



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO  
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO  
AMBIENTE**

**ADRIANO DE LIMA SANTOS**

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA DOS MANGUEZAIS E SEU  
POTENCIAL PARA O SEQUESTRO DE CO<sub>2</sub> NO LITORAL ORIENTAL  
AMAZÔNICO**

São Luís - MA  
2022

**ADRIANO DE LIMA SANTOS**

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA DOS MANGUEZAIS E SEU  
POTENCIAL PARA O SEQUESTRO DE CO<sub>2</sub> NA ZONA COSTEIRA DO ESTADO  
DO MARANHÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal do Maranhão como requisito para obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

**Orientadores:** Prof. Dr. Denilson da Silva Bezerra e Dr. Celso Henrique Leite Silva Junior

São Luís - MA  
2022

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Santos, Adriano de Lima.

Dinâmica Espaço-Temporal da Cobertura dos Manguezais e seu Potencial de Sequestro de Carbono na Zona Costeira do Estado do Maranhão / Adriano de Lima Santos. - 2022.

63 p.

Coorientadora: Flávia Rabelo Mochel.

Orientador: Denilson da Silva Bezerra.

Orientador: Celso Henrique Leite Silva Junior.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Maranhão, São Luís - MA, 2022.

1. Carbono. 2. Emissão. 3. Estoque. 4. Manguezais.  
5. Sequestro. I. Bezerra, Denilson da Silva. II. Mochel, Flávia Rabelo. III. Título.

**ADRIANO DE LIMA SANTOS**

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA DOS MANGUEZAIS E SEU  
POTENCIAL PARA O SEQUESTRO DE CO<sub>2</sub> NA ZONA COSTEIRA DO ESTADO  
DO MARANHÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal do Maranhão, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em 29 de julho de 2022

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof Dr Denilson da Silva Bezerra  
**Departamento de Oceanografia e Limnologia / UFMA**  
**ORIENTADOR**

---

Prof Dr Jorge Luiz Silva Nunes  
**Departamento de Oceanografia e Limnologia / UFMA**  
**MEMBRO INTERNO**

---

Prof Dr Ozeas da Silva Costa Jr  
**School of Earth Sciences da Ohio State University**  
**MEMBRO EXTERNO**

## **AGRADECIMENTOS**

Inicialmente meus agradecimentos se direcionam às políticas e instituições públicas de promoção e fomento à educação, que permitem o desenvolvimento, mesmo em momentos sensíveis da sociedade, de pesquisas científicas com excelência. Em especial, a CAPES, responsável pelas bolsas, e a FAPEMA, responsável pelo financiamento de algumas ferramentas.

Sou grato a meus orientadores, que deram o melhor rumo para o desenvolvimento da pesquisa, que, em alguns momentos, excederam suas responsabilidades como docente e criaram uma relação saudável de profissionalismo e amizade.

Diante das limitações impostas pela pandemia de covid-19, que obrigou a realização deste trabalho quase que inteiramente de forma remota, o apoio e suporte da família e amigos foi determinante no cumprimento das disciplinas e prazos. Dessa forma, a eles, devo também grande gratidão ao término de mais uma etapa da minha formação acadêmica e profissional.

E aos profissionais das mais diversas áreas, que estiveram, de alguma forma, na linha de frente no combate a pandemia. Com seu apoio foi possível se resguardar e superar esse momento que afligiu toda a sociedade.

*“Nenhum homem realmente produtivo pensa como se estivesse escrevendo uma dissertação”.*

(Albert Einstein)

## RESUMO

Os manguezais ocupam uma parte significativa do litoral em todo o mundo, sendo o Brasil o segundo país em área total de manguezais. Na avaliação do ICMBio, 80% dos manguezais brasileiros estão distribuídos nos estados do Maranhão (36%), Pará (28%) e Amapá (16%), constituindo a maior porção contínua do ecossistema. Os ecossistemas costeiros vegetados são um dos maiores sequestradores de carbono do planeta, sendo um importante elemento de mitigação dos impactos das mudanças climáticas globais. Trabalhos que quantifiquem tais taxas contribuirão nas discussões nacionais e internacionais acerca do tema. Buscando analisar a dinâmica espaço-temporal da cobertura de mangue e seu potencial de sequestro de carbono na Zona Costeira do Estado do Maranhão, esta pesquisa foi aplicada em toda a zona costeira do Maranhão. Todos os dados matriciais são oriundos do projeto MAPBIOMAS e seus dados foram classificados segundo seu estágio de sucessão, com base na idade registrada para cada pixel. Considerou-se manguezais em estágio primários de sucessão, toda a cobertura detectada para o início da série temporal e todas as novas áreas registradas a partir do ano seguinte foram consideradas como em estágio secundário. O modelo de acúmulo de carbono para estimar o estoque, sequestro, emissão e saldo de emissão de CO<sub>2</sub> foi atribuído com base na extensão dos ganhos e perdas de manguezal por idade. Os manguezais primários, em 2020, totalizaram 459.998,09 ha, que, com cerca de 94% de todo o estoque de carbono, essa região compreende cerca de  $1.113,20 \pm 522,57$  Tg CO<sub>2</sub>. E, com uma área total de 82.893,58 ha, os manguezais secundários estocaram um total de  $78,35 \pm 35,98$  Tg CO<sub>2</sub>. A avaliação mais detalhada permitiu compreender melhor a dinâmica de ganho de áreas, onde observou-se um padrão decrescente na capacidade de ganho efetivo em área e no saldo de emissão, existindo uma clara tendência de queda em seus valores.

Palavras-Chave: Manguezais Amazônicos, Carbono, Estoque, Emissão, Balanço, Idade.

## ABSTRACT

Mangroves occupy a significant portion of the coastline around the world, with Brazil being the second country in total area of mangroves. In ICMBio's assessment, 80% of the Brazilian mangroves are distributed in the states of Maranhão (36%), Pará (28%) and Amapá (16%), constituting the largest continuous portion of the ecosystem. Vegetated coastal ecosystems are one of the largest carbon sequestrators on the planet, being an important element in mitigating the impacts of global climate change. Studies that quantify these rates will contribute to national and international discussions on the subject. Seeking to analyze the spatial-temporal dynamics of mangrove cover and its potential for carbon sequestration in the Coastal Zone of the State of Maranhão, this research was applied to the entire coastal zone of Maranhão. All the matrix data came from the MAPBIOMAS project and its data was classified according to its stage of succession, based on the age recorded for each pixel. We considered mangroves in primary stage of succession, all the cover detected for the beginning of the time series and all new areas recorded from the following year were considered as secondary stage. The carbon accumulation model to estimate CO<sub>2</sub> stock, sequestration, emission and emission balance was assigned based on the extent of mangrove gains and losses by age. The primary mangroves in 2020 totaled 459,998.09 ha, which, with about 94% of all carbon stock, this region comprises about  $1,113.20 \pm 522.57$  Tg CO<sub>2</sub>. And, with a total area of 82,893.58 ha, the secondary mangroves stored a total of  $78.35 \pm 35.98$  Tg CO<sub>2</sub>. The more detailed evaluation allowed a better understanding of the dynamics of area gain, where a decreasing pattern in effective area gain capacity and emission balance was observed, and there was a clear downward trend in their values.

Keywords: Amazonian Mangroves, Carbon, Stock, Emission, Balance, Age.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.....	25
Figura 2 - Modelo conceitual utilizado para calcular a idade, extensão, incremento e perda dos manguezais secundários para toda a ZCEM.....	28
Figura 3 - Gráficos com modelos de densidade de carbono baseados na idade dos manguezais .....	30
Figura 4 – Gráfico de ganho líquido em área de manguezal.....	35
Figura 5 - Gráfico de Balanço Temporal de CO <sub>2</sub> dos Manguezais da Zona Costeira do Estado do Maranhão.....	40
Figura 6 - Gráfico de densidade de carbono por idade em 2020.....	43

## LISTA DE TABELAS

S. 1 Extensão e perda dos manguezais primários.....	53
S. 2 Extensão, incremento, incremento líquido e perda dos manguezais secundários.....	54
S. 3 Dados de campo das unidades amostrais. ....	55
S. 4 Estimativa anual da densidade do estoque de carbono dos manguezais primários.....	55
S. 5 Estimativa anual da densidade da emissão de carbono dos manguezais primários. ....	56
S. 6 Estimativa anual da densidade do estoque de carbono dos manguezais secundários. ....	57
S. 7 Estimativa anual da densidade do sequestro de carbono dos manguezais secundários. ...	58
S. 8 Estimativa anual da densidade da emissão e do saldo de emissão de carbono dos manguezais secundários para a atmosfera.....	59

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB - Above-ground biomass

BGB - Below-ground biomass

C - Carbono

CDR - Carbon Dioxide Removal

CH<sub>4</sub> - Metano

CO<sub>2</sub> - Dióxido de carbono

COI - Comissão Oceanográfica Intergovernamental da UNESCO

DAP - Diâmetro a Altura do Peito

GEE - Gases do Efeito Estufa

H<sub>2</sub>O - Água

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

IFMA - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão

IGBP - Programa Internacional de Geosfera-Biosfera

INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

MapBiomass - Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil

MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações

Mg - Megagrama

MMA – Ministério do Meio Ambiente

N<sub>2</sub>O - Óxido nitroso

ODM – Objetivos de Desenvolvimento do Milênio

ODS - Objetivos do Desenvolvimento Sustentável

ONU - Organização das Nações Unidas

pH - Potencial Hidrogeniônico

PNGC - Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro

REDD+ - Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal

Tg - Teragrama

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change

UNGA - Sessão da Assembleia Geral da ONU

ZCEM - Zona Costeira do Estado do Maranhão

## SUMÁRIO

I. CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	13
II. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	14
1. MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS.....	16
2. O CARBONO AZUL.....	17
3. SUSTENTABILIDADE E ECONOMIA DOS MANGUEZAIS.....	19
III. CAPÍTULO 1.....	21
1. INTRODUÇÃO.....	22
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
2.1. Área de Estudo.....	24
2.2. Procedimentos Metodológicos.....	26
3. RESULTADOS.....	32
3.1. Idade, Incremento, Extensão e Perda de Manguezais.....	32
3.2. Densidade de Carbono em Manguezais a partir da Idade.....	35
3.3. Estoque de Carbono Atualmente.....	41
4. DISCUSSÃO.....	45
REFERÊNCIAS.....	45
FINANCIAMENTO.....	48
IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
V. REFERÊNCIAS.....	51
VI. APÊNDICES.....	53
5. MATERIAL SUPLEMENTAR.....	53
6. QUADRO-SUMÁRIO DAS NORMAS DA REVISTA PARA SUBMISSÃO DO ARTIGO.....	60
7. QUADRO-SUMÁRIO DAS NORMAS DA REVISTA PUBLICADA.....	60
VII. ANEXOS.....	61
8. CARTA PUBLICADA.....	61

## I. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os ecossistemas costeiros vegetados estão entre os maiores sequestradores de carbono do planeta. Desta forma, este projeto buscou apresentar uma metodologia viável e confiável para a estimativa desses valores.

A construção deste projeto de pesquisa fez um percurso interdisciplinar entre diversos temas relacionados ao objetivo principal do que foi proposto. Dentre eles, todas as dimensões da sustentabilidade estão diretamente relacionadas, seja de forma explícita ou implícita.

As estimativas aqui propostas foram embasadas, principalmente, em dois modelos preditivos. Um foi o modelo computacional implementado na plataforma do Google Earth Engine, baseado em linguagem de programação JavaScript, adaptando o modelo produzido por Silva Junior et al. (2020). E, posteriormente, sendo processado em conjunto com os modelos estatísticos produzido por Walcker et al. (2018).

Esta dissertação foi elaborada em formato de artigo científico a ser submetido ao periódico *Frontiers in Forests and Global Change* (JCR-JIF: 4.332) . Os moldes deste trabalho obedeceu a estrutura do indicadca pelo PRODEMA em associação com as diretrizes para os autores fornecida pela revista a ser submetida.

Este trabalho está estruturado, de forma geral, em Considerações Iniciais, Fundamentação Teórica, Capítulo 1, Considerações Finais, Referências e Apêndices, além dos outros elementos pré-textuais. No Capítulo 1 está na íntegra o artigo a ser submetido, com as subsecções dos resultados classificadas por dados de área, densidade de CO<sub>2</sub>, e estágios de sucessões. Os Materiais Suplementares estão dispostos nos Apêndices. Ressalta-se que, o tópico V. Referências é relativo apenas as referências citadas nas Considerações Iniciais e Considerações Finais.

## II. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Os manguezais são ecossistemas de transição entre os ambientes terrestre e marinho que se desenvolvem nas regiões tropicais e subtropicais do mundo entre as latitudes 30 N e 30 S (GIRI et al., 2011).

Em escalas locais e regionais, as variações na precipitação, marés, ondas e fluxo dos rios determinam muito sua extensão e biomassa. Um período relativamente estável do nível do mar é, portanto, um pré-requisito para o desenvolvimento de florestas primárias (ALONGI, 2012).

