

RELATÓRIO FINAL

PROJETO RESTAURACOCÓ (FUNCAP/UFC/SEMA) Programa Cientista Chefe de Meio Ambiente

Levantamento da estimativa de carbono perdido com o incêndio Julho/2024 – Junho/2025

Natalia Beloto

Fortaleza, 2025

Lista de Conteúdo

(A). PROJETO CIENTÍFICO	3
1. RESUMO PUBLICÁVEL	3
2. DESCRIÇÃO DAS ATIVIDADES E RESULTADOS.....	3
3. OUTRAS CONTRIBUIÇÕES DO PROJETO	15
4. PARCERIAS INSTITUCIONAIS	15
5. PRODUÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA	15
6. FORMAÇÃO DE RECURSOS HUMANOS	15
7. COMUNICAÇÃO CIENTÍFICA	16
(B). OUTRAS AÇÕES EXECUTADAS.....	17
TESTE DE GERMINAÇÃO E MORTALIDADE DO MANGUE-BRANCO (L. RACEMOSA)	17
PRODUÇÃO DE MUDAS DE MANGUE EM AMBIENTE CONTROLADO	19
PLANEJAMENTO E DELIMITAÇÃO DE PARCELAS PERMANENTES – MONITORAMENTO REGENERAÇÃO NATURAL E PLANTIO DIRETO.....	21
CONCLUSÕES	23
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23

Lista de Figuras

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO E IMAGEM DE SATÉLITE DA ÁREA DE MANGUE IMPACTADA PELO INCÊNDIO FLORESTAL (A). EM DETALHE, A MESMA ÁREA ANTES DO INCÊNDIO FLORESTAL (B). FOTOGRAFIAS ILUSTRANDO A INTENSIDADE DO INCÊNDIO FLORESTAL QUE AFETA A FLORESTA DE MANGUE (C, D, E)	6
FIGURA 2 - ESPÉCIES DO PARQUE ESTADUAL DO COCÓ EM ÁREA NÃO AFETADA. (A) LAGUNCULARIA RACEMOSA, ÁRVORES MULTICAULES; (B) ACROSTICHUM AUREUM, UMA ESPÉCIE DE SAMAMBAIA, EM UM LOCAL DE AMOSTRAGEM PRÓXIMO À AVENIDA SEBASTIÃO DE ABREU.....	9
FIGURA 3 – BIOMASSA ACIMA DO SOLO (MG) E CARBONO (MG C) - ESCALA LOGARÍTMICA, MEDIDOS EM CADA LOCAL DE AMOSTRAGEM (1A, 2B, 3C, 4D).....	10
FIGURA 4 – COLETA DE PROPÁGULOS DE MANGUE-BRANCO (<i>L. RACEMOSA</i>) (A) E INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO DE GERMINAÇÃO (B), COM E SEM GRAMÍNEAS/HERBÁCEAS (C).....	17
FIGURA 5 - TAXA DE GERMINAÇÃO E MORTALIDADE DOS PROPÁGULOS DE <i>L. RACEMOSA</i> DURANTE O PERÍODO SECO E CHUVOSO (INÍCIO - AGOSTO/2024 – FIM - ABRIL/2025).....	18
FIGURA 6 – GERMINAÇÃO E MORTALIDADE DOS PROPÁGULOS DE <i>L. RACEMOSA</i> EM OUTUBRO/2024 (A) E JANEIRO/2025, ANTES DO ALAGAMENTO COMPLETO DAS MUDAS (B).	18
FIGURA 7 – PREPARAÇÃO DE MUDAS NO VIVEIRO ADAHIL BARRETO, DURANTE O PERÍODO DE AGOSTO/2024 A JUNHO/2025.....	20
FIGURA 8 - PONTOS MARCADOS PARA MONITORAMENTO DAS PARCELAS.....	21
FIGURA 9 – MARCAÇÃO DE PARCELAS FIXAS PARA O MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NATURAL E PLANTIO, INCLUSIVE EM ÁREAS BASTANTE ALAGADAS.	22
FIGURA 10 – DESENHO AMOSTRAL CONSIDERANDO OS TRATAMENTOS PROPOSTOS PARA A ÁREA DE MANGUEZAL A SER RECUPERADA.....	22
FIGURA 11 – AÇÕES DE PLANTIO DE MUDAS NAS ÁREAS SEM CONDIÇÕES DE ALAGAMENTO (JUNHO/2025).	22

PROJETO RESTAURACOCÓ (FUNCAP/UFC/SEMACE) – Programa Cientista Chefe de Meio Ambiente

Relatório FINAL – 2024/2025

O presente relatório final foi desenvolvido pela pesquisadora e bolsista Natalia Beloto (Bolsa de Inovação Tecnológica – BIT-PIJ, dedicação parcial), em atendimento aos requisitos do projeto. Contemplam-se neste documento a descrição e comprovação das atividades realizadas de **julho-2024 a junho-2025**, detalhando: (A) O *PROJETO CIENTÍFICO* e, (B) *OUTRAS AÇÕES EXECUTADAS*. O projeto científico e as outras ações executadas abrangem parte do OBJETIVO 5 do projeto – Restauração da Vegetação.

(A). PROJETO CIENTÍFICO

1. RESUMO PUBLICÁVEL

Os manguezais estão entre as florestas tropicais mais ricas em carbono, exibindo algumas das maiores densidades de carbono do mundo. Sua capacidade excepcional de sequestrar e armazenar carbono os torna ecossistemas críticos no ciclo global do carbono (C) e destaca seu papel particularmente importante na mitigação das mudanças climáticas. No entanto, atividades naturais e antropogênicas, entre elas o fogo, têm contribuído para a perda desse ecossistema. Incêndios florestais podem ser comuns durante as estações secas em todo o mundo, e as mudanças climáticas têm o potencial de expandir ainda mais sua ocorrência para áreas úmidas. Por exemplo, o Parque Estadual do Cocó, o maior parque urbano da América Latina (Ceará, Nordeste do Brasil), foi recentemente afetado por um grande incêndio florestal em um ecossistema de brejo e manguezal. O incêndio levou 12 dias para ser controlado, resultando na emissão de uma quantidade substancial de gases de efeito estufa. Portanto, este estudo teve como objetivo determinar a perda de C acima do solo nos manguezais devido ao fogo, bem como propor as estratégias de restauração mais eficazes para restabelecer o estoque de C no menor prazo possível. Dados georreferenciados de UAV (Veículos Aéreos Não Tripulados) foram utilizados para calcular a área de vegetação perdida (8,8 ha), e as medições do diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores nas áreas limítrofes (não queimadas) foram utilizadas para estimar os valores de biomassa acima do solo perdida (AGB). Estimou-se que 2.634 toneladas de biomassa foram perdidas durante o evento de incêndio, correspondendo ao compartimento acima do solo (lenhoso), resultando em uma emissão potencial de 4.253 toneladas de CO₂ pela atmosfera. Considerando o crescimento linear, estimamos que levaria pelo menos 10,9 a 36,6 anos para que a área recuperasse o estoque original de C acima do solo. No entanto, destacamos que com investimentos em ações de recuperação, particularmente aquelas relacionadas à densidade de plantio e monitoramento do crescimento, a restauração dos estoques de carbono poderia ser alcançada de forma mais rápida e eficiente.

PALAVRAS-CHAVE: Incêndio florestal; Manguezal; Brasil; Estoque C; Restauração

2. DESCRIÇÃO DAS ATIVIDADES E RESULTADOS

Introdução à temática

Os manguezais são amplamente reconhecidos como um dos ecossistemas mais produtivos do planeta, sua alta produtividade primária e biodiversidade formam a base das cadeias alimentares bentônicas e pelágicas, desempenhando um papel crucial na sustentação da pesca costeira (Odum 1971; PNUMA 2006; Alongi 2012; Hamza et al. 2024). Além disso, os manguezais fornecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos essenciais, incluindo captura, sequestro e armazenamento de carbono, purificação da água e do ar e o fornecimento de recursos pesqueiros comerciais e de subsistência – como peixes, mariscos, camarões e caranguejos – bem como a proteção costeira (Lacerda et al. 2002; ICMBio 2018). Apesar de seu valor ecológico e econômico, os manguezais estão cada vez mais ameaçados por uma variedade de fatores estressantes, incluindo mudanças

climáticas, aquicultura, desmatamento, incêndios florestais, extração de recursos e poluição (Romañach et al. 2018; Darmawan et al. 2020; Akram et al. 2023). No Brasil, os manguezais urbanos são particularmente vulneráveis, enfrentando intensa pressão de resíduos domésticos, entulho, esgoto, pesticidas, entulho de construção e outras substâncias perigosas (Vikou et al. 2023; Alencar et al. 2025).

As mudanças climáticas emergiram como uma das maiores crises ambientais do nosso tempo, com efeitos de longo alcance nas temperaturas globais, nos padrões de precipitação, nas correntes oceânicas e na elevação do nível do mar, especialmente nas zonas costeiras. Essas mudanças afetam os ecossistemas de manguezais não apenas em escala global, mas também regionalmente, onde a dinâmica hidrológica local, a disponibilidade de sedimentos e os estressores antropogênicos interagem com as pressões climáticas (IPCC 2023, Ward et al. 2016). Eventos climáticos extremos, incluindo secas, inundações e ciclones tropicais, são estressores significativos que impactam os ecossistemas costeiros e prejudicam sua capacidade de fornecer serviços essenciais, incluindo o sequestro de carbono (Alongi 2020; Veettil et al. 2024; Ward 2025). Por exemplo, a seca é mencionada como um fator agravante para incêndios florestais em ambientes de manguezais e pode ser agravada por alterações climáticas (Dookie, Ansari & Jaikishun 2025).

Nas últimas décadas, o Brasil tem vivenciado um número crescente de eventos naturais extremos. Somente em 2023, foram registrados 6.772 eventos extremos climáticos, geológicos, hidrológicos e meteorológicos (Icict / Fiocruz, 2024). Embora tais fenômenos tenham ocorrido historicamente no país, e em todo o mundo, as mudanças climáticas estão intensificando sua frequência e gravidade. As projeções sugerem um aumento exponencial de eventos climáticos extremos nos próximos anos (Rodrigues, 2024). Inundações em larga escala foram registradas nas regiões sul e sudeste do Brasil, enquanto secas prolongadas impactaram o norte e nordeste, frequentemente associadas às mudanças climáticas e à intensificação dos eventos El Niño (De Medeiros & De Oliveira, 2021; Kay et al., 2022; Mantovani et al., 2024).

Incêndios florestais também têm se tornado cada vez mais frequentes em nível global, frequentemente impulsionados por secas prolongadas e ondas de calor. No Brasil, um número sem precedentes de incêndios florestais ocorreu recentemente, particularmente nos biomas Amazônia e Pantanal (Moreira et al. 2021). No Sudeste, por exemplo, incêndios florestais de grande porte no estado de São Paulo contribuíram para o aumento das concentrações atmosféricas de material particulado (Souto-Oliveira et al. 2023; Pivello et al. 2021). Incêndios florestais podem estar relacionados ou não com as oscilações das mudanças climáticas, e alguns episódios também são registrados em ecossistemas de manguezais em todo o mundo, mesmo sem vinculá-los diretamente às mudanças climáticas (Green 2022; Darmawan et al. 2020). Incêndios florestais causam perda de integridade ecológica e biodiversidade, levando a perdas econômicas significativas, degradação de habitat e redução de serviços ecossistêmicos (Dookie, Ansari & Jaikishun 2025).

Em janeiro de 2024, durante uma seca sazonal no estado do Ceará (NE-Brasil), um grande incêndio florestal deflagrou no Parque Estadual do Cocó (PEC), localizado na cidade de Fortaleza. O incêndio se mostrou particularmente difícil de extinguir devido à queima subterrânea, onde as chamas se propagaram através de camadas de turfa e acumularam matéria orgânica no solo. O combate ao incêndio exigiu mais de 300 horas de trabalho contínuo e o uso de mais de 315.000 litros de água (CBMCE 2024).

