi posicionada em uma placa de microtitulação (tray) com posições identificadas. Na última etapa, foram submetidas a um analisador elementar para determinar a composição elementar de cada amostra.

Figura 17 - Processo de retirada das amostras (pós-estufa) para coleta de ~2g de amostra



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 18 - Amostras (~2g) armazenadas em Tubos Falcon



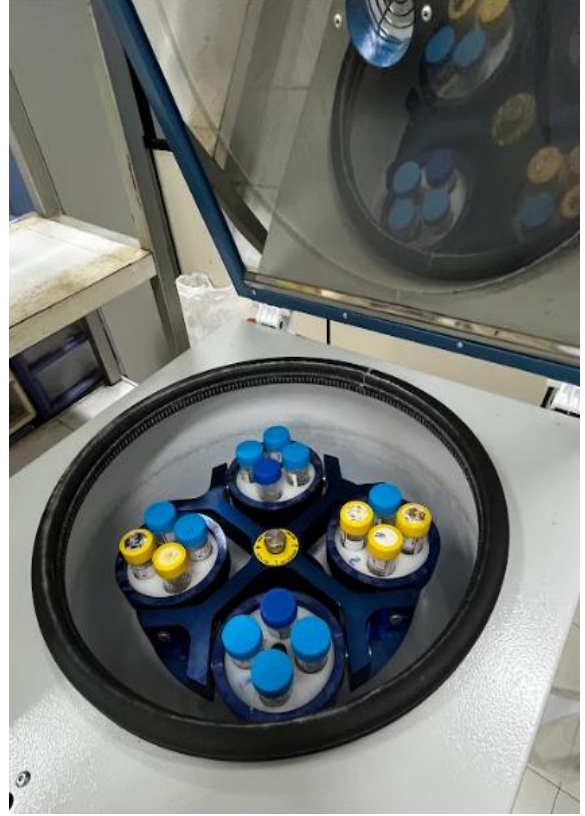
Fonte: autoria própria (2025).

Figura 19 - Aplicação de 10 ml de HCl nas amostras



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 20 - Etapa de centrifugação



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 21 - Exemplo da amostra no Tubo Falcon



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 22 - Lavagem da amostra com água destilada



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 23 - Amostras na estufa pós centrifugação/lavagem



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 24 - Maceração das amostras



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 25 - Amostras na peneira de 80 mesh



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 26 - Amostras no eppendorf



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 27 - Processo de encapsulamento das amostras



Fonte: autoria própria (2025).

Figura 28 - Armazenamento das cápsulas de estanho em placas de microtitulação para análise



Fonte: autoria própria (2025).

4.2.2.3. Etapas dos Cálculos de Densidade de Carbono no Solo

No manual de Howard *et al.* (2014), o cálculo do estoque total de carbono é realizado por meio de uma série de etapas que vão da análise individual da amostra até o escalonamento para toda a área do projeto. Para determinar com precisão a densidade de carbono do solo, dois parâmetros devem ser quantificados: densidade aparente seca e teor de carbono orgânico (%Corg). As etapas se procedem da seguinte forma:

1) Determinando a densidade aparente do solo seco:

Densidade aparente seca (g/cm^3) = Massa de solo seco (g) / Volume original amostrado (cm^3)

2) Determinando o teor de carbono orgânico (%Corg)

Obtido pelo analisador elementar.

3) Cálculo do estoque total de carbono no solo

O estoque total de carbono do solo dentro de uma área do projeto é determinado pela quantidade de carbono dentro de uma área definida e profundidade do solo. Para calcular o carbono total do solo da área do projeto de pesquisa precisou-se das seguintes informações:

- Profundidade do solo;
- Profundidade e intervalo da subamostra;
- Densidade aparente seca;
- % de carbono orgânico.

O estoque total de carbono em uma área do projeto pode ser determinado da seguinte forma:

Etapa 1: Para cada seção (intervalo de profundidade) do testemunho amostrado/analísado, calculou-se a densidade de carbono orgânico do solo da seguinte forma:

$$\text{Densidade de carbono do solo (g/cm}^3\text{)} = \text{densidade aparente seca (g/cm}^3\text{)} * (\% \text{ Corg}/100)$$

Etapa 2: Calculou-se a quantidade de carbono nas várias seções do testemunho, multiplicando cada valor de densidade de carbono do solo obtido na etapa 1 pela espessura do intervalo de amostragem (cm):

$$\text{Quantidade de carbono na seção (g/cm}^2\text{)} = \text{Densidade de carbono do solo (g/cm}^3\text{)} * \text{espessura do intervalo (cm)}$$

Etapa 3: Somou-se os valores da quantidade de carbono de todas as seções (intervalo) do testemunho sobre a profundidade de amostragem total.

Testemunho #1 somado = Quantidade de carbono na seção central A (g/cm²) + Quantidade de carbono na seção central B (g/cm²) + Quantidade de carbono na seção central C (g/cm²) +
todas as amostras de um único núcleo

Etapa 4: Convertem-se o carbono total do testemunho da etapa 3 nas unidades comumente usadas na avaliação do estoque de carbono (MgC/hectare) usando os seguintes fatores de conversão de unidade ($1\text{g/cm}^2=100\text{Mg/ha}$):

$$\text{Carbono total do testemunho (MgC/ha)} = \text{Carbono total do testemunho (g/cm}^2\text{) somado} * 100$$

A unidade comumente usada na literatura é Mg C/ha (para o solo de 1 m superior), e é uma unidade típica usada na avaliação do estoque de carbono.

Repetiu-se todo o processo para cada testemunho.

Etapa 5: Determinou-se a quantidade média de carbono em uma área (M1, M2 e RM) para uma determinada profundidade e calculou-se o desvio padrão associado para determinar a variabilidade/erro.

$$\begin{aligned} \text{Carbono médio em uma área} = & \text{Teor de carbono do testemunho nº 1 (determinado na Etapa 4)} \\ & + \\ & \text{Teor de carbono do testemunho nº 2} + \text{Teor de carbono do testemunho nº 3} + \dots \text{n} / \text{n} \end{aligned}$$

O Desvio Padrão (σ) determina o quão próximo os dados estão agrupados em torno da média e é calculado da seguinte forma:

$$\text{Desvio Padrão Principal: } (\sigma) = \left[\frac{(X_1 - \bar{X})^2 + (X_2 - \bar{X})^2 + \dots + (X_n - \bar{X})^2}{(N-1)} \right]^{1/2}$$

—

X: carbono médio em um testemunho

X1: resultado individual para o testemunho nº 1, em MgC/hectare

X2: resultado individual para o testemunho nº 2, em MgC/hectare, etc.

N: número total de resultados

Etapa 6: (Para estimar o estoque total de carbono, utilizou-se uma média ponderada extrapolada, adaptando o cálculo para a área total do projeto não amostrada integralmente. Essa adaptação metodológica é prevista quando há restrições, permitindo que medições de áreas específicos sejam escalonadas para a escala real do projeto. O procedimento consistiu em

calcular o estoque total das áreas efetivamente medidos e utilizar a proporção desses valores para derivar uma média ponderada de carbono por hectare, que foi então escalonada para a área total real do projeto). Para obter a quantidade total de carbono no ecossistema, multiplicou-se o valor médio de carbono (MgC/hectare) para as áreas M1 e M2 (áreas não impactadas para representação), pela sua área (em hectares) para determinar o MgC. Em seguida, somou-se os resultados dessas áreas MgC para determinar o estoque total de carbono do solo. Na sequência, somou-se as áreas da M1 e M2 em hectares.

Em seguida, dividiu-se a “soma do carbono amostrado” pela “área total amostrada” do M1 e M2. Isso gerou uma média de carbono por hectare. Por fim, multiplicou-se essa média geral pela área total da APA do Rio Pacoti.

Ressalta-se a necessidade de observar a profundidade total das amostras de solo. Assim, a unidade final para o estoque de carbono do solo em cada área do projeto será MgC em um intervalo de profundidade específico.

Etapa 7: Para relatar um valor para a variabilidade/erro associado a essas medições, calculou-se a incerteza por área (M1 e M2). Primeiro, calcula-se o desvio padrão da média de Mg C para cada área. [Multiplique o valor do desvio padrão do carbono (MgC/hectare) para cada testemunho determinado na etapa 5 (acima) pela área de cada área/zona amostral (em hectares).] Em seguida, propaga-se a incerteza pelos cálculos, combinando os desvios padrão da média de MgC para cada área da seguinte forma:

$$\sigma T = \sqrt{\sigma A^2 + \sigma B^2 + \dots \sigma N^2}$$

Sendo que,

σT = a variabilidade total associada às medições

σA = desvio padrão da média de MgC do núcleo para a área A * área da área amostral

σB = desvio padrão da média de MgC do núcleo para a área B * área da área amostral

σN = desvio padrão da média de MgC do núcleo para a área restante * área de cada área amostral individual

Este valor representa o erro total apenas para a parte medida.

Como extrapola-se a média ponderada para a área total do projeto, aplicou-se o mesmo fator de escala à incerteza para manter a proporção do erro.

- Fator de Escala = Área Total do Projeto ÷ Área Total Amostrada
- Variabilidade/erro Total do Projeto = $\sigma T \times$ Fator de Escala

Etapa 8: O estoque final de carbono no solo é apresentado em um valor médio $\pm$ a incerteza total. Alternativamente, um estoque mínimo e máximo de carbono pode ser apresentado multiplicando-se a área do projeto pelas densidades mínima e máxima de carbono.

Carbono orgânico total em uma área do projeto (calculado na Etapa 6) $\pm$ o desvio padrão (calculado na Etapa 7)

4.2.3. Potencial de CO₂ equivalente

Com base nas orientações metodológicas de Howard *et al.* (2014), utilizou-se o fator de conversão 3,67 para converter valores de estoque de carbono em potencial de dióxido de carbono equivalente (CO₂e).

Para valores de estoque de carbono da biomassa viva acima do solo, da biomassa viva subterrânea e do solo, das áreas M1, M2 e RM, coletados pontualmente, foram multiplicados pelo fator de conversão para obter o CO₂e com o intuito de estimar o potencial máximo de emissão associado a um cenário hipotético de degradação completa do ecossistema, caso houvesse oxidação total.

Enquanto para a análise temporal da área de restauração (RM), a qual tem-se dados de 2019 a 2025, adotou-se o Método de Diferença de Estoque (Howard *et al.*, 2014), considerando exclusivamente o reservatório de biomassa viva acima do solo e biomassa viva subterrânea (AGB + BGB) em processo de restauração. O método consiste em medir o estoque de carbono em momentos diferentes no tempo (T1 = avaliação inicial e T2 = avaliação subsequente), calcular a diferença e converter em CO₂e. A mudança de estoque de carbono pode ser dada da seguinte maneira:

- **Mudança no estoque de carbono (Mg C) =** estoque de carbono em T2 - estoque de carbono na medição inicial T1

Se considerarmos que todo carbono perdido é emitido, a mudança total do estoque de carbono pode ser usada para estimar a taxa anual de mudança e as emissões potenciais de emissões de CO₂e.

- Mudança anual no estoque de carbono (Mg C/ha/ano) = (estoque de Mg C/ha em T2 - estoque de Mg C/ha na medição inicial T1) / (T2 - T1)
- Emissões de CO₂ equivalente: Mg C/ha/ano * 3,67 (fator de conversão) = x Mg CO₂

Se o valor é positivo → remoção de CO₂ (sequestro)

Se o valor é negativo → emissão

Cabe ressaltar que esta parte de estimativa de potencial de emissão de CO₂ não inclui a quantificação de outros reservatórios de carbono, como solo, biomassa morta ou carbono exportado para outros ecossistemas adjacentes. Assim, os resultados apresentados a seguir refletem exclusivamente a dinâmica do carbono no compartimento de biomassa viva acima do solo e subterrânea.

4.3. Análises Estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas com o objetivo de avaliar diferenças nos estoques de carbono entre as diferentes áreas do manguezal (M1, M2 e RM) e a variação temporal de estoque de carbono ao longo dos anos avaliados na área em recuperação (RM). Inicialmente, os dados foram submetidos à avaliação dos pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias. Como os dados não apresentaram distribuição normal, foram utilizados testes estatísticos não paramétricos.

As diferenças entre as áreas M1, M2 e RM foram avaliadas para os estoques de carbono na biomassa acima do solo (AGB), biomassa viva subterrânea (BGB), densidade do solo e teor de carbono orgânico (%Corg), utilizando o teste de Kruskal-Wallis. Quando identificadas diferenças significativas, foram realizadas comparações múltiplas pelo teste pós-

hoc de Dunn, com ajuste dos valores de p pelo método de Bonferroni, a fim de identificar quais grupos diferenciam-se estatisticamente entre si. Enquanto para a análise da variação temporal dos estoques de carbono na biomassa acima do solo e biomassa viva subterrânea foi realizada comparando os diferentes anos de monitoramento (2019 a 2025) por meio do teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste de Dunn com correção de Bonferroni para as comparações entre pares de anos.

Adicionalmente, a tendência temporal do estoque médio de carbono na área em recuperação (RM) foi avaliada por meio de regressão linear simples, considerando o ano de monitoramento como variável independente e o estoque médio de carbono como variável dependente. Foram estimados o coeficiente angular (β), o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de correlação (r), o intervalo de confiança de 95% (IC95%) para β e a significância do modelo, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

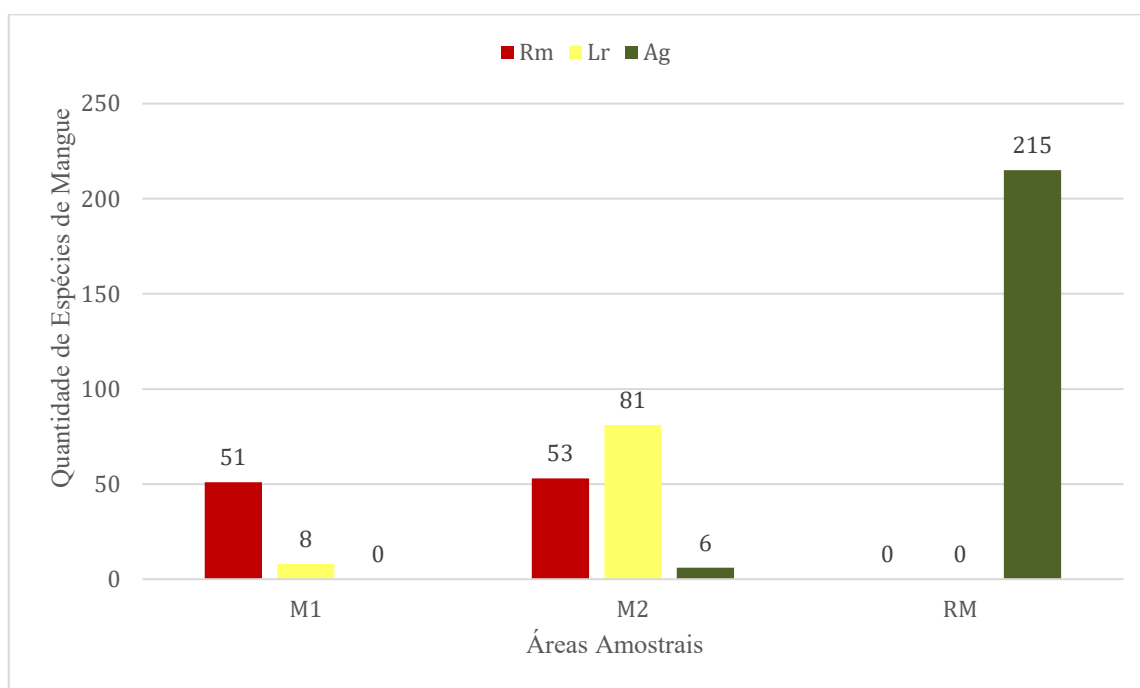
Todas as análises estatísticas foram realizadas no software PAST (versão 5.3), considerando nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

5 RESULTADOS

5.1. Biomassa

Três espécies foram registradas nas áreas amostrais, sendo elas *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia germinans*, pertencentes a 3 famílias e 3 gêneros. Ao todo, 414 indivíduos a partir de 1 cm de diâmetro foram listados nas 15 parcelas (de 5 x 5 m cada) das três áreas. Dentre os indivíduos, 221 eram da espécie *A. germinans*, que foi predominante quantitativamente, enquanto as outras espécies tiveram quantidades de indivíduos de 104 e 89 para a *R. mangle* e a *L. racemosa*, respectivamente. O gráfico da Figura 29 mostra a distribuição quantitativa das espécies amostrais por cada área.