Tendo por base o estudo de (WALSH, 1974), os ecossistemas de manguezais ocorrem preferencialmente em locais com as seguintes características climáticas e ambientais: (a) temperatura média do mês mais frio superior a 20 C° e, amplitude termal anual inferior a 5 oC; (b) substrato aluvial (lamoso); (c) precipitação pluvial acima de 1500 mm/ano, sem longos períodos de secas; (d) grandes amplitudes de marés.

A flora de manguezais é composta por cerca de 73 espécies de mangue que possuem estruturas adaptadas para sobreviver na região sob ação das marés, tais como: pneumatóforos, lenticelas, rizóforos, glândulas para excreção de sal, dentre outras. Estas estruturas permitem a sustentação ao substrato inconsolidado, trocas gasosas pelo caule e excreção de sal (SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010).

As especificidades dos mecanismos adaptativos dependem de cada espécie. Por exemplo, a espécie *Rhizophora mangle* apresenta a adaptação de caules modificados para a sustentação no sedimento inconsolidado. A espécie *Avicennia germinans* possui um conjunto de raízes que se distribuem de forma radial para garantir a sustentação. A fauna dos manguezais é mais diversa que a flora, representada por cerca de 1.300 espécies de animais (FATOYINBO et al., 2008).

Os manguezais ocupam no mundo cerca de 152.361 km<sup>2</sup>, sendo encontrados em 123 países (SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010). Valiela, Bowen e York (2001), por meio de um levantamento de dados dos registros plurianuais de diversos países, concluiu que a área de floresta de mangue em 2000 era substancialmente menor do que a área original (registro mais antigo), com uma perda média mundial de 35%. Outras pesquisas afirmam que em 2016 a cobertura total desse ecossistema era de 136.717 km<sup>2</sup>, destacando uma perda de 8.050,4 km<sup>2</sup> entre 1996 e 2016, que mesmo compensada pelo reflorestamento de 2.243,3 km<sup>2</sup>, houve uma perda líquida de 5.807,2 km<sup>2</sup> no mesmo período (RICHARDS; THOMPSON; WIJEDASA,

2020).

As estimativas para a cobertura do ecossistema de manguezais para o Brasil apresentam alguma variação. Algumas apontam o Brasil com 13.000 km<sup>2</sup>, destacando que é o segundo país em área total de manguezais, superado apenas pela Indonésia que possui 31.894 km<sup>2</sup> (SPALDING; KAINUMA; COLLINS, 2010). Contudo esse país vem perdendo ano a ano uma extensa área para a aquicultura. Estima-se que desde 1990, a Indonésia perdeu de 18 a 40% de seus manguezais (MURDIYARSO et al., 2015; WIJAYA et al., 2015).

O mapeamento, realizado por órgãos ambientais brasileiros, indica uma área total de 14.000 km<sup>2</sup> (ICMBIO, 2018). Já no mapeamento realizado pela rede MapBiomas, no último levantamento (2020), esse quantitativo cai para 9.823,81 km<sup>2</sup>. Essa variação pode ser explicada pelos métodos de classificação utilizados, e esse último levantamento citado, por ser mais sensível a uma diversidade maior de classes de cobertura vegetal e antrópica, tende a detalhar mais as áreas sob influência desse ecossistema. Do total, 80% dos manguezais estão distribuídos em três estados do litoral amazônico: Maranhão (36%), Pará (28%) e Amapá (16%), constituindo a maior porção contínua do ecossistema sob proteção legal em todo o mundo (ICMBIO, 2018). Apesar da diferença em números absolutos, em termos percentuais as estimativas se assemelham, mostram que mais de 78% da área de manguezais está concentrada na costa Amazônica, que se estende do Amapá até o Maranhão e que este último estado possui cerca de 86% de seus manguezais inseridos em Unidades de Conservação (MAPBIOMAS, 2020).

Para a zona costeira, os manguezais, provem bens, serviços ecossistêmicos, entre os bens pode-se listar, direta ou indiretamente, peixes, crustáceos, moluscos, madeira, condimentos de casca, pigmentos, mel, forragem para animais e matéria prima para artesanato. Dentre os serviços ecológicos, pode-se elencar: berçário natural para inúmeras espécies; proteção contra inundações, furacões e maremotos; armazenamento e reciclagem de matéria orgânica, nutrientes e poluentes; influência no clima local e global; produção de oxigênio; valores culturais e religiosos; inspiração artística; educação e informação científica (RÖNNBÄCK, 1999).

Os manguezais também apresentam relevância social como observado pela interação de diversos segmentos sociais com os ecossistemas de mangues. Mochel (2003) enfatizou a importância da diversidade social característica das comunidades situadas ao longo da costa norte do Brasil, com grupos indígenas, remanescentes de antigos quilombos, comunidades

pesqueiras e agrícolas, além dos núcleos urbanos, que mantêm relações variadas com o ambiente de manguezal, como na culinária, manifestações culturais e atividades lazer.

Em pesquisas que indicam a importância econômica dos bens e serviços dos ecossistemas naturais, estimam-se valores anuais entre US\$ 200.000,00 a 900.000,00 por km<sup>2</sup> para os benefícios oferecidos pelos ambientes de mangues (WELLS et al., 2006).

## **1. MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS**

A Revolução Industrial foi um marco significativo no processo de queima dos combustíveis fósseis, aumentando consideravelmente, por todo o planeta a emissão de gases e substâncias potencialmente poluidoras, conforme sua expansão.

Para a Organização das Nações Unidas (ONU), o efeito estufa é um fenômeno natural e necessário para a preservação da vida na Terra, pois mantém o planeta aquecido e habitável. Entretanto relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2018) nos alerta de que as atividades humanas causaram cerca de 1,0°C de aquecimento global acima dos níveis pré-industriais e adverte que o aquecimento global poderá atingir 1,5°C entre 2030 e 2052.

As crescentes concentrações de gases de efeito estufa, como H<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, principalmente último se destacam pela maior concentração na atmosfera, refletem diretamente nas alterações da temperatura global (ARRUDA; REYNAUD SCHAEFER, 2020).

O uso da terra, além das outras fontes de emissão de GEE, causam fluxos de gases pela exploração madeireira na floresta, pelo manejo das pastagens, hidrelétricas e pelas queimadas. Para além disso, a supressão vegetal reduz a evapotranspiração, diminuindo o suprimento de água para a atmosfera (FEARNSIDE, 2020). Tais efeitos refletem diretamente nos índices de biodiversidade, alterando significativamente a riqueza e a uniformidade de determinado ecossistema.

De acordo com (JOLY et al., 2019), essa alteração em ecossistemas nativos e o uso insustentável dos recursos naturais ameaça processos essenciais para o bem-estar humano. O Programa Internacional de Geosfera-Biosfera (IGBP, 2012), considera como fatores constituintes do bem-estar aspectos físicos e, principalmente, componentes emocionais e sociais, bem como ecossistemas saudáveis, segurança, uma sociedade solidária e igualdade nas relações sociais.

Dentre as estratégias para controlar o aquecimento global, todas incluem a Remoção de Dióxido de Carbono (CDR), que, entre outras medidas, prevê o sequestro de carbono no solo,

oferecendo benefícios como a melhoria da biodiversidade, qualidade do solo, e segurança alimentar local (IPCC, 2018).

Vale ressaltar que, mecanismos que mensuram os valores de sequestro e estoque de carbono é limitada por deficiências metodológicas. Pesquisas que avaliam as taxas de produção primária líquida variam bastante e a maioria dos métodos superestimam ou subestimam as taxas verdadeiras de produção. Para tanto, é primordial a padronização de métodos usados para medir a biomassa, aos estoques de carbono no solo e taxas de soterramento de carbono (ALONGI, 2012).

Ainda em concordância com Joly et al. (2019), no Brasil a crescente crise sistêmica (econômica, climática, hidrológica, alimentar e migratória) contrasta com a vasta gama de recursos naturais. Embora o país possua dimensões continentais e uma grande riqueza vegetal, animal, mineral, paisagística, dentre outros, o Brasil ainda sofre de distúrbios inadmissíveis nos dias de hoje. Destacam-se problemas de infraestrutura, processos lentos, medidas ineficientes e conflitos judiciais, sociais e ecológicos.

## **2. O CARBONO AZUL**

A referência comumente utilizada para o carbono como azul, faz uma alusão a todo aquele que é capturado pela biomassa vegetal em ecossistemas marinhos e pelo oceano, e armazenamento em seu substrato.

Durante a Conferência das Partes realizada em Quioto em 1997 foi estabelecido um acordo que define as metas de redução das emissões de GEE, critérios e diretrizes para a utilização dos mecanismos de mercado para mitigar o impacto econômico das reduções assumidas pelos países industrializados (ROCHA, 2003).

Na Convenção Quadro das Nações Unidas sobre as Mudanças do Climas (UNFCCC) foi proposto o mecanismo de Redução de Emissões causadas por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) como forma de mitigação das mudanças climáticas globais. Desta forma ele vincula um valor monetário a cada unidade de CO<sub>2</sub> que deixou de ser emitida em função da manutenção das florestas em pé (FERNANDEZ; BRANQUINHO; SOARES, 2018).

Os ecossistemas costeiros vegetados estão entre os maiores sequestradores de carbono do planeta, podendo ser dessa forma, um importante elemento de atenuação dos efeitos das mudanças climáticas (COPERTINO, 2011). Ecossistemas marinhos costeiros, mais especificadamente, os ecossistemas vegetados tais como os manguezais, marismas e pradarias submersas, podem ter potencial de sequestro de carbono de 10 a 50 vezes maior que os

ecossistemas terrestres (COPERTINO, 2011). Enquanto os ecossistemas vegetados marinhos constituem menos de 0,5% do piso marinho, eles são responsáveis por mais de 50% do carbono estocado no sedimento (NELLEMANN et al., 2009).

Estimativas recentes indicam que florestas tropicais maduras podem reter de 1,8 a 2,7 t CO<sub>2</sub>/ha/ano (Lewis et al., 2009) e ecossistemas de manguezais e marismas podem reter de 6 a 8 t CO<sub>2</sub>/ha/ano (Murray et al., 2010). Algumas estimativas indicam que, no período de um ano, estes ecossistemas podem capturar e estocar mais carbono do que o total que é emitido pelos veículos automotores (Cong e Ong, 1990; Ong, 2002; Nellman et al., 2009).

Em estudos que avaliaram o crescimento das árvores de mangue sugerem uma dinâmica semelhante a outras florestas, identificando estágios de crescimento rápido inicial durante a colonização e estabelecimento inicial, seguido por um declínio lento na taxa de crescimento até a maturidade e senescência (ALONGI, 2009, 2012).

Além disso, após a estabilização da fotossíntese, suas taxas fotossintéticas não diminuem significativamente por quase um século (ALONGI, 2009), análises comprovam que os manguezais aloca proporcionalmente mais carbono abaixo do solo do que as árvores terrestres (LOVELOCK, 2008). Isso evidencia o potencial do manguezal como verdadeiros sumidouros de carbono.

Todavia, a mensuração dos seus valores é limitada por deficiências metodológicas, pois pesquisas que avaliam as taxas de produção primária líquida variam bastante e a maioria dos métodos superestimam ou subestimam as taxas verdadeiras de produção. Além do mais, comensurar a produção de biomassa das raízes está entre as maiores incógnitas no que concerne a reserva de carbono (ALONGI, 2012).

Walcker et al., (2018) aponta que o tempo desde o último distúrbio é um parâmetro chave, que modula significativamente os estoques de carbono e determina a estrutura da floresta, tem sido negligenciado. Desta forma ele sugere que as projeções globais dos reservatórios acima e abaixo do solo do estoque de carbono precisam considerar as estruturas de idade dos manguezais, que resultam de mudanças históricas na morfologia costeira.

Em contribuição, (ALONGI, 2012) traz a necessidade de relacionar as variações espaciais e temporais nos estoques de carbono e taxas de soterramento a fatores ambientais e ecológicos. Mas, ao mesmo tempo, chama atenção para os cenários climáticos futuros no oceano, estando sujeitos a grandes incertezas, mudanças regionais na circulação do oceano, na temperatura, na salinidade, nos padrões de pH e no nível do mar, sendo necessário ponderá-los

nas estimativas da capacidade dos manguezais de sequestrar carbono na construção de planos de qualquer pagamento por serviços ecossistêmicos, carbono azul ou esquemas de REDD +.

Os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM) foi o método adotado para a mobilização global visando um conjunto de prioridades de cunho social em todo o mundo. Embora o progresso seja altamente variável dentre distintas regiões, alguns países fizeram progressos substanciais para a realização dos objetivos dentro do período. Em 2012, na abertura da cúpula rio+20, o painel global de sustentabilidade de alto nível do secretário geral da ONU emitiu um relatório recomendando que o mundo adote um conjunto de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (SACHS, 2012).

Em 2016, a Comissão Oceanográfica Intergovernamental da UNESCO (COI) concluiu a primeira Avaliação Mundial dos Oceanos, iniciando um conceito uma campanha que apontava a urgência de gerenciar com sustentabilidade as atividades no oceano. Em 2017, na da 72ª Sessão da Assembleia Geral da ONU (UNGA), este trabalho culminou na proclamação da Década da ONU da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável visando cumprir metas da Agenda 2030, com foco no ODS 14 e correlatos (IOC, 2020).