Historicamente, os manguezais localizados no Parque Estadual do Cocó (PEC) sofreram alterações antropogênicas substanciais antes da criação do parque. Inicialmente, a floresta de manguezal foi convertida em lagoas salinas entre 1960 e 1980, com inundações de maré restritas. Posteriormente, a área foi abandonada e cada vez mais afetada pela urbanização e poluição (Marinho et al., 2019). Atualmente, apenas povoamentos remanescentes de árvores centenárias e de raízes profundas persistem no interior, com recrutamento natural restrito devido à troca limitada de marés. Além disso, espécies funcionais importantes, como caranguejos herbívoros (essenciais para a ciclagem de nutrientes e a decomposição de detritos), estão praticamente ausentes há vários anos no Parque Estadual do Cocó (Lacerda et al., 2024).

Os caranguejos são responsáveis pelo consumo de grande quantidade de material detrítico da serapilheira (Robertson & Daniel 1989; Nordhaus, Wolff & Diele 2006), a ausência de herbivoria e fluxos de maré por muitos anos pode ter levado ao acúmulo de material particulado de plantas no solo, principalmente serapilheira, resultando na formação de turfa altamente inflamável na área queimada (AC Ferreira, comunicação pessoal, setembro de 2024). Consequentemente, a queima de biomassa vegetal, principalmente árvores e queima subterrânea no PEC, resultou em emissões substanciais de carbono. Dado o papel crítico dos ecossistemas de

manguezais no armazenamento e sequestro de carbono, a restauração de manguezais representa uma estratégia para aumentar o sequestro de carbono em áreas danificadas (Alongi 2012; Soares et al. 2022; Syahid et al. 2024). Assim, este estudo teve como objetivo quantificar a perda de carbono associada às áreas de manguezais consumidas pelo fogo, com foco na biomassa vegetal acima do solo. Por fim, objetivamos avaliar a extensão dos danos para estimar a quantidade de carbono necessária para a recuperação do ecossistema, apoiar iniciativas de reflorestamento, compensar as emissões atmosféricas e contribuir para os esforços de mitigação das mudanças climáticas, seguindo os seguintes objetivos: 1) estimativa da área de manguezal danificada; 2) análise fitossociológica; 3) cálculo dos valores de biomassa + carbono da vegetação adjacente às áreas queimadas; e 4) estimativa do tempo de recuperação, em termos de armazenamento de carbono na vegetação. Os resultados deste trabalho também contribuem com insights para a gestão de áreas úmidas urbanas em face do desenvolvimento urbano e das mudanças climáticas.

Materiais e métodos

Área de estudo - Parque Estadual do Cocó (PEC)

O PEC, designado como Unidade de Conservação pelo Decreto nº 32.248/2017 (CEARÁ 2017), está localizado na cidade de Fortaleza, no estado do Ceará, Nordeste do Brasil (Figura 1 (a)), Fortaleza tem aproximadamente 2.417.678 habitantes (IBGE 2022). O clima da região é classificado como Tropical de Savana (Aw, segundo a classificação climática de Koppen), com temperatura média anual de 27 °C, variando entre 22 e 32 °C, e precipitação média anual de 1.042 mm (IPECE 2021). Os manguezais estão localizados em planícies costeiras, margeando o Rio Cocó, onde se desenvolvem Gleissolos Tiônicos cercados por Arenossolos formados sobre antigas dunas de areia (Maia et al., 2006).

Os manguezais no PEC sofreram intervenções antrópicas, como a construção de salinas, a dragagem de rios, a interseção de estradas e a remoção da vegetação nativa ao longo das últimas décadas, que afetaram profundamente a área (Marinho et al., 2019). Essas intervenções levaram a paisagem a um mosaico de plantas oportunistas e de rápido crescimento entre fragmentos de manguezal, como *Typha dominguensis*, *Cyperus articulatus*, *Pistia* sp., *Eleocharis interstincta* *Juncus* sp. e outras ervas daninhas e espécies de gramíneas, sujeitas à combustão pelo rápido aumento das temperaturas e pelo declínio dos níveis de água que ocorrem após o fim da estação chuvosa.

Apesar destes impactos, o PEC continua a ser uma área vital para a economia local e para a comunidade que frequentemente utiliza o parque para recreação, esportes, entretenimento e caminhadas. O parque fornece serviços ecossistêmicos culturais e contribui significativamente para a qualidade de vida da cidade (Santos et al. 2019). O PEC também abriga uma grande variedade de espécies, incluindo aves, 'répteis', mamíferos, anfíbios e invertebrados, como moluscos, crustáceos e insetos, a maioria dos quais está associada a ecossistemas de água doce (SEMA 2020), refletindo a dominância de água doce observada em várias áreas (CEP Teixeira, comunicação pessoal, junho de 2025) e aumentando o valor do parque como um reservatório de fauna de áreas úmidas incorporado ao ambiente urbano. Além disso, o PEC oferece benefícios ambientais positivos para toda a cidade, fornecendo uma gama de serviços ecossistêmicos cruciais, como purificação do ar, controle da erosão, regulação do ciclo da água e amortecimento térmico urbano (Bruno 2020; Lima-Jr., Ribeiro & Amorin 2024). No entanto, como um parque urbano que abrange 15 bairros em uma capital densamente povoada, o PEC está sujeito a pressões ambientais contínuas, incluindo a presença de espécies de plantas exóticas, poluição de rios, especulação imobiliária, compressão costeira, vegetação fragmentada e eventos de incêndios florestais (SEMA 2020; Silva et al. 2021; Correia 2018; Sousa & Santos 2016; Ward et al. 2023).



FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO E IMAGEM DE SATÉLITE DA ÁREA DE MANGUE IMPACTADA PELO INCÊNDIO FLORESTAL (A). EM DETALHE, A MESMA ÁREA ANTES DO INCÊNDIO FLORESTAL (B). FOTOGRAFIAS ILUSTRANDO A INTENSIDADE DO INCÊNDIO FLORESTAL QUE AFETA A FLORESTA DE MANGUE (C, D, E)

O recente incêndio florestal danificou severamente partes do ecossistema de floresta terrestre, pântano e manguezal do parque – incluindo grandes árvores de manguezal maduras – principalmente devido ao acúmulo de serapilheira seca, matéria orgânica e gases inflamáveis no solo, o que tornou o fogo particularmente difícil de controlar (Figura 1 (c, d, e)). Tais eventos não são incomuns e ocorrem globalmente, frequentemente ligados a fenômenos naturais e fatores antropogênicos. Manguezais queimados têm sido objeto de esforços de monitoramento (Green 2022), e iniciativas de restauração para manguezais impactados foram implementadas em várias regiões do mundo (Ohtsuka et al. 2024; Pitol et al. 2023; Ferreira, Ganade & De Attayde 2015). Na Indonésia, por exemplo, o governo supervisionou com sucesso a reabilitação de aproximadamente dois milhões de hectares de florestas de manguezais afetadas por incêndios florestais (Darmawan et al. 2020). Da mesma forma, o governo do estado do Ceará destinou recursos para mensurar a extensão do impacto e implementar as ações de restauração necessárias na área queimada por meio do projeto “RestauraCocó”.

Método de amostragem

Realizamos investigações para avaliar a extensão das áreas queimadas e estimar a recuperação dos estoques de carbono acima do solo perdidos em ambientes de manguezal. Em seguida, descrevemos os procedimentos metodológicos de acordo com os objetivos deste artigo:

1) Danos à área de manguezal: a área queimada foi avaliada usando uma combinação de imagens pré e pós-incêndio. As imagens pré-incêndio foram obtidas do Google Earth Pro (maio de 2023), enquanto as imagens pós-incêndio foram capturadas por drones, após o incêndio florestal de janeiro de 2024. Um total de 259 imagens capturadas por drone (Phantom 4 - DJI) foram processadas usando o Agisoft. Photoscan, cobrindo uma área aproximada de 35 hectares. O processamento de imagens resultou em uma densa nuvem de pontos com mais de 74 milhões de pontos. Essa densa nuvem foi utilizada para gerar um Modelo Digital de Superfície (MDS), que

serviu de base topográfica para a criação de um ortomosaico e modelagem 3D da área afetada. As imagens obtidas por drones foram vetorizadas no Google Earth, e a área total queimada foi calculada utilizando o QGIS Desktop 3.38.0. Visitas de campo e georreferenciamento também foram realizadas para validar as áreas mapeadas.

2) Análise fitossociológica: para caracterizar a estrutura da vegetação e a dinâmica da comunidade, quatro locais com espécies e densidade semelhantes aos fragmentos queimados foram selecionados adjacentes à área de mangue afetada pelo incêndio. Em cada local, uma área (10 × 10 m) foi estabelecida para coleta de dados plotada nas seguintes coordenadas: 3°45.396'S/38°28.669'W; 3°45.408'S/38°28.654'W; 3°45.418'S/38°28.660'W; 3°45.145'S/38°28.868'W. Os diâmetros das árvores foram medidos na altura do peito (DAP, a 1,30 m) e, para árvores com múltiplos troncos, uma abordagem de diâmetro unificado foi empregada (Sutaryo 2009; Moro & Martins 2011; Howard et al. 2014). Para caracterizar a estrutura da vegetação e a dinâmica da comunidade, dados de densidade, dominância, frequência e Índice de Valor de Importância (IVI) foram analisados utilizando o software FITOPAC 2.1 (Shepherd 2010). O IVI é uma métrica composta que integra densidade, dominância e frequência para estimar a contribuição relativa de cada espécie para a estrutura geral da comunidade (Shepherd 2010; Moro & Martins 2011).

3) Valores de biomassa + carbono da vegetação adjacente aos locais queimados: a perda de biomassa foi estimada medindo a biomassa das árvores em áreas adjacentes ao local do manguezal afetado pelo incêndio florestal (árvores não queimadas), seguindo o mesmo delineamento amostral usado na análise fitossociológica. Os mesmos quatro locais foram usados, bem como o método de medição fitossociológica (Sutaryo 2009; Moro & Martins 2011). Equações alométricas específicas da espécie foram aplicadas para cada espécie de manguezal (Howard et al. 2014; Smith & Whelan 2006; Ferreira, Ganade & De Attayde 2015; Fromard et al. 1998), enquanto uma equação alométrica geral foi usada para espécies não manguezaes (Chave et al., 2014; Zanne et al., 2009). Especificamente, as equações propostas por Ferreira, Ganade & De Attayde (2015) foram usadas para *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*, dadas as semelhanças geográficas e climáticas da área de estudo. Para espécies de *Avicennia*, a equação de Fromard et al. (1998) foi considerada a mais apropriada. Os valores estimados de biomassa foram convertidos na potencial emissões de carbono CO₂ usando fatores de conversão de 0,44 e 3,67, respectivamente (Rodrigues et al. 2014; Howard et al. 2014).

4) Estimativa do tempo de recuperação: na etapa final da análise, um conjunto de premissas foi formulado com base nos dados empíricos obtidos ao longo do estudo. Essas premissas foram utilizadas para estimar tanto a escala temporal quanto as necessidades de carbono necessárias para restaurar as condições ecológicas pré-perturbação do PEC, seguindo as Equações 1 e 2.

Equação 1

$$NAF = \frac{Total\ Carbon}{Total\ area} * 10$$

NAF (Mg C ha⁻¹) = floresta não afetada

Total Carbon (kg) = biomassa total da floresta não afetada * fator de conversão de carbono (0,44)

Total area (m²) = local A + local B + local C + local D

Equação 2

$$ERT = \frac{NAF}{ACG}$$

ERT (anos) = tempo de recuperação de emissões

NAF (Mg C ha⁻¹) = floresta não afetada

ACG (MgC ha⁻¹ ano⁻¹) = valor do ganho anual de carbono pelas florestas de mangue (dados da literatura*)

*Avaliar as taxas de crescimento de manguezais é uma tarefa complexa, dada a multiplicidade de fatores de influência. Para estimar o potencial prazo de restauração para o PEC, adotamos taxas de acumulação de carbono por hectare por ano ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) com base em dados de manguezais brasileiros em restauração, localizados próximos ao PEC e em contexto climático, hidrológico e ecológico semelhante (Ferreira, Ganade & De Attayde, 2015), complementados com valores de referência globais (Tabela 4).