Figura 29 - Gráfico de barra da composição florística amostral por área



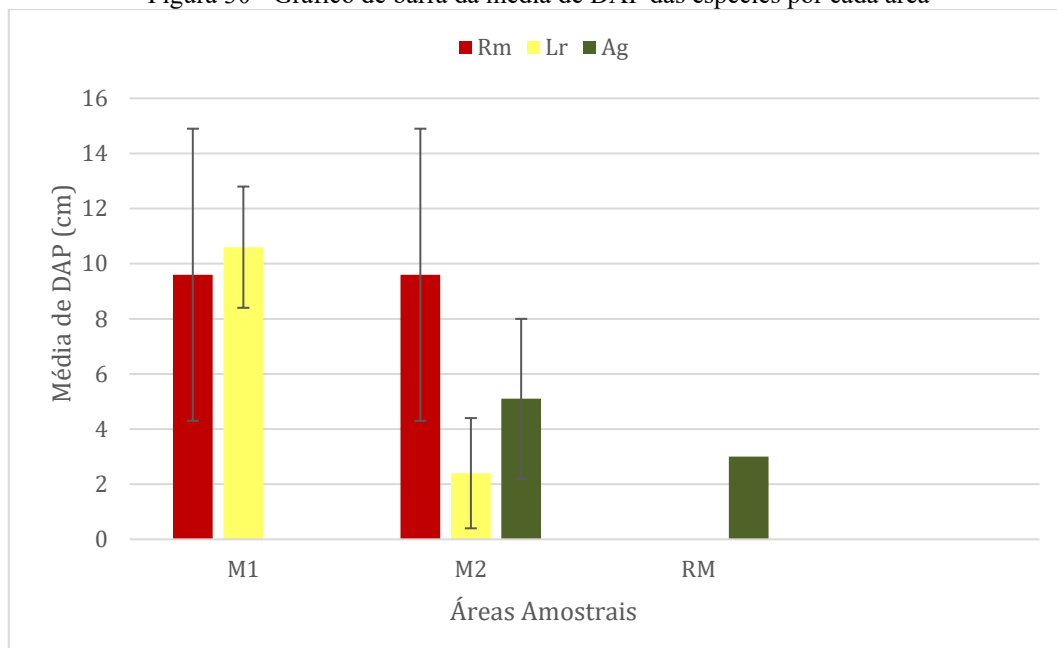
Rhizophora mangle (Rm), *Avicennia germinans* (Ag) e *Laguncularia racemosa* (Lr).

Fonte: Elaborado pela autora, 2026.

A média do diâmetro à altura do peito (DAP) variou entre as espécies e as áreas amostrais (Figura 30). Na área M1, *Laguncularia racemosa* apresentou o maior DAP médio ($10,6 \pm 2,2$ cm), seguida por *Rhizophora mangle* ($9,6 \pm 5,3$ cm). Na área M2, *Rhizophora mangle* manteve o mesmo DAP médio observado em M1 ($9,6 \pm 5,3$ cm), enquanto *Avicennia germinans* apresentou média de $5,1 \pm 7,1$ cm e *Laguncularia racemosa* registrou o menor valor

médio ($2,4 \pm 2,0$ cm). Na área em recuperação (RM), foram registrados apenas indivíduos de *Avicennia germinans*, com DAP médio de $3,0 \pm 2,9$ cm.

Figura 30 - Gráfico de barra da média de DAP das espécies por cada área



Rhizophora mangle (Rm), *Avicennia germinans* (Ag) e *Laguncularia racemosa* (Lr).

Fonte: Elaborado pela autora, 2026.

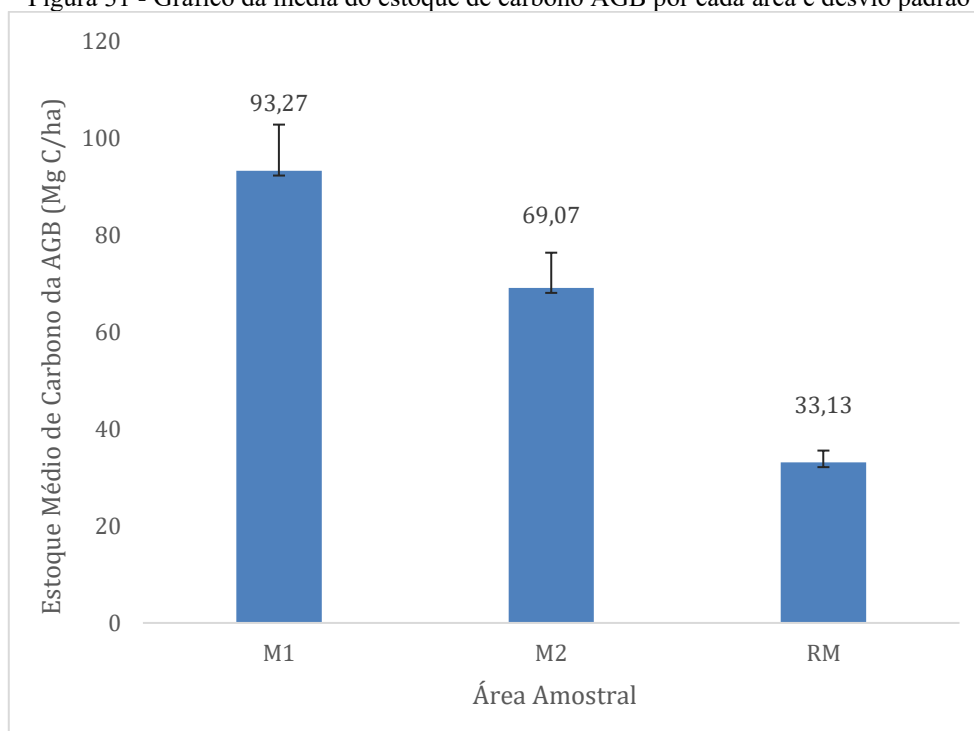
De modo geral, os maiores valores médios de DAP foram observados nas áreas não impactadas (M1 e M2), enquanto a área em recuperação apresentou indivíduos com menor diâmetro médio, refletindo a predominância de árvores em estágio inicial de desenvolvimento. Entre as espécies, *Rhizophora mangle* apresentou os maiores diâmetros médios nas duas áreas preservadas, ao passo que *Laguncularia racemosa* apresentou elevada variação entre os estratos, com indivíduos de maior porte em M1 e de menor porte em M2.

5.1.1. Biomassa Viva Acima do Solo (AGB)

Em relação aos testes estatísticos, os valores de estoque de carbono da biomassa viva acima do solo (AGB) diferiram significativamente entre os grupos avaliados (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). As comparações múltiplas realizadas pelo teste de Dunn, com correção de Bonferroni, indicaram que o grupo M1 apresentou valores significativamente superior aos observados em M2 e RM. Por outro lado, não foram verificadas diferenças significativas entre os grupos M2 e RM.

A parcela da área M1, possuindo apenas espécies de *R. mangle* e *L. racemosa*, apresentou média de $93,3 \pm 9,5$ Mg C/ha, quanto ao componente de biomassa viva acima do solo. A AGB da área M2, onde registrou-se apenas as espécies de *R. mangle* e *L. racemosa*, apresentou valores de estoque médio de carbono em $69,1 \pm 7,3$ Mg C/ha. Enquanto a área RM apresentou valores baixos com média de $33,1 \pm 2,4$ Mg C/ha para as *A. germinans* exclusivas da área. (Figura 31).

Figura 31 - Gráfico da média do estoque de carbono AGB por cada área e desvio padrão



Fonte: Elaborado pela autora, 2026.

Considerando apenas as áreas de mangue não impactadas (M1 e M2), a média geral que representa AGB para o estudo apresenta o valor de 74,09 Mg C/ha. Ao extrapolar para a área total de mangue da APA do Rio Pacoti² de 314,13 ha, obtém-se o valor de $23.273,05 \pm 1.917,87$ Mg C para biomassa viva acima do solo (Tabela 5).

² O valor de 314,13 ha não considera áreas de apicum da APA do Rio Pacoti. O valor referido é somente para a extensão de manguezal, conforme o Plano de Manejo.

Tabela 5 - Estimativa de estoque de carbono para os 314,13 ha de floresta de mangue (AGB) da APA do Rio Pacoti/CE

Estoque de Carbono Azul da Biomassa Viva Acima do Solo (Mg C/ha) da APA do Rio Pacoti/CE	
Estoque Médio de Carbono AGB (Mg C/ha)	Estoque Total de Carbono da Floresta de Mangue da APA do Rio Pacoti (Mg C)
74,09	23.273,05 ± 1.917,87

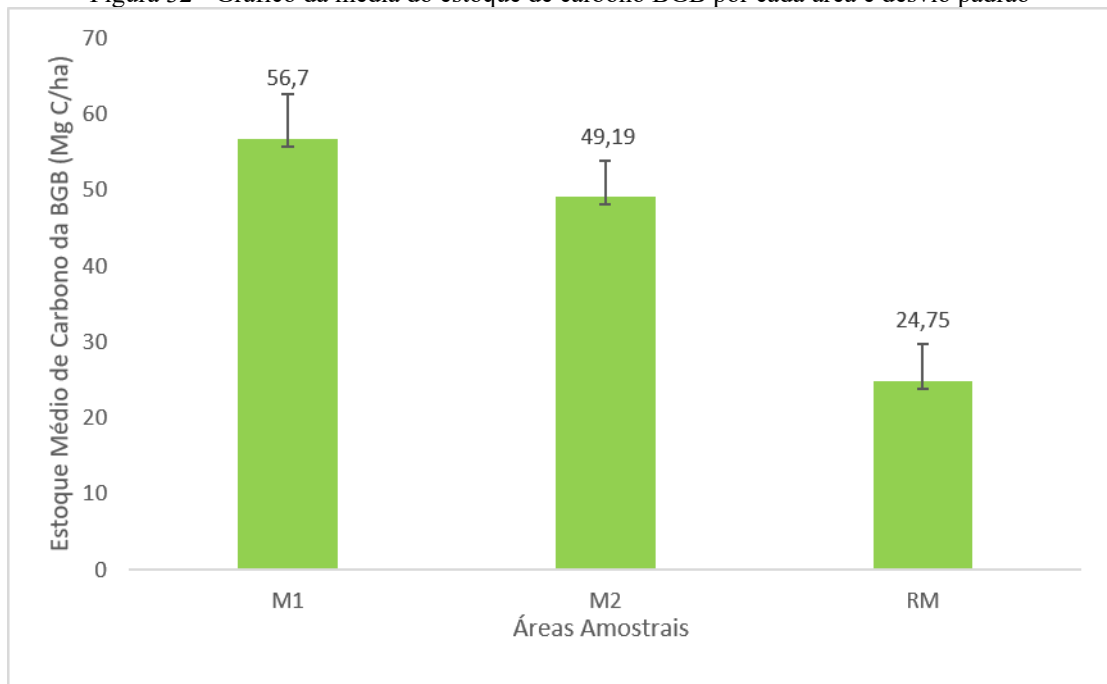
Fonte: Elaborado pela autora (2026).

5.1.2. Biomassa Viva Subterrânea (BGB)

Em relação aos testes estatísticos, os valores de estoque de carbono da biomassa viva subterrânea (BGB) diferiram significativamente entre os grupos avaliados (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). As comparações múltiplas realizadas pelo teste de Dunn, com correção de Bonferroni, indicaram que o grupo M1 apresentou valores significativamente superior aos observados em M2 e RM. Por outro lado, não foram verificadas diferenças significativas entre os grupos M2 e RM.

Os maiores estoques de carbono da biomassa viva subterrânea (BGB) foram registrados nas áreas não impactadas (M1 e M2), enquanto a área em recuperação (RM) apresentou o menor estoque para esse compartimento. Esse padrão acompanha o observado para a biomassa acima do solo, indicando menor desenvolvimento estrutural da vegetação na área em processo de restauração (Figura 32).

Figura 32 - Gráfico da média do estoque de carbono BGB por cada área e desvio padrão



Fonte: Elaborado pela autora, 2026.

Considerando apenas as áreas de mangue não impactadas (M1 e M2), a média geral que representa BGB para o estudo apresenta o valor de 50,8 Mg C/ha. Ao extrapolar para a área total de mangue da APA do Rio Pacoti de 314,13 ha, obtém-se o valor de $15.941,2 \pm 1.224,5$ Mg C para biomassa viva subterrânea (Tabela 6).

Tabela 6 - Estimativa de estoque de carbono para os 314,13 ha de floresta de mangue (AGB) da APA do Rio Pacoti/CE

Estoque de Carbono Azul da Biomassa Viva Subterrânea (Mg C/ha) da APA do Rio Pacoti/CE	
Estoque Médio de Carbono BGB (Mg C/ha)	Estoque Total de Carbono da Floresta de Mangue da APA do Rio Pacoti (Mg C)
50,75	$15.941,24 \pm 1.224,48$

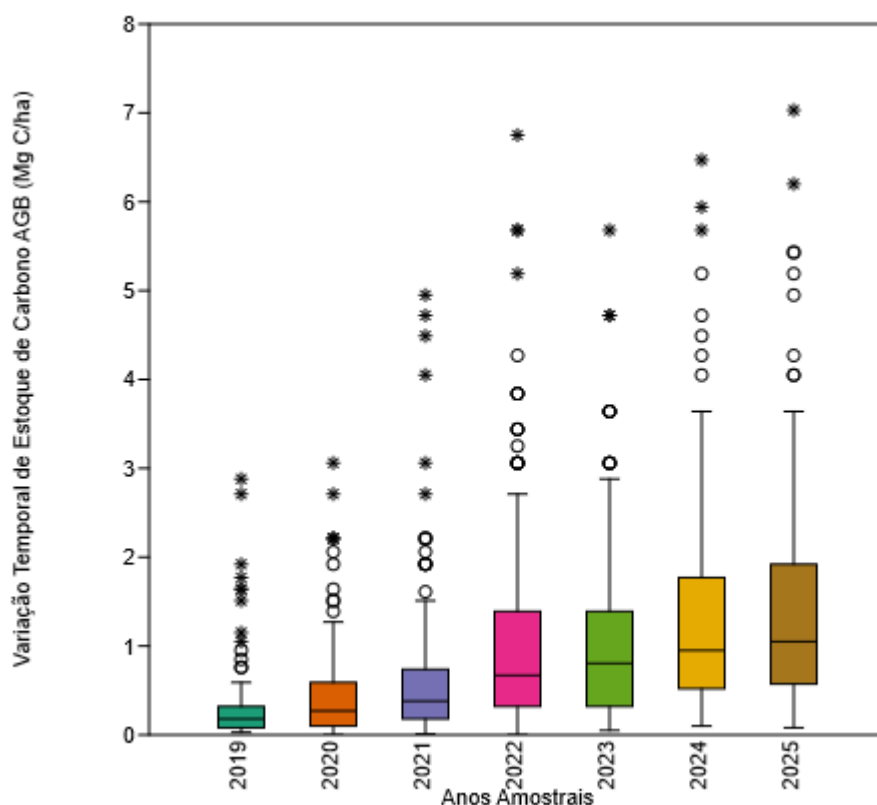
Fonte: Elaborado pela autora (2026).

5.1.4 Análise Temporal da Área em Recuperação

Quanto ao teste estatístico da variação temporal do estoque de carbono na biomassa viva acima do solo (AGB) apresentou diferenças significativas entre os anos avaliados (teste de

Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). As comparações múltiplas realizadas pelo teste de Dunn, com correção de Bonferroni, indicaram que a maioria dos anos apresentou diferenças significativas entre si. As únicas comparações que não apresentaram diferença estatística foram entre os anos de 2020 e 2021, 2022 e 2023, 2023 e 2024, e 2024 e 2025. Esses resultados indicam que, apesar da variação temporal no estoque de carbono da AGB ao longo do período analisado, alguns intervalos apresentaram valores estatisticamente semelhantes (Figura 33).

Figura 33 - Boxplot da análise temporal do estoque de carbono AGB da APA do Rio Pacoti/CE



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Já para o estoque de carbono na biomassa viva subterrânea (BGB), as comparações múltiplas realizadas pelo teste de Dunn, com correção de Bonferroni, demonstraram que a maioria dos anos apresentou também diferenças significativas entre si. As exceções ocorreram nas comparações entre 2019 e 2020, 2020 e 2021, 2023 e 2024, 2023 e 2025, e 2024 e 2025, que não apresentaram diferenças estatísticas (Figura 34).