No Brasil, as políticas públicas destinadas a gestão da Zona Costeira têm seu marco na Lei Nº 7.661, de 16 de maio de 1988, a qual institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), que por sua vez deveria integrar a Política Nacional para os Recursos do Mar e a Política Nacional do Meio Ambiente, sendo necessária a participação da União, dos Estados, dos Territórios e dos Municípios (PAULA PRATES; GONÇALVES; ROSA, 2012).

O PNGC foi regulamentado pelo Decreto nº 5.300 de 7 de dezembro de 2004, em que se estabelece a extensão da Zona Costeira Brasileira em sua faixa marítima como espaço que se estende por doze milhas náuticas, medido a partir das linhas de base, e a faixa terrestre, definida como o espaço compreendido pelos limites dos Municípios que sofrem influência direta dos fenômenos ocorrentes na zona costeira (BRASIL, 2004).

O Programa Ciência no Mar do Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovações (MCTI) se insere no contexto da Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável, onde busca construir uma base de apoio para incentivar a pesquisa científica e as inovações tecnológicas voltadas para a limpeza, segurança e sustentabilidade do Oceano.

### **3. SUSTENTABILIDADE E ECONOMIA DOS MANGUEZAIS**

O valor dos produtos naturais e serviços ecossistêmicos gerado por florestas de mangue é geralmente subestimado e por consequência estas áreas são constantemente suprimidas e

convertidas em atividades de desenvolvimento em grande escala (BLASCO; SAENGER; JANODET, 1996; RÖNNBÄCK, 1999). Tais conversões são responsáveis, em grande parte, pelas emissões neste ecossistema.

Segundo levantamento realizado por Rodríguez et al., (2020), estimou-se o valor econômico dos bens do manguezal em R\$ 75.033,50 (US\$ 23.622,93) ha/ano e dos serviços ecossistêmicos, bem como a captura de carbono atmosférico, em R\$ 3.857,10 (US\$ 1.214,34) ha/ano e para o armazenamento de CO<sub>2</sub> no solo em R\$ 13.770,05 (US\$ 4.335,25) ha/ano. O valor total para uma área de 12,5 ha correspondeu a R\$ 986.132,50 (US\$ 310.465,79).

Globalmente os bens deste ecossistema geram um valor monetário anualmente por hectare que varia de US\$ 750,00 a US\$ 30.864,00 e os valores para serviços variam de US\$ 1.214,40 a US\$ 23.000,00 (RODRÍGUEZ et al., 2020).

Para além do valor monetário advindo do extrativismo vegetal e animal, bem como outras formas de comércio de produtos deste ecossistema e do valor agregado dos serviços ambientais prestados, as extensas áreas de manguezais, possuem características paisagísticas únicas que cada vez mais vem atraindo pessoas que procuram o turismo ecológico como lazer.

Para o Ministério do Turismo, estes cenários possibilitam o desenvolvimento de várias práticas turísticas, que proporcionam experiências enriquecedoras e contribuem para a conservação do ecossistema. Além disso, estabelecem uma situação de ganhos para todos os interessados, sejam habitantes locais, sejam pequenas, médias e grandes empresas relacionadas (BRASIL, 2008).

As atividades turísticas nos manguezais, fundamentam-se na teoria de Parque Litorâneo, a qual prevê a harmonia entre as atividades turísticas e a necessidade de preservação de seus ecossistemas dentro dos princípios do turismo sustentável (OLIVEIRA; FREITAS; BARROSO, 2005).

Desta forma, essa combinação permite a geração de postos de trabalho, receitas e impostos, sendo uma alternativa de fonte de renda para as populações das redondezas que aproveitariam as novas oportunidades de trabalho (OLIVEIRA; FREITAS; BARROSO, 2005). Além do mais, se bem planejado, o ecoturismo agregará valor cultural e monetário aos diversos bens provido por este ecossistema, permitindo assim uma ampliação na receita da comunidade local e do entorno, que por sua vez implicará na receita dos municípios e estados.

### III. CAPÍTULO 1

## **Dinâmica Espaço-Temporal da Cobertura dos Manguezais e seu Potencial para o Sequestro de CO<sub>2</sub> no Litoral Oriental Amazônico**

**Adriano de Lima Santos<sup>1,2\*</sup>, Celso Henrique Leite Silva Junior<sup>3,4,5</sup>, Ozeas da Silva Costa Junior<sup>6</sup>, Flávia Rebelo Mochel<sup>1</sup>, Janaina de Lima Santos<sup>7</sup>, Denilson da Silva Bezerra<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Departamento de Oceanografia e Limnologia (CCBS), Universidade Federal do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brasil

<sup>2</sup> Grupo de Estudos em Edafologia e Pedologia (GEPEPE), Departamento de Geociências (CCH), Universidade Federal do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brasil

<sup>3</sup> Institute of Environment and Sustainability, University of California, Los Angeles, CA 90095, USA

<sup>4</sup> Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, Pasadena, CA 91011, USA

<sup>5</sup> Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Maranhão—UEMA, São Luís 65000-000, MA, Brazil;

<sup>6</sup> School of Earth Sciences, The Ohio State University, Mansfield, OH 43210, USA

<sup>7</sup> Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Matemática (CCET), São Luís, Maranhão, Brasil

**\* Correspondência:**

Adriano de Lima Santos  
adrianodelima1997@outlook.com

**Keywords:** Manguezais<sup>1</sup>, Carbono<sup>2</sup>, Sequestro<sup>3</sup>, Estoque<sup>4</sup>, Emissões<sup>5</sup>, Idade<sup>6</sup>.

### **Resumo**

Os manguezais ocupam uma parte significativa do litoral em todo o mundo, sendo o Brasil o segundo país em área total de manguezais. Do total, 80% dos manguezais estão distribuídos nos estados do Maranhão (36%), Pará (28%) e Amapá (16%), constituindo a maior porção mundial contínua do ecossistema. Os ecossistemas costeiros vegetados são um dos maiores sequestradores de carbono do planeta, sendo um importante elemento de mitigação dos impactos das mudanças climáticas globais. Trabalhos que quantifiquem tais taxas contribuirão nas discussões nacionais e internacionais acerca do tema. Buscando analisar a dinâmica espaço-temporal da cobertura de mangue e seu potencial de sequestro de carbono no litoral oriental amazônico, quantificar as áreas perdidas do manguezal entre 1986 e 2020, esta pesquisa foi aplicada em toda a zona costeira do Maranhão. Todos os dados matriciais são oriundos do projeto MAPBIOMAS e seus dados foram classificados segundo seu estágio de sucessão, com base na idade registrada para cada pixel. Considerou-se manguezais em estágio primários de sucessão, toda a cobertura detectada para o início da série temporal e todas as novas áreas registradas a partir do ano seguinte foram consideradas como em estágio secundário. O modelo de acúmulo de carbono para estimar o estoque, sequestro, emissão e saldo de emissão de CO<sub>2</sub> foi atribuído com base na extensão dos ganhos e perdas de

manguezal por idade. Os manguezais primários, em 2020, totalizaram 4.599,98 km<sup>2</sup>, que, com cerca de 94% de todo o estoque de carbono, essa região compreende cerca de 1.113,20 ± 522,57 Tg CO<sub>2</sub>. Os manguezais secundários, com uma área de 828,94 km<sup>2</sup>, estocaram um total de 78,35 ± 35,98 Tg CO<sub>2</sub>. A avaliação mais detalhada, ano a ano, permitiu compreender melhor a dinâmica de ganho de áreas, onde observou-se um padrão decrescente na capacidade de ganho efetivo em área e no saldo de emissão, existindo ao longo do tempo uma clara tendência de queda em seus valores.

## 1. INTRODUÇÃO

Os manguezais ocupam cerca de 152.361 km<sup>2</sup> do litoral em todo o mundo, sendo encontrados em 123 países. O Brasil, com 13.000 km<sup>2</sup> (8,5% do total mundial), é o segundo país em área total de manguezais. Destaca-se que, no litoral da Amazônia brasileira, entre os estados do Maranhão e Pará, está a maior área contínua de manguezais do mundo, com uma área estimada de 7.433 km<sup>2</sup>.

Com base em extenso levantamento florístico, a vegetação arbórea dos manguezais amazônicos é composta principalmente por três espécies de mangue vermelho (*Rhizophora mangle*, *R. racemosa* e *R. harrisonii*), duas espécies de Siriba (*Avicennia germinans* e *A. schaueriana*), pela tinteira (*Laguncularia racemosa*) e pelo mangue-de-botão (*Conocarpus erectus*) (BONIFÁCIO et al., 2011).

Para a zona costeira, os manguezais, provêm bens e serviços ecológicos, além da relevância social, como observado pela interação de diversos segmentos sociais com estes ecossistemas. Pesquisas que indicam sua importância econômica, dentre os bens e serviços seus valores anuais estimados estão entre US\$ 200.000,00 a 900.000,00 por km<sup>2</sup> (WELLS et al., 2006).

Para além do valor monetário advindo do extrativismo vegetal e animal, bem como outras formas de comércio de produtos deste ecossistema e do valor agregado dos serviços ambientais prestados, as extensas áreas de manguezais, possuem características paisagísticas únicas que cada vez mais vem atraindo pessoas que procuram o turismo ecológico como lazer. Isso fortalece a necessidade de um ambiente inteiramente sustentável, visto a crescente demanda de recursos naturais e sua escassez, além da degradação ambiental em detrimento da economia mundial.

O uso da terra, além das outras fontes de emissão de GEE, causam fluxos de gases pela exploração madeireira na floresta, pelo manejo das pastagens e pelas queimadas. Para além disso, a supressão vegetal reduz a evapotranspiração, diminuindo o suprimento de água para a atmosfera (FEARNSIDE, 2020). Tais efeitos refletem diretamente nos índices de

biodiversidade, alterando significativamente a riqueza e a uniformidade de determinado ecossistema.

As crescentes concentrações de gases de efeito estufa, como H<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, este último se destaca pela maior concentração na atmosfera, refletem diretamente nas alterações da temperatura global (ARRUDA; REYNAUD SCHAEFER, 2020).

Dentre as estratégias para controlar o aquecimento global, todas incluem a Remoção de Dióxido de Carbono (CDR), que, entre outras medidas, prevê o sequestro de carbono no solo, oferecendo benefícios como a melhoria da biodiversidade, qualidade do solo, e segurança alimentar local (IPCC, 2018).

Dentre os maiores sequestradores de carbono do planeta, com potencial de sequestro de carbono de 10 a 50 vezes maior que os ecossistemas terrestres (COPERTINO, 2011), os ecossistemas costeiros vegetados são essenciais na atenuação dos efeitos das mudanças climáticas. Estimativas indicam que no período de um ano, eles podem capturar e estocar mais carbono do que o total que é emitido pelos veículos automotores.

Além disso, após a estabilização da fotossíntese, suas taxas fotossintéticas não diminuem significativamente por quase um século (ALONGI, 2009), análises comprovam que os manguezais alocam proporcionalmente mais carbono abaixo do solo do que as árvores terrestres (LOVELOCK, 2008). Isso evidencia o potencial do manguezal como verdadeiros sumidouros de carbono.

Walcker et al (2018) aponta que o tempo desde o último distúrbio é um parâmetro chave, que modula significativamente os estoques de carbono e determina a estrutura da floresta, tem sido negligenciado. Desta forma ele sugere que as projeções globais dos reservatórios acima e abaixo do solo do estoque de carbono precisam considerar as estruturas de idade dos manguezais, que resultam de mudanças históricas na morfologia costeira.

Apesar do destaque internacional que o Brasil apresenta em termos de área de manguezal, não existe nenhuma política pública brasileira de acompanhamento sistemático de perdas de áreas e de serviços/bens ambientais prestados pelos manguezais à zona costeira (BEZERRA et al., 2014). Desta forma, trabalhos, como este, que quantifiquem de forma segura tais taxas contribuirá nas discussões nacionais sobre o tema.

A legislação, que por vezes é um mecanismo eficaz para permitir a conservação ambiental, outras vezes Figura como vilã. Pesquisadores Brasileiros apontam para um regresso nas políticas ambientais de proteção de manguezais em detrimento ao benefício do

desenvolvimento imobiliário. Felizmente, o judiciário considerou a polêmica política inconstitucional, permitindo a continuidade da proteção de seus manguezais (Bezerra et al., 2022).