Resultados

Área danificada do manguezal

Com base em imagens de drones e validação da verdade no terreno, constatou-se que o incêndio florestal resultou na perda de 8,8 hectares de vegetação de manguezal, correspondendo a 0,55% da área total da unidade de conservação do Parque Estadual do Cocó (1.582,40 ha; Figura 1 (a); MMA, 2024).

Análise fitossociológica

Nos locais, foram registradas quatro espécies de árvores, com DAP variando de 0,2 a 72,7 cm. Os manguezais brancos (*Laguncularia racemosa*) tiveram uma média de $12,4 \pm 9,7$ cm, os manguezais pretos (*Avicennia germinans* ou *schaueriana*) $41,2 \pm 20,4$ cm, mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*) $2 \pm 3,2$ cm e *Terminalia catappa* $13,7 \pm 5$ cm.

A análise revelou que *L. racemosa* é a espécie estruturalmente dominante na área estudada, exibindo os maiores valores de densidade ($\text{RDe} = 80,7\%$), frequência ($\text{RFreq} = 44,4\%$) e dominância ($\text{RDom} = 50,1\%$). Como resultado, esta espécie atingiu o maior Índice de Valor de Importância ($\text{IVI} = 175,37$), ressaltando seu papel central na estrutura e funcionamento do ecossistema de manguezal local. Além disso, *L. racemosa* exibiu um maior número de ramos em comparação com as outras espécies, registrando a ocorrência de rebrota nas áreas amostradas 1A, 2B e 4D (Figura 2 (a)). *Avicennia* spp., embora menos abundante ($\text{RDe} = 9,62\%$), demonstrou um volume total maior do que as outras espécies ($\text{AVol} = 530.819$), com uma dominância relativa semelhante à de *L. racemosa* ($\text{RDom} = 48,25\%$). Entretanto, devido à sua menor frequência e menor número de indivíduos, *Avicennia* sp. registrou menor IVI (91,19), indicando que é caracterizada por um tamanho grande, mas distribuição menos uniforme (Tabela 1; Tabela 2).

TABELA 1 – DADOS DE ESTRUTURA DO MANGUEZAL DO PARQUE ESTADUAL DO COCÓ AFETADO PELO INCÊNDIO FLORESTAL DE JANEIRO DE 2024, SEGUNDO PARÂMETROS (ADE / RDE = DENSIDADE ABSOLUTA E RELATIVA; AFREQ / RFREQ = FREQUÊNCIA ABSOLUTA E RELATIVA; ADOM / RDOM = DOMINÂNCIA ABSOLUTA E RELATIVA).

Espécies	Nind	ADe	RDe %	AFreq	% de RFreq	ADom	RDom %
<i>Laguncularia racemosa</i>	42	1.050,00	80,77	100	44,44	24.088,90	50,16
<i>Avicennia</i> sp.	5	125	9,62	75	33,33	23.170,10	48,25
<i>Rhizophora mangle</i>	4	100	7,69	25	11,11	43,77	0,09
<i>Terminalia catappa</i>	1	25	1,92	25	11,11	722,67	1,5

TABELA 2 - DADOS DA ESTRUTURA DO MANGUEZAL DO PARQUE ESTADUAL DO COCÓ AFETADO PELO INCÊNDIO FLORESTAL DE JANEIRO DE 2024, SEGUNDO PARÂMETROS (VOL= VOLUME; AVOL / RVOL = VOLUME ABSOLUTO E RELATIVO; IVI = ÍNDICE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA).

Espécies	Volume	AVol	RVol	IVI
<i>Laguncularia racemosa</i>	13.818,00	345.439,00	39,25	175,37
<i>Avicennia</i> sp.	21.233,00	530.819,00	60,31	91,19
<i>Rhizophora mangle</i>	8,3	207,5	0,02	18,89
<i>Terminalia catappa</i>	144,53	3.613,35	0,41	14,54

A presença de *R. mangle* foi limitada, com baixa densidade e dominância, o que se reflete em um baixo Índice de Valor de Importância ($\text{IVI} = 18,89$), indicando um papel periférico na estrutura da comunidade.

Terminalia catappa, espécie exótica alóctone ao ecossistema de manguezal, foi registrada em apenas uma parcela, representada por um único indivíduo com três ramos, porém exibiu um volume relativamente alto (144,53 m³). Além disso, em um dos locais de amostragem, a samambaia *Acrostichum aureum* foi observada (Figura 2 (b)), consistente com registros anteriores para o PEC (Maia & Coutinho 2013; Moro et al., 2015; SEMA, 2020). No entanto, para fins de cálculo da biomassa viva e do estoque de carbono, apenas espécies lenhosas foram consideradas na biomassa e nas estimativas finais, desconsiderando-se as samambaias.

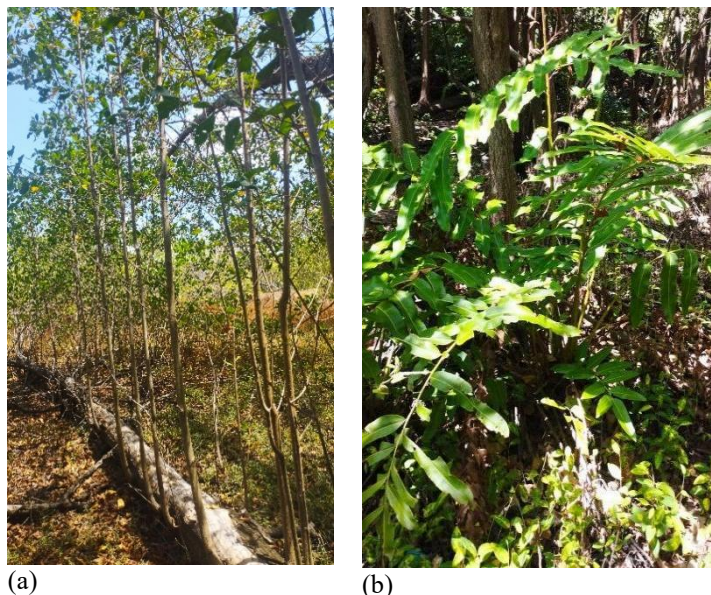


FIGURA 2 - ESPÉCIES DO PARQUE ESTADUAL DO COCÓ EM ÁREA NÃO AFETADA. (A) LAGUNCULARIA RACEMOSA, ÁRVORES MULTICAULES; (B) ACROSTICHUM AUREUM, UMA ESPÉCIE DE SAMAMBAIA, EM UM LOCAL DE AMOSTRAGEM PRÓXIMO À AVENIDA SEBASTIÃO DE ABREU.

Valores de biomassa vegetal e carbono acima do solo

O valor total da biomassa do AGB correspondeu a $299,31 \pm 198$ (média \pm desvio padrão) Mg/ha, com médias mais altas para os locais 1B e 3C. A análise estatística da biomassa, avaliada por ANOVA, não revelou diferença significativa entre os locais (1A, 2B, 3C e 4D) ($p = 0,197$), com um valor F de 1,709, indicando que a variação entre as parcelas é semelhante à variação dentro das parcelas (Figura 3). A maior biomassa individual (4.109,7 kg) foi registrada para um espécime de *Avicennia* sp., evidenciando a considerável contribuição de biomassa para a área, apesar do baixo número de indivíduos dessa espécie.

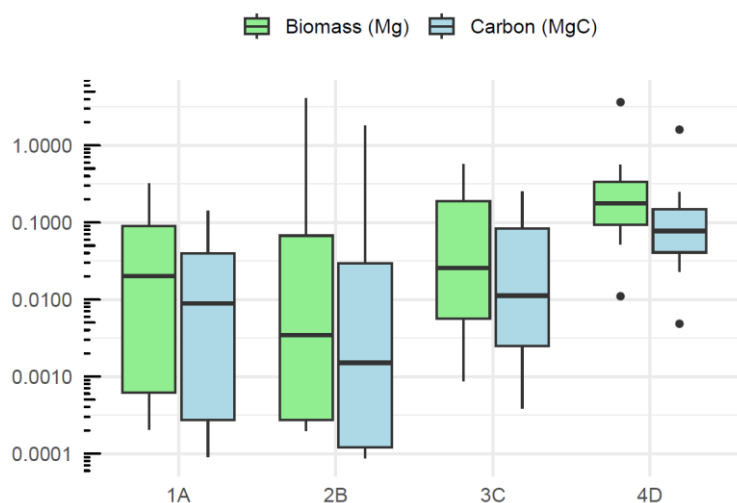


FIGURA 3 – BIOMASSA ACIMA DO SOLO (MG) E CARBONO (MG C) - ESCALA LOGARÍTMICA, MEDIDOS EM CADA LOCAL DE AMOSTRAGEM (1A, 2B, 3C, 4D).

A análise do AGB total e dos estoques de carbono entre os locais revelou que, embora não tenham sido observadas diferenças estatisticamente significativas entre os locais, os locais 2B e 4D apresentaram consistentemente os maiores valores acumulados para ambos os parâmetros. Curiosamente, apesar de *L. racemosa* ser a espécie mais abundante na área de estudo, *Avicennia* sp. contribuiu com a maior parcela tanto para a biomassa total quanto para o armazenamento de carbono. Isso ressalta seu papel mais importante na produtividade do ecossistema, apesar de sua menor abundância.

É importante ressaltar que os valores apresentados para a área não afetada foram calculados pela soma dos valores de cada local individual e servem como referência para estimar a biomassa e as potenciais emissões de carbono na área afetada (Tabela 3).

TABELA 3 – ACIMA DO SOLO VALORES DE BIOMASSA E CARBONO EM CADA LOCAL INDIVIDUAL E DE ACORDO COM AS ESPÉCIES DE ÁRVORES, CONSIDERANDO A SOMA DE TODAS AS ÁRVORES.

Sites de amostra	Biomassa (Mg/ ha)*	Carbono (MgC / ha)*
1A	115,18	50,68
2B	461,40	203,01
3C	141,07	62,07
4D	479,61	211,02
Espécies		
<i>Laguncularia racemosa</i>	338,18	148,80
<i>Avicennia</i> sp.	857,08	377,11
<i>Rhizophora mangle</i>	0,90	0,39
<i>Terminalia catappa</i>	1,09	0,48
Total	299,3	131,7

Cálculo do tempo de recuperação

Os resultados do potencial período de restauração para o PEC foram calculados de acordo com os valores da taxa de crescimento anual do manguezal encontrados na literatura. Ferreira, Ganade & De Attayde (2015) foi considerada a fonte mais adequada para uso como referência para o tempo de recuperação do PEC, devido à proximidade e às características do manguezal, como clima semiárido. Com base nessas taxas de perda e ganho de biomassa, estimamos que a restauração do manguezal do PEC e o restabelecimento do estoque de carbono acima do solo poderiam levar entre 10,9 e 36,6 anos. (Tabela 4).

TABELA 4 - VALORES REGIONAIS E GLOBAIS PARA AGB (BIOMASSA ACIMA DO SOLO) E ENTRADA DE CARBONO EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO, JUNTAMENTE COM OS ANOS ESTIMADOS PARA RECUPERAÇÃO DA ÁREA DE 8,8 HA DEVASTADA PELO INCÊNDIO FLORESTAL NO PEC.