Figura 34 - Boxplot da análise temporal do estoque de carbono BGB da APA do Rio Pacoti/CE

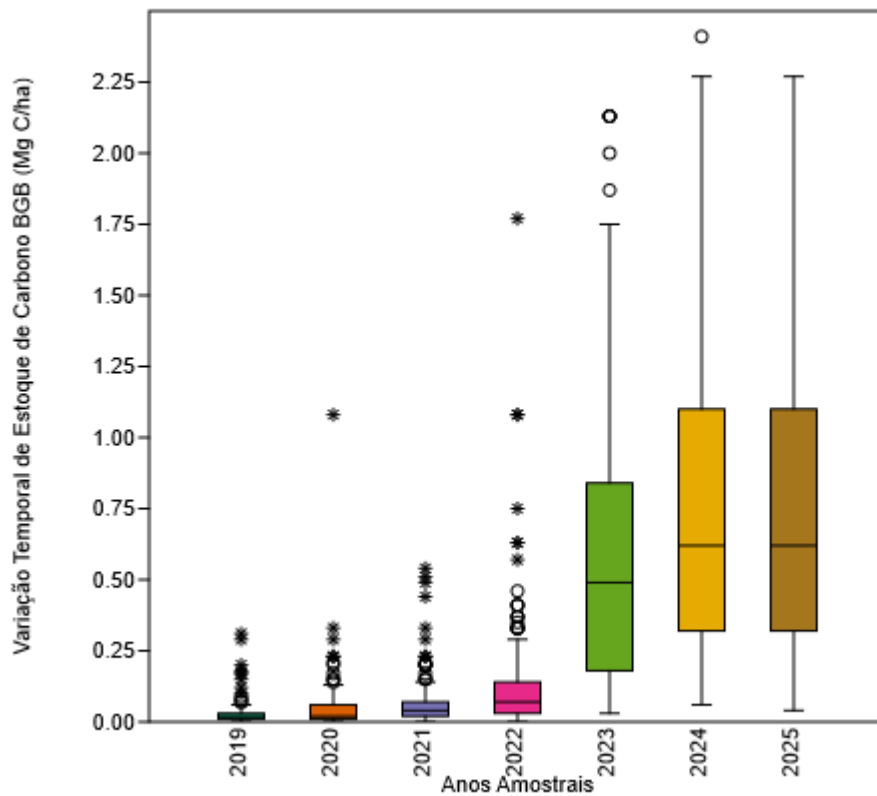
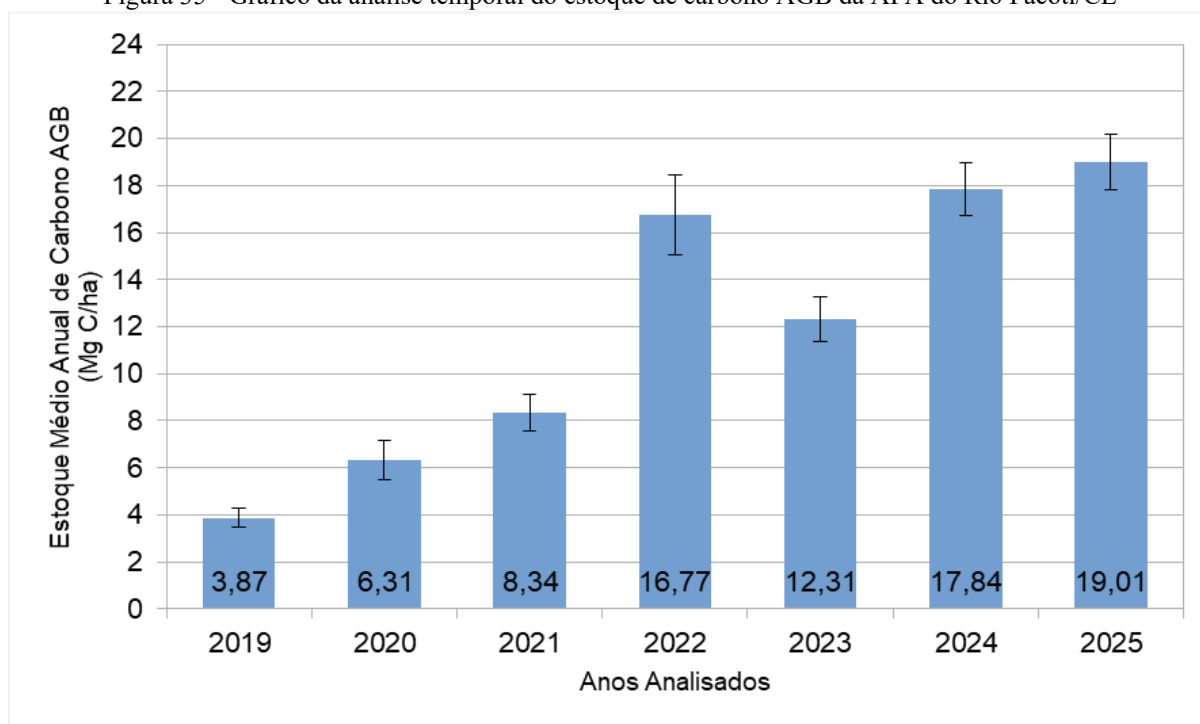


Figura 35 - Gráfico da análise temporal do estoque de carbono AGB da APA do Rio Pacoti/CE

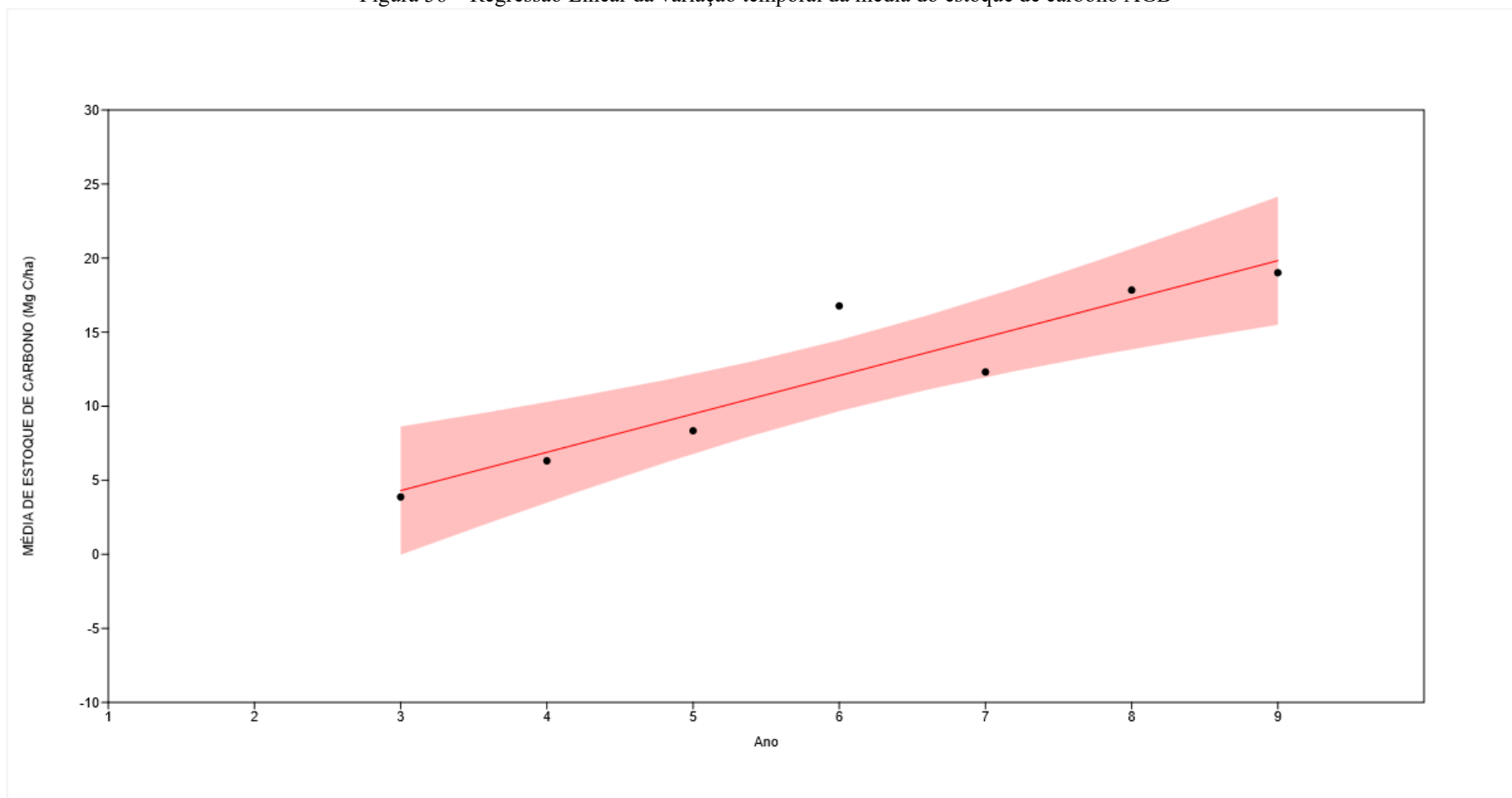


Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Conforme o Figura 35, em 2019 a área apresentou valores médios de estoque de carbono de $3,87 \pm 0,39$ Mg C/ha para AGB. No ano seguinte, o valor praticamente dobrou para $6,31 \pm 0,84$ Mg C/ha. Já em 2021, o estoque médio obtido foi de $8,34 \pm 0,78$ Mg C/ha. Em 2022, tem-se a média de $16,77 \pm 1,70$ Mg C/ha. Na sequência, os valores diminuíram para $12,31 \pm 0,97$ Mg C/ha. Em 2024, o estoque voltou a subir, resultando em $17,84 \pm 1,11$ Mg C/ha. Por fim, em 2025, apresentou valor médio de $19,01 \pm 1,19$ Mg C/ha para AGB.

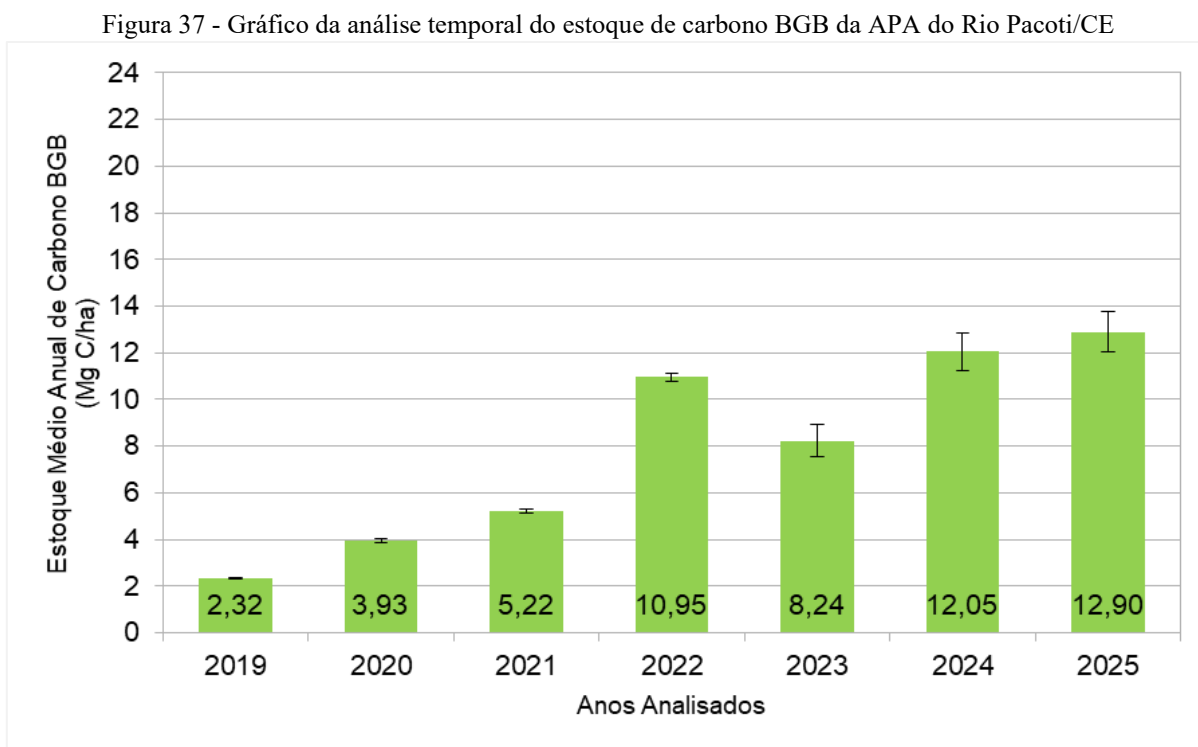
Quanto à regressão linear, revelou-se uma relação positiva e significativa entre o ano de avaliação e o estoque médio de carbono ($\beta = 2,59$ Mg C ha⁻¹ ano⁻¹; IC95% = 1,87–3,33; $t = 5,54$; $p = 0,0026168$). O modelo explicou 86,0% da variação observada ($R^2 = 0,860$), indicando forte associação entre o tempo e o aumento do estoque de carbono ($r = 0,927$). Esses resultados evidenciam um incremento anual contínuo do estoque de carbono ao longo do período de 2019 a 2025 (Figura 36).

Figura 36 – Regressão Linear da variação temporal da média do estoque de carbono AGB



Fonte: Autora, 2026.

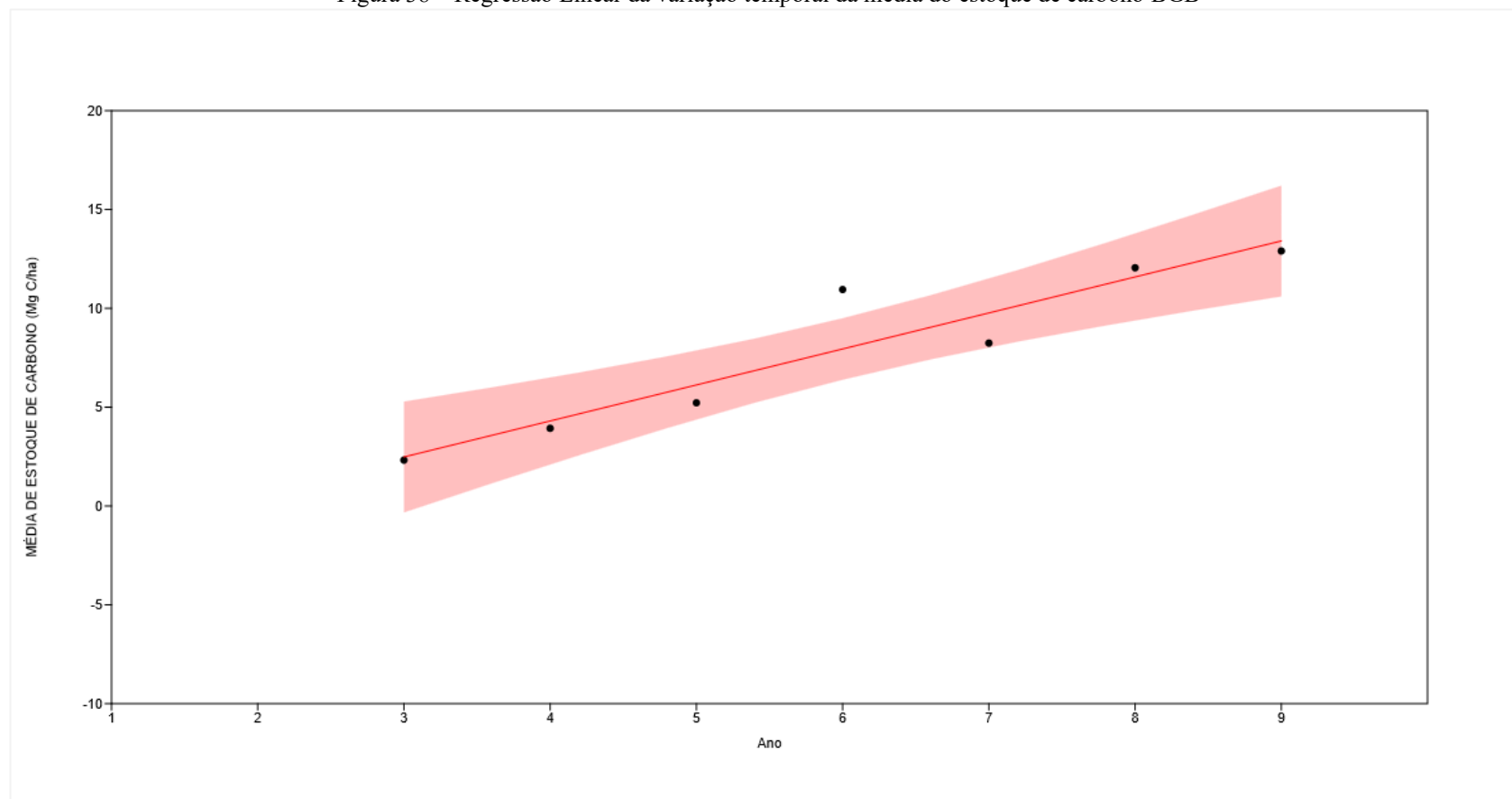
Enquanto a Figura 37 abaixo, em 2019 a área apresentou valores médios de estoque de carbono de $2,32 \pm 0,04$ Mg C/ha para BGB. No ano seguinte, o valor subiu para $3,93 \pm 0,09$ Mg C/ha. Já em 2021, o estoque médio obtido foi de $5,22 \pm 0,08$ Mg C/ha. Em 2022, a média dobrou para $10,95 \pm 0,19$ Mg C/ha. Na sequência, os valores diminuíram para $8,24 \pm 0,69$ Mg C/ha. Em 2024, o estoque deste componente voltou a subir, resultando em $12,05 \pm 0,80$ Mg C/ha. Por fim, em 2025, apresentou valor médio de $12,90 \pm 0,86$ Mg C/ha para BGB.



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Quanto à regressão linear, observou-se uma relação positiva e significativa entre o ano de avaliação e o estoque médio de carbono ($\beta = 1,82$ Mg C ha⁻¹ ano⁻¹; IC95% = 1,37–2,23; $t = 6,02$; $p = 0,001818$). O modelo explicou 87,9% da variação observada ($R^2 = 0,879$), indicando uma forte associação entre o tempo e o aumento do estoque de carbono ($r = 0,937$). Esses resultados evidenciam um incremento anual médio de aproximadamente 1,82 Mg C ha⁻¹ no estoque de carbono ao longo do período avaliado por parte da biomassa viva subterrânea (Figura 38).