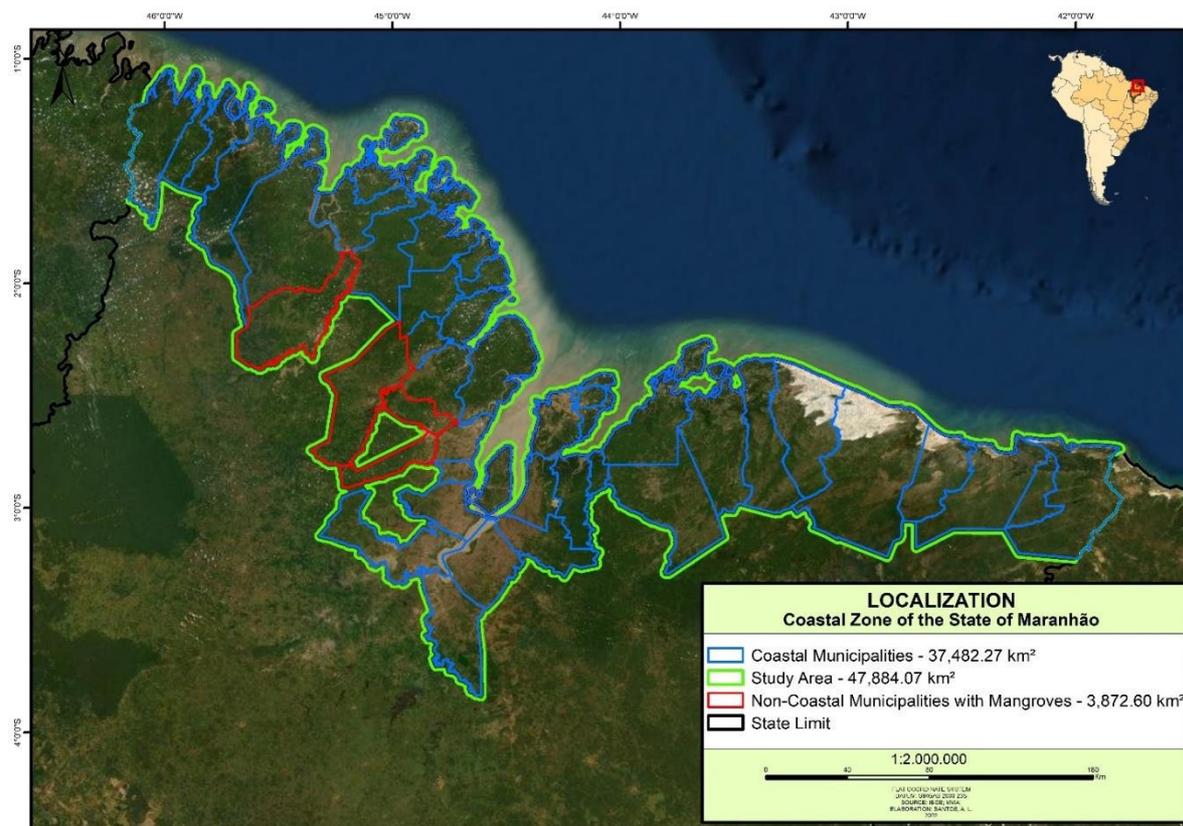
Cabe ressaltar, que apesar da grande área de ocorrência do manguezal no território brasileiro, não há compreensão consistente da dinâmica de alterações na área de manguezal no Brasil, e nem como, eventuais cenários de perdas de sua área podem influenciar o fornecimento de bens e serviço do manguezal à zona costeira brasileira.

Com a temática do sequestro de carbono dos manguezais, a pesquisa propõe analisar a dinâmica espaço-temporal da cobertura de mangue e seu potencial de sequestro de carbono no litoral oriental amazonico. Busca ainda quantificar as áreas perdidas do manguezal entre 1986 e 2020; quantificar os mangues de crescimento secundário, suas idades e perdas; estimar o potencial de sequestro de carbono no período analisado; e validar a estimativa da idade dos bosques de mangue e seu potencial de sequestro de carbono em campo.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1. Área de Estudo**

A área em análise compõe toda a Zona Costeira do Maranhão (ZCEM), estando situada na região Norte do estado. Com uma extensão de 640km, entre a foz dos rios Gurupi e Parnaíba, o litoral do Maranhão é compartimentado em 5 setores com características fisiográficas bem diferenciadas, sendo o Golfão Maranhense, o Litoral Oriental, Litoral Ocidental, a Baixada Maranhense e o Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luís (EL-ROBRINI et al., 2018) (Figura 1).



**Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.** Os polígonos com os limites de cor azul representam os municípios que estão legalmente inseridos na faixa terrestre da ZCEM; os polígonos com os limites de cor vermelha representam os municípios que não compõem a ZCEM, mas possuem alguma área com cobertura de manguezais; O polígono com os limites de cor verde representa a soma das duas áreas anteriores, acrescida de um raio de 2 km.

Na pesquisa, a área calculada para a ZCEM, considerando apenas os limites administrativos (PORTARIA MMA N. 34, DE 2 DE FEVEREIRO DE 2021 - PORTARIA MMA N. 34, DE 2 DE FEVEREIRO DE 2021 - DOU - Imprensa Nacional, 2021), foi de 37.482,27 km<sup>2</sup>, entretanto alguns municípios não inseridos na faixa terrestre da zona costeira apresentam cobertura de manguezais, desta forma tais municípios foram considerados na delimitação da área de estudo. Devido a algumas áreas desse ecossistema extrapolarem determinados pontos ao longo dos delimitação municipal, foi gerado um buffer de 2 km a partir de seus limites defrontantes ao mar, totalizando 47.884,07 km<sup>2</sup>. A área identificada para esse ecossistema totalizou uma extensão de 5.428,92 km<sup>2</sup>.

De acordo com (BONIFÁCIO et al., 2011), os principais fatores ambientais desta área caracterizam-se pelas amplas variações na altura das marés, mudanças na salinidade, elevados aportes de água doce por rios e chuvas intensas, temperaturas quentes, e altas taxas de sedimentação e erosão.

De acordo com dados georreferenciados do banco de dados do MMA (2022) e do INCRA (2022), foi verificado que a ZCEM abrange cerca de 17 unidades de conservação e 24 áreas de Quilombolas. A área do Golfão Maranhense abrange um total de sete unidades de conservação, sendo elas a Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses, a Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, o Parque Estadual do Sítio do Rangedor, a Área de Proteção Ambiental do Itapiracó, o Parque Estadual do Bacanga, a Área de Proteção Ambiental da Região do Maracanã e a Reserva Extrativista da Baía do Tubarão; e duas comunidades Quilombolas, que são as de Alcântara e Jacaré dos Pretos.

Além da extensa área de manguezais, restingas e dunas, esta região dispõe de lagos e lagoas naturais, nascentes, veredas e uma grande densidade fluvial, sendo alguns rios com extensão que excede 600 metros de largura, atribuindo a este território extensa Área de Preservação Permanente.

## **2.2. Procedimentos Metodológicos**

A pesquisa foi desenvolvida em três principais etapas, sendo elas: concepção, onde foram estabelecidos os principais objetivos, delimitada a área de estudo e variáveis ambientais intrínsecas ao objeto de estudo; posteriormente a de implementação, em que foram iniciados os trabalhos em ambiente computacional para a adaptação do script; por fim, após validação, na etapa de análise, foi executada modelagem para toda a área de estudo, com as análises estatísticas para embasar os resultados.

### **2.2.1. Idade, Extensão, Incremento, Perda e Saldo de Incremento dos Manguezais**

Todos os dados matriciais e seus subprodutos são oriundos de séries anuais de uso e cobertura da terra produzidas pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MAPBIOMAS, 2021), disponível através do link <http://mapbiomas.org>. O produto possui uma resolução espacial de 30 m cobrindo o intervalo temporal de 1985 a 2021.

Os dados de cobertura dos manguezais da ZCEM, foram classificados segundo seu estágio de sucessão, com base na idade registrada para cada pixel. Para isso, consideramos para a classe de manguezais em estágio primários de sucessão, toda a cobertura detectada para o início da série temporal (1985) e todas as novas áreas de manguezais registradas a partir do ano seguinte foram consideradas como em estágio secundário de sucessão.

Nesta etapa da pesquisa foram gerados 4 conjuntos distintos dados de cobertura de manguezais que se complementam, sendo eles de extensão, incremento, perda e idade. Considera-se por: extensão, toda a cobertura de manguezais para determinado ano; incremento,

a área que houve rebrota ou colonização de novos manguezais em relação ao ano anterior; perda, os locais que no ano anterior havia manguezais e no ano de referência foi detectado sua ausência; e, por fim, idade, sendo os anos consecutivos que o manguezal permaneceu desde sua última perda.

A metodologia usada para identificar áreas de manguezais secundários e determinar suas idades, seguimos uma metodologia bastante difundida por outros (HEINRICH et al., 2021; SILVA JUNIOR et al., 2020). Foi realizada a reclassificação das áreas de manguezais e todas as outras feições para os valores 1 e 0, respectivamente, transformando-os em mapas binários. Em que o valor 1 representa a existência de manguezais e o valor 0 a sua ausência.

Para o mapeamento do incremento anual dos manguezais secundários, foi utilizado os dados gerados na etapa anterior, onde a condição para sua detecção é de que em cada pixel classificado como manguezal (valor 1) no ano de referência, no ano anterior estivesse classificado como ausência de manguezal (valor 0). Dessa forma foi possível detectar as áreas de manguezais secundários, bem como seu ganho em área. Devido a inexistência de dados de cobertura anteriores a 1985, os mapas de incremento iniciaram em 1986, época da primeira transição (1985 a 1986).

A extensão anual dos manguezais secundários foi resultado da soma do incremento do ano analisado com a extensão do ano anterior, exceto o de 1986, que equivale incremento e a idade para o mesmo período, para obter mapas binários, os pixels de valores maiores que 1 foram reclassificados para 1. O resultado desta soma não considera as áreas de manguezais secundários perdida no ano anterior ao analisado. Desta forma, para cada ano, o produto da soma foi multiplicado pelo mapa binário de cobertura total de manguezais do mesmo ano.

O dado de perda foi subproduto do cálculo da extensão, em que a remoção dos pixels que foram perdidos nos anos anteriores ao analisado é um produto da área anual perdida de manguezais secundários, compondo o conjunto de dados de perda.

O cálculo do conjunto de dados de idade foi semelhante ao de extensão, sendo produto da soma da idade do ano anterior com a extensão do ano analisado, e para remoção das áreas perdidas, foi feita a multiplicação pela extensão do ano corrente (Figura 2). O cálculo foi executado até o ano de 2020, sendo os valores dos pixels o resultado da idade daquela cobertura vegetal.



intermediário (7 a 20 anos), secundários tardios (21 a 35 anos) e de clímax (acima de 35 anos).

## 2.2.2. Modelagem, Sequestro, Estoque, Emissão e Saldo de Emissão de Carbono

Para a modelagem de carbono tanto no substrato, quanto na cobertura vegetal propriamente dita, foram utilizados produtos de sensoriamento remoto associados a modelos estatísticos.

### 2.2.2.1. Modelagem de Carbono

O modelo de acúmulo de carbono para estimar o estoque, sequestro, emissão e saldo de emissão de CO<sub>2</sub> foi atribuído com base na extensão dos ganhos e perdas de manguezal por idade. A metodologia para estimar o estoque com base na idade foi desenvolvida por meio da análise de uma cronosequência de 66 anos da biomassa acima e abaixo do solo e o estoque de carbono do solo dos manguezais na Guiana Francesa (WALCKER et al., 2018).

As densidades de biomassa acima do solo (AGB) tendem a aumentar com o tempo seguindo uma função de potência, conforme a regressão não linear dos dados. Os valores são expressos em densidades de carbono (Mg C / ha).

$$AGB = 23,56 (\pm 7,71) \times Age^{0,47 (\pm 0,10)}$$

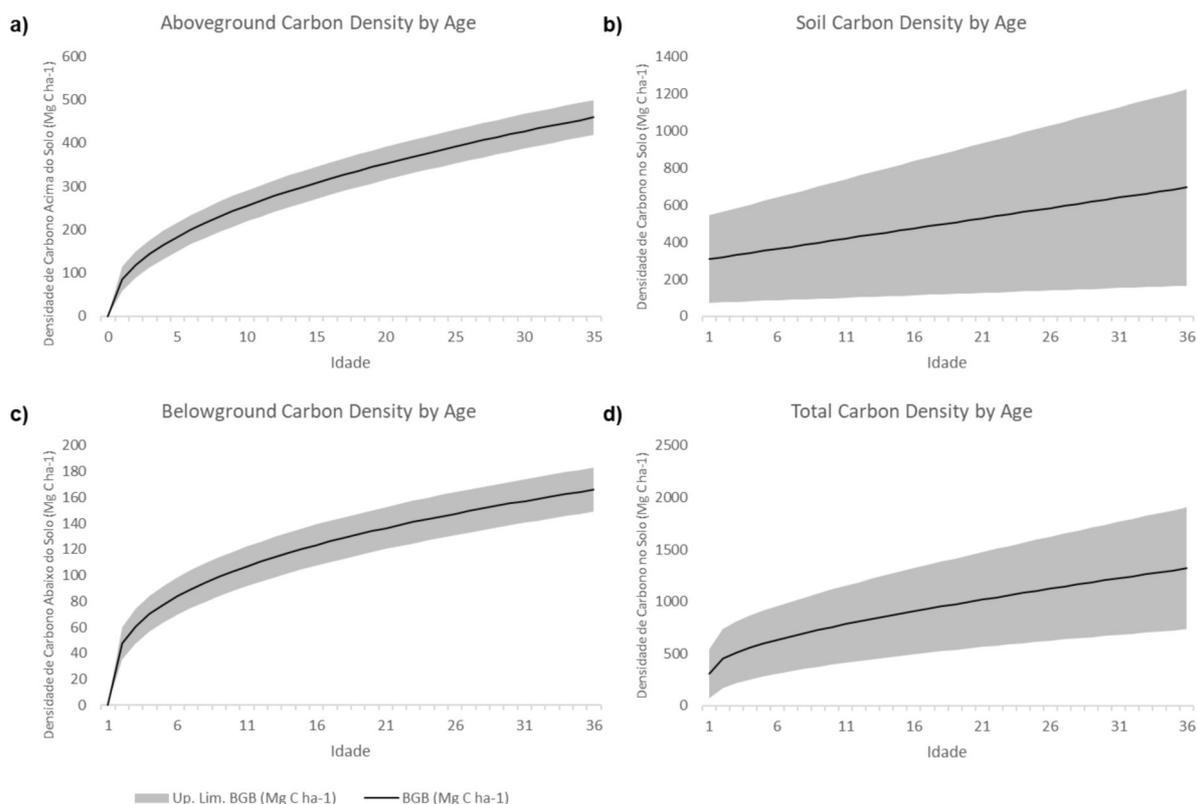
O modelo de densidade de carbono do solo, com base na idade do povoamento e valores médios de densidade de carbono, indica aumentar com o tempo, seguindo um padrão linear, conforme revelado pela regressão linear dos dados:

$$C_{soil} = 3,00 (\pm 1,80) \times Age + 84,26 (\pm 64,14)$$

O modelo de densidade de biomassa abaixo do solo (BGB), com base na idade do povoamento, mostra que as densidades de carbono aumentam com o tempo, seguindo uma função de potência:

$$BGB = 13,04 (\pm 3,37) \times Age^{0,35 (\pm 0,09)}$$

O produto das equações resultaram em valores da AGB (Figura 3a) estimados em 86,39 ± 28,27 Mg CO<sub>2</sub> para o primeiro ano, aumentando em um padrão não linear, até 468,31 ± 40,34 Mg CO<sub>2</sub> nos últimos 35 anos. Com um IC = 95%, a previsão do modelo foi boa (R<sup>2</sup> = 0,87; p < 0,01).