Referências	Local	Espécies	Biomassa (Mg ha ano ⁻¹)	Carbono (Mg C ha ano ⁻¹)	de recuperação do PEC (anos)
Ferreira, Ganade & De Attayde, (2015)	Nordeste do Brasil – recuperação com intervenção	<i>R. mangle</i>	27h45	12.08	10.9
Ferreira, Ganade & De Attayde, (2015)	Nordeste Brasil – recuperação natural	<i>R. mangle</i> <i>L. racemosa</i>	8.18	3.6	36,6
Twilley (1992)	Valor global	-	12.08	5.32	24,8
Sherman e outros (2003)	Dominican República	<i>R. mangle</i> <i>L. racemosa</i> <i>A. germinans</i>	9,7	4.27	30,9
Sherman e outros (2003)	Dominican República	<i>L. racemosa</i>	16.3	7.17	18.4
Sherman e outros (2003)	Dominican República	<i>R. mangle</i>	6.6	2,90	45,4
Pitol e outros (2023)	Bangladesh - Sundarbans	<i>A. marina</i>	13,74	6,87	19.2
Pitol e outros (2023)	Bangladesh - Sundarbans	<i>L. racemosa</i>	0,99	0,50	266,1
Adame e outros (2018)	Malásia – primeiros 10 anos	-	21,59	9,5	13,9
Adame e outros (2018)	Malásia – depois de 10 anos	-	6.36	2.8	47,0

Discussão

Área danificada por manguezal

Dado que tanto a regeneração natural quanto as intervenções demonstraram eficácia na restauração da vegetação de manguezal e, consequentemente, dos estoques de carbono (Worthington & Spalding 2018; Ferreira et al. 2022, 2023; Sakai et al. 2023; Rodrigues et al. 2024), o projeto “RestauraCocó” está atualmente em andamento para integrar o conhecimento científico aos esforços de restauração em campo. Com seus resultados, pudemos observar que, embora a área afetada pelo incêndio florestal tenha sido relativamente pequena em proporção à área total do parque (8,8 hectares de vegetação de manguezal, correspondendo a 0,55% da área total do Parque Estadual do Cocó), essa parte relativamente pequena e queimada representa uma perda substancial de carbono armazenado. Os manguezais possuem uma capacidade significativa de sequestro e armazenamento de carbono em múltiplos compartimentos, incluindo biomassa viva, biomassa morta/troncos, mas principalmente em solos (Elwin et al. 2019; Alongi 2012; Hendy et al. 2022). No Brasil, os solos de manguezais, por si só, respondem por mais de 70% do Estoque Total de Carbono Ecossistêmico (TECS), enquanto a vegetação contribui com aproximadamente 30% do TECS (Kauffman et al. 2020; Rovai et al. 2022; Beloto et al. 2023). Assim, a degradação de pequenas áreas diminui seu potencial de sequestro de carbono e pode, em última análise, transformar esses sistemas de sumidouros de carbono em fontes de emissão de carbono (Nóbrega et al. 2019; Gomes et al. 2021). Embora nosso estudo se concentre na perda de carbono das árvores, também vale a pena notar que avaliar os impactos no carbono do solo usando procedimentos metodológicos apropriados é igualmente importante, pois esse compartimento foi reconhecido como extremamente relevante (Kauffman et al. 2020; Fest et al. 2022).

Análise fitossociológica

As espécies de manguezais são distribuídas de forma diferente pelo mundo. Em geral, os manguezais de regiões áridas e semiáridas são tipicamente sistemas dominados pela maré, com baixo aporte de água doce e altas temperaturas, onde espécies de *Avicennia* são comumente encontradas (Adame et al., 2021^b), seguidas por *Laguncularia* e gêneros *Rhizophora*. No Golfo de Omã e no Golfo Pérsico, existem duas espécies de manguezais: *Avicennia marina* e *Rhizophora mucronata*, enquanto a Austrália abriga uma diversidade mais ampla, incluindo *A. marina*, *A. officinallis*, *R. stylosa*, *R. mucronata* e *R. lamarckii*. e México *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* (Wells 1983; Adame et al. 2021^b; Mafi-Gholami et al. 2019). Em nosso estudo, três espécies de manguezal - *Avicennia* sp., *L. racemosa* e *R. mangle* - foram observadas, com valores de DAP variando de 0,2 cm a 72,7 cm. Essas descobertas destacam as características distintas das florestas de manguezal PEC adjacentes ao local do incêndio florestal, que incluem árvores de tamanhos variados, predominância de *L. racemosa* e heterogeneidade tanto no tamanho quanto na composição de espécies nas áreas amostradas, conforme apresentado na análise fitossociológica. A variabilidade observada no DAP provavelmente reflete a sucessão ecológica, abrangendo diferentes estágios de desenvolvimento florestal, incluindo indivíduos maduros e juvenis (Silva; Barros & Oliveira 2020). A presença de rebrota na maioria das áreas amostradas pode indicar resiliência florestal, pois pode resultar de árvores mais velhas e/ou em declínio. Nesses casos, o caule principal eventualmente se decompõe, enquanto novos caules emergem e se desenvolvem em novas árvores (Kovacs, Blanco-Correa & Flores-Verdugo 2001). A presença disseminada de *L. racemosa* também foi relatada em outros estudos, particularmente em ecossistemas de manguezais afetados por perturbações antrópicas (Soares, 1999). Além disso, a ocorrência da samambaia *Acrostichum aureum* reforça ainda mais a evidência de fluxos de água doce, como observado em outros estudos, e pode ser um indicador de áreas impactadas, uma vez que é considerada uma espécie oportunista (Menezes et al. 2008; Asante et al. 2023).

Valores de biomassa e carbono da vegetação

Como o objetivo principal deste estudo foi discutir o impacto de incêndios florestais e, em particular, o potencial de recuperação de carbono na área afetada, os resultados apresentados concentram-se nos valores de carbono derivados de medições de AGB. Notavelmente, este estudo representa o primeiro relatório de estimativas de estoque de carbono para o compartimento de biomassa lenhosa acima do solo no PEC. Conhecendo a heterogeneidade natural da cobertura de manguezais, as medições *in situ* foram essenciais para determinar com precisão o estoque de carbono na área. toda a área (Beloto et al. 2023; Rodrigues et al. 2024).

Os estoques de C acima do solo são influenciados por fluxos de água, como precipitação, amplitude das marés, condições físico-químicas do solo (salinidade, potencial redox) e níveis de umidade. Áreas com menor disponibilidade hídrica tipicamente apresentam produtividade primária reduzida e, consequentemente, menores estoques de C acima do solo (Ferreira et al. 2019; Duke, Ball & Ellison 1998, Alongi 2009, Rovai et al. 2021, Adame et al. 2021a, Alongi 2025). A alta variabilidade nos estoques de C é esperada entre as regiões e é influenciada por fatores globais e regionais, como latitude, geomorfologia, regime de marés e clima, bem como condições específicas do local (por exemplo, áreas impactadas versus não impactadas), todos os quais parecem desempenhar um papel na determinação dos estoques de carbono em florestas de manguezal (Rovai et al. 2021; Beloto et al. 2023). No entanto, a presença de caranguejos herbívoros importantes pode introduzir variações estruturais (arquitetura e biomassa das árvores) por meio do consumo diferencial de propágulos, mas eles não existem mais na área estudada.

Por exemplo, os estoques de C da AGB no estado do Pará (145 Mg C/ha, N-Brasil) e no delta do Rio Parnaíba (258 Mg C/ha, NE-Brasil), áreas caracterizadas por maior precipitação anual, apoiam a tendência de aumento da produção primária em regiões com maior precipitação. Embora o Ceará esteja em um regime semiárido, com uma estação seca marcada, nossos resultados (132 Mg C/ha) foram comparáveis aos relatados em regiões mais úmidas (Kauffman et al. 2018; Portela et al. 2020). Por outro lado, outros estudos conduzidos na região Nordeste do Brasil relataram menores estoques de C de biomassa, particularmente em outros locais de manguezais no Ceará (72 Mg C/ha) e no estado do Rio Grande do Norte (44 Mg C/ha; Kauffman et al. 2018; Ferreira et al. 2019).

O padrão distinto observado para o manguezal PEC em relação aos estoques de C acima do solo pode ser influenciado pela idade e estágio de desenvolvimento da floresta. Sabe-se que o manguezal PEC abriga árvores bem desenvolvidas, embora com espaçamento mais amplo, contrastando com outros manguezais no Ceará, onde predominam árvores mais jovens e densamente compactadas (Ximenes et al. 2025).

Cálculo do tempo de recuperação

Ações de intervenção voltadas à restauração de manguezais são realizadas em todo o mundo, com resultados variáveis. A restauração de áreas de manguezais degradadas tem se mostrado mais eficaz do que os esforços de reflorestamento em áreas originalmente não ocupadas por manguezais (Song et al., 2024). Alguns projetos de recuperação de manguezais, em andamento há mais de 40 anos, ainda não atingiram níveis de carbono comparáveis aos de florestas intactas (Adame et al., 2018). Por outro lado, alguns projetos de restauração conseguiram superar a biomassa de áreas preservadas (Ram et al., 2021). Planos de restauração com foco em carbono podem ser eficazes no restabelecimento das funções ecossistêmicas, desde que práticas de manejo adequadas sejam implementadas.

Estratégias como plantio com espaçamento mais próximo para atingir maiores densidades de árvores e monitoramento contínuo da recuperação da vegetação podem aumentar a reposição do estoque de carbono em todos os compartimentos do ecossistema (Ferreira, Ganade & De Attayde 2015). No entanto, as taxas de mortalidade podem ser maiores se o plantio for excessivamente denso (Syahid et al. 2023) devido à competição por recursos. Além disso, a menor densidade de plantas também resulta em uma diminuição no conteúdo de nutrientes nos solos, reforçando o papel central da disponibilidade de nutrientes para a restauração de manguezais (Silva et al. 2024). Além disso, os estoques de carbono do solo respondem positivamente à recuperação da vegetação, não apenas aumentando o armazenamento de carbono, mas também melhorando as funções do solo relacionadas ao controle da poluição (Gevaña & Im 2022; Jimenez et al. 2021; 2022, Ward 2025).

Em relação ao desenvolvimento do compartimento vegetal, reconhece-se que o crescimento do manguezal por meio da regeneração natural ou reflorestamento ativo progride em taxas variáveis ao longo do tempo. Alguns estudos relatam um rápido aumento na biomassa durante os primeiros 10 a 15 anos, seguido por uma fase de crescimento mais lento (Adame et al. 2018; Sakai et al. 2023), enquanto outros observaram acúmulo significativo de biomassa somente após 30 anos de restauração (Suprayogi et al. 2022). Essas descobertas ressaltam a necessidade de programas contínuos de monitoramento pós-manejo para melhor compreender os padrões de crescimento e as trajetórias de recuperação do estoque de carbono, bem como a consideração de fatores locais (Suprayogi et al. 2022; Adame et al. 2018; Sakai et al. 2023).

O plano de recuperação para a área PEC deve ter como objetivo restabelecer um estoque de carbono de 1.159 toneladas e sequestrar 4.253 toneladas de CO₂e. Considerando esses valores com base em comparações regionais, nosso estudo sugere que levaria entre 10,9 e 36,6 anos para atingir o mesmo estoque de carbono acima do solo de antes do incêndio. Usando valores de escala global - propostos por Twilley (1992), a recuperação da biomassa acima do solo exigiria aproximadamente 24,8 anos. Essa estimativa é considerada plausível, pois está dentro da faixa de valores obtidos de referências regionais. Ao considerar valores de outras regiões, Bangladesh tem as menores taxas de crescimento de manguezais; se o manguezal PEC seguir taxas semelhantes, a recuperação do estoque de carbono pode levar até 266 anos. Por outro lado, a Malásia tem as taxas de crescimento de manguezais mais rápidas e, aplicando essas taxas ao contexto do PEC, seria esperado um tempo de recuperação de aproximadamente 13,9 anos (Pitol et al. 2023; Adame et al. 2018), o que destaca a importância de estudos locais para obter estimativas mais precisas dos tempos de recuperação, uma vez que essas informações são obrigatórias para definir esforços para processos de restauração.

As taxas de crescimento das árvores de mangue são influenciadas principalmente pelas condições climáticas e características geomorfológicas, como discutido anteriormente. Em esforços de recuperação assistida, como o plantio de árvores, fatores como densidade de plantio e seleção de espécies impactam significativamente o potencial de sequestro de carbono a longo prazo (Gevaña & Im 2022; Xiong et al. 2019) e devem ser cuidadosamente considerados durante o processo de restauração. Dadas as atuais variações de salinidade e umidade do solo observadas no PEC, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia* spp. são recomendadas como espécies-chave para esforços de reflorestamento na área. As taxas de crescimento do mangue são positivamente correlacionadas com a precipitação e a temperatura, declinando à medida que se afastam das regiões tropicais

(Alongi 2025). Em Bangladesh e na Malásia, por exemplo, o grande transporte de sedimentos pelo sistema deltaico e as chuvas de monções certamente facilitam o desenvolvimento de grandes faixas de manguezais (Pitol et al. 2023, Adame et al. 2018).