Figura 38 – Regressão Linear da variação temporal da média do estoque de carbono BGB



Fonte: Autora, 2026.

5.2. Solo

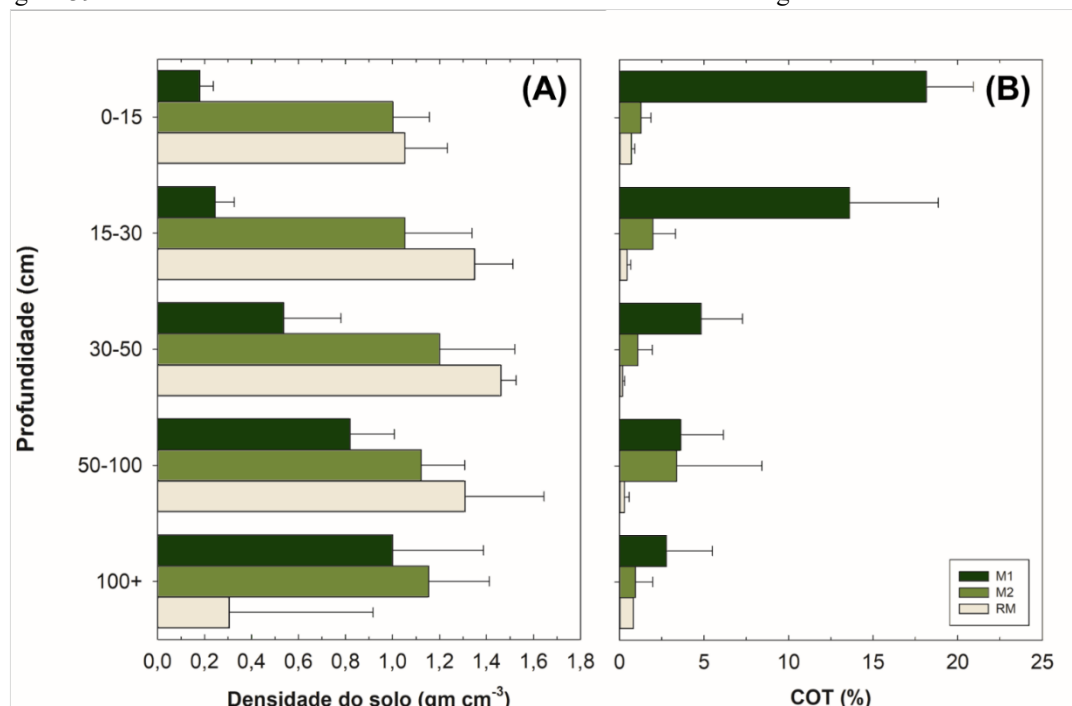
5.2.1. Densidade do Solo e Teor de Carbono Orgânico

Considerando todos os 15 testemunhos coletados nas três áreas (cinco para cada área) e todos os intervalos de profundidade, os resultados de densidade do solo teve como valor mínimo de 0,13 g/cm³ (referente a área M1) e valor máximo de 1,67 g/cm³ (referente a área RM), correspondendo a regiões não impactadas e em restauração, respectivamente. O valor médio apresentou resultado de $0,99 \pm 0,43$ g/cm³.

Quanto ao teor de carbono orgânico (%Corg), a análise realizada por meio do analisador elementar demonstrou que o teor médio de carbono orgânico na área de estudo foi de $3,58 \pm 5,55\%$, considerando todos os intervalos de profundidade dos 15 testemunhos amostrados. Os valores observados variaram entre 0,01%, registrado na área em recuperação (RM), e 22,34%, identificado na área não impactada (M1).

Confere-se a seguir o gráfico produzido dos resultados médios de densidade do solo e teor de carbono orgânico (%Corg) das três áreas amostrais (Figura 39). Cabe ressaltar que a profundidade máxima do presente estudo se limitava até os 3 metros, ou até a profundidade limite de cada ponto coletado que muitas vezes era inferior ao limite estabelecido.

Figura 39 – Gráfico da média de densidade do solo e o teor de carbono orgânico das três áreas amostrais

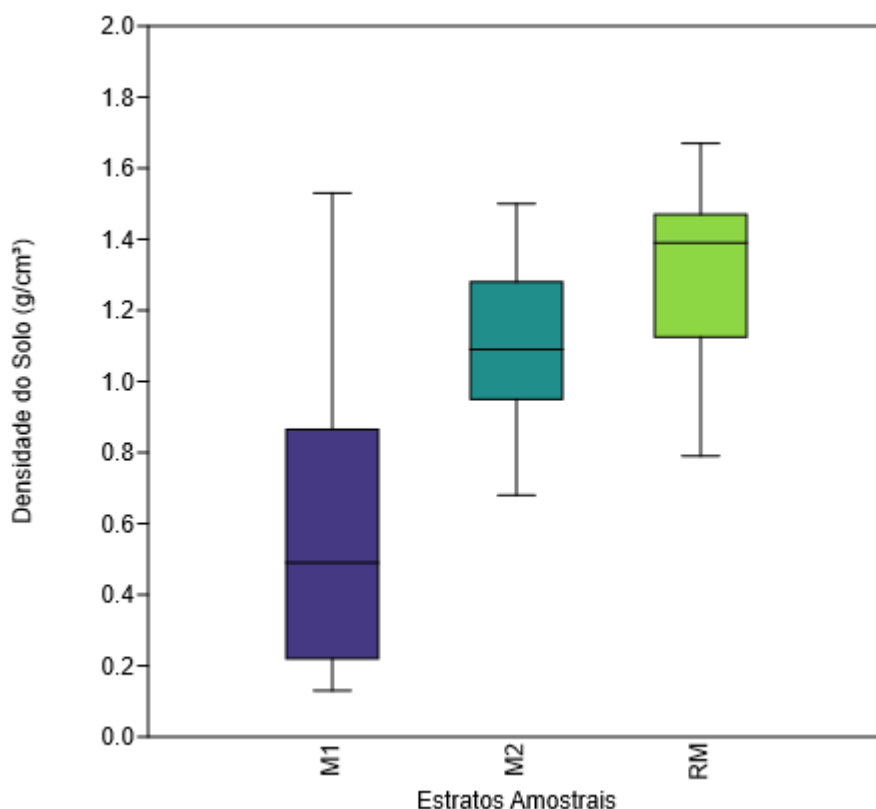


A) Densidade do solo. B) COT: Teor de carbono orgânico (%). Fonte: autora, 2026.

Ao comparar com os gráficos de densidade aparente seca (A), observa-se uma relação totalmente inversa, ou seja, quanto menor a densidade do solo, maior é o teor de carbono orgânico, e vice-versa. Quanto ao teor de carbono, apenas a área M1 apresentou os maiores teores de carbono nas camadas iniciais. Além disso, a área RM apresentou os maiores valores de densidade e menores em teor de carbono diante das outras áreas não impactadas.

Quanto a análise estatística, com os resultados do teste de Kruskal-Wallis, juntamente com a comparação múltipla de Dunn com correção de Bonferroni, observou-se diferenças significativas na densidade do solo entre médias gerais das áreas avaliadas, sendo registrados valores significativamente menores em M1 quando comparado a M2 e à área em recuperação (RM) ($p < 0,05$). Por outro lado, não foi observada diferença significativa entre M2 e RM ($p > 0,05$), indicando similaridade entre essas áreas quanto a esse atributo físico (Figura 40).

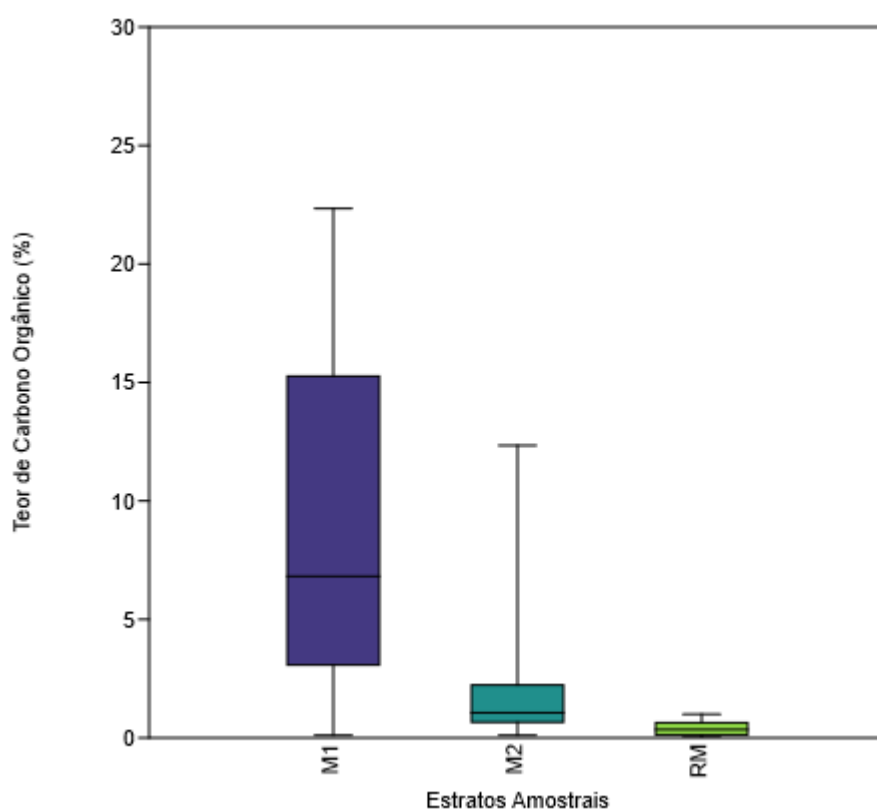
Figura 40 – Box-plot da densidade do solo (g/cm^3) do manguezal da APA do Rio Pacoti



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

A comparação estatística entre os grupos, realizada pelo teste de Kruskal-Wallis, evidenciou diferenças significativas entre todas as áreas analisadas foram verificadas diferenças entre M1 e M2 ($p = 0,0009$), entre M1 e RM ($p < 0,001$) e entre M2 e RM ($p = 0,0015$), indicando que os três ambientes apresentam distribuições distintas quanto ao teor de carbono orgânico presente no solo (Figura 41).

Figura 41 - Bloxpot do Teor de Carbono Orgânico (%Corg) por áreas



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

5.2.2. Estoque de Carbono no Solo

A Tabela 6 apresenta os resultados do estoque de carbono (Mg/ha) de forma acumulada ao longo dos intervalos de profundidade para cada testemunho coletado. Nesse caso, os valores são cumulativos, ou seja, cada camada de profundidade incorpora o estoque da camada anterior somado ao valor correspondente ao seu próprio intervalo, representando o acúmulo progressivo de carbono ao longo das seções sedimentares. Na sequência, observa-se gráficos de estoque para todos os testemunhos coletados em cada área.

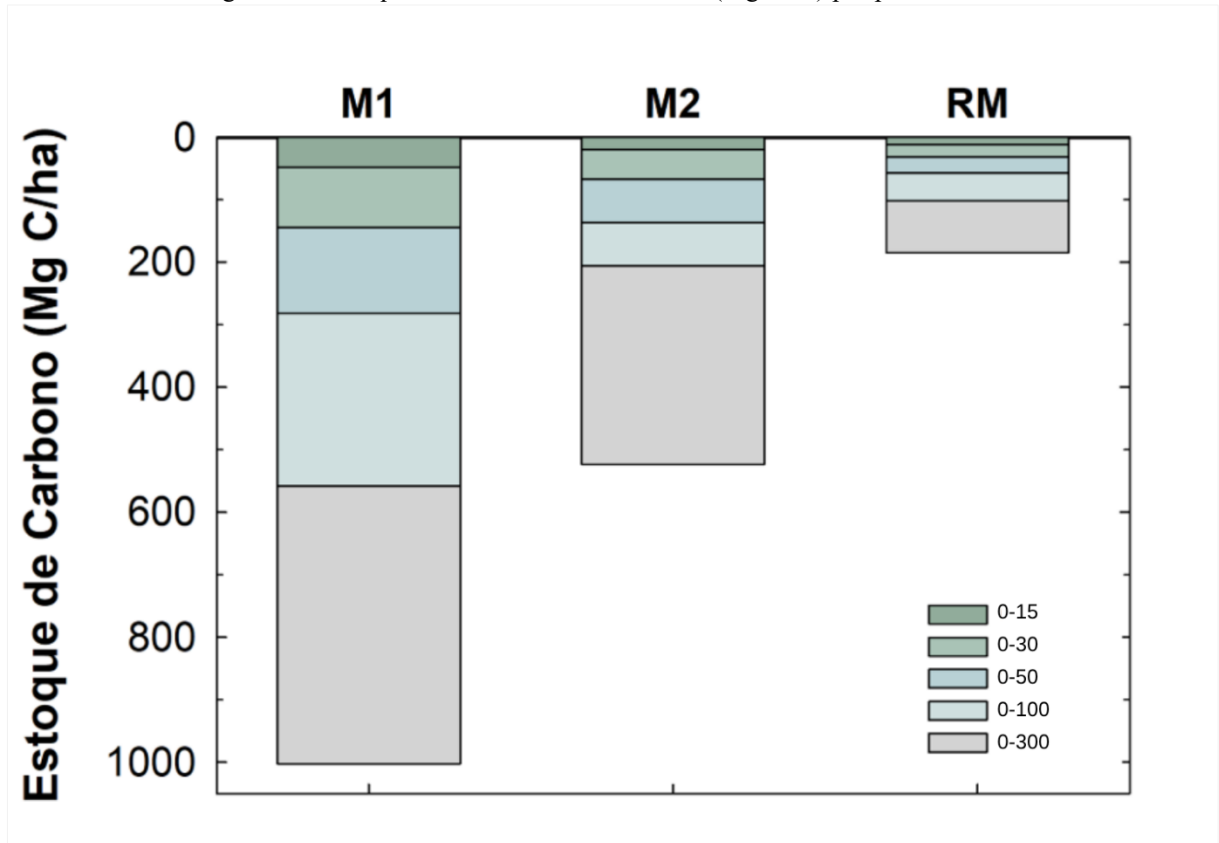
Tabela 6 - Quadro do estoque de carbono gradual (Mg C/ha)

	Intervalos de Profundidade (cm)				
Área M1	0-15	0-30	0-50	0-100	0-MAX
M1-1	43,27	79,53	132,68	227,54	376,24
M1-2	39,36	76,88	130,98	300,80	318,51
M1-3	60,99	138,04	155,91	199,35	546,47
M1-4	36,58	91,19	134,76	380,51	653,89
M1-5	61,26	93,48	136,98	269,89	328,44
Área M2	0-15	0-30	0-50	0-100	0-MAX
M2-1	12,16	15,76	19,02	137,00	223,67
M2-2	8,13	37,30	69,17	97,42	151,22
M2-3	34,23	53,21	75,60	146,58	187,92
M2-4	20,18	62,85	83,65	123,24	161,70
M2-5	24,22	66,14	99,09	845,13	864,02
Área RM	0-15	0-30	0-50	0-100	0-MAX
RM1	10,25	24,77	34,85	43,80	45,59
RM2	17,71	28,92	31,70	36,45	43,11
RM3	9,45	16,52	20,90	66,89	140,27
RM4	10,59	13,60	14,45	52,32	156,88
RM5	9,10	16,87	25,30	25,84	25,94

Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Como simplificação, a Figura 42 representa o estoque médio de carbono do solo (Mg C/ha) nas três áreas amostrais avaliados: M1, M2 e RM. Observa-se que a área M1 apresentou o maior valor médio de estoque de carbono, com 444,71 Mg C/ha, seguido por M2, com 317,71 Mg C/ha, enquanto a área RM registrou a menor média, com apenas 82,36 Mg C/ha.

Figura 42 - Estoque Médio de Carbono do Solo (Mg C/ha) por profundidade



Fonte: Autora (2026).