**Figura 3 - Gráficos com modelos de densidade de carbono baseados na idade dos manguezais. Fonte: Adaptado de Walker (2018).** A linha indica a densidade de carbono com base na idade. A camada cinza indica o intervalo de confiança (95%).

As estimativas do carbono orgânico no solo (Figura 3b) se iniciaram em  $308,95 \pm 235,18$  Mg CO<sub>2</sub>, aumentando com o tempo em um padrão linear, até  $693,95 \pm 528,25$  Mg CO<sub>2</sub> nos últimos 35 anos. Com um IC = 95%, a previsão do modelo é considerada menos eficiente ( $R^2 = 0,70$  com  $p < 0,01$ ).

A BGB (Figura 3c), com um IC = 95%, apresentou um bom modelo de previsão ( $R^2 = 0,81$  com  $p < 0,01$ ). Mostrou um padrão não linear com estimativas variando entre  $47,81 \pm 12,36$  Mg CO<sub>2</sub> (1 ano) chegando até  $165,95 \pm 17,02$  Mg CO<sub>2</sub> nos últimos 35 anos.

Buscando converter o estoque de C em unidades de toneladas métricas de CO<sub>2</sub>, foi utilizado uma razão estequiométrica, a qual é multiplicado pela razão entre o peso molecular do CO<sub>2</sub> (44) e o peso molecular do C (12) ( $44/12 = 3,66$ ). As unidade de medidas de todos os valores foram definidos em teragramas (Tg), com fator multiplicativo de  $10^{12}$ .

#### 2.2.2.2. Estoque, Sequestro, Emissão e Saldo de Emissão de Carbono

De posse dos valores de biomassa dos manguezais relativos a cada idade, bem como seus dados de área, foi possível estimar o volume estocado, sequestrado, total emitido e o que

foi efetivamente emitido. Nesta pesquisa, considera-se sequestro, o total de CO<sub>2</sub> removido da atmosfera a cada ano; estoque, a soma do CO<sub>2</sub> que foi sequestrado todos os anos desde a última colonização ou regeneração; emissão, todo o CO<sub>2</sub> da biomassa acima do solo que foi emitido para atmosfera ano a ano; e saldo de emissão, a diferença o que foi removido e o que foi reemitido para a atmosfera.

Quando falamos em sequestro é considerado o total que foi removido da atmosfera, portanto, ao tomar por base esse meio, os valores avaliados devem ser exibidos com o sinal negativo. Dessa forma os valores totais de sequestro para cada ano foram multiplicados por -1 para transformá-los em negativo.

Um pixel pode ter vários ciclos de ascensão, crescimento e desmatamento ao longo do período analisado. Para o manguezal desmatado, que voltou a ser considerado como cobertura antrópica ou não florestal, a idade da biomassa acima do solo, após o desmatamento, será utilizada para estimar a emissão de CO<sub>2</sub>.

O estoque foi calculado com base na área total, em hectare, de cada idade dos povoamentos de manguezais multiplicado pelo sequestro estimado, através das equações de Walker (2018) para cada idade por hectare; o sequestro anual foi calculado através da diferença entre o total estocado no ano anterior e o que foi estocado no ano analisado; a emissão, estimada com base na área total, em hectare, de cada idade da cobertura de manguezais perdida ano a ano multiplicado pelo volume de CO<sub>2</sub> sequestrado previsto para cada idade, por hectare, pelo modelo de Walker (2018); saldo de emissão, a diferença, ano a ano, entre o que foi sequestrado, menos o que foi emitido.

### **2.2.3. Estimativa e Validação de Biomassa e Carbono Florestal em Campo**

A aplicação de equações alométricas, que utilizam o Diâmetro a Altura do Peito (DAP), altura, densidade da madeira e outras variáveis é a opção mais adequada para estimar biomassa florestal (VICTORIA HIGA et al., 2014). Portanto, para a validação dos dados obtidos por sensoriamento remoto, utilizou-se informações de pesquisas na região, as quais derivam o volume da biomassa florestal para a densidade de carbono acima do solo utilizando equações alométrica para sistemas naturais, com fitofisionomia de mangue que usa as variáveis de DAP e densidade da madeira.

Para validar as estimativas obtidas a partir do modelo proposto, foram utilizados dados disponibilizados por pesquisadores do Instituto Federal do Maranhão, os quais avaliaram a AGB em parcelas instaladas nos municípios de Alcântara – MA e Raposa – MA (11 amostras

em 9 locais). Observando as diferentes áreas amostradas, os valores foram extrapolados a unidade de um hectare.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

#### **3.1. Idade, Incremento, Extensão e Perda de Manguezais**

Através do método proposto, adaptado e implementado na plataforma do Google Earth Engine para a feição de manguezais, foi possível obter as estimativas de idade e as áreas de incremento, extensão e de perda anual de toda a extensão de manguezais que cobrem a região costeira do Maranhão.

Estimamos que a área de manguezal primário para o ano base (1985), bem como as áreas perdidas ano a ano de cobertura de mangue até o ano de 2020. Portanto, devido a série temporal dos manguezais secundários está limitada a idade de 35 anos, ainda não é possível contabilizar novas áreas de manguezais primários após sua sucessão, consideradas neste estudo coberturas vegetais com idade mínima de 100 anos, não sendo possível obter dados de idade e de incremento.

Vale ressaltar que, o método estima as áreas e idade com base nas informações existentes para os anos anteriores, devido a isso a série de dados de idade, extensão e incremento iniciam a partir do ano de 1986. Já as informações da área perdida de manguezal foram estabelecidas a datar de 1987, em razão do seu cálculo ponderar a extensão no ano anterior (1986).

Todas as tabelas com os valores estimados anualmente com os valores de área e de densidade de carbono, bem como da mensuração em campo, estão disponibilizados nos Materiais Suplementares deste artigo.

##### **3.1.1. Manguezais Primários**

Os manguezais em estágio primário de sucessão apresentaram uma distribuição heterogênea nos setores da ZCEM, com uma grande concentração desse ecossistema ao longo do Litoral Ocidental (Reentrancias Maranhenses) e Golfão Maranhense, com grande aporte de águas fluviais, em detrimento do Litoral Oriental, com predomínio de dunas e praias. Devido a limitada escala temporal nos dados, ainda não é possível obter dados de incremento, bem como o saldo de incremento.

Com uma perda total de 17 km<sup>2</sup> em área de manguezal maduro, ao longo de 35 anos houve uma perda média anual de 0,47 km<sup>2</sup>. Chama a atenção a inexpressividade de tais valores, visto que a área perdida em 35 anos chegou apenas a 0,37% da cobertura em 1985. O ano de

1991, com 11,62% da perda total, foi a época que apresentou o maior aumento nos valores de desmatamento, entretanto é estatisticamente considerado como um *outliers* ( $>0,013 \text{ km}^2$ ), sendo um valor atípico que foge ao padrão observado.

Apesar de apresentar o maior valor, em uma análise decadal, esse período foi o que totalizou a menor área desmatada ( $\Sigma=2,83 \text{ km}^2$ ) e a menor média ( $\bar{x}= 0,28 \text{ km}^2$ ). Esse valor inesperado pode ser explicado por alguma atividade econômica ou fenômeno natural que acentuou excepcionalmente a supressão vegetal, mas foi uma perturbação pontual que se estabilizou no ano seguinte.

Já nas décadas seguintes, 2000 e 2010, totalizando  $6,62 \text{ km}^2$  e  $6,12 \text{ km}^2$ , respectivamente, o desmatamento se intensificou, sendo a de 2000 a que mais se destacou, representando um aumento de 234%. Detectou-se um desmatamento médio anual de  $0,66 \text{ km}^2$  e  $0,61 \text{ km}^2$ , respectivamente, para o período analisado.

Os dados apontam para uma consolidação das taxas de perda dos manguezais maduros, com uma tímida retração no desmatamento ao longo dos anos, mas ainda acentuado quando comparados aos dados do início da série temporal.

### **3.1.2. Manguezais Secundários**

Os manguezais em estágio secundário de sucessão apresentaram um padrão similar aos de sucessão primária, com uma distribuição heterogênea ao longo dos setores da ZCEM, com maior concentração no Litoral Ocidental e no Golfão Maranhense em detrimento do Litoral Oriental. Entretanto, mais fragmentada por toda extensão da área de estudo, com regiões mais densas em áreas mais distantes da costa, próximas a corpos hídricos com alguma influência fluviomarina.

Ao longo de todo o período observado, esse ecossistema demonstrou grande capacidade em ganho e perda de áreas, mas seus valores totais não representam a extensão de floresta naquele período. Devido a sua grande dinâmica, uma área possui vários ciclos de ascensão e desmatamento, podendo seu cálculo repetir-se mais de uma vez. Portanto, foi calculado o saldo de incremento, subtraindo o que foi perdido da área que houve incremento, obtendo seu aumento efetivo.

Foi observado um incremento de total de  $1.982,12 \text{ km}^2$ , chegando a um ganho anual médio de  $56,63 \text{ km}^2$ . Os aumentos mais expressivos se concentraram no período entre o final da década de 1980 e início da década de 2000, sendo o maior valor identificado para o ano de 1989, com  $152,43 \text{ km}^2$ , representando 7,69% de todo o incremento. Relativo ao mesmo período,

a perda de manguezais foi desprezível, chegando a 8,57 km<sup>2</sup> (0,78%), refletindo no maior ganho líquido detectado para toda a série temporal, com 143,86 km<sup>2</sup> (17,31%).

Em contrapartida, coincidindo com o início da série dos dados de perda, o ano de 1987 foi o período que houve menor ganho em área de manguezais, com um aumento de apenas 4 km<sup>2</sup>, retratando apenas 0,20% do total. Considerando o mesmo intervalo temporal, houve uma perda de 2,63 km<sup>2</sup> (0,24%), revelando um saldo de incremento de 1,37 km<sup>2</sup> (0,16%). Esse ano se destaca pela menor perda do ecossistema.