É importante notar que os manguezais apresentam algumas das maiores densidades de C entre as florestas tropicais, com algumas das maiores taxas de sequestro e armazenamento de carbono como resultado de seus altos estoques de biomassa e solo, destacando sua importância global como ecossistemas de carbono azul (Adame et al. 2021a, Ward 2025; Alongi 2025). Sasmito et al. (2025) estimaram que, no Sudeste Asiático, por exemplo, esse ecossistema natural de mitigação das mudanças climáticas tem o potencial de sequestrar metade das emissões da região, por meio de medidas de conservação e proteção de seus manguezais.

No entanto, como observado por Syahid et al. (2023), para manguezais do Sudeste Asiático, há uma alta variabilidade no potencial de sequestro de carbono por espécie (16-20,9 MgC /ano por indivíduo) como resultado das taxas de crescimento e densidade de carbono, bem como pelas condições climáticas locais (Mafi Gholami et al. 2018), por estressores como contaminação influenciando a produtividade primária (Kwabe 2021; Celis Hernandez et al. 2022) e pela sobrevivência pós-restauração (Syahid et al. 2023). Isso destaca a importância de estudos para identificar as condições locais para proteger e restaurar esses importantes estoques de carbono. Essa ampla faixa de tempo de recuperação pode ser provavelmente atribuída a variações nas composições de espécies, condições ambientais, diversidade de grupos faunísticos importantes e práticas de manejo, conforme discutido por Ferreira, Ganade & De Attayde (2015).

Para manter os manguezais como armazenadores de carbono, em vez de emissores, proteção e restauração são necessárias. O fogo normalmente não tem sido destacado como um problema nessas áreas úmidas. No entanto, em uma avaliação de 120 artigos revisados por pares, Dookie, Ansari e Jaikishun (2025) observaram que, na maioria dos casos em que o fogo foi registrado em manguezais, isso estava ligado a condições de seca, frequentemente associadas a condições de El Niño (típicas do Nordeste do Brasil, Ward et al. 2016), e atividades antrópicas. Como este estudo observou, a perda de caranguejos que consomem serapilheira e a ausência de influência das inundações de maré no manguezal estudado levaram ao acúmulo de serapilheira seca, o que, combinado com as condições de seca, resultou em alto potencial de emissão de CO₂ como resultado de suas queimadas. As previsões de mudanças climáticas sugerem que provavelmente haverá um aumento tanto na frequência quanto na intensidade dos eventos El Niño (IPCC 2023), o que significa que é provável que esses eventos se tornem mais comuns em diversas regiões, com potenciais efeitos na dinâmica do carbono em ecossistemas de manguezais, destacando a importância de monitorar esse comportamento.

Conclusões

Este estudo destaca o papel crucial dos estoques de carbono dos manguezais na redução de emissões e mitigação das mudanças climáticas, oferecendo, assim, um serviço ecossistêmico importante de regulação. No entanto, nossas descobertas também revelam a vulnerabilidade desse importante serviço ecossistêmico. Sem práticas de gestão adequadas – particularmente na prevenção de incêndios florestais – os ecossistemas de manguezais são suscetíveis à degradação e podem se tornar emissores de carbono, agravando as mudanças climáticas.

Portanto, sugere-se que estratégias de intervenção podem promover significativamente a recuperação ambiental, aumentando tanto o acúmulo de biomassa quanto o estoque de carbono e, conseqüentemente, os demais serviços ambientais. No entanto, intervenções por si só não garantem o sucesso; fatores naturais como a dinâmica das inundações, os padrões de precipitação e as configurações geomorfológicas desempenham papéis cruciais nos resultados da restauração, destacando a importância de estudos que considerem contextos locais, particularmente relevantes para comparar ecossistemas com condições ambientais semelhantes em outras regiões.

Em última análise, este trabalho fornece insights essenciais para orientar a restauração de áreas de manguezais impactadas por incêndios e enfatiza a necessidade urgente de monitoramento de longo prazo da dinâmica da vegetação e do desenvolvimento florestal, elementos frequentemente negligenciados nos esforços de restauração. Portanto, defendemos a proteção e a restauração dos ecossistemas de manguezais de forma a priorizar a recuperação dos estoques de carbono, salvaguardando a diversidade funcional e outros serviços ecossistêmicos vitais, particularmente diante de estressores ambientais globais, como as mudanças climáticas.

3. OUTRAS CONTRIBUIÇÕES DO PROJETO

DESDOBRAMENTOS

Os resultados obtidos denotam a crescente necessidade de promoção de ações que possam potencializar o sequestro e armazenamento de carbono pelos manguezais, tal qual a restauração ecológica. Além disto, a ampliação do conhecimento de técnicas para aprimoramento dos processos faz se necessária. Entende-se ainda como necessidade do PEC a promoção de projetos de longo prazo para restauração da vegetação, promovendo a restauração hidrológica e o plantio de mudas, sendo estas ações também monitoradas para garantia de sua efetividade.

4. PARCERIAS INSTITUCIONAIS

Para a execução do item 5 do projeto (Restauração da Vegetação), estabeleceu-se parcerias internacionais para compartilhamento de experiência com a Divisão de Silvicultura de Manguezais, Instituto de Pesquisa Florestal de Bangladesh, Khulna – 9000, Bangladesh, por meio do pesquisador Md. Najmus Sayadat Pitol, e com a Escola de Geografia, Universidade Queen Mary de Londres, Mile End, Londres, Reino Unido, por meio do pesquisador Raymond David Ward.

5. PRODUÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA

RODRIGUES, L. O.; BELOTO, N.; BEZERRA, L. E. A. (2024). Estoque de carbono azul na biomassa viva acima do solo em floresta de manguezal do Parque Estadual do Cocó após incêndio de Janeiro de 2024. In: Encontros Universitários 2024, 2024, Fortaleza. Revista Encontros Universitários da UFC, 2024.

BELOTO, N.; RODRIGUES, L.O.; ABRAHÃO, A.; FERREIRA, A.C.; WARD, R.D.; PITOL, Md N.S.; NÓBREGA, G.N.; BEZERRA, L.E.A. (2025). Restoration Potential of Carbon Stocks after Wildfire in a Brazilian Neotropical Mangrove. Journal of Forestry Research. Submitted on July 2025.

BELOTO, N.; ZANDEVALLI, R.B.; PEREIRA, A.Q.; PINHEIRO, L.S.; TEIXEIRA, C.E.P.; COSTA, R.C.; BEZERRA, L.E.A.; ABRAHÃO, A. (2025). Projeto RestauraCocó - Restauração Ecológica e Gestão Participativa da Área Incendiada do Parque Ecológico do Cocó. Encontros Universitários 2025, VI Encontro de Empreendedorismo e Inovação, Fortaleza, 2025.

BELOTO, N.; RODRIGUES, L.O.; FERREIRA, A.; PITOL, Md N.S.; BEZERRA, L.E.A.; BRANCO, M.; MORO, M.; ABRAHÃO, A. Occurrence of branch regrowth from fallen *Laguncularia racemosa* mangrove trees. TECHNICAL NOTE – in preparation.

6. FORMAÇÃO DE RECURSOS HUMANOS

- Formação: Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais - PPGCMT
Aluna mestrado: Lídia de Oliveira Rodrigues
Título: “Estoque de Carbono Azul na Biomassa Viva Acima do Solo em Floresta de Manguezal do Parque Estadual do Cocó após Incêndio de Janeiro de 2024”

7. COMUNICAÇÃO CIENTÍFICA

- Palestra “Carbono em Manguezais” a convite do Projeto Mangue Vivo, na UFC-Departamento de Engenharia de Pesca (https://www.instagram.com/p/DBg5NTfReVN/?img_index=1) – outubro/2024.
- Participação do Podcast: Manguezais, o ouro azul em meio à lama (<https://oeco.org.br/podcast/podcast-manguezais-o-ouro-azul-em-meio-a-lama/>) – janeiro/2025;
- Palestra “RestauraCocó: um projeto de restauração ecológica e participação cidadã” no Seminário de Proteção aos Manguezais: Conhecimento, Comunidade e Conservação - Instituto Centec – (<https://www.even3.com.br/seminario-de-protecao-aos-manguezais-conhecimento-comunidade-e-conservacao-606276/>) – julho/2025.

(B). OUTRAS AÇÕES EXECUTADAS

Para o item 5 do Projeto RestauraCocó – Restauração da Vegetação -, além do levantamento preliminar da estimativa de carbono perdido com o incêndio (obrigatoriedade da bolsista Natalia Beloto), foram realizadas diversas outras atividades correlatas, conectadas e fundamentais para a restauração da vegetação e recuperação dos estoques de carbono. Desta forma, durante o período de julho/2024 a junho/2025 houve diversos desdobramentos práticos para a restauração ecológica da área, que serão apresentados em formato de ações desenvolvidas, resultados e perspectivas.

Teste de Germinação e mortalidade do mangue-branco (*L. racemosa*)

Ações desenvolvidas

Iniciou-se durante o mês de agosto/2024, um experimento controlado para germinação do mangue-branco (*Laguncularia racemosa*). Para tal, foram coletados propágulos em uma área não-impactada (próxima a área do incêndio), posteriormente estas foram imersas em água salgada, realizando-se a troca de água do recipiente em intervalos regulares de 5-7 dias. Após alguns dias houve o aparecimento da radícula (~1cm) nos propágulos, e com 15 dias estes foram retirados e encaminhados para a área experimental (área incendiada do PEC). Na área experimental - parte mais elevada da área incendiada, próxima ao ambiente de brejo – foram colocados 2 quadrantes (1x1m), onde no primeiro quadrante foram enterrados 300 propágulos com a presença de herbáceas e gramíneas (*Sesuvium portulacastrum*, *Eleocharis interstincta* e outras), e no outro, foram enterrados 300 propágulos, porém houve a retirada as herbáceas e gramíneas presentes (Figura 4).



(A)



(B)



(C)

FIGURA 4 – COLETA DE PROPÁGULOS DE MANGUE-BRANCO (*L. RACEMOSA*) (A) E INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO DE GERMINAÇÃO (B), COM E SEM GRAMÍNEAS/HERBÁCEAS (C).

Resultados

Este experimento, apesar de não constar diretamente no escopo do Projeto RestauraCocó, trouxe uma série de informações que puderam subsidiar o conhecimento para o planejamento de ações relacionadas ao plantio direto na área incendiada. Primeiramente, verificou-se a disponibilidade de propágulos de *L. racemosa*, e a viabilidade de brotamento dos mesmos, que inclusive costuma apresentar altos índices de mortalidade de mudas (Nogueira et al., 2019). Assim, nos períodos de agosto/2024, setembro/2024, março/2025, abril/2025, foi possível a realização de propágulos da espécie *L. racemosa*, o que nos mostra que há a disponibilidade dos mesmos tanto no período seco, quanto no chuvoso, destacando que, diferentemente ao observado na área do PEC, outros locais apontam que a floração e frutificação ocorrem apenas nos períodos chuvosos (Fernandes et al., 2015).

Para além disto, com o experimento de germinação e mortalidade, foi possível observar que há maior sucesso inicial de germinação em áreas sem a presença de gramíneas e herbáceas, entretanto com o passar dos dias há um aumento de sua mortalidade, possivelmente devido ao ressecamento causado pela incidência direta do sol – comum no período seco. Com isto, conclui-se que o efeito do sombreamento pelas gramas e herbáceas pode exercer uma função importante, uma vez que evita o ressecamento das mudas no período seco.

Após período seco, houve a chegada do período chuvoso. E após 224 dias do experimento, as chuvas provocaram um elevado alagamento da área, causando a mortalidade total dos propágulos germinados, tal episódio inviabilizou a continuidade do experimento (Figura 5).