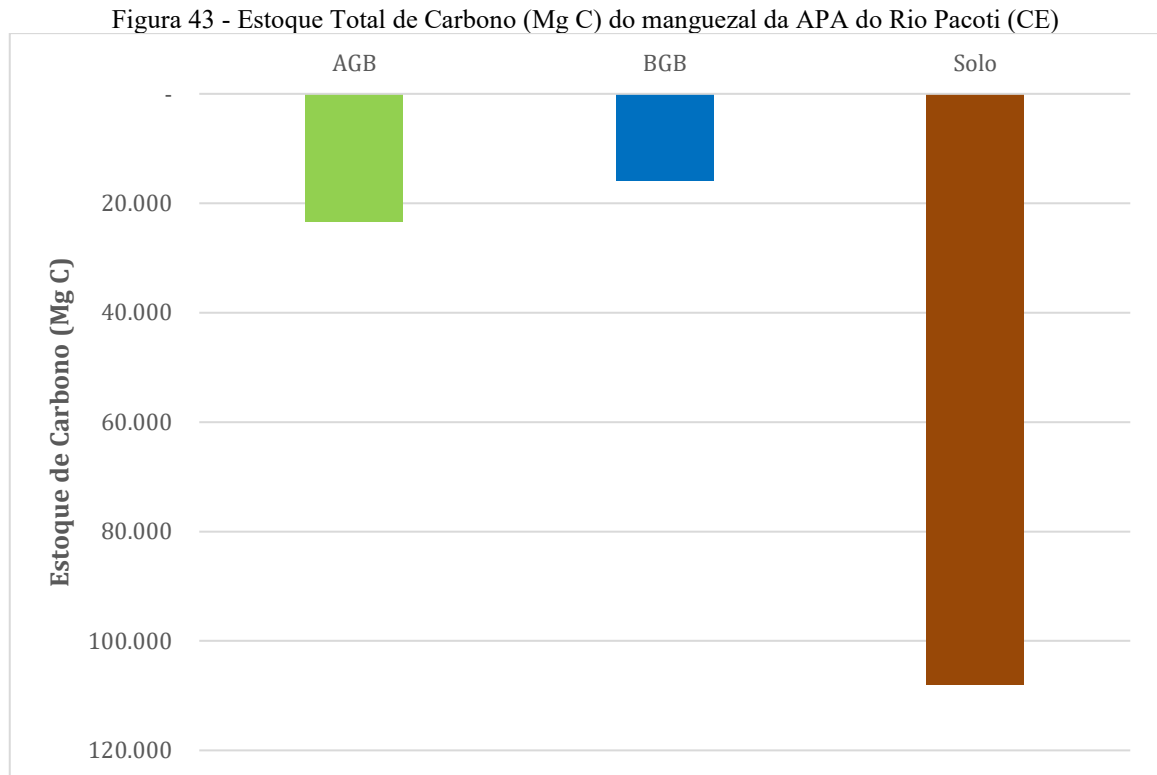
Seguindo as orientações metodológicas propostas por Howard et al. (2014), foi estimado um estoque médio de carbono do solo de 344,04 Mg C/ha, até a profundidade de 3 metros, para a APA do Rio Pacoti, considerando exclusivamente os valores médios das áreas não impactadas, por serem mais representativas das condições naturais do ecossistema.

Com base na extensão da cobertura de manguezal dessa unidade de conservação, correspondente a 314,13 hectares (Ceará, 2023), foi realizada a extrapolação do estoque médio por área total, resultando em um estoque estimado de 108.073,79 Mg C, considerando até os primeiros 3 metros de profundidade do manguezal.

5.3. Potencial de CO₂ equivalente

5.3.1. Potencial de emissão CO₂ equivalente da Biomassa + Solo

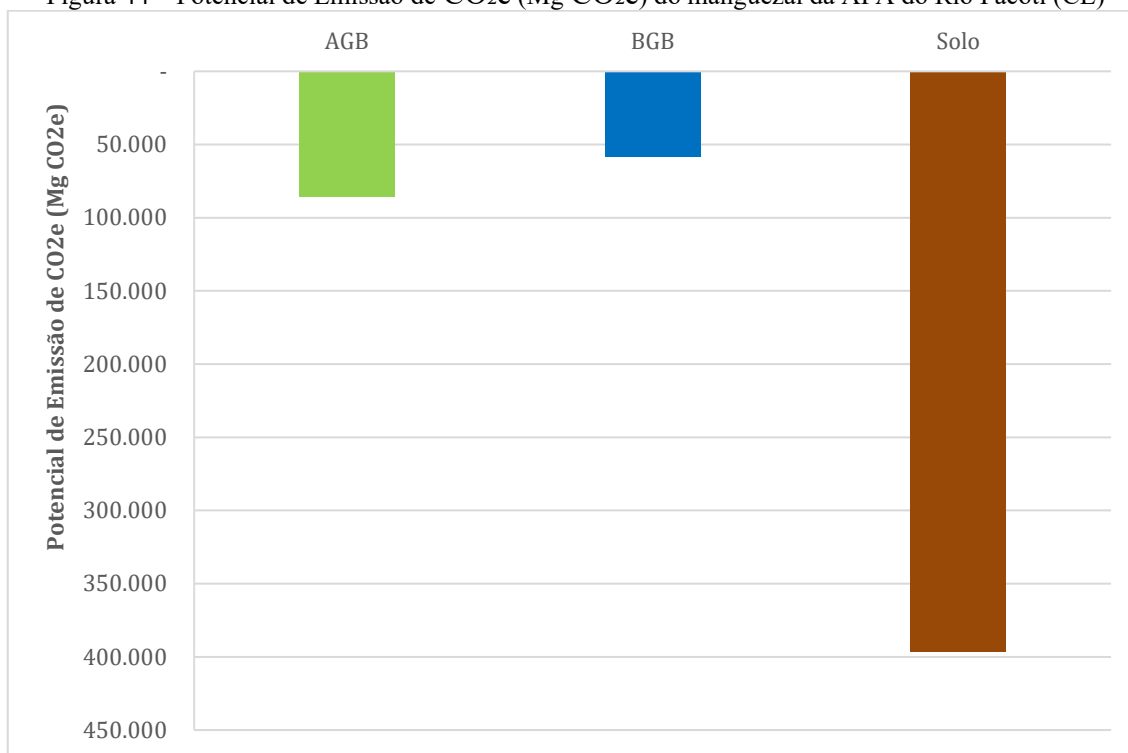
Com a soma dos resultados de estoque de carbono por compartimentos (AGB, BGB e Solo), obteve-se o valor total estimado em 147.288,08 Mg C da zona de manguezal de 314,13 hectares da APA do Rio Pacoti conforme Figura 43 abaixo:



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Ao aplicar o fator de conversão de 3,67 (Howard *et al.*, 2014), estimou-se que a degradação completa do ecossistema de mangue da área de estudo poderia resultar na emissão de 540.547,24 Mg CO₂e. Esse valor corresponde a uma emissão média de 1.720,72 Mg CO₂e/ha.

Figura 44 – Potencial de Emissão de CO₂e (Mg CO₂e) do manguezal da APA do Rio Pacoti (CE)



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

O Quadro 2, apresenta de uma outra forma os resultados apresentados anteriormente:

Quadro 2 - Quadro de Estoque de Carbono e Potencial de Emissão de Dióxido de Carbono Equivalente (CO₂e)

	Estoque de Carbono (Mg C)	Potencial de Emissão CO ₂ e (Mg CO ₂ e)
AGB	23.273,05	85.412,10
BGB	15.941,24	58.504,34
Solo	108.073,79	396.630,80
Total	147.288,08	540.547,24

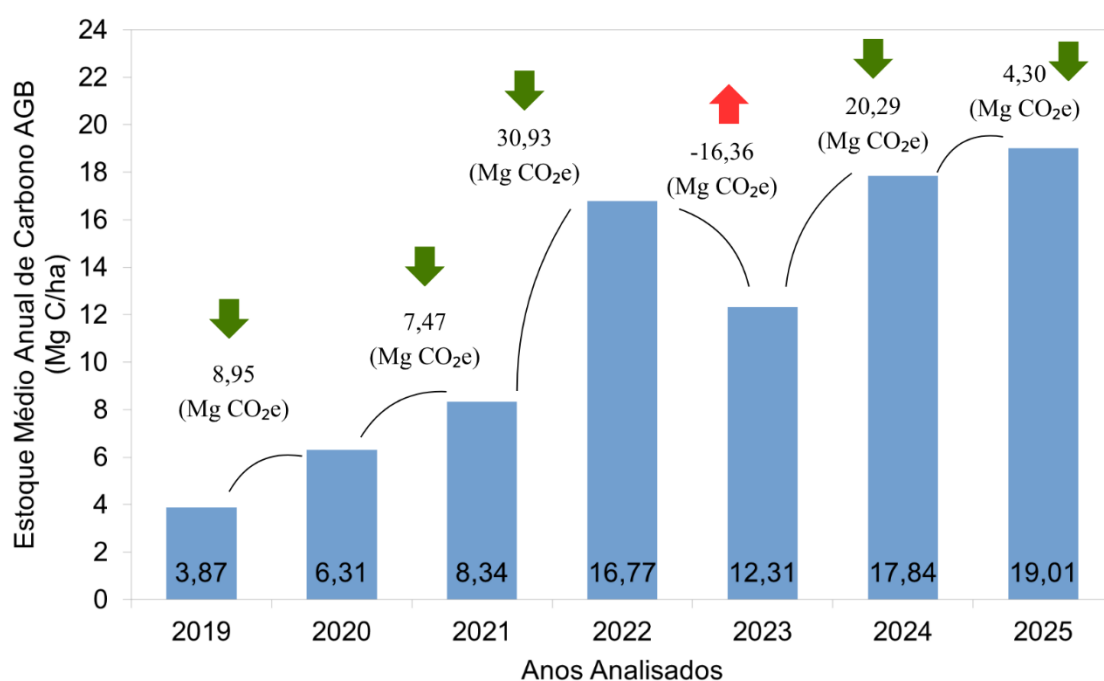
Fonte: Elaborado pela autora (2026).

5.3.2. Potencial de armazenamento de CO₂ equivalente da área em recuperação de 2019 a 2025

Nos gráficos a seguir, os valores expressos em Mg CO_{2e} representam justamente o carbono atmosférico absorvido pela vegetação por meio da fotossíntese e convertido em biomassa vegetal, refletindo o potencial de sequestro e estocagem de carbono da área restaurada. Para chegar a esse valor tirou-se a diferença entre os anos analisados, e multiplicou-se por 3,67 para conversão em potencial de dióxido de carbono equivalente.

A análise da série temporal evidencia que a área em recuperação ecológica vem se desenvolvendo satisfatoriamente e, conseqüentemente, apresentando capacidade contínua de remoção de carbono atmosférico, com posterior armazenamento na biomassa viva acima e subterrânea (AGB e BGB), atuando assim como sumidouro sutil de carbono ao longo do período avaliado (Figura 45).

Figura 45 - Análise temporal de potencial absorção de dióxido de carbono equivalente de AGB da área em recuperação ecológica do período de 2019 a 2025



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

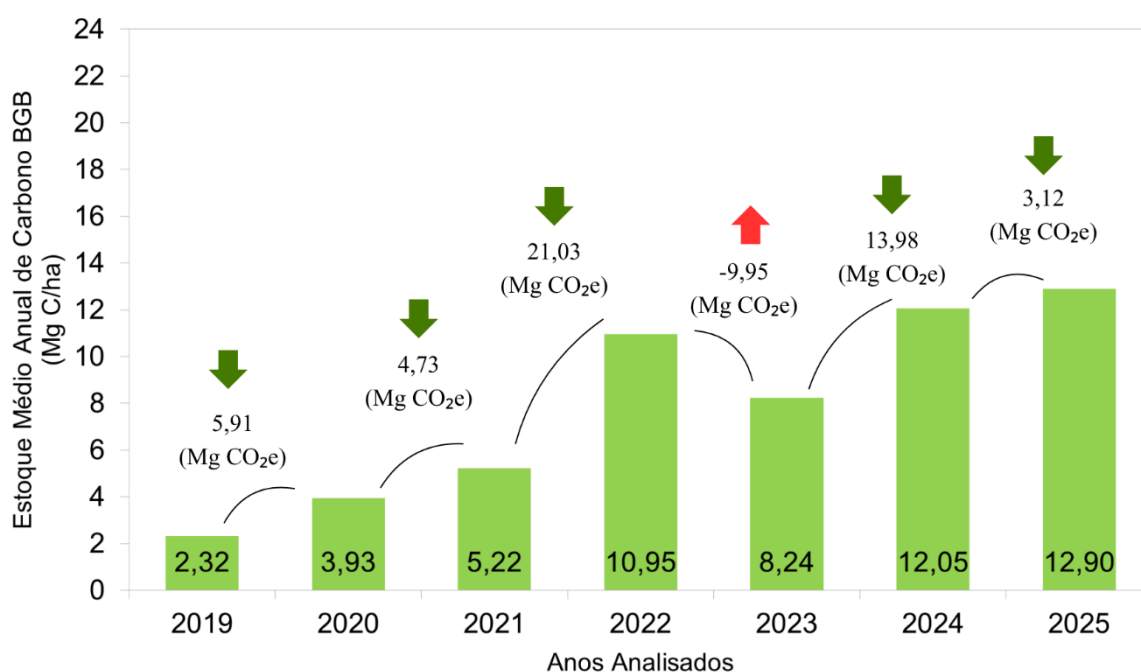
Conforme a Figura 45, entre 2019 e 2021, observa-se um aumento progressivo dessa capacidade, com remoções equivalentes a 8,95 Mg CO_{2e}, 7,47 Mg CO_{2e} e, posteriormente, um incremento mais expressivo em 2022, quando o sistema atingiu 30,93 Mg CO_{2e}, indicando elevada incorporação de carbono na biomassa. Entretanto, em 2023, verifica-se um balanço negativo de -16,36 Mg CO_{2e}, indicando perda de biomassa e consequente potencial de emissão parcial do carbono anteriormente estocado para a atmosfera. Cabe destacar

que a redução observada em 2023 pode estar diretamente associada à influência do evento El Niño 2023–2024, o qual atingiu o nordeste brasileiro influenciando em suas altas temperaturas e chuvas abaixo da média durante esse período.

Nos anos seguintes, 2024 e 2025, há retomada do sequestro de carbono, com absorção de 20,29 Mg CO₂e e 4,30 Mg CO₂e, respectivamente, demonstrando recuperação da capacidade de fixação de carbono atmosférico pela biomassa.

Enquanto na Figura 46, os valores em Mg CO₂e representam o carbono removido da atmosfera e incorporado à biomassa viva subterrânea (BGB), principalmente por meio do crescimento e expansão do sistema radicular. Em 2019, o estoque médio foi de 2,32 Mg C/ha, aumentando para 3,93 Mg C/ha em 2020 e 5,22 Mg C/ha em 2021, correspondendo a ganhos de 5,91 Mg CO₂e e 4,73 Mg CO₂e, respectivamente.

Figura 46 - Análise temporal de potencial absorção de dióxido de carbono equivalente de BGB da área em recuperação ecológica do período de 2019 a 2025



Fonte: Elaborado pela autora (2026).

Em 2022, observa-se o maior incremento da série, com o estoque atingindo 10,95 Mg C/ha e um ganho equivalente a 21,03 Mg CO₂e. Já no ano de 2023, verifica-se redução no estoque para 8,24 Mg C/ha, com balanço negativo de -9,95 Mg CO₂e, indicando perda parcial de biomassa e estoque de carbono e possível liberação de carbono atmosférico anteriormente

armazenado, podendo esse comportamento atípico estar relacionado com evento El Niño, como mencionado logo acima. Por fim, nos anos de 2024 e 2025, observa-se retomada do acúmulo de carbono, correspondendo a absorção de 13,98 Mg CO₂e e 3,12 Mg CO₂e, respectivamente.

6 DISCUSSÃO

6.1 Estoque de Carbono na Biomassa

Em relação ao estoque de carbono nas três áreas amostrais, as áreas M1 e M2 apresentaram os maiores valores, considerando os componentes de AGB e BGB por serem zonas de mangue mais antigas e não impactadas. Com isso, os valores de biomassa para essas áreas são altos e, consequentemente, os resultados de armazenamento de carbono orgânico também. No entanto, quanto à zona em recuperação (RM), percebe-se valores menores quando comparado, resultado que era esperado por se tratar de uma área com mangues juvenis ainda em desenvolvimento. Cabe destacar que essa área permaneceu por décadas sem qualquer intervenção após a desativação da salina, mantendo-se em condições ambientais desfavoráveis ao estabelecimento do manguezal, sobretudo devido à elevada salinidade do solo.

Desde 2017, observa-se o desenvolvimento progressivo de um novo bosque de mangue na área, com reflexos positivos não apenas na estrutura da vegetação, mas também no retorno de diferentes grupos faunísticos (Ferreira *et al.*, 2023). Ainda assim, é importante ressaltar que o longo período em que a área permaneceu degradada representa uma perda significativa em termos de acúmulo de biomassa e estoque de carbono, evidenciando o impacto do atraso na adoção de medidas de recuperação, medida que deveria ter sido tomada pelos responsáveis da salina após a desativação das atividades.

O valor médio de estoque de carbono para AGB (74,09 Mg C/ha) e BGB (50,75 Mg C/ha) desse presente estudo se assemelham a outros trabalhos realizados em vários locais do mundo. Por exemplo, temos os valores de Guerra Santos *et al.* (2014) para um bosque de mangue, na Península de Atasta, em Campeche, México, com resultados de armazenamento de carbono em média de $92,38 \pm 7,92$ Mg C/ha. Essa região possui semelhanças com a do presente estudo, sendo composta das mesmas espécies de mangue e apresenta médias de precipitação anual parecidas, com 1680 mm, o que pode influenciar na semelhança dos resultados.