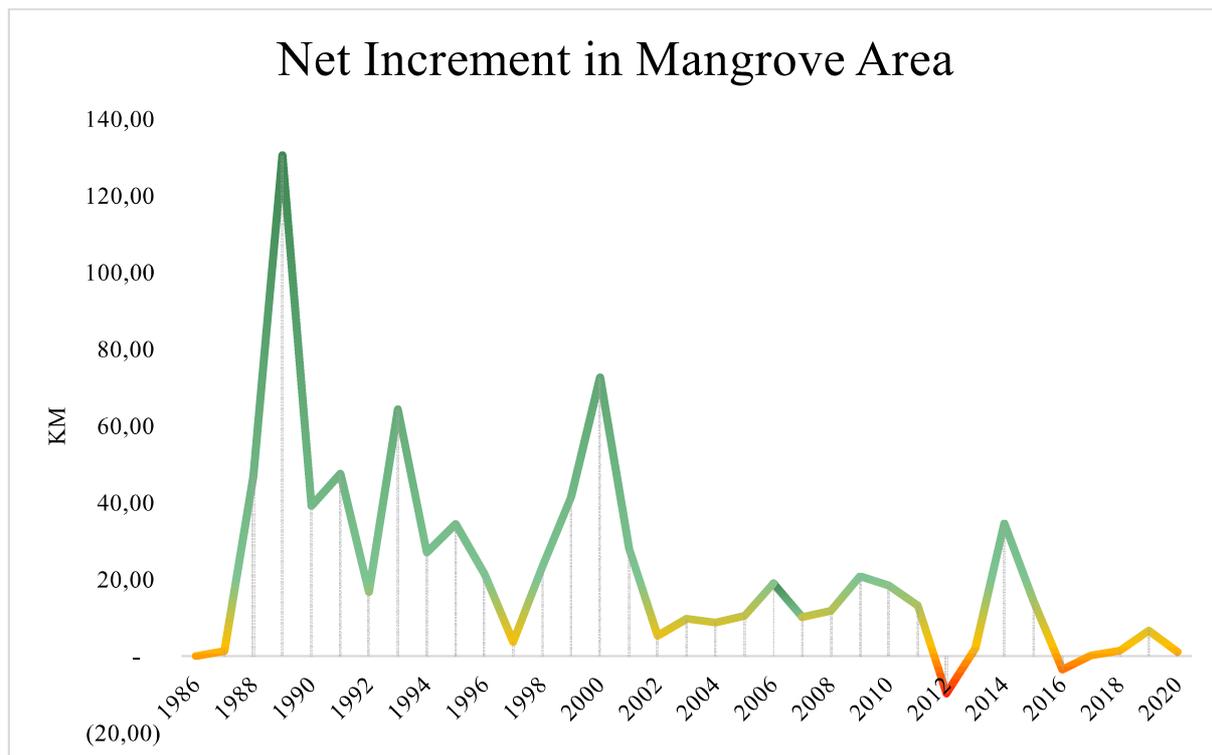
Nesse estágio de sucessão os manguezais apresentaram uma perda de 1.095,61 km<sup>2</sup>, com uma perda média de 32,22 km<sup>2</sup> ao ano. A maior perda detectada foi para o ano de 2012, totalizando 63,82 km<sup>2</sup>, com 5,83% de toda área de perdida. Esse foi o ano mais alarmante quando se considera o ganho efetivo em áreas de manguezais, pois houve um incremento de apenas 55,02 km<sup>2</sup> (2,78%), refletindo em um déficit de ganho líquido de -8,80 km<sup>2</sup> (-1,06%).

Os manguezais secundários somaram as maiores perdas na década de 2000, seguido por 2010 e 1990, totalizando 413,81 km<sup>2</sup> (38,93%), 393,43 km<sup>2</sup> (37,02%) e 255,61 km<sup>2</sup> (24,05%), respectivamente. Seus valores médios anuais foram de 41,38 km<sup>2</sup>, 39,34 km<sup>2</sup> e 25,56 km<sup>2</sup>, na devida ordem.

Os maiores ganhos de área foram detectados na década de 2000, seguido por 1990 e 2010, somando 625,35 km<sup>2</sup> (36,78%), 595,17 km<sup>2</sup> (35,00%) e 479,83 km<sup>2</sup> (28,22%) e com as médias anuais de 62,53 km<sup>2</sup>, 59,52 km<sup>2</sup> e 47,98 km<sup>2</sup>, ambos na mesma ordem.

Considerando o saldo de incremento, foi detectado um ganho efetivo total em área de manguezais de 831,29 km<sup>2</sup> ao longo de 34 anos (1987 a 2020), com um saldo de incremento anual médio de 24,45 km<sup>2</sup>. Os aumentos mais substanciais se concentraram entre o final da década de 1980 e início da década de 2000, com a maior taxa para o ano de 1989, conforme citado anteriormente.

Durante 34 anos (1987 a 2020), os manguezais vêm demonstrando um padrão decrescente de ganho líquido (Figura 4). O maior ganho efetivo foi detectado para a década de 1990, seguido pelas décadas de 2000 e 2010, com seus valores totais chegando a 339,56 km<sup>2</sup>, 211,53 km<sup>2</sup> e 86,40 km<sup>2</sup> e com suas médias anuais de 33,96 km<sup>2</sup>, 21,15 km<sup>2</sup> e 8,64 km<sup>2</sup>, ambos na mesma ordem.



**Figura 4 – Gráfico de ganho líquido em área de manguezal. Fonte: O autor (2022).**

Foram detectadas taxas negativas de saldo de incremento para os anos de 2012, 2017 e 2016, alcançando  $-8,80 \text{ km}^2$ ,  $-3,27 \text{ km}^2$  e  $-2,59 \text{ km}^2$ . Nesses períodos, apesar de apresentarem um incremento total ( $55,02 \text{ km}^2$  para 2012,  $50,27 \text{ km}^2$  para 2017 e  $47,23 \text{ km}^2$  para 2016) próximo a média anual ( $56,63 \text{ km}^2$ ), suas perdas ( $63,82 \text{ km}^2$  para 2012,  $53,54 \text{ km}^2$  para 2017 e  $49,81 \text{ km}^2$  para 2016) foram superiores à média de perda anual ( $32,22 \text{ km}^2$ ).

Com base nas informações, os manguezais vêm perdendo a capacidade de incremento na sua extensão, existindo uma clara tendência de queda, com as médias anuais por décadas diminuindo ao longo do tempo.

### **3.2. Densidade de Carbono em Manguezais a partir da Idade**

Por meio do modelo proposto por Walcker et al, 2018 foi possível estimar os valores de biomassa acima e abaixo do solo e de carbono orgânico no solo para cada idade, bem como a incerteza atribuída a cada valor. Os valores foram estimados em densidade de carbono por hectare em unidades de Teragrama (Tg).

Mesmo com a alta demanda de  $\text{CO}_2$  dos manguezais maduros, acentuada pela grande extensão, a renovação de folhas, ramos e raízes desses mangues frente às grandes dimensões dos indivíduos, representam a perda, conseqüentemente a reemissão de um grande volume de  $\text{CO}_2$  para a atmosfera. Isso posto, associado ao declínio na taxa de crescimento, o volume

sequestrado no estágio de clímax é mitigado pela sua perda, apontando um declínio lento até a maturidade e senescência.

Já o crescimento rápido durante a colonização e estabelecimento permite aos manguezais secundários elevadas taxas de sequestro, tornando-os eficientes sumidouros de CO<sub>2</sub> da atmosfera.

Para validar as estimativas obtidas a partir do modelo proposto, foram utilizados dados disponibilizados por pesquisadores do Instituto Federal do Maranhão – IFMA (AROUCHA, 2019; VIÉGAS, 2017), os quais avaliaram a AGB em parcelas instaladas nos municípios de Alcântara – MA e Raposa – MA (11 amostras em 9 locais).

Os valores mensurados em campo para manguezais maduros indicaram uma média de 246,16 Mg C ha, com um desvio padrão de 227,43 Mg C ha e um IC de 128,68 Mg C ha<sup>-1</sup> a 95% de probabilidade, desta forma observou-se variação entre 117,48 Mg C ha até 374,84 Mg C ha. Portanto o limite inferior e superior do que fora calculado para os dados de campo abrangem a estimativa do modelo utilizado para a mesma região (210,39 ± 12,22 Mg C ha - 100 anos).

Com o propósito de validar o modelo proposto, foi realizado o teste T correlacionando os valores obtidos com dados de campo de AGC, realizadas na zona costeira do estado do Maranhão. Desta forma, chegou-se a resultados bastante promissores, o qual indicam que a estimativa do nosso modelo é estatisticamente semelhante ( $p > 0,05$ ) a densidade obtida em campo.

### **3.2.1. Manguezais Primários**

De posse das áreas com os diferentes parâmetros analisados e dos valores estimados de densidade de carbono orgânico para manguezais primários, foi possível chegar aos dados anuais de estoque e emissão. Vale ressaltar que devido às limitações na resolução temporal dos dados disponíveis atualmente, ainda não é possível identificar novas áreas de manguezais primários. Tais limitações também impedem a disponibilidade de informações de emissão para o ano de 1985, início da série, visto que é necessário tomar por base o ano anterior.

Devido aos dados disponíveis não permitirem a aferição do manguezal que deixou de ser secundário e entrou no estágio de clímax, é esperado que seus valores de estoque apresentem um padrão decrescente ao longo dos anos, com os maiores valores no início da série temporal. O estoque de carbono nesse estágio apresentou uma retração ainda muito tímida quando comparado a 1985 (1.117,31 ± 524,50 Tg CO<sub>2</sub>), perdendo menos de 1% (4,11 ± 1,93 Tg CO<sub>2</sub>)

do que havia a pouco mais de 30 anos antes. Esses resultados, em partes, podem ser explicados pela enorme área protegida por unidades de conservação, chegando a 86% de toda área (MAPBIOMAS, 2021).

Entretanto, esses resultados também têm uma perspectiva alarmante, onde apesar de os manguezais estocarem um volume inestimável de CO<sub>2</sub>, suas transições de cobertura também são igualmente preocupantes, tanto devido à diminuição na sua capacidade de absorção, bem como sua reemissão para a atmosfera.

Foi observado que no período de 1991, ano com maior registro de desmatamento de toda a série temporal, não representou uma diminuição drástica no estoque de CO<sub>2</sub> para o mesmo período. Entretanto, por não haver dados de incremento, não é possível concluir o grau de influência da perda de manguezais primários em pequena quantidade na capacidade de sequestro da vegetação.

De todo o estoque avaliado, o ciclo de CO<sub>2</sub> no manguezal é bastante variável e perpassa por consumidores primários, secundários e terciários, uma fração é remineralizada, parte é carregada pelas ondas e outra parte volta para a atmosfera. Portanto, devido a esses diferentes ciclos ao longo do perfil analisado, será apenas considerado como emissão para a atmosfera apenas as taxas referentes a AGB.

Em 35 anos essa porção deste ecossistema perdeu um total de  $1,311 \pm 0,076$  Tg CO<sub>2</sub>, sendo uma perda média anual de  $0,036 \pm 0,002$  Tg CO<sub>2</sub>. Apesar da maior taxa ser referente ao ano de 1991 ( $0,152 \pm 0,009$  Tg CO<sub>2</sub>), quando houve a maior perda em área de manguezais primários (1,97 km<sup>2</sup>), essa foi a década (1990) que apresentou a menor emissão média de CO<sub>2</sub> ( $0,022 \pm 0,001$  Tg CO<sub>2</sub>), seguido pelas décadas de 2010 ( $0,047 \pm 0,003$  Tg CO<sub>2</sub>) e 2000 ( $0,051 \pm 0,003$  Tg CO<sub>2</sub>), respectivamente.

### **3.2.2. Manguezais Secundários**

Com os dados de idade, extensão, incremento e perda de áreas dos manguezais em estágio secundário de sucessão, foi possível estimar com maior fidelidade os dados anuais de estoque, sequestro, emissão e saldo de emissão desde o ano de 1986. Permitindo assim compreender a variação e a dinâmica do carbono em toda a extensão da ZCEM.

Devido a consolidação das estimativas do nosso modelo ao longo dos anos, o estoque da porção secundária do ecossistema possui um padrão diferente do primário, apresentando uma variação crescente. Houve um ganho significativo nos estoques totais atuais ( $78,35 \pm 35,98$  Tg CO<sub>2</sub> em 2020) em relação ao aferido no início da série temporal ( $2,50 \pm 1,56$  Tg CO<sub>2</sub> em

1986), um aumento cerca de 56 vezes das suas estimativas iniciais.

Dessa forma, esse aumento no estoque de CO<sub>2</sub> ano após ano é convertido em sequestro de CO<sub>2</sub> da atmosfera, onde, para alcançar as taxas de sequestro de cada ano é calculada a diferença entre o que já havia sido estocado no ano anterior com as estimativas relativas aquele ano. Sendo assim, o CO<sub>2</sub> sequestrado em 1987 foi a diferença de estoque entre esse ano e o ano de 1986, assim sucessivamente.

Ao longo de todo o período a vegetação de sucessão secundária do ecossistema de manguezais da ZCEM foi responsável por sequestrar por volta de  $-75,85 \pm 34,42$  Tg CO<sub>2</sub>, chegando a uma remoção média anual de  $-2,23 \pm 1,01$  Tg CO<sub>2</sub> da atmosfera.

O período que apresentou os aumentos mais significativos no sequestro de CO<sub>2</sub> foi entre o final da década de 1980 e início da década de 2000, sendo o intervalo que iniciou a série temporal com dados ainda pouco consolidados da cobertura vegetal secundária desse ecossistema, sendo ainda o período com os menores valores de área.

A elevada taxa de sequestro diante dos baixos valores de área pode ser explicada por esse período também apresentar as maiores taxas de incremento, aumentando de forma acentuada a extensão de manguezais jovens. Devido a competição com outros indivíduos durante a colonização e pelas forçantes intrínsecas ao ambiente, o mangue dispõe de um crescimento rápido inicial até o seu estabelecimento, demandando maior quantidade de CO<sub>2</sub>, seguido por um declínio lento na taxa de crescimento até a maturidade e senescência, conforme já verificado por vários pesquisadores.

A maior taxa de sequestro identificada foi para o ano de 1989, com  $-6,34 \pm 3,80$  Tg CO<sub>2</sub>, representando 8,36% de todo o sequestro. Em contrapartida, o ano de 2012 foi o período que houve menor sequestro, com uma taxa de apenas  $-0,229 \pm 0,002$  Tg CO<sub>2</sub>, retratando apenas 0,30% do total.