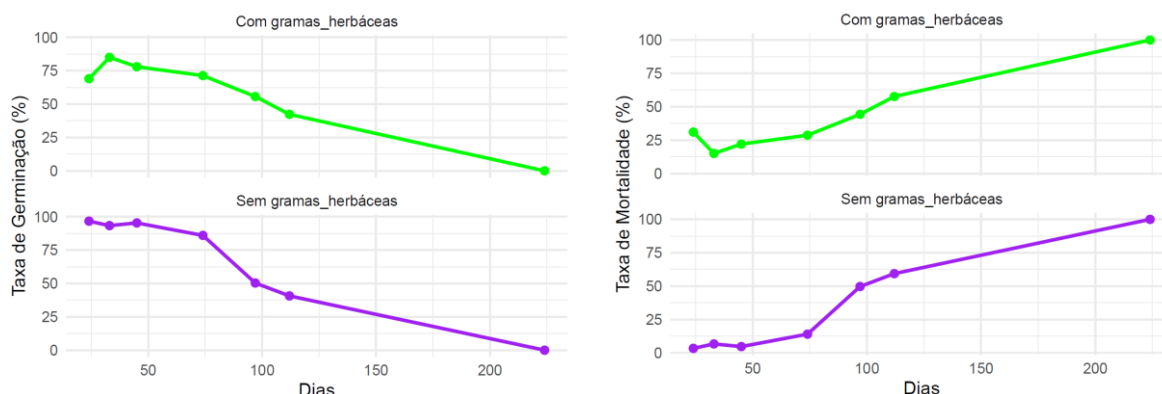


FIGURA 5 - TAXA DE GERMINAÇÃO E MORTALIDADE DOS PROPÁGULOS DE *L. RACEMOSA* DURANTE O PERÍODO SECO E CHUVOSO (INÍCIO - AGOSTO/2024 – FIM - ABRIL/2025).

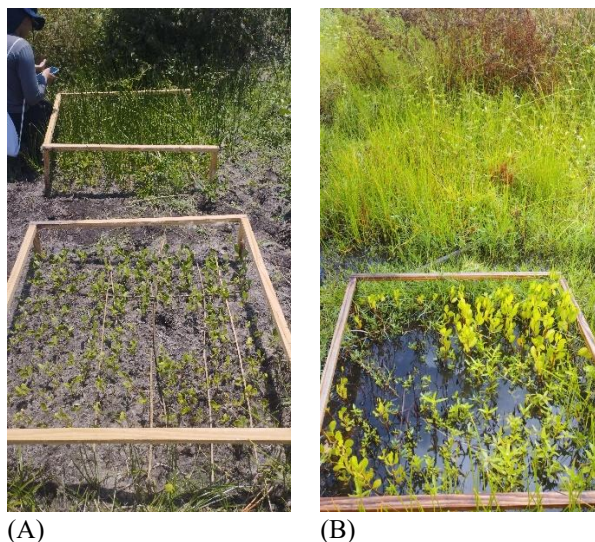


FIGURA 6 – GERMINAÇÃO E MORTALIDADE DOS PROPÁGULOS DE *L. RACEMOSA* EM OUTUBRO/2024 (A) E JANEIRO/2025, ANTES DO ALAGAMENTO COMPLETO DAS MUDAS (B).

Conclusivamente, entende-se que tanto a sementeira com a presença de gramíneas/herbáceas, quanto sem a presença dessas, é passível de sucesso quanto a germinação e sobrevivência das mudas de *L. racemosa*. Entretanto, as condições de alagamento do terreno podem ser determinísticas para o fracasso de ações de plantio direto na área incendiada.

Perspectivas Futuras

O experimento de germinação e mortalidade demonstrou que na área incendiada o processo de regeneração das espécies é totalmente inviabilizado durante o período chuvoso, devido ao acúmulo excessivo de água que

“afoga” as plantas antes mesmo de um nível de crescimento intermediário. Sendo assim, tal como previsto em outros projetos de restauração de áreas de manguezal, faz-se necessária a reestruturação dos fluxos de água presente, de modo a viabilizar o recrutamento inicial das plantas.

Produção de mudas de mangue em ambiente controlado

Ações desenvolvidas

Em agosto de 2024 foi dado início a coleta de propágulos e mudas recém brotadas das espécies de manguezal que ocorrem no PEC, após as coletas o material seguia destinado ao Viveiro Adahil Barreto, para serem transplantados em canteiros, e posteriormente colocados em saquinhos. Cabe destacar que o processo de preparação de mudas depende da disponibilidade de propágulo das espécies durante a janela de seu período reprodutivo e duração.

Resultados

As coletas de propágulos e mudas recém brotadas ocorreram tanto na área incendiada (PEC – Cidade 2000), quanto no Parque Adahil Barreto e no Estuário do rio Pacoti, e ao todo foram coletados cerca de 4740 indivíduos (Tabela 5).

TABELA 5 – PROPÁGULOS E MUDAS RECÉM BROTADAS COLETADAS DURANTE A EXECUÇÃO DO PROJETO.

Nº	Local	Data	Espécie	Quantidade
1	PEC – Cidade 2000	08/08/24	<i>L. racemosa</i>	>100
2	PEC – Cidade 2000	23/01/25	<i>Avicennia spp</i>	>160
3	Trilha Adahil Barreto	29/01/25	<i>Avicennia spp</i>	>100
4	Trilha Adahil Barreto	13/02/25	<i>Avicennia spp</i>	>300
5	APA do Pacoti	14/03/25	<i>R. mangle</i>	225
6	APA do Pacoti	19/03/25	<i>Laguncularia racemosa</i>	183
7	APA do Pacoti	03/04/2025	<i>Avicennia spp.</i> , <i>L. racemosa</i> , <i>R. mangle</i>	>3000
8	Trilha Adahil Barreto	17/04/2025	<i>Avicennia spp.</i>	>600
9	APA do Pacoti	20/05/2025	<i>R. mangle</i>	72

O processo de passagem dos propágulos e mudas para o canteiro, e depois para os saquinhos, ocorreu por meio de participação da comunidade e integrantes do projeto, assim foi possível neste curto período o preparo de um elevado quantitativo de mudas. Ademais, as mudas precisam ter uma manutenção constante, para a retirada de pragas, hidratação, banho de sal e para passar por processo de rustificação antes do plantio na área.



FIGURA 7 – PREPARAÇÃO DE MUDAS NO VIVEIRO ADAHIL BARRETO, DURANTE O PERÍODO DE AGOSTO/2024 A JUNHO/2025.

Perspectivas

Espera-se que haja a continuidade do projeto, para que as mudas preparadas possam ser transplantadas para mais áreas do local afetado pelo incêndio, além disto, ações para fazer mudas junto as comunidades têm se mostrado como uma ferramenta de transformação socioambiental poderosa, a qual deve ser continuada.

Planejamento e delimitação de parcelas permanentes – monitoramento regeneração natural e plantio direto

Ações desenvolvidas

Durante este primeiro ano do Projeto RestauraCocó, foram marcadas parcelas fixas/permanentes para acompanhamento da regeneração natural e de plantio de espécies de manguezal. Para tal foram escolhidos seis pontos de referência mais próximos ao rio Cocó (T1E1 a T6E1) e seis pontos mais distantes (T1E2 a T6E2), em cada ponto foram estabelecidas três parcelas que corresponde a diferentes tratamentos (plantio direto, plantio com inóculo de solo, regeneração natural) (Figura 8).



FIGURA 8 - PONTOS MARCADOS PARA MONITORAMENTO DAS PARCELAS.

Resultados

Houve a delimitação de todas as parcelas fixas possíveis, porém algumas estavam em áreas com uma lâmina de água de ~0,8 metros, dificultando a passagem e delimitação delas (Figura 9 e Figura 10). Durante a marcação das parcelas, notou-se a possibilidade de plantio em duas áreas, e este foi realizado no mês de junho/2025, onde houve o plantio das três espécies de manguezal (*L. racemosa*, *R. mangle* e *Avicennia* spp.), em intervalos de 1 metro cada planta, contabilizando 100 mudas em cada tratamento da parcela (plantio direto e plantio direto com inóculo de solo), ou seja, 400 mudas (Figura 11).



FIGURA 9 – MARCAÇÃO DE PARCELAS FIXAS PARA O MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO NATURAL E PLANTIO, INCLUSIVE EM ÁREAS BASTANTE ALAGADAS.

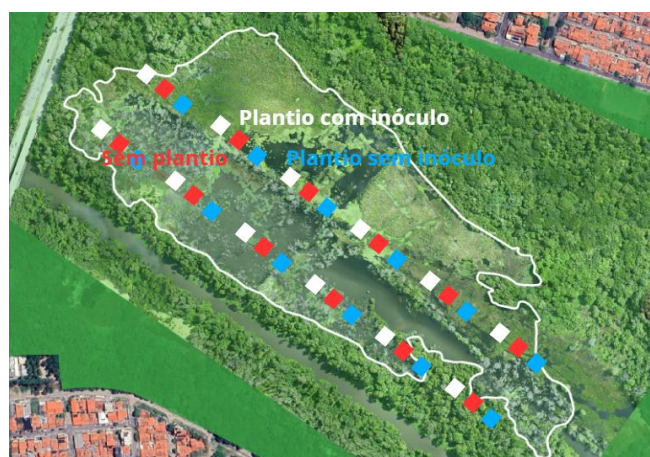


FIGURA 10 – DESENHO AMOSTRAL CONSIDERANDO OS TRATAMENTOS PROPOSTOS PARA A ÁREA DE MANGUEZAL A SER RECUPERADA.



FIGURA 11 – AÇÕES DE PLANTIO DE MUDAS NAS ÁREAS SEM CONDIÇÕES DE ALAGAMENTO (JUNHO/2025).

Perspectivas Futuras

Entende-se que o sucesso das intervenções de plantio realizadas pode demandar de um monitoramento constante, especialmente durante a primeira fase de crescimento das plantas, até que estas possam atingir um nível intermediário de tamanho. Desta forma, entende-se que dentre as prioridades da restauração ecológica, consta a continuidade do projeto e o monitoramento contínuo das plantas. Além disto, o monitoramento poderá trazer informações relevantes e ainda pouco conhecidas, tal qual a taxa de crescimento destas espécies, tanto em razão de uma restauração natural, quanto por plantio - informações estas que podem trazer descobertas interessantes especialmente relacionadas ao aumento dos estoques de carbono em manguezal -, visto que este apresenta capacidades superiores até mesmo do que as florestas tropicais de sequestro e armazenamento.

Conclusões

Alterações climáticas, intervenções humanas e ausência de previsibilidade podem agravar questões relacionadas as queimadas no Brasil e no mundo. Desta forma, o estudo científico é uma ferramenta indispensável para a garantia do sucesso e aplicação de melhores técnicas para a prevenção e mitigação de danos ambientais extremos, tais como os incêndios florestais. É necessário saber que a pesquisa científica demanda de investimentos, em especial a longo prazo, tendo em vista que a natureza demanda de tempo para realizar sua regeneração, além disto, realizar previsibilidade sobre os fenômenos da natureza também depende do tempo de análise. Assim, as informações apresentadas neste relatório, subsidia a necessidade de continuidade do projeto e disponibiliza informações para implementação de técnicas de restauração, além de promover a compreensão acerca do carbono perdido. Destaca-se ainda que o PEC, por se tratar de uma unidade de conservação de grande prestígio e visibilidade, necessita manter constantemente projetos que garantam a saúde do ecossistema local. Além disto, a gestão, conservação e pesquisa científica podem garantir longevidade e resiliência deste ambiente tão valorizado pela população.

Referências Bibliográficas

Adame, MF, Connolly, RM, Turschwell, MP, Lovelock, CE, Fatoyinbo T, Lagomasino, D, Goldberg LA, Holdorf J., Friess DA, Sasmito SD, Sanderman J, Sievers M, Buelow C, Kauffman JB, Bryan-Brown D, Brown CJ (2021)^a. Future carbon emissions from global mangrove forest loss. **Global Change Biology**, 27(12), 2856–2866. <https://doi.org/10.1111/gcb.15571>

Adame, MF, Reef R, Santini NS, Najera E, Turschwell MP, Hayes MA, et al. (2021)^b. Mangroves in arid regions: Ecology, threats, and opportunities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 248, 106796. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106796>

Adame MF, Zakaria RM, Fry B, Chong VC, Then YHA, Brown CJ, Lee SY (2018). Loss and recovery of carbon and nitrogen after mangrove clearing, **Ocean & Coastal Management**, 161: 117-126. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.04.019>.