Em um manguezal árido localizado na Lagoa La Cruz, no Golfo da Califórnia, México, a biomassa total foi convertida em carbono por meio de equações alométricas, enquanto os estoques de carbono do solo foram determinados com o uso de analisadores elementares em laboratório. Nessa área, sob condições de elevada aridez, observou-se um padrão inverso ao comumente registrado em manguezais mais úmidos, com maior acúmulo de carbono no compartimento BGB, que apresentou média de 35,1 Mg C/ha, em comparação à biomassa aérea (AGB), com 29,8 Mg C/ha. Segundo Barraza-Guardado *et al.* (2025), esse

resultado indica que a aridez atua como principal fator condicionante, favorecendo o maior acúmulo de biomassa radicular em detrimento do compartimento aéreo.

Chatting *et al.* (2020), em um manguezal árido do Qatar, relataram valores de estoque de carbono de 10,18 Mg C/ha, sendo 4,51 e 5,67 Mg C/ha de biomassa acima do solo e subterrânea, respectivamente. Nesse caso, percebe-se uma grande diferença ao comparar com os valores da APA do Rio Pacoti, porém isso se deve ao fato da Península Arábica ser uma região de clima extremo que apresenta condições estressantes como hipersalinidade (34-67) e baixos índices pluviométricos, os quais influenciam no desenvolvimento vegetal e de produtividade e, conseqüentemente, de estoque de carbono.

Na região norte do Brasil, relata-se valores de estoque de teor de carbono da biomassa acima do solo em 145 Mg C/ha (Kauffman *et al.*, 2018a). Manguezais amazônicos possuem maior biomassa mediante a localização favorável próximo à linha do Equador onde o desenvolvimento estrutural dos manguezais é máximo, combinado com as temperaturas elevadas e constantes, altas amplitudes de maré e elevada pluviosidade (Lima; Tognella, 2012).

Medeiros e Sampaio (2008), encontrou valores de biomassa acima do solo em 105 Mg/ha para os mangues de Itamaracá, Pernambuco. Utilizando o mesmo fator de conversão aplicado neste presente estudo (0,44), estima-se que desse valor de biomassa relatado 46,20 Mg C/ha seja de carbono orgânico. Outro relato bem próximo, é o de Kauffman *et al.* (2018b) que quantificou o armazenamento de carbono nos manguezais semiáridos da bacia hidrográfica do Acaraú e do Jaguaribe, todos no Ceará. Os valores médios apontam estoque de carbono das árvores acima do solo (AGB) em 70 Mg C/ha, resultado equivalente ao valor encontrado nesta presente pesquisa.

6.1.2. Análise Temporal da Área em Recuperação

Os resultados de estoque de carbono para *Above Ground Biomass* (AGB) e *Below Ground Biomass* (BGB), evidenciam o aumento gradual do armazenamento de carbono na área em recuperação ao longo do período de 2019 a 2025. Esse aumento no estoque também se refletiu no potencial de remoção de carbono atmosférico, sendo estimada uma absorção média de cerca de 2,59 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para AGB, e 1,82 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para BGB. Considerando a manutenção da tendência linear observada, o modelo projeta que o estoque de carbono poderá atingir aproximadamente 74,09 Mg C ha⁻¹ por volta de 2046. No entanto, essa estimativa corresponde a uma extrapolação do modelo para além do período de monitoramento e, portanto,

deve ser interpretada com cautela, uma vez que a taxa de acúmulo de carbono pode variar ao longo do processo de recuperação do manguezal.

Contudo, percebe-se apenas uma queda nos valores em 2023, mas logo em seguida o crescimento é retomado. Cabe destacar que a redução observada em 2023, considerado o ano mais quente desde 2015 (Organização Meteorológica Mundial, 2024), pode estar diretamente associada à influência do evento El Niño de 2023, especialmente considerando que a área de estudo está inserida no Nordeste brasileiro, região fortemente sensível às alterações climáticas provocadas por esse fenômeno. Segundo a Organização Meteorológica Mundial (2024), o El Niño de 2023 foi classificado como um dos cinco mais intensos já registrados, afetando diretamente o regime de chuvas e elevando as temperaturas médias em diversas regiões do planeta. No Brasil, especificamente no Nordeste, esse fenômeno tende a intensificar períodos de estiagem, aumentar o déficit hídrico e elevar o estresse térmico da vegetação, comprometendo o crescimento vegetal e a manutenção da biomassa (De Amorim, 2023; Rodrigues *et al.*, 2017).

A menor disponibilidade hídrica, associada ao aumento da temperatura e ao estresse fisiológico das plantas, pode ter provocado redução no crescimento vegetal, senescência acelerada, mortalidade de indivíduos arbóreos e menor incorporação de carbono atmosférico via fotossíntese (McDowell *et al.*, 2022; Choat *et al.*, 2018; Allen *et al.*, 2010). Essas condições podem justificar a redução do estoque médio de carbono acima do solo (AGB) observada em 2023, quando houve diminuição de 16,8 para 12,3 Mg C/ha, resultando em balanço negativo de -16,36 Mg CO₂eq. Esse valor indica que, naquele período, a área passou a apresentar liberação parcial do carbono anteriormente estocado na biomassa. Dessa forma, a oscilação negativa registrada em 2023, tanto para AGB e BGB não necessariamente indicam uma tendência permanente de perda de carbono, mas pode refletir uma resposta temporária deste ambiente a uma anomalia climática identificada com os efeitos das mudanças climáticas atuais. Com isso, reforça-se a continuação dos monitoramentos nessa área a fim de observar quais possíveis impactos podem refletir no desenvolvimento desse mangue jovem diante da previsão de ocorrência do próximo evento de El Niño, o qual tende a ser mais intenso.

No trabalho de Amelia *et al.* (2023), o manguezal da vila de Lubuk Kertang, na Indonésia, também teve uma área impactada por mudanças no uso do solo durante décadas, onde depois iniciou-se um projeto de reabilitação feito com plantio de propágulos e mudas. Os resultados do monitoramento da biomassa aérea (AGB) nos primeiros quatro anos de idade de plantio foram de 2,13 Mg C/ha, e 1,00 Mg C/ha para a biomassa subterrânea (BGB). Os valores são menores ao deste presente trabalho para o mesmo período, com 8,34 Mg C/ha e 5,22 Mg

C/ha, respectivamente. Após cinco anos, os valores do artigo em questão apresentaram valor de 15,81 e 3,98 Mg C/ha (para AGB e BGB), enquanto no quinto ano da área de recuperação da APA do Rio Pacoti o resultado foi de 16,77 e 10,95 Mg C/ha, na sequência. Por volta de sete anos de idade, os autores apresentaram valores robustos de biomassa aérea de 41,00 e 46,53 Mg C/ha (área de plantio de propágulos e plantio de mudas, respectivamente) e 10,18 e 10,26 Mg C/ha para a biomassa subterrânea. No sétimo ano de idade, esta presente pesquisa encontrou valores menores de 17,84 e 12,05 Mg C/ha (AGB e BGB), o que é justificável por se tratar de um manguezal semiárido sob condições mais hostis para as plantas, em contraste de um manguezal da região do Indo-Pacífico, onde apresenta condições mais favoráveis para a alta produtividade.

Suprayogi *et al.* (2022), estimaram por meio de duas equações alométricas o estoque de carbono na vegetação de manguezais restaurados na costa norte de Sumatra, também na Indonésia, no intervalo de 2 a 30 anos. Em 2 anos, o carbono estimado era de 2,9 e 3,7 Mg C/ha, que é semelhante aos resultados desta presente pesquisa para o ano de 2019, quando o bosque de *A. germinans* já tinha aproximadamente dois anos de idade. Em 4 anos, os autores registraram 21,4 e 20,6 Mg C/ha; em 6 anos esse estoque já se apresentava em 22,2 e 19,6 Mg C/ha. Resultados como esse não são tão distantes dos que foram apresentados neste trabalho. Vale destacar que os manguezais da região do Indo-pacífico são mais robustos e desenvolvidos mediante aos diversos fatores ambientais locais que proporcionam um excelente desenvolvimento, com isso é de se esperar que os valores sejam um pouco maiores em comparação com a área em recuperação da APA do Rio Pacoti.

Assim, pode-se dizer que a porção de bosque de mangue juvenil, em processo de recuperação ecológica, apresenta baixos valores de estoque de carbono quando comparadas com as suas áreas preservadas adjacentes. Dessa forma, os menores valores de estoque de carbono observados nessa área refletem os efeitos da degradação causada pela implantação da salina. Considerando a proximidade e a similaridade ambiental com os bosques preservados adjacentes, é provável que, na ausência desse impacto, a área apresentasse atualmente capacidade de armazenamento de carbono semelhante à das áreas não impactadas. O aumento de acentuado de estoque de carbono em manguezais recuperados, tanto na biomassa aérea (AGB) e subterrânea (BGB), ocorre a partir dos 20 anos de desenvolvimento, com o ápice nos 40 anos de idade da floresta (Bourgeois *et al.*, 2024).

Nesse contexto, a degradação manguezal da APA do Rio Pacoti representa não apenas a perda estrutural e ecológica do ecossistema, mas também décadas de interrupção na absorção e armazenamento de carbono. Após a desativação da salina, a área permaneceu por

um longo período em condições inóspitas ao estabelecimento da vegetação, sem que medidas de recuperação fossem implementadas imediatamente pelos responsáveis. Assim, durante todo esse intervalo, o ambiente permaneceu inóspito até a regeneração pós-intervenção hidrológica, sem desempenhar plenamente suas funções ecológicas, incluindo o acúmulo de biomassa e carbono. Felizmente, a área degradada vem demonstrando sinais de recuperação, evidenciados pela variação temporal do estoque de carbono na biomassa vegetal, que gradualmente tem aumentado. Além disso, observações de campo também indicam o retorno de diversos grupos faunísticos na área, o que é um sinal positivo para o projeto.

Em geral, os resultados do projeto de recuperação de uma parte do manguezal impactado da APA do Rio Pacoti vem se apresentando como bem sucedido, mesmo sob condições de semiaridez. Dessa forma, os resultados apresentados contribuem para preencher lacunas existentes na falta de informação sobre resultados de projetos de recuperação de manguezais. Ademais, informações como essas podem fortalecer a preservação dos manguezais, já que atuam como sumidouros de carbono, e incentivar a recuperação de outros manguezais degradados, como também pode ajudar a nortear gestores políticos em tomadas de decisões referentes à mitigação das mudanças climáticas.

6.2 Carbono no Solo

6.2.1 Densidade Aparente do Solo

Os resultados de densidade do solo variaram entre as áreas, evidenciando a heterogeneidade do ambiente. Os valores oscilaram entre 0,13 e 1,67 g/cm³, com média de 1,06 ± 0,43 g/cm³, considerando a profundidade de até 3 metros. Os menores valores foram predominantes em M1, área não impactada, enquanto os maiores concentraram-se na área em recuperação (RM). A área M2, também não impactada, apresentou valores intermediários.

Na revisão sistemática de Sasmito *et al.* (2019) sobre mudanças de uso e cobertura do solo em manguezais, o aumento da densidade aparente do solo (compactação) está muito associado a perdas de carbono em áreas impactadas em que houve mudanças no uso da terra. Em outro estudo sobre os mangues desmatados em Madagascar, indicou-se também menor porosidade e maior compactação nessa zona degradada (Arias-Ortiz *et al.*, 2020), o que fortalece a justificativa dos resultados deste presente trabalho de pesquisa. Além disso, complementa-se a justificativa da compactação do solo por atividades antrópicas, como também

pela menor ocorrência de inundação típica nesses ambientes, caso que ocorreu na área impactada da APA do Rio Pacoti pela construção de diques da salina.

Em outro trabalho realizado no manguezal do Rio Acaraú, Ceará, por Kauffman *et al.* (2018), região próxima à deste estudo, as áreas impactadas por tanques de cultivo de camarão apresentaram valores de densidade aparente com médias de $1,50 \pm 0,07 \text{ g/cm}^3$ e $1,47 \pm 0,1 \text{ g/cm}^3$. Além disso, o artigo cita médias de densidade para áreas próximas a esses tanques de carcinicultura, que seriam zonas de mangue preservados, com valores de $0,86 \pm 0,04$ e $0,74 \pm 0,07 \text{ g/cm}^3$ para profundidades de 50–100 cm. Resultados como esse assemelham-se ao deste presente estudo, com valor médio de $1,39 \pm 0,26 \text{ g/cm}^3$ para a área em recuperação (RM), e com as médias de $0,49 \pm 0,39$ e $1,09 \pm 0,24 \text{ g/cm}^3$. Da mesma forma o trabalho de Rodrigues *et al.* (2024), feito na mesma área de estudo da APA do Rio Pacoti, apresenta valores (apenas para 1 metro de profundidade) que não destoam dos resultados desta presente pesquisa, onde os autores encontraram uma média de $1,60 \pm 0,11 \text{ g/cm}^3$ para a área impactada pelas lagoas de salina, como mencionadas acima, e $0,81 \text{ g/cm}^3$ para área preservada.

6.2.2 Teor de Carbono Orgânico (%Corg)

Quanto aos percentuais de carbono orgânico (%Corg), a área não impactada mais distante da borda do rio (M1), um ambiente de solo constantemente saturado de água onde há alta presença de matéria orgânica, apresentou significativamente os maiores valores. A área em recuperação (RM) teve os menores resultados, enquanto a área da área M2 também teve resultados semelhantes, o que é comprovado pelo teste onde mostrou que não houve diferenças significativas. O mesmo acontece no estudo de Rodrigues *et al.* (2024), onde as áreas não impactadas apresentaram maiores valores, enquanto a zona em recuperação evidenciou baixos resultados, o qual indicou a eficiência da produtividade primária dos mangues no armazenamento de carbono em bosques maduros.

No quesito intervalo de profundidade, nos cinco testemunhos da área M1 o maior teor de %Corg concentrou-se na superfície (0-15 cm) e subsuperfície (15-30 cm) de cada perfil. Nos testemunhos do RM, os valores mantiveram-se praticamente estáveis, sem muita variação ao longo dos intervalos. Já nos testemunhos do M2, apresentou-se pouca variação, sendo elas em maior quantidade na superfície e subsuperfície, e um testemunho (M2-5) em que a maior concentração estava na profundidade, especificamente no intervalo 50-100 cm, comportamento atípico em relação aos outros.

Nos manguezais o teor de carbono varia ao longo da profundidade de acordo com certos fatores como geomorfologia, condições físico-químicas e hidrológicas, idade e estrutura do manguezal, como também o tipo de sedimento. Embora exista uma tendência geral, os padrões variam significativamente entre diferentes locais e contextos ambientais. Em ambientes como inundações frequentes pela maré e saturação constante pela água, por exemplo, o teor de carbono tende a decrescer com o aumento da profundidade devido a condições de anoxia do solo na qual mantêm maiores concentrações de matéria orgânica do que zonas menos saturadas (Rozainah *et al.*, 2018; Wen *et al.*, 2022). Ademais, considera-se a relação inversa entre o teor percentual de carbono e a densidade aparente do solo, onde a maior compactação de solos profundos comumente apresenta concentrações percentuais mais baixas de matéria orgânica (Cooray *et al.*, 2024), como é o caso dos resultados indicados neste presente trabalho.

6.2.2 Estoque de Carbono no Solo

Observando a Figura 38, nota-se diferenças no estoque médio de carbono entre as áreas analisadas, refletindo a influência do estado de preservação das áreas, principalmente quando se repara no valor médio da área RM (82,36 Mg C/ha), o qual evidencia os efeitos persistentes da degradação causada pela implantação da salina. Mudanças no uso do solo em manguezais promovem perdas substanciais de carbono, especialmente devido à remoção da vegetação, revolvimento do sedimento e alterações nas características físico-químicas do solo. Nesse sentido, comparando as três áreas amostrais deste estudo, nota-se que a área em recuperação apresenta a menor média de estoque de carbono quanto às demais.

As médias registradas nas áreas não impactados M1 e M2 (444,71 e 317,71 Mg C/ha, respectivamente) provavelmente estão relacionadas à uma série de fatores ambientais. Áreas mais próximas aos rios, submetidas a inundações frequentes e à saturação constante de água, tendem a favorecer maiores acúmulos de material orgânico em decorrência das condições anóxicas do solo, que reduzem a decomposição da matéria orgânica. Além disso, vale ressaltar que são regiões que apresentam maior deposição de sedimentos finos, menor remobilização do substrato e maior retenção de matéria orgânica (aspecto perceptível durante a observação em campo), favorecendo o acúmulo progressivo de carbono no perfil do solo.

Além dos fatores anteriormente discutidos, as diferenças no estoque de carbono também podem estar relacionadas à biomassa vegetal presente em cada área. Ambientes com maior biomassa aérea e subterrânea tendem a apresentar maior aporte de serapilheira, raízes e

resíduos orgânicos ao solo, favorecendo o acúmulo de carbono ao longo do tempo. Assim, áreas mais preservadas, que geralmente possuem maior cobertura vegetal e produtividade, tendem a apresentar maiores estoques de carbono em comparação às áreas degradadas ou em processo de recuperação.