Apesar da valiosa capacidade dos manguezais de sequestrarem e estocarem um grande volume de CO<sub>2</sub> da atmosfera, suas transições de cobertura permitem a reemissão do estoque na biomassa acima do solo de volta a atmosfera. E a diferença entre o que foi sequestrado e o que foi reemitido nos indica o que, de fato, foi efetivamente removido da atmosfera, sendo denominado de “Saldo de Emissão”.

A supressão vegetal dos manguezais de sucessão secundária do ecossistema de manguezais da ZCEM foram responsáveis por gerarem a emissão total de  $18,78 \pm 3,38$  Tg CO<sub>2</sub> desde 1987, havendo uma emissão média anual de  $0,552 \pm 0,099$  Tg CO<sub>2</sub> para a atmosfera.

O ano que apresentou a maior taxa de emissão foi 2012, totalizando cerca de  $1,257 \pm 0,204$  Tg CO<sub>2</sub>, sendo 228% acima da média anual. Relativo ao mesmo período, o saldo de emissão foi positivo para a atmosfera, indicando que naquele ano não houve remoção efetiva de CO<sub>2</sub>, incorporando um total de  $1,091 \pm 0,227$  Tg CO<sub>2</sub> para a atmosfera.

Os anos que obtiveram os menores valores de emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera foram os do início da série temporal (1985 a 1988). Isso pode ser justificado que por nessa época os dados ainda não estavam bem consolidados, visto que havia informações de incremento de manguezais de apenas 4 anos. Mas após esse lapso temporal, os anos que se destacaram pelas baixas emissões de CO<sub>2</sub> de manguezais primários foram os 3 anos mais recentes (2018, 2019 e 2020), totalizando  $0,122 \pm 0,026$  Tg CO<sub>2</sub>,  $0,137 \pm 0,030$  Tg CO<sub>2</sub> e  $0,282 \pm 0,054$  Tg CO<sub>2</sub>, na devida ordem.

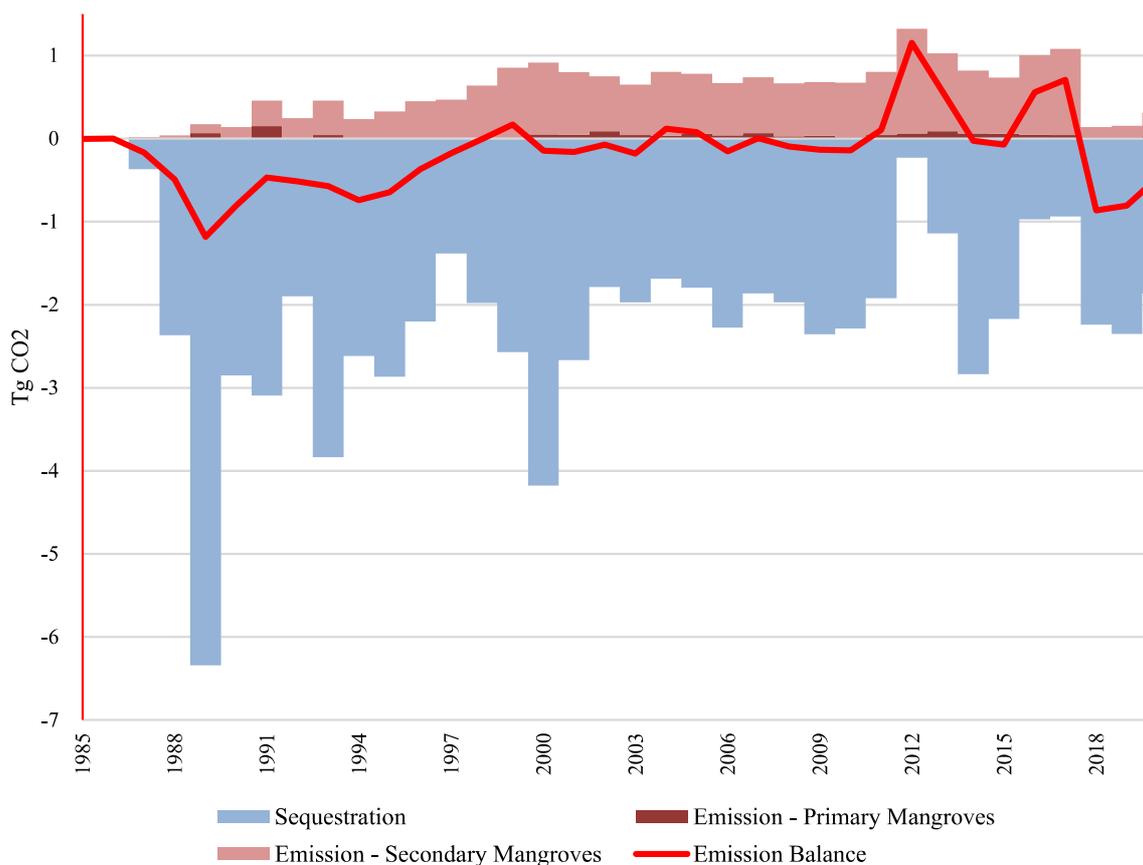
Além de 2012, em ordem decrescente, nos anos de 2017, 2016, 2013, 1999, 2004, 2011 e 2005 não houveram remoção efetiva de CO<sub>2</sub>, mas sim emissão para a atmosfera de  $0,663 \pm 0,151$  Tg CO<sub>2</sub>,  $0,510 \pm 0,150$  Tg CO<sub>2</sub>,  $0,480 \pm 0,136$  Tg CO<sub>2</sub>,  $0,167 \pm 0,014$  Tg CO<sub>2</sub>,  $0,083 \pm 0,098$  Tg CO<sub>2</sub>,  $0,063 \pm 0,072$  Tg CO<sub>2</sub> e  $0,020 \pm 0,082$  Tg CO<sub>2</sub>, respectivamente.

Entretanto, observa-se que o total do saldo de emissão ao longo de 34 anos resulta em um resultado negativo para a atmosfera de  $-7,268 \pm 0,508$  Tg CO<sub>2</sub>, indicando que em todo o período analisado o sequestro de CO<sub>2</sub> foi maior que a emissão. Mas, ao analisarmos os totais e as médias anuais do saldo de emissão através das décadas, foi encontrado um padrão decrescente com suas taxas alarmantes. Na década de 1990 houve um sequestro efetivo de  $-4,34$  Tg CO<sub>2</sub>, na década de 2000 foi um total de  $-1,23$  Tg CO<sub>2</sub> e na década de 2010 a emissão superou o sequestro e retornou mais  $0,722$  Tg CO<sub>2</sub> do estocado. Suas médias anuais foram de  $-0,434$  Tg CO<sub>2</sub>,  $-0,123$  Tg CO<sub>2</sub> e  $0,072$  Tg CO<sub>2</sub>, respectivamente.

Os dados apontam que na última década a conversão da cobertura dos manguezais em estágio de sucessão secundária já está emitindo CO<sub>2</sub> ( $0,722$  Tg CO<sub>2</sub>) do total que fora estocado na biomassa acima do solo nos anos anteriores a esse período. Entre 2010 e 2019 a cobertura de manguezais secundários perderam 9,64% do CO<sub>2</sub> que foi, efetivamente, estocado ao longo dos 23 anos anteriores.

### **3.2.3. Balanço de Carbono Total**

O saldo de emissão, caracterizando-se pela diferença entre o que foi sequestrado e o que foi emitido nos indica o total de CO<sub>2</sub> que, de fato, foi removido da atmosfera. No gráfico a seguir (Figura 5) é possível compreender o balanço do CO<sub>2</sub> nesse ecossistema.



**Figura 5 - Gráfico de Balanço Temporal de CO<sub>2</sub> dos Manguezais da Zona Costeira do Estado do Maranhão. Fonte: O autor (2022).** Sequestro, a estimativa é resultado da soma do CO<sub>2</sub> sequestrado da AGB, solo e BGB para os manguezais primários e secundários. A emissão, tanto para os manguezais secundários e primários consideram apenas as estimativas da AGB. O saldo de emissão é a diferença entre o que foi sequestrado e o que foi emitido, sua variação pode ser positiva e negativa.

Durante o intervalo analisado o saldo de emissão de CO<sub>2</sub> nos manguezais foi bastante variável, sendo possível classificar períodos característicos de predomínio do sequestro (1985 a 1997 e 2018 a 2020), de equilíbrio do sequestro com os valores de emissão (1998 a 2011) e predomínio dos valores de emissão para a atmosfera (2012 a 2017).

Entre o início da série temporal até meados de 1997 houve um predomínio de altas taxas de sequestro de carbono que superaram as emissões para o mesmo período. Essa época caracterizou-se pelas baixas emissões e pelas altas taxas de sequestro, concomitante com as menores perdas de cobertura vegetal, considerando todos os estágios de sucessões.

O intervalo entre 1998 e 2011 foi observado um lapso de “estabilidade” em que, por vezes, seus valores tinham um saldo positivo, indicando predomínio da emissão, e em determinadas ocasiões ficava negativo, apontando a predominância do sequestro, mas todos os valores eram muito baixos, próximos a zero. Essa temporada caracterizou-se pela intensificação

do desmatamento, em que os manguezais secundários somaram as maiores perdas, mas foi atenuado pelo relevante ganho em área.

Já entre 2012 e 2017, foi o espaço temporal mais preocupante dos últimos 35 anos, que com valores positivos, a emissão foi muito acima do que já havia sido sequestrado. Caracterizando-se pelo aumento no desmatamento, principalmente dos manguezais secundários, em que a conversão da cobertura foi responsável pela emissão do que foi sequestrado nesse mesmo período e do total que fora estocado na biomassa acima do solo nos anos anteriores. Vale mencionar que nesse intervalo foi detectado o ano com a maior perda de área de manguezais, gerando taxas negativas de saldo de incremento.

Por fim, entre 2018 e 2020, o saldo de emissão volta a ser negativo, indicando o aumento substancial no sequestro, sobrepondo o que foi emitido, assemelhando-se ao início da série temporal.

Pesquisas apontam que entre 2001 e 2015 a floresta amazônica perdeu um total de 9.504 Tg CO<sub>2</sub> (Silva Junior et al, 2020) (valor calculado multiplicado pela razão estequiométrica –  $44/12=3,67$ ). Para o mesmo período, os manguezais na ZCEM perderam um total de 11.940,86 Tg CO<sub>2</sub>, equivalendo a 0,13% do que foi perdido pela floresta amazônica.

Richards, D. R. (2020) estimou que em 21 anos (1996 a 2016) houve uma perda líquida no estoque global de carbono de mangue 158,4 Tg C (580,80 Tg CO<sub>2</sub>). No mesmo intervalo temporal os manguezais da ZCEM, maior área contínua de mangues do mundo, tiveram uma perda líquida de 1,06 Tg CO<sub>2</sub>; esse valor equivale a apenas 0,18% das contribuições anuais para a atmosfera.

### **3.3. Estoque de Carbono Atualmente**

Atualmente os manguezais da ZCEM cobrem um total de 5.428,92 km<sup>2</sup>, sendo maior parte de sua extensão coberta por manguezais em estágio primário de sucessão, compreendendo 84,73%. Ao longo de 34 anos apenas 0,37% de sua área original foram desmatados.

Cerca de 15,27% da área total equivale a manguezais em estágio secundário de sucessão. Esse estágio pode ser subclassificado em 4 estágios diferentes, estágios pioneiro, secundário inicial, secundário intermediário e secundário tardio.

#### **3.3.1. Manguezais Primários**

Os manguezais mais antigos na zona costeira do estado do Maranhão, em estágio de clímax (>35 anos), em 2020, totalizaram 4.599,98 km<sup>2</sup>, equivalendo a 84,73% do total observado para o início da série temporal (1985). Com cerca de 94% de todo o estoque de

carbono da área analisada, essa região compreende cerca de  $1.113,20 \pm 522,57$  Tg CO<sub>2</sub>.

As diferentes sessões do perfil analisado, biomassa acima do solo, no solo e abaixo do solo somaram  $354,85 \pm 20,61$ ,  $648,12 \pm 493,36$  e  $110,23 \pm 8,60$  Tg CO<sub>2</sub>, respectivamente. A densidade de carbono orgânico no solo foi a que mais se destacou, seguido pela biomassa acima e, posteriormente, abaixo do solo, equivalendo a 58,22%, 31,88% e 9,90%, respectivamente.