Akram H, Hussain S, Mazumdar P, Chua KO, Butt TE, Harikrishna JA (2023). Mangrove Health: A Review of Functions, Threats, and Challenges Associated with Mangrove Management Practices. **Forests**, 14(9), 1698. <https://doi.org/10.3390/f14091698>.

Alencar CF, Lima ADF, Moraes ASB, Costa AB, dos Santos RP, Coêlho MGL, Maggioni R, Cavalcante RM (2025). Assessing the environmental health of urbanized mangroves on the Brazilian Equatorial Margin using

widely consumed bioindicators (Ceará coast, Brazil). **Marine Environmental Research**. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107332>.

Alongi DM (2009). The Energetics of Mangrove Forests. Dordrecht: Springer. ISBN 978-1-4020-4270-6. 213p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4271-3>.

Alongi DM (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, 3(3), 313–322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>.

Alongi DM (2020). Global Significance of Mangrove Blue Carbon in Climate Change Mitigation. **Sci**, 2(3), 67. <https://doi.org/10.3390/sci2030067>

Alongi DM (2025). Global Meta-Analysis of Mangrove Primary Production: Implications for Carbon Cycling in Mangrove and Other Coastal Ecosystems. **Forests**, 16(5), 747. <https://doi.org/10.3390/f16050747>

Asante F, Hugé J, Asare NK, Dahdouh-Guebas F (2023). Does mangrove vegetation structure reflect human utilization of ecosystem goods and services? **iScience**, 26(6), 106858. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.106858>

Beloto N, Cotovicz Jr LC, Rodrigues JVM, Gmach MR, Zimmer M, Helfer V, Soares MOS, Bezerra LEA (2023). Blue carbon stock heterogeneity in Brazilian mangrove forests: A systematic review. **Marine Pollution Bulletin**, 197 – 115694:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115694>.

Bruno A (2020). Parque Estadual do Cocó: regulamentação, após 40 anos é uma conquista da sociedade cearense. **Revista do Instituto do Ceará**, pp. 390-402. Available in: https://www.institutodoceara.org.br/revista/Rev-apresentacao/RevPorAno/2020%20revista/2020_21_Parque_Estadual_do_Coco_Regulamentacao_apos_40_ano_s.pdf. [accessed on 11.12.2024].

CBMCE – Corpo de Bombeiros Militar do Ceará. (2024). Operação de combate a incêndio no Parque Estadual do Cocó é encerrada nesta terça-feira 30. Disponível em: <<https://www.bombeiros.ce.gov.br/2024/01/30/operacao-de-combate-a-incendio-no-parque-estadual-do-coco-e-encerrada-nesta-terca-feira-30/>>. [accessed on 21.10.2024].

CEARÁ. Decreto nº32.248, de 07 de junho de 2017. Dispõe sobre a criação da Unidade de Conservação Estadual do grupo de proteção integral denominada Parque Estadual do Cocó, no município de Fortaleza, e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, Fortaleza, série 3, ano IX, nº108.

Celis Hernandez O, Villoslada M, Ward RD, Bergamo T, Perez-Ceballos R, Girón-García MP (2022). Impacts of environmental pollution on mangrove phenological patterns. **Science of the Total Environment** 810: 152309

Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, et al. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.

Correia KBG (2018). Diagnóstico e manejo das espécies alienígenas do Parque do Cocó, Fortaleza, CE. 2018. 29 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

Darmawan S, Sari DK, Wikantika K, Tridawati A, Hernawati R, Sedu MK (2020). Identification before-after Forest Fire and Prediction of Mangrove Forest Based on Markov-Cellular Automata in Part of Sembilang National Park, Banyuasin, South Sumatra, Indonesia. **Remote Sensing**, 12(22), 3700. <https://doi.org/10.3390/rs12223700>.

De Medeiros FJ, De Oliveira CP (2021). Dynamical aspects of the recent strong El Niño events and its climate impacts in Northeast Brazil. **Pure and Applied Geophysics**, 178(6), 2315–2332. <https://doi.org/10.1007/s00024-021-02758-3>

Dookie S, Ansari AA, Jaikishun S (2025). Forest-fire interactions, impacts, and implications: A focus on mangroves. **New Zealand Journal of Forestry Science**, 55. <https://doi.org/10.33494/nzjfs552025x405x>.

Duke NC, Ball MC, Ellison JC (1998). Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. **Global Ecology and Biogeography Letters**, 7(1), 27–47. <https://doi.org/10.2307/2997695>.

Elwin A, Bukoski JJ, Jintana V, Robinson EJZ, Clark JM (2019). Preservation and recovery of mangrove ecosystem carbon stocks in abandoned shrimp ponds. **Science of the Total Environment**, 695, 133835. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133835>

Fernandes, M.; Virgulino, A.; Nascimento, A.; Rodrigues, L. (2005). Padrões de floração e frutificação em *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f.: uma avaliação metodológica. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, 18. 33-38.

Ferreira, AC, Ganade G, De Attayde JL (2015). Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: effects on plant biomass and crab communities. **Ocean & Coastal Management**, 110: 38-45. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.03.006>

Ferreira AC, Bezerra LEA, Mathews-Cascon H (2019) Aboveground stock in a restored Neotropical mangrove: Influence of management and brachyuran crab assemblage. **Wetlands Ecology and Management** 27: 223–242. <https://doi.org/10.1007/s11273-019-09654-7>

Ferreira AC, Freire FAM, Rodrigues JVM, Bezerra LEA. (2022). Mangrove Recovery in Semiarid Coast Shows Increase of Ecological Processes from Biotic and Abiotic Drivers in Response to Hydrological Restoration. **Wetlands**, 42(80): 1-19. <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01603-0>.

Ferreira AC, Lacerda LD, Rodrigues JVM, Bezerra LEA (2023). New contributions to mangrove rehabilitation/restoration. **Wetlands Ecol Manage**, 31:89-114. <https://doi.org/10.1007/s11273-022-09903-2>.

Fromard F, Puig H, Mougin E, Betoulle JL, Cadamuro L (1998). Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. **Oecologia** 115, 39–53. <https://doi.org/10.1007/s004420050489>.

Gevaña DT, Im S (2022). Planting design, survival and blue carbon stock of mangrove plantations in Banacon Island, Philippines. In: XV World Forestry Congress: Building a Green, Healthy and Resilient Future with Forests, Coex, Seoul, Republic of Korea. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/f29c78b0-28f4-4ca0-bf90-4a2832678333/content>. [accessed on 03.02.2025].

Gomes LEO, Sanders CJ, Nobrega GN, Vescovi LC, Queiroz HM, Kauffman JB, Ferreira TO, Bernardino AF (2021). Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. **J. Environ. Manage.** 297, 113381. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113381>

Green A (2022). Monitoring the Post-Fire Recovery and Regeneration of Mangrove Communities in Batemans Marine Park. *ro.uow.edu.au*, 2022. [Online]. <https://ro.uow.edu.au/thsci/215/>. [accessed on 22.01.2025].

Hamza AJ, Esteves LS, Cvitanović M, Kairo JG (2024) Global patterns of mangrove resource utilization: a systematic review. **Front. Sustain. Resour. Manag.** 3:1395724. doi: 10.3389/fsrma.2024.1395724

Hendy IW, Shipway JR, Tupper M, Etxabe AG, Ward RD, Cragg SM (2022) Biodegraders of Large Woody Debris Across a Tidal Gradient in an Indonesian Mangrove Ecosystem. **Front. For. Glob. Change** 5:852217. doi: 10.3389/ffgc.2022.852217

Howard J, Hoyt S, Isensee K, Telszewski M, Pidgeon E (eds.) (2014). **Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses**. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372868>. [accessed on 05.05.2025]

IBGE (2022). **População de Fortaleza**. <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>>. [accessed on 21.01.2025].

Icict/Fiocruz. Observatório de Clima e Saúde do ICICT/Fiocruz. (2024). Available in: <<https://mapas.climaesaude.icict.fiocruz.br/extremos/>>. [accessed on 21.10.2024].

ICMBio. (2018). Atlas dos manguezais brasileiros (176 p.). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Available in: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/atlas-dos-manguezais-do-brasil-pdf>.

IPCC (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi:10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica Do Ceará (2021). <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>. [accessed on 30.10.2024].

Jimenez LCZ, Queiroz HM, Nóbrega GN, Romero DJ, Otero, XL, Ferreira TO (2022). Recovery of soil processes in replanted mangroves: Implications for soil functions. **Forests**, 13(3), 422. <https://doi.org/10.3390/f13030422>.

Jimenez LCZ, Queiroz HM, Otero XL, Nóbrega GN, Ferreira TO (2021). Soil organic matter responses to mangrove restoration: A replanting experience in northeast Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 18(17), 1–11. <https://doi.org/10.3390/ijerph18178981>.

Kauffman JB, Adame MF, Arifanti VB, Schile-Beers LM, Bernardino AF, Bhomia RK et al. (2020). Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, 90(2). <https://doi.org/10.1002/ecm.1405>.

Kauffman JB, Bernardino AF, Ferreira TO, Giovannoni LR, Gomes LEO, Romero DJ, Jimenez LC, Ruiz F (2018). Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon Region, **Brazil. Biol. Lett.** 14 (9), 20180208. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>.

Kay G, Dunstone NJ, Smith DM, BETTS RA, Cunningham C, Scaife AA (2022). Assessing the chance of unprecedented dry conditions over North Brazil during El Niño events. **Environmental Research Letters**, 17(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac6df9>.

Kovacs JM, Blanco-Correa M, Flores-Verdugo F (2001). A Logistic Regression Model of Hurricane Impacts in a Mangrove Forest of the Mexican Pacific. **Journal of Coastal Research**, 17(1), 30-37. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208.

Kwabe I (2021). Mangrove degradation due to natural resource exploitation in the Niger-Delta; A remote sensing and geochemical study. Doctoral Thesis. University of Brighton. https://research.brighton.ac.uk/files/33138415/Kwabe_Thesis.pdf

Lacerda LD, Conde JE, Kjerfve B, Alvarez-León R, Alarcón C, Polanía J (2002). American mangroves. In L. D. Lacerda (Ed.), *Mangrove ecosystem: Function and management*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-04713-2>

Lacerda LD, Ferreira AC, Borges R, Ward R. (2024). Challenges to mangroves of the Semiarid Equatorial Coast of Brazil in the Anthropocene. **Cambridge Prisms:Coastal Futures**, 2, e17, 1–24. <https://doi.org/10.1017/cft.2024.16>.

Lima-Jr AF, Ribeiro I, Amorim H (2024). Parques Urbanos e Ilhas de Frescor: A importância do Parque do Cocó para o conforto térmico na cidade de Fortaleza/CE. **Geo UERJ**, (45). <https://doi.org/10.12957/geouerj.2024.80373>

Mafi-Gholami D, Zenner EK, Jaafari A, Ward RD (2019). Modeling multi-decadal mangrove leaf area index in response to drought along the semi-arid southern coasts of Iran. **Science of The Total Environment**, 656, 1326-1336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.462>

Maia RC, Coutinho R (2013) The influence of mangrove structure on the spatial distribuion of *Melampus coffeus* (Gastropoda:Ellobiidae) in brazilian estuaries. **Pan-Am J Aquat Sci** 8:21–29

Maia LP, Lacerda LD, Monteiro LHUM, Souza GM (2006). Atlas dos manguezais do Nordeste do Brasil.