Apesar de ambos representarem manguezais não perturbados, observa-se diferença entre os resultados obtidos para M1 e M2, sendo um localizado na borda do rio e o outro em uma região mais interna do bosque. Resultado semelhante foi evidenciado por Sasmito *et al.* (2020), que observaram maiores estoques de carbono em manguezais interiores quando comparados aos manguezais de franja. Nesse contexto, a literatura destaca que diferenças hidrossedimentares dentro de um mesmo bosque podem gerar elevada heterogeneidade nos estoques de carbono em manguezais (Elwin *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2024).

Ao comparar os resultados deste presente trabalho com o de Rodrigues *et al.* (2024), os autores encontraram resultado menor, no mesmo local de estudo, para o solo de mangues preservados, no valor de 245 Mg C/ha, porém para apenas 1 metro de profundidade, o que justifica a disparidade com os resultados aqui encontrados (444,7 e 317,7 Mg C/ha). Enquanto para a área em recuperação, eles apresentaram resultado de 22,8 Mg C/ha, valor que chega a fazer sentido quanto ao deste estudo (82,4 Mg C/ha).

Outro exemplo regional é apresentado por Kauffman *et al.* (2018), em estudo realizado no manguezal semiárido de Acaraú, Ceará, impactado por atividades de carcinicultura. Os autores registraram média de 24,9 Mg C/ha para a área degradada considerando até ponto de recusa que não ultrapassasse 3 metros de profundidade. Já para a área preservada do estuário, o estoque médio encontrado foi de 216 Mg C/ha, reforçando o contraste entre áreas conservadas e ambientes submetidos a alterações antrópicas.

O baixo estoque encontrado em RM demonstra que, mesmo após o início da regeneração natural, os efeitos da degradação ainda permanecem evidentes no ecossistema. A presença atual de um bosque jovem de aproximadamente nove anos indica avanço no processo de recuperação ecológica, porém os resultados sugerem que o restabelecimento dos estoques de carbono ocorre de forma gradual e depende do tempo de regeneração da vegetação e da recomposição das condições ambientais do solo. Estudos em áreas restauradas mostram que manguezais jovens normalmente apresentam estoques inferiores aos observados em bosques maduros, aumentando progressivamente ao longo das décadas de regeneração (Carnell *et al.*, 2022; Murdiyarso *et al.*, 2018). Esse padrão também foi observado por Elwin *et al.* (2018) em estudos realizados em manguezais sob recuperação após degradação por salinas e carcinicultura, nos quais áreas restauradas apresentaram estoques significativamente inferiores

aos de manguezais conservados, embora demonstrassem tendência gradual de recuperação ao longo do tempo.

Quanto à média, encontrou-se o resultado de 344,0 Mg C/ha, representando até 3 metros de profundidade, considerado apenas os resultados das áreas não impactadas nos cálculos para representar a média do local de estudo. O valor é bem abaixo da média mundial de 965 Mg C/ha, para camada de 1 metro (Alongi, 2014), porém se assemelha com a média encontrada para um manguezal intacto do norte do Vietnã cujo valor foi de 300,7 Mg C/ha (Hong Thin *et al.*, 2020), para até 2 metros.

No manguezal do estuário do Rio Trat, na Tailândia, foram trabalhados testemunhos de 3,5 metros de profundidade no qual resultou em uma média robusta de 1000 Mg C/ha de estoque de carbono orgânico no solo. A região apresenta altos índices de precipitação (média anual de 5207 mm), o que proporciona ótimas condições para o desenvolvimento de manguezais e sua produtividade primária, então é de se esperar valores altos no que se refere ao armazenamento (Kida *et al.*, 2021).

Na revisão de Beloto *et al.* (2023), os autores fizeram a revisão sistemática e meta-análise de 23 artigos elegíveis sobre estoque de carbono manguezais ao longo da costa brasileira. Os autores apresentaram a média do estoque de carbono do solo para as regiões, sendo 316 ± 82 Mg C/ha para o Norte, 196 ± 142 Mg C/ha para o Nordeste, e o Sudeste com a menor média de 93 ± 88 Mg C/ha. Cabe ressaltar que conforme a revisão, foi pontuado o problema da escassez de trabalhos de medição em camadas profundas (>1 m) no Brasil, como também em muitos outros países, o que pode subestimar estoques de acordo com o local. Além disso, no quesito “áreas não impactadas”, os pesquisadores encontraram uma média de 317 ± 116 Mg C/ha, o qual é semelhante à média encontrada neste presente estudo (344,0 Mg C/ha), que também foi calculado considerando somente os valores das áreas não impactadas), porém sendo para uma camada de 3 metros. Enquanto para a “áreas impactadas”, o artigo evidencia uma média de 79 ± 46 Mg C/ha, o qual se aproxima com o valor aqui apresentado (82,4 Mg C/ha), porém sem desconsiderar que ambos medem profundidades diferentes.

A insuficiência de pesquisas que meçam perfis maiores que 1 metro, como observado acima, compromete inventários ao subestimar valores reais/aproximados de armazenamento de carbono. Camadas mais profundas tendem a estocar 542-1886 Mg C/ha, o que justifica que é mais adequado coletar perfis de solo de 0 a 3 metros, ou até o limite físico do solo (Kauffman *et al.*, 2020; Cooray *et al.*, 2024; Murdiyarso *et al.*, 2023).

6.3 Potencial de Emissão de Dióxido de Carbono Equivalente

O resultado médio total de 1.720,78 Mg CO₂e/ha de emissão potencial de dióxido de carbono, para a área de manguezal da APA do Rio Pacoti, se assemelha a outros trabalhos feitos na mesma região. Como exemplo, na região do Acaraú, Ceará, a estimativa da perda de carbono para emissão potencial (considerando todos os compartimentos) resultou no valor médio de 1.371 Mg CO₂e/ha de uma região drasticamente afetada pelos impactos da conversão do manguezal em sistemas de carcinicultura (Kauffman *et al.*, 2018b). Conforme os autores, a maior parte desse carbono potencialmente perdido foi do compartimento do solo, já que contém o maior armazenamento.

Em Rodrigues *et al.* (2024), estudo também realizado na mesma área APA do Rio Pacoti, o estoque médio estimado, considerando apenas o compartimento do solo, foi de 815 Mg CO₂e/ha. Esse valor é notavelmente inferior ao observado neste presente estudo (1.262,63 Mg CO₂e/ha para apenas o solo), o que é justificado pelo fato da estimativa dos referidos autores considerarem apenas o primeiro metro de profundidade, enquanto aqui contemplou-se uma maior profundidade.

Quando comparado com potencial de emissão de 142,7 Mg CO₂e/ha, da perda vegetacional de florestas tropicais secas do nordeste brasileiro, com a média para AGB de manguezais em 271,58 Mg CO₂e/ha (Kauffman *et al.*, 1993), tem-se uma noção quantitativa do alto potencial dos manguezais serem fontes emissoras de gases de efeito estufa quando degradados. Isso demonstra e reforça a importância da conservação e necessidade de mais proteção a esses ambientes, como também justifica o investimento em projetos de recuperação de manguezais para aumentar os estoques.

Em termos comparativos, o potencial de emissão estimado de 540.547,24 Mg CO₂e corresponde à quantidade de carbono que seria absorvida por aproximadamente 3.783.831 árvores de porte médio, considerando uma média de sete árvores para compensar uma tonelada de CO₂ ao longo dos primeiros 20 anos de crescimento (Fundação SOS Mata Atlântica, 2025). Além disso, essa quantidade de CO₂e é equivalente às emissões anuais de aproximadamente 117.510 automóveis de passeio movidos à gasolina, considerando uma emissão média de 4,6 toneladas de CO₂ por veículo ao ano (United States Environmental Protection Agency, 2025). Embora essas equivalências possuam caráter ilustrativo e dependam de premissas relacionadas ao crescimento das árvores e às características da frota veicular, elas permitem dimensionar a magnitude do carbono armazenado pelo manguezal e evidenciam a relevância da conservação desses ecossistemas para a mitigação das mudanças climáticas.

7 CONCLUSÕES

Conforme os resultados, o manguezal semiárido da APA do Rio Pacoti tem potencial de sequestrar e armazenar uma considerável quantidade de carbono em seus compartimentos. Boa parte desse estoque está concentrado no solo, o que é comum na literatura, sem desconsiderar a importância da contribuição vegetal. Em específico, verificou-se que as áreas que representavam áreas não impactadas obtiveram maiores valores médios de estoque, já que tem maiores quantidades de biomassa e matéria orgânica. Em um possível cenário de degradação do manguezal dessa unidade de conservação, quantidades potencialmente elevadas de dióxido de carbono equivalente seriam emitidas, contribuindo assim ainda mais com o agravamento da crise climática global.

Quanto à variação temporal de estoque de carbono do bosque de mangue juvenil, os dados apontam aumento gradual dos estoques e da absorção de carbono atmosférico, indicando assim que o projeto vem sendo bem sucedido. Porém, recomenda-se a continuidade dos monitoramentos frequentes para acompanhar essa trajetória de crescimento, avaliar a estabilidade desses estoques ao longo do tempo e observar possíveis alterações decorrentes de fatores climáticos externos. Nesse contexto, destaca-se a importância de investigar a possível influência do próximo evento El Niño previsto, o qual tende a apresentar maior intensidade em função das mudanças climáticas, podendo afetar processos ecológicos importantes, como o crescimento da vegetação, dinâmica hídrica e capacidade de retenção de carbono pelo manguezal.

Os resultados desta pesquisa ampliam o conhecimento sobre os estoques de carbono em manguezais semiáridos brasileiros, um ambiente ainda pouco representado na literatura científica, e fornecem informações que podem subsidiar estratégias de conservação, restauração e mitigação das mudanças climáticas. Além de sustentarem elevada biodiversidade e fornecerem recursos essenciais às comunidades tradicionais, os manguezais desempenham papel estratégico na regulação do clima ao armazenarem carbono por longos períodos, constituindo uma das mais eficientes soluções baseadas na natureza para o enfrentamento da crise climática. Nesse contexto, os resultados reforçam a importância da conservação desses ecossistemas e incentivam a implementação de projetos de recuperação de áreas degradadas. Diante da intensificação das mudanças climáticas, a proteção dos manguezais representa uma estratégia fundamental para manter seus serviços ecossistêmicos e sua capacidade de sequestrar e estocar carbono, gerando benefícios ambientais e sociais para as gerações presentes e futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABINO, A. C.; CASTILLO, J. A. A.; LEE, Y. J. Assessment of species diversity, biomass and carbon sequestration potential of a natural mangrove stand in Samar, the Philippines. **Forest science and technology**, v. 10, n. 1, p. 2-8, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21580103.2013.814593>. Acesso em: 7 set. 2023.

ADAME, Maria F. et al. Future carbon emissions from global mangrove forest loss. **Global change biology**, v. 27, n. 12, p. 2856-2866, 2021.

ALBUQUERQUE, J. L. **Caracterização morfodinâmica e vulnerabilidade à erosão do litoral leste da ilha de Itamaracá – PE**. 2009. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/6429>. Acesso em: 2 out. 2023.

ALLEN, Craig D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest ecology and management**, v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.

ALONGI, D. M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annual review of marine science**, v. 6, p. 195-219, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>. Acesso em 14 jun. 2023.

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental conservation**, v. 29, n. 3, p. 331-349, 2002. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/abs/present-state-and-future-of-the-worlds-mangrove-forests/0E3D6B0DF6EE2E9DBD48582964AD492A?utm_campaign=shareaholic&utm_medium=copy_link&utm_source=bookmark. Acesso em: 3 jul. 2023.

ALONGI, Daniel M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annual review of marine science**, v. 6, n. 1, p. 195-219, 2014.

ALONGI, Daniel Michael. Impacts of climate change on blue carbon stocks and fluxes in mangrove forests. **Forests**, v. 13, n. 2, p. 149, 2022.

AMELIA, Rizka et al. Avaliação do crescimento vegetal e do potencial de armazenamento de carbono no manguezal restaurado de um lago abandonado em Lubuk Kertang, Sumatra do Norte, Indonésia. **Forests**, v. 14, n. 1, p. 158, 2023.

ARIAS-ORTIZ, Ariane et al. Losses of soil organic carbon with deforestation in mangroves of Madagascar. **Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 1-19, 2021.

BARBOSA, Francisca Edineide Lima; SOBRINHO, José Falcão; DOURADO, Álvaro Andrade. Characterization of the Physical-natural Units of the Hinterland Surface of the Pacoti Drainage Basin, Ceará, Brazil. **Journal of Geography, Environment and Earth Science International**, v. 25, n. 4, p. 30-42, 2021.

BARRAZA-GUARDADO, Ramón H. et al. Blue-Carbon Stocks in Arid Mangroves of La Cruz Lagoon, Gulf of California, Mexico. **Tropical Conservation Science**, v. 18, p. 19400829251331434, 2025.

BAUTISTA-OLIVAS, A. L. et al. 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. Disponível em: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.02.020>. Acesso em: 4 nov. 2023.

BELOTO, Natalia et al. Blue carbon stock heterogeneity in Brazilian mangrove forests: A systematic review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 197, p. 115694, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115694>. Acesso em: 5 nov. 2023.

BOURGEOIS, Carine F. et al. Four decades of data indicate that planted mangroves stored up to 75% of the carbon stocks found in intact mature stands. **Science Advances**, v. 10, n. 27, p. eadk5430, 2024.

BOYSEN-JENSEN, P.; STATION, C. D. B. **Studies concerning the organic matter of the sea bottom**. 1915.

CARNELL, Paul E. et al. Blue carbon drawdown by restored mangrove forests improves with age. **Journal of environmental management**, v. 306, p. 114301, 2022.

CEARÁ. Decreto nº 25.778, de 15 de fevereiro de 2000. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Pacoti nos municípios de Fortaleza, Eusébio e Aquiraz, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**, série 2, ano III, n.º 34, caderno ½. Fortaleza: editoração SEAD, 17/02/2000.

CEARÁ. Secretaria do Meio Ambiente e Mudança do Clima (SEMA). **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental do Rio Pacoti**. Fortaleza: SEMA, 2023. Disponível em: https://www.sema.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2024/01/Plano_Manejo_Pacoti_2023v7.pdf. Acesso em: 25 mar. 2026.

CHATTING, M. et al. Mangrove carbon stocks and biomass partitioning in an extreme environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 244, p. 106940, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106940>. Acesso em: 14 nov. 2023.

CHOAT, Brendan et al. Triggers of tree mortality under drought. **Nature**, v. 558, n. 7711, p. 531-539, 2018.

COORAY, Iroshaka Gregory; CHALMERS, Gareth; CHITTLEBOROUGH, David. The impact of sampling depths on quantification of soil organic carbon stock in mangrove environments. **Catena**, v. 246, p. 108398, 2024.

CUSACK, M. et al. Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, p. 074007, 2018. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aac899/meta>. Acesso em: 27 mai. 2023.

DE AMORIM, Marcela Araujo. Emergência Climática e El Niño: Estratégias de Resiliência no Semiárido Nordeste. *Revista Avesso: Pensamento, Memória e Sociedade*, v. 4, n. 1, p. 41-56, 2023. Manejo Sustentável para a Planície Flúvio-Marinha do Rio Pacoti - Fortaleza/Ceará. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 33, n. 17, p. 143-152, 2005. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3213/321327187011.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2023.

DE OLIVEIRA RODRIGUES, Luana et al. Influência dos eventos de El Niño e La Niña no regime de precipitação do Agreste de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 6, p. 1995-2009, 2017.

DE OLIVEIRA, M. *et al.* Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim. v. 40, n.149, p. 09-20, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Tanise-Sausen/publication/303932606_Biomass_and_carbon_stocks_in_different_forest_systems_in_southern_Brazil/links/575ec92008aec91374b404b7/Biomass-and-carbon-stocks-in-different-forest-systems-in-southern-Brazil.pdf. Acesso em: 30 out. 2023.

DEVI, Salam Himika; SALAM, Jenny. Resilience, Mitigation and Adaptation Strategies to Combat Climate Change for a Sustainable Future. **International Journal of Environment and Climate Change**, [S. l.], v. 15, n. 4, p. 423–438, 2025. DOI: 10.9734/ijeccc/2025/v15i44822. Disponível em: <https://journalijeccc.com/index.php/IJECC/article/view/4822>. Acesso em: 10 mar. 2026.

DONATO, D. C. *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature geoscience**, v. 4, n. 5, p. 293-297, 2011.

DUARTE DE PAULA COSTA, M.; MACREADIE, P. I. The evolution of blue carbon science. **Wetlands**, v. 42, n. 8, p. 109, 2022. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13157-022-01628-5>. Acesso em: 18 out. 2023.

DUKE, N. C. *et al.* A world without mangroves?. **Science**, v. 317, n. 5834, p. 41-42, 2007. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.317.5834.41b>. Acesso em: 25 out. 2023.

ELWIN, A. *et al.* Preservação e recuperação dos estoques de carbono do ecossistema de mangue em viveiros de camarão abandonados. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 18275, 2019.