Mantovani J, Alcântara E, Pampuch LA, et al. (2024). Assessing flood risks in the Taquari-Antas Basin (Southeast Brazil) during the September 2023 extreme rainfall surge. *npj Nat. Hazards*1, 9. <https://doi.org/10.1038/s44304-024-00009-8>

Marinho AS, Meira AS, Rabelo FDB, Silva EV (2019). Do rio ao mar: Análise do Complexo Estuarino do rio Cocó diante aos históricos impactos socioambientais. **Revista GeoUECE**, 8(14): 401–416, 2020. Available in: <https://revistas.uece.br/index.php/GeoUECE/article/view/1527>. [accessed on 27.04.2025].

Menezes MPM, Berger U, Mehlig U (2008). Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. **Acta Amazonica**, 38(3), 403–420. doi:10.1590/s0044-59672008000300004

MMA, 2024. Ministério do Meio Ambiente. Unidades de Conservação. Available in: <https://www.gov.br/pt-br/servicos/obter-informacoes-sobre-as-unidades-de-conservacao-ambiental-nacionais>. [accessed on 22.10.2024].

Moreira AP, Pessi DD, Gorga EF, Oliveira YJC (2021). Incêndios Florestais no Bioma Pantanal: Abordagem Jurídica-Ambiental-Internacional. In E. Trevisan, & R.D. Lima. Tutela jurídica do Pantanal [recurso eletrônico]. Campo Grande: Ed. UFMS

Moro MF, Martins FR (2011) Métodos de levantamento do componente arbóreo – arbustivo. In: Felfili, J. M.; Eisenlohr, P. V.; Melo, M. M. De R. F. De; Andarde, L. A.; Neto, J. A. A. M. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. 1 ed. Viçosa: UFV.

Moro MF, Macedo MB, Moura-Fé MM, Castro ASF, Costa RC (2015). Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia** [Internet]. 66(3):717–43. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566305>

Nóbrega GN, Ferreira TO, Siqueira Neto M, Mendonça ES, Romero RE, Otero XL (2019). The importance of blue carbon soil stocks in tropical semiarid mangroves: a case study in Northeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, 78(12). doi:10.1007/s12665-019-8368-z

Nogueira, T.N.R.; Araujo, E.C.; Braga, C.F.; Fernandes, M.E.B. (2019). Desenvolvimento de mudas de mangue em diferentes volumes de recipientes em Tamatateua, Norte do Brasil. **Revista Agrotecnologia**, 10(2).

Odum EP (1971). **Fundamentals of Ecology** (3rd ed.). Philadelphia: W. B. Saunders. 1-574.

Ohtsuka T, Umnouysin S, Suchewaboripont V, et al. (2024). Biomass recovery of coastal young mangrove plantations in Central Thailand. **Sci Rep** 14, 11359. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61979-3>

Pitol, Md NS, et al. (2023). Biomass and carbon stock of mangrove arboretum in the Sundarbans, Bangladesh. **Bangladesh Journal of Forest Science**, 39 (1&2):115-126.

Pivello VR, Vieira I, Christianini AV, Ribeiro DB, Menezes LS, Berlinck CN, Melo FPL, Marengo JA, Tornquist CG, Tomas WM, Overbeck GE (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 19 (3): 233-255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>.

Portela MG, Espindola GM, Valladares GS, Amorim JV, Frota JC (2020). Vegetation Biomass and Carbon Stocks in the Parnaíba River Delta, Ne Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, 28 (4): 607–22. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09735-y>.

Ram MA, Caughlin TT, Roopsind A (2021). Active Restoration Leads to Rapid Recovery of Aboveground Biomass but Limited Recovery of Fish Diversity in Planted Mangrove Forests of the North Brazil Shelf. **Restoration Ecology**, 29(5), e13400, . <https://doi.org/10.1111/rec.13400>.

Rodrigues A. Fiocruz launches panel to monitor the evolution of extreme weather. (2024). <<https://portal.fiocruz.br/en/news/2024/10/fiocruz-launches-panel-monitor-evolution-extreme-weather-events>>. [accessed on 21.10.2024].

Rodrigues DP, Hamacher C, Estrada GCD, Soares MLG (2014). Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, 120, 346–351. doi:10.1016/j.aquabot.2014.10.004

Rodrigues JV, Cotovicz-Jr LC, Beloto N, Gmach MR, Bezerra LEA (2024). Historical land use changes lead to massive loss of soil carbon stocks in a recovering, semiarid mangrove. **Marine Pollution Bulletin**, 208:116980. ISSN 0025-326X. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116980>.

Romañach SS, DeAngelis DL, Koh HL, Li Y, Teh SY, Raja Barizan RS, Zhai L (2018). Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. **Ocean & Coastal Management**, 154, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>

Rovai AS, Twilley RR, Castañeda-Moya E, et al. (2021). Macroecological patterns of forest structure and allometric scaling in mangrove forests. **Global Ecol Biogeogr.**, 00:1–14. <https://doi.org/10.1111/geb.13268>

Rovai AS, Twilley RR, Worthington TA, Riul P (2022). Brazilian mangroves: blue carbon hotspots of national and global relevance to natural climate solutions. **Front. For. Glob. Change**, 4, 787533. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.787533>.

Sakai Y, Kouyama T, Kakinuma K, Sakaguchi Y, Yuasa N, Thongkao S, Boonming S, Chantapromma K, Kato S (2023). Recovery of mangrove ecosystem carbon stocks through reforestation at abandoned shrimp pond in Southeast Thailand. **Ecosystem Health and Sustainability**, 9, e0018. <https://doi.org/10.34133/ehs.0018>

Santos RD, Bandeira TV, Cruz MLB (2019) Análise das Políticas de Uso do Parque Estadual Do Cocó. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, [S. l.], v. 21, n. 2, p. 696–715, 2019. <https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.496>.

Sasmith SD, Taillardat P, Adinugroho WC, et al. (2025). Half of land use carbon emissions in Southeast Asia can be mitigated through peat swamp forest and mangrove conservation and restoration. **Nat Commun** 16, 740. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-55892-0>

SEMA (2020). Plano de Manejo do Parque Estadual do Cocó. Produto 22- Plano de Manejo Consolidado. 638p. (2020). <https://www.sema.ce.gov.br/planos-de-manejos-das-unidades-de-conservacao/plano-de-manejo-do-parque-estadual-do-coco/>. [accessed on 04.12.2024].

Shepherd, GJ. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. 2010.

Sherman RE, Fahey, TJ, Martinez P (2003). Spatial patterns of biomass and aboveground net primary productivity in a mangrove ecosystem in the Dominican Republic. **Ecosystems**, 6: 384-398. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0191-8>.

Silva BMD, Dantas GS, Rosa CAP, Pereira MS (2021) Analysis of the Cocó Park and its importance as urban green infrastructure for the city of Fortaleza. In: Magda, R. Ed. Challenges of nowadays in the light of sustainability. Proceedings of the 8thVUA YOUTH scientific session, Hungary: Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, pp.99-104. ISBN 978-963-269-968-4.

Silva GR, Lázaro ML, Queiroz HM, Ferreira AD, Díaz Ramos RA, Machado WTV, Otero XL, Ferreira TO, Nóbrega GN (2024). How do replanted mangroves affect phosphorus dynamics in their soils? **J. Environ. Manage.** 366, 121915. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121915>

Silva SA, Barros V, Oliveira A (2020) Estrutura fitossociológica do manguezal da Lagoa do Roteiro, Alagoas, Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, 30(2), 532–541. <https://doi.org/10.5902/1980509839676>

Smith TJ, Whelan, KRT (2006). Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. **Wetlands Ecology and Management**, 14(5):409–419. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-6243-z>

Soares MLG (1999). Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasileira De Biologia**, 59(3), 503–515. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000300016>

Soares MO, Bezerra LEA, Copertino M, Lopes BD, Barros KVS, Rocha-Barreira CA, Maia RC, Beloto N, Cotovicz LC (2022). Blue carbon ecosystems in Brazil: overview and an urgent call for conservation and restoration. **Front. Mar. Sci.** 9 (1–16). <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.797411>

Song W, Zhao Y, Zhou J, et al. (2024). The effects of climate warming and exogenous nitrogen input on soil N₂O emissions from mangroves, **Soil Biology and Biochemistry**, 199 - 109607, ISSN 0038-0717, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109607>.

Sousa ENC, Santos FA (2016). The implementation process of the Parque Estadual do Cocó, Fortaleza (CE): conflict and prospects. **REGNE**, v.2, Número Especial. <https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/10526>. [accessed on 11.12.2024].

Souto-Oliveira, CE, Marques MTA, Nogueira T, Lopes FJS, Medeiros JAG, Moreira, GA, Dias PLS, Landulfo E, Andrade MF (2023). Impact of extreme wildfires from the Brazilian Forests and sugarcane burning on the air quality of the biggest megacity on South America. **Science of The Total Environment**, 888, 163439. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163439>.

Suprayogi B, Purbopuspito J, Harefa MS, Panjaitan GY, Nasution Z (2022). Ecosystem carbon stocks of restored mangroves and its sequestration in northern Sumatra coast, Indonesia. **Universal Journal of Agricultural Research**, 10(1), 1–19. <https://doi.org/10.13189/ujar.2022.100101>

Sutaryo D (2009). Penghitungan Biomassa. Sebuah pengantar untuk studi karbon dan perdagangan karbon. Wetlands International Indonesia Programme. 39 p. <https://msp.ipb.ac.id/wp-content/uploads/2023/09/Penghitungan-Biomassa.pdf>. [accessed on 20.12.2024]

Syahid L, Sakti A, Ward RD, Rosleine D, Windupranata W, Wikantika K (2023) Optimizing the spatial distribution of Southeast Asia mangrove restoration based on zonation, species and carbon projection schemes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 293:108477. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108477>.

Twilley RR, Chen RH, Hargis T (1992) Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. **Water Air Soil Pollut**, 64, 265–288. <https://doi.org/10.1007/BF00477106>

UNEP-WCMC (2006). In the front line: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP World Conservation Monitoring Centre. <https://digitallibrary.un.org/record/567732?v=pdf>. [accessed on 10.12.2024]

Veettil B, Puri V, Wickramasinghe D, Ward RD, Stankovic M, Udagedara S, Madawala Y (2024). Blue carbon ecosystems in Sri Lanka: a review. **Estuarine, Coastal Shelf Science**. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108907>

Vikou SVP, Paz OLS, Pilatti DM, Paula EV (2023). Análise da pressão antrópica sobre manguezais urbanos: Subsídios à proteção ambiental e ao ordenamento territorial. **Sociedade & Natureza**, 35, e67515. <https://doi.org/10.14393/SN-v35-2023-67515>

Ward R, Friess D, Day R, Mackenzie R (2016). Impacts of Climate Change on Global Mangrove Ecosystems: A Regional Comparison. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(4): 1-25. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>

Ward RD (2025) Mangrove forests: Impacts of climate change and mitigation potential. In: Luiz Drude Lacerda, Hayla E. Evans, Shigeyuki Baba and Hung Tuck Chan (eds.), *Mangroves in the Anthropocene: Climate Change and Conservation Challenges*. ISME Mangrove Ecosystems Technical Reports, Volume 7, 114 pp.

Ward RD, Lacerda LD, da Silva Cerqueira A, Celis Hernandez O, Hugo V (2023). Vertical accretion rates of mangroves in northeast Brazil: implications for future responses and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 108382

Wells AG (1983). Distribution of mangrove species in Australia. In: Teas, H.J. (eds) *Biology and ecology of mangroves*. Tasks for vegetation science, vol 8. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-0914-9_6

Worthington T, Spalding M (2018). *Mangrove Restoration Potential: A Global Map Highlighting a Critical Opportunity*. University of Cambridge. <https://www.repository.cam.ac.uk/items/c1bb1493-4ef1-4263-b0ef-4e1e16efaab0>. <https://doi.org/10.17863/CAM.39153>

Ximenes A, Tognella M, Reis-Neto A, Bezerra M, Soares M, Ward RD, Suárez E, Valderrábano M (2024). Mangroves of the Tropical Southwestern Atlantic. *IUCN Red List: Ecosystem Assessments*.

Xiong Y, Cakir R, Phan SM, Ola A, Krauss KW, Lovelock CE (2019). Global patterns of tree stem growth and stand aboveground wood production in mangrove forests. ***Forest Ecology and Management***, 444, 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.045>.