EUSOP, M. E. M.; ISMAIL, M. H.; KASIM, M. R. M. Estimating aboveground biomass and carbon stocks of mangrove forests in Kuala Sepetang, Perak. **The Malaysian Forester**, v. 81, n. 2, p. 145-153, 2018.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007. The world's mangroves 1980–2005. **FAO Forestry Paper 153**. Rome, Italy: FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/forestry/mangrove/3643/en/>. Acesso em: 2 set. 2023.

FATOYINBO, T. *et al.* Estimating mangrove aboveground biomass from airborne LiDAR data: a case study from the Zambezi River delta. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 2, p. 025012, 2018. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa9f03/meta>. Acesso em 10 ago. 2023.

FERREIRA, A. C. *et al.* Mangrove Recovery in Semiarid Coast Shows Increase of Ecological Processes from Biotic and Abiotic Drivers in Response to Hydrological Restoration.

Wetlands, v. 42, n. 7, p. 80, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01603-0>. Acesso em: 10 ago. 2023.

FERREIRA, A. C.; BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Aboveground carbon stock in a restored neotropical mangrove: influence of management and brachyuran crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management**, v. 27, p. 223-242, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-019-09654-7>. Acesso em: 13 mai. 2023.

FERREIRA, A. C.; GANADE, G.; DE ATTAYDE, J. L. Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: effects on plant biomass and crab communities. **Ocean & Coastal Management**, v. 110, p. 38-45, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.03.006>. Acesso em: 10 ago. 2023.

FERREIRA, A. C.; LACERDA, L. D. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, v. 125, p. 38-46, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011>. Acesso em: 12 ago. 2023.

FROMARD, F. *et al.* Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia**, v. 115, n. 1-2, p. 39-53, 1998. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s004420050489>. Acesso em: 3 mai. 2023.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Calcule sua emissão de CO₂**. São Paulo, [2025]. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/calcule-sua-emissao-de-co2>. Acesso em: 22 jul. 2026.

GIBBS, H. K. *et al.* Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental research letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, 2007. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/2/4/045023/meta>. Acesso em: 22 jul. 2023.

GOMES, L. E. O. *et al.* Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 297, p. 113381, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113381>. Acesso em: 25 jul. 2023.

GORAYEB, A.; SILVA, E. V.; MEIRELES, A. J. A. Impactos ambientais e propostas de manejo sustentável para a planície flúvio-marinha do Rio Pacoti-Fortaleza/Ceará. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 33, p. 143-152, 2005.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). **Perfil básico municipal: Aquiraz**. Fortaleza: IPECE, 2009. Disponível em: https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Aquiraz_2009.pdf. Acesso em: 13 ago. 2023.

GUERRA-SANTOS, J. J. *et al.* Estimation of the carbon pool in soil and above-ground biomass within mangrove forests in Southeast Mexico using allometric equations. **Journal of**

Forestry Research, v. 25, n. 1, p. 129-134, 2014. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-014-0437-2>. Acesso em: 22 ago. 2023.

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. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-018-0090-4>. Acesso em: 25 set. 2023.

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. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-020-00227-8>. Acesso em: 4 set. 2023.

HICKEY, S. M. *et al.* 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. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.004>. Acesso em: 3 nov. 2023.

HONG TINH, Pham et al. A comparison of soil carbon stocks of intact and restored mangrove forests in Northern Vietnam. **Forests**, v. 11, n. 6, p. 660, 2020.

HOWARD, J. *et al.* **Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses**. 2014.

IBGE, Coordenação de Recursos Naturais; IBGE. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1: 250 000. **Série Relatórios Metodológicos**. v. 45, 2019.

INDRAYANI, E. *et al.* Using allometric equations to estimate mangrove biomass and carbon stock in Demta Bay, Papua Province, Indonesia. **Journal of Ecological Engineering**, v. 22, n. 5, p. 263-271, 2021.

JENNERJAHN, Tim C. Relevance and magnitude of Blue Carbon storage in mangrove sediments: Carbon accumulation rates vs. stocks, sources vs. sinks. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 247, p. 107027, 2020.

JU, C. *et al.* Global declines in mangrove area and carbon-stock from 1985 to 2020. **Geophysical Research Letters**, v. 52, n. 8, p. e2025GL115303, 2025.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* Carbon stocks of intact mangroves and carbon emissions arising from their conversion in the Dominican Republic. **Ecological Applications**, v. 24, n. 3, p. 518-527, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/13-0640.1>. Acesso em: 17 out. 2023.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biology Letters**, v. 14, n. 9, p. 20180208, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>. Acesso em: 12 mar. 2026.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Bogor, Indonesia: Cifor, 2012. Disponível em:

<https://www.climatelinks.org/sites/default/files/asset/document/WP86CIFOR.pdf>. Acesso em: 4 mai. 2023.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* 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. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.4079>. Acesso em: 29 out. 2023.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* The jumbo carbon footprint of a shrimp: carbon losses from mangrove deforestation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 4, p. 183-188, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/fee.1482>. Acesso em: 26 out. 2023.

KAUFFMAN, J. B. *et al.* Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 2, p. e01405, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecm.1405>. Acesso em: 24 out. 2023.

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. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187749>. Acesso em: 29 out. 2023.

KAUFFMAN, J. Boone *et al.* Estoques totais de carbono do ecossistema de manguezais em amplos gradientes ambientais e físicos globais. **Monografias ecológicas**, v. 90, n. 2, p. e01405, 2020.

KIDA, Morimaru *et al.* Organic carbon stock and composition in 3.5-m core mangrove soils (Trat, Thailand). *Science of the Total Environment*, v. 801, p. 149682, 2021.
between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 7, n.3, 2007. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/60563>. Acesso em: 7 jun. 2023.

KOMIYAMA, A.; ONG, J. E.; POUNGPARN, S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. **Aquatic botany**, v. 89, n. 2, p. 128-137, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.006>. Acesso em: 14 abr. 2023.

KOMIYAMA, Akira; POUNGPARN, Sasitorn; KATO, Shogo. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. **Journal of tropical ecology**, v. 21, n. 4, p. 471-477, 2005.

KRAUSS, K. W. *et al.* Effects of season, rainfall, and hydrogeomorphic setting on mangrove tree growth in Micronesia. **Biotropica**, v. 39, n. 2, p. 161-170, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00259.x>. Acesso em: 2 out. 2023.

KUSUMANINGTYAS, M. A. *et al.* Variability in the organic carbon stocks, sources, and accumulation rates of Indonesian mangrove ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 218, p. 310-323, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.007>. Acesso em: 10 set. 2023.

LACERDA, L. D. Inputs of nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 10, n.

2, p. 13-27, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.14210/bjast.v10n2.p13-27>. Acesso em: 4 jul. 2023.

LACERDA, L. D.; MENEZES, M. O. T.; MOLISANI, M. M Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes

LAWRENCE, Judy; BLACKETT, Paula; CRADOCK-HENRY, Nicholas A. Cascading climate change impacts and implications. **Climate Risk Management**, v. 29, p. 100234, 2020.

LIMA, T.; TOGNELLA, M. Estrutura e Função dos Manguezais: revisão conceitual. **Enciclopédia Biosfera**, [S. l.], v. 8, n. 15, 2012. Disponível em: <https://ww.w.conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3748>. Acesso em: 14 nov. 2023.

LOVELOCK, C. E.; DUARTE, C. M. Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. **Biology letters**, v. 15, n. 3, p. 20180781, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0781>. Acesso em: 28 out. 2023.

MACIEL, N. C. **Alguns aspectos da ecologia do manguezal**. Estado de Pernambuco, CPRH – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos. Alternativas de Uso e Proteção dos Manguezais do Nordeste. Recife: CPRH, p. 9-37, 1991.

MACREADIE, P. I. *et al.* Blue carbon as a natural climate solution. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, n. 12, p. 826-839, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s43017-021-00224-1>. Acesso em: 1 nov. 2023.

MACREADIE, P. I. *et al.* Operationalizing marketable blue carbon. **One Earth**, v. 5, n. 5, p. 485-492, 2022. Disponível em: [https://www.cell.com/one-earth/pdf/S2590-3322\(22\)00206-8.pdf](https://www.cell.com/one-earth/pdf/S2590-3322(22)00206-8.pdf). Acesso em: 2 nov. 2023.

MACREADIE, P. I. *et al.* The future of Blue Carbon science. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 3998, 2019. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-019-11693-w>. Acesso em: 1 nov. 2023.

MACREADIE, Peter I. *et al.* Blue carbon as a natural climate solution. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 2, n. 12, p. 826-839, 2021.

MALIK, Abdul *et al.* Mangrove blue carbon stocks estimation in South Sulawesi Indonesia. **Continental Shelf Research**, v. 269, p. 105139, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.csr.2023.105139>. Acesso em: 11 mar. 2026.

MAPBIOMAS, 2021. **Cobertura e transições bioma & estados (Coleção 7) - dados de área (ha) de cobertura e uso da terra por bioma e estado de 1985 a 2021**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/estatisticas/>. Acesso em 04 de nov. 2023.

MARENGO, Jose A. *et al.* Extreme rainfall and hydro-geo-meteorological disaster risk in 1.5, 2.0, and 4.0 C global warming scenarios: an analysis for Brazil. **Frontiers in Climate**, v. 3, p. 610433, 2021.

MARINS, R. V. *et al.* Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil.

Geochimica Brasiliensis 16, p. 37-48, 2002. Disponível em:

<https://www.geobrasiliensis.org.br/geobrasiliensis/article/view/497>. Acesso em: 2 jul. 2023.

MCDOWELL, Nate G. *et al.* Mecanismos de mortalidade de plantas lenhosas sob condições crescentes de seca, CO₂ e déficit de pressão de vapor. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 3, n. 5, p. 294-308, 2022.

MCLEOD, E. *et al.* A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 10, p. 552-560, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/110004>. Acesso em: 22 jun. 2023.

MEDEIROS, T. C. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Allometry of aboveground biomasses in mangrove species in Itamaracá, Pernambuco, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 16, p. 323-330, 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11273-007-9069-z>. Acesso em: 1 mai. 2023.

MELO NETO, João Cabral. *Obra Completa*. Rio de Janeiro: Nova Aguilar, 1994.

MUEHE, D. Brazilian coastal vulnerability to climate change. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 2, p. 173-183, 2010.

MURDIYARSO, Daniel *et al.* A exploração seletiva de manguezais sustenta a recuperação de carbono da biomassa, carbono do solo e sedimentos. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 12325, 2021.

MURDIYARSO, Daniel *et al.* Deriving emission factors for mangrove blue carbon ecosystem in Indonesia. **Carbon Balance and Management**, v. 18, n. 1, p. 12, 2023.

MURRAY, B. C. *et al.* **Green payments for blue carbon: economic incentives for protecting threatened coastal habitats**. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Duke University, Durham, NC, 2011.

NASCIMENTO, R.L.X; SOUZA, C.C de; OLIVEIRA, M.A.N (org.). **Caderno de caracterização: Estado do Rio Grande do Norte**. Brasília, DF: CODEVASF, 2021. 118 p. Disponível em: <https://www.codevasf.gov.br/acesso-a-informacao/institucional/biblioteca-geral-do-rocha/publicacoes/outras-publicacoes/caderno-de-caracterizacao-estado-do-rio-grande-do-norte.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2023.

NELLEMAN, C. *et al.* **Blue Carbon: A Rapid Response Assessment**. GRID-Arendal: UNEP. 2009.

OLIVEIRA, M. M. F. **Análise temporal do papel das herbáceas facilitadoras *Sesuvium portulacastrum* (Aizoacea) e *Batis maritima* (Batacea) no recrutamento e desenvolvimento de *Avicennia germinans* (Acanthaceae) em uma área de manguezal em recuperação no Estuário do Rio Pacoti, Ceará**. 2022. 59f. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/73126>. Acesso em: 9 mai. 2023.

ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL (OMM). **Estado do clima na América Latina e no Caribe 2023**. Genebra: OMM, 2024. 41 p. (OMM-Nº 1351).

PENDLETON, L. *et al.* Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. **PloS one**, v. 7, n. 9, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>. Acesso em: 28 out. 2023.

PERERA, K. A. R. S.; AMARASINGHE, M. D. Carbon sequestration capacity of mangrove soils in micro tidal estuaries and lagoons: A case study from Sri Lanka. **Geoderma**, v. 347, p. 80-89, 2019.

POLIDORO, B. A. *et al.* The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. **PloS one**, v. 5, n. 4, p. e10095, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010095>. Acesso em: 5 nov. 2023.

PROST, M. T. R. C.; RABELO, B. V. Variabilidade fito-espacial de manguezais litorâneos e dinâmica costeira: exemplos da Guiana Francesa, Amapá e Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio**. Série Ciências da Terra, v. 8, p. 101-121, 1996. Disponível: <https://repositorio.museu-goeldi.br/handle/mgoeldi/648>. Acesso em: 9 jul. 2023.

RADABAUGH, K. R. *et al.* Coastal blue carbon assessment of mangroves, salt marshes, and salt barrens in Tampa Bay, Florida, USA. **Estuaries and Coasts**, v. 41, p. 1496-1510, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12237-017-0362-7>. Acesso em: 17 nov. 2023.

RILEY, G. A. The carbon metabolism and photosynthetic efficiency of the earth as a whole. **American Scientist**, v. 32, n. 2, p. 129-134, 1944. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/27826018>. Acesso em: 7 jun. 2023.

RODRIGUES, D. P. *et al.* Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, v. 120, p. 346-351, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.10.004>. Acesso em: 8 abr. 2023.

RODRIGUES, José Vítor *et al.* Historical land use changes lead to massive loss of soil carbon stocks in a recovering, semiarid mangrove. **Marine Pollution Bulletin**, v. 208, p. 116980, 2024.

ROVAI, A. S. *et al.* 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. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118553>. Acesso em: 26 out. 2023.

ROVAI, A. S. *et al.* Manguezais brasileiros: hotspots de carbono azul de relevância nacional e global para soluções climáticas naturais. **Fronteiras nas Florestas e Mudanças Globais**, v. 4, p. 217, 2022.

ROZAINAH, Mohamad Zakaria *et al.* Estimation of carbon pool in soil, above and below ground vegetation at different types of mangrove forests in Peninsular Malaysia. **Marine pollution bulletin**, v. 137, p. 237-245, 2018.

- SANDERMAN, J. *et al.* A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, p. 055002, 2018. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aabe1c/meta>. Acesso em: 21 mai. 2023.
- SANDERS, C. J. *et al.* Are global mangrove carbon stocks driven by rainfall?. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 121, n. 10, p. 2600-2609, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2016JG003510>. Acesso em: 25 mai. 2023.
- SASMITO, Sigit D. *et al.* Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. **Global change biology**, v. 25, n. 12, p. 4291-4302, 2019.
- SASMITO, Sigit D. *et al.* Organic carbon burial and sources in soils of coastal mudflat and mangrove ecosystems. **Catena**, v. 187, p. 104414, 2020.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON, G. Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. **Caribbean Ecological Research**, São Paulo, 1986.150 p.
- SERVINO, R. N.; DE OLIVEIRA GOMES, L. E.; BERNARDINO, A. F. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. **Science of the Total Environment**, v. 628, p. 233-240, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068>. Acesso em: 30 mai. 2023.
- SILVA, A. G.; PAIVA, H.N.; GONÇALVES W. **Avaliando a arborização urbana**. Viçosa: Aprenda Fácil. 2007.
- SIPPO, J. Z. *et al.* Mangrove mortality in a changing climate: An overview. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 215, p. 241-249, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.011>. Acesso em: 3 jun. 2023.
- SOARES, M. O. *et al.* Blue carbon ecosystems in Brazil: overview and an urgent call for conservation and restoration. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 797411, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.797411>. Acesso em 9 jul. 2023.
- SUPRAYOGI, B. *et al.* Ecosystem Carbon Stocks of Restored Mangroves and Its Sequestration in Northern Sumatra Coast, Indonesia. **Universal Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 1, p. 1-19, 2022.
- TAVARES, V. C.; DE ARRUDA, I. R. P.; DA SILVA, D. G. Desertificação, mudanças climáticas e secas no semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul**, v. 34, n. 70, p. 385-405, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2019v34n70p385>. Acesso em 11 ago. 2023.
- THIERY, W. *et al.* Intergenerational inequities in exposure to climate extremes. **Science**, v. 374, n. 6564, p. 158-160, 2021.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Greenhouse Gas Emissions from a Typical Passenger Vehicle**. Washington, DC, 2025. Disponível em: <https://www.epa.gov/greenvehicles/greenhouse-gas-emissions-typical-passenger-vehicle>. Acesso em: 22 jul. 2026.

VILLAVICENCIO, C. B. **As herbáceas *Sesuvium portulacastrum* (Aizoacea) e *Batis maritima* (Batacea) facilitam o estabelecimento e crescimento de *Avicennia germinans* (Acanthaceae) em um manguezal em recuperação na Apa do estuário do rio Pacoti, Ceará, Brasil.** 2020. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/51638>. Acesso em: 19 abr. 2023.

WEN, Wanyu et al. Spatial variation of soil organic carbon from Bamen bay mangrove in Southern China. **Water**, v. 14, n. 20, p. 3278, 2022. Acesso em: 10 jun. 2023.