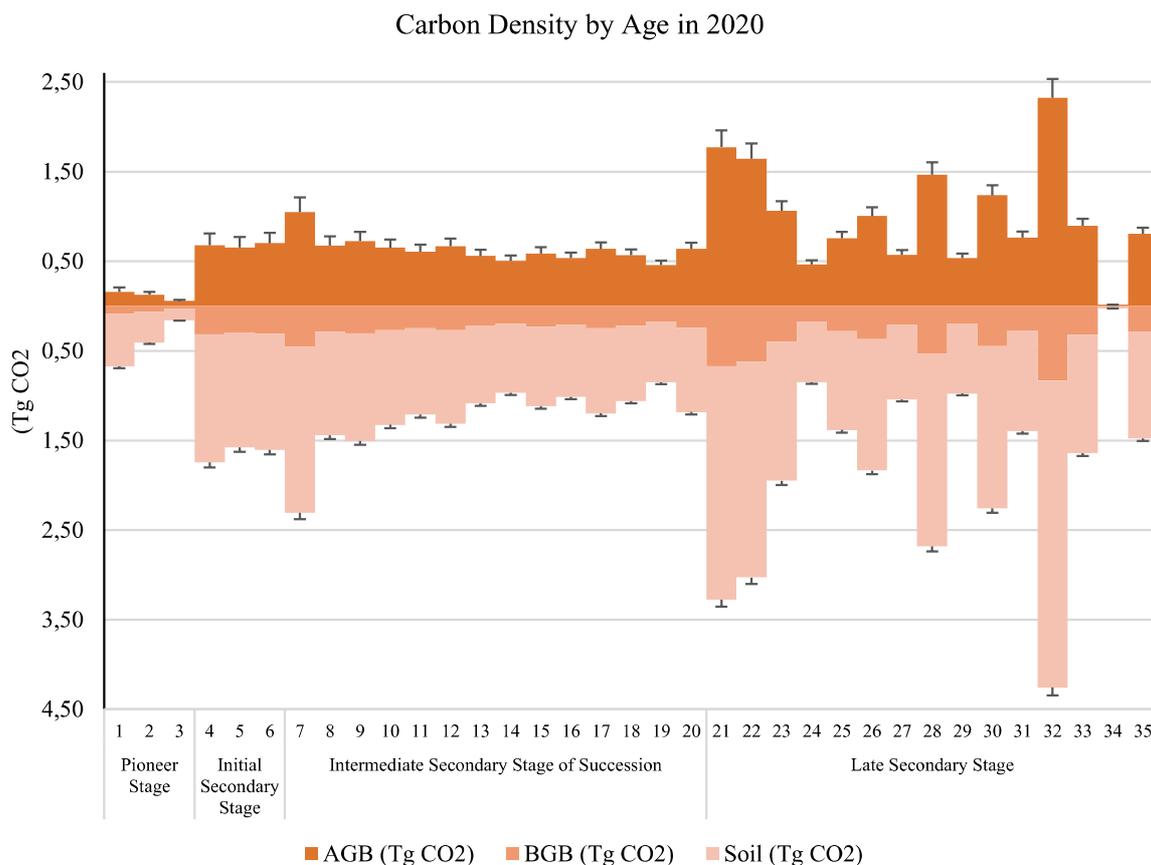
Em termos percentuais, os manguezais maduros respondem por quase a totalidade do CO<sub>2</sub> estocado, representando 93,42% do calculado para toda a cobertura vegetal desse ecossistema.

### **3.3.2. Manguezais Secundários**

Com uma área total de 82.893,58 ha, os manguezais secundários estocaram um total de  $78,35 \pm 35,98$  Tg CO<sub>2</sub>, equivalendo a 6,58% de todo o estoque. O estágio que estocou mais carbono foi o secundário tardio (21 a 35 anos) com cerca de  $43,39 \pm 19,18$  Tg CO<sub>2</sub>, apresentando um padrão decrescente, seguido pelos estágios secundário intermediário (7 a 20 anos), secundário inicial (4 a 6 anos) e pioneiro (1 a 3 anos), com os valores de  $26,43 \pm 12,28$ ,  $6,96 \pm 3,57$  e  $1,58 \pm 0,94$  Tg CO<sub>2</sub>, respectivamente. Em termos percentuais, os estágios pioneiro, secundário inicial, secundário intermediário e secundário tardio estocam respectivamente 0,2%, 0,6%, 2,0% e 3,3% do carbono total dos manguezais analisados.

As coberturas de idade que mais agregaram biomassa ao longo do tempo foram as com idade estimadas de 32, 21, 22, 28 e 7 anos. Chegaram a  $6,58 \pm 2,90$ ,  $5,05 \pm 2,25$ ,  $4,67 \pm 2,08$ ,  $4,15 \pm 1,83$  e  $3,36 \pm 1,65$  Tg CO<sub>2</sub>, respectivamente. Os manguezais de 7 anos de idade se destacam dentre os mais velhos por sua grande área abrangente, chegando a 48,06 km<sup>2</sup>.

Os manguezais que possuem menos densidade de carbono foram os de 34, 3, 2, 1 e 19 anos de idade. Seus valores de biomassa chegaram a  $0,04 \pm 0,02$ ,  $0,21 \pm 0,12$ ,  $0,54 \pm 0,31$ ,  $0,83 \pm 0,52$  e  $1,31 \pm 0,58$  Tg CO<sub>2</sub>, respectivamente. A idade de 34 anos se sobressaltou as demais devido a sua pequena área de abrangência, totalizando apenas 0,31 km<sup>2</sup>. Além de poder ser explicado pela perda de área, esse comportamento é resultado o pequeno incremento nesse ecossistema relativo ao ano que eles cresceram, sendo o menor valor de todos, 4 km<sup>2</sup>.



**Figura 6 - Gráfico de densidade de carbono por idade em 2020. Fonte: O autor (2022).**

### 3.3.2.1. Biomassa Acima do Solo

A densidade de carbono da AGB no estágio pioneiro de sucessão (1 a 3 anos) varia de  $0,16 \pm 0,05$  Tg CO<sub>2</sub> (1 ano) até  $0,06 \pm 0,01$  Tg CO<sub>2</sub> (3 anos). Em 2020, a região que compreende esse estágio de sucessão na ZCEM corresponde a um estoque total de carbono de  $0,34 \pm 0,10$  Tg CO<sub>2</sub>.

Para o estágio secundário inicial de sucessão (4 a 6 anos) houve um aumento acentuado na densidade de carbono na AGB, chegando a um valor de  $0,70 \pm 0,12$  Tg CO<sub>2</sub> para os manguezais mais velhos (6 anos). A ZCEM apresentou um estoque total de carbono no estágio secundário inicial de  $2,03 \pm 0,37$  Tg CO<sub>2</sub> no período analisado.

Na área que compreende o estágio secundário intermediário de sucessão, a densidade de carbono na AGB em povoamentos adultos (7 a 20 anos) chegou até  $0,64 \pm 0,07$  Tg CO<sub>2</sub> (20 anos). O estoque total de carbono nesses povoamentos alcançou  $8,85 \pm 1,14$  Tg CO<sub>2</sub> no ano de 2020.

Já o estágio secundário tardio (21 a 35 anos) apresentou áreas de manguezais com

densidade de carbono que variaram de  $1,77 \pm 0,19$  Mg CO<sub>2</sub> (21 anos) a  $0,80 \pm 0,07$  Tg CO<sub>2</sub> (35 anos). Essa classe de sucessão compreende um estoque total de carbono, em 2020, foi de  $15,31 \pm 1,46$  Tg CO<sub>2</sub>.

### **3.3.2.2. Biomassa no Solo**

No solo os valores de foram os mais elevados, chegaram a ser pouco mais de três vezes maiores que na AGB nos anos iniciais. No estágio pioneiro de sucessão (1 a 3 anos) variam de  $0,58 \pm 0,44$  Tg CO<sub>2</sub> (1 ano) até  $0,13 \pm 0,10$  Tg CO<sub>2</sub> (3 anos). Atualmente esse estágio de sucessão na ZCEM corresponde a um estoque total de carbono de  $1,06 \pm 0,81$  Tg CO<sub>2</sub>.

O estágio secundário inicial de sucessão (4 a 6 anos) chegou a um valor de  $1,30 \pm 0,99$  Tg CO<sub>2</sub> para os manguezais mais velhos (6 anos). A ZCEM apresentou um estoque total de carbono no estágio secundário inicial de  $4,01 \pm 3,05$  Tg CO<sub>2</sub> no período analisado.

Já o estágio secundário intermediário de sucessão, a densidade de carbono no solo em povoamentos adultos (7 a 20 anos) chegou até  $0,94 \pm 0,72$  Tg CO<sub>2</sub> (20 anos). O estoque total de carbono nesses povoamentos alcançou  $14,00 \pm 10,66$  Tg CO<sub>2</sub> no ano de 2020.

Na área que compreende o estágio secundário tardio (21 a 35 anos) apresentou áreas de manguezais com densidade de carbono que variaram de  $2,61 \pm 1,99$  Tg CO<sub>2</sub> (21 anos) a  $1,19 \pm 0,91$  Tg CO<sub>2</sub> (35 anos). Essa classe de sucessão compreende um estoque total de carbono, em 2020, foi de  $22,48 \pm 17,11$  Tg CO<sub>2</sub>.

### **3.3.2.3. Biomassa Abaixo do Solo**

A BGB é o perfil que apresentou os menores valores dentre todos analisados, sendo em média duas vezes menor que a ABG e cinco vezes menor que a biomassa no solo. O estágio pioneiro de sucessão (1 a 3 anos) chegou a  $0,03 \pm 0,01$  Tg CO<sub>2</sub> (3 anos). Em 2020, esse estágio de sucessão na ZCEM corresponde a um estoque total de carbono de  $0,18 \pm 0,04$  Tg CO<sub>2</sub>.

No estágio secundário inicial de sucessão (4 a 6 anos) seus valores variaram entre  $0,31 \pm 0,06$  Tg CO<sub>2</sub> (4 anos) até  $0,31 \pm 0,05$  Tg CO<sub>2</sub> (6 anos). A região possui um estoque total de carbono no estágio secundário inicial de  $0,92 \pm 0,16$  Tg CO<sub>2</sub>.

No estágio secundário intermediário de sucessão, o carbono na BGB em povoamentos já adultos (7 a 20 anos) chegou até  $0,24 \pm 0,03$  Tg CO<sub>2</sub> (20 anos). O estoque total de carbono nesses povoamentos alcançou  $3,58 \pm 0,49$  Tg CO<sub>2</sub> no ano de 2020.

A região que abrange o estágio secundário tardio (21 a 35 anos) apresentou áreas de manguezais com densidade de carbono que variaram de  $0,67 \pm 0,08$  Tg CO<sub>2</sub> (21 anos) a  $0,29 \pm 0,03$  Tg CO<sub>2</sub> (35 anos). Essa classe de sucessão totalizou um estoque total de carbono, em 2020,

de  $5,60 \pm 0,62$  Tg CO<sub>2</sub>.

#### 4. DISCUSSÃO

A avaliação mais detalhada ano a ano dos manguezais em estágio de sucessão secundária permitiram compreender melhor a dinâmica efetiva das alterações em sua área. Em que, apesar de ter sido detectado um grande incremento e um bom ganho efetivo total em área de manguezais de 773,28 km<sup>2</sup> ao longo de 34 anos, observou-se um padrão decrescente na capacidade de ganho efetivo em área desse ecossistema. Com base nas informações, os manguezais vêm perdendo a capacidade de incremento na sua extensão, existindo uma clara tendência de queda, com as médias anuais por décadas diminuindo ao longo do tempo.

O manguezal, quando em equilíbrio, permite a ciclagem de nutrientes, a qual possibilita o estabelecimento e o desenvolvimento da fauna e flora específica deste ambiente. O ciclo do carbono neste ambiente é bem dinâmico e permeia todas as etapas de fluxo e energia, sendo uma parte redistribuída ao ambiente e outra fica armazenada em seu substrato lamoso e na biomassa da cobertura vegetal.

Conforme observado, a região que compreende a maior área contínua de manguezais do mundo e que estão inseridas, ou não, em alguma localidade protegida por algum nível governamental de proteção ambiental apresentam imenso potencial para exploração sustentável. Dessa forma, o fomento a pesquisas e a regulamentação do mercado de carbono no Brasil permitirá o desenvolvimento regional.

Por meio do modelo proposto por Walcker et al, 2018 foi possível estimar os valores de biomassa acima e abaixo do solo e de carbono orgânico no solo para cada idade, bem como a incerteza associada, com valores que representam bem a realidade. As estimativas a partir das informações mensuradas em campo estão inseridas no intervalo de confiança do modelo utilizado para manguezais primários. Com base no teste T, os dados de campo utilizados e do modelo para a AGC são estatisticamente semelhantes ( $p > 0,05$ ).

Similar aos dados de área, a quantificação do saldo de emissão também apresentou um padrão decrescente ao longo das décadas. Destaca-se que entre 2012 e 2017, foi o mais preocupante dos últimos 35 anos, onde apresentaram valores positivos de emissão para a atmosfera, indicando que a emissão foi muito acima do que já havia sido sequestrado. A conversão da cobertura foi responsável pela emissão do que foi sequestrado nesse mesmo período e do total que fora estocado na biomassa acima do solo nos anos anteriores.

#### REFERÊNCIAS

ALONGI, D. M. **The energetics of mangrove forests**. 1. ed. Amsterdam: Springer Netherlands, 2009.

ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, v. 3, n. 3, p. 313–322, 1 jun. 2012.

AROUCHA, R. J. N. **DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA DE MANGUEZAIS NO MUNICÍPIO DA RAPOSA-MA, UTILIZANDO DADOS DENDROMÉTRICOS E IMAGENS DE SENSORIAMENTO REMOTO**. São Luís - MA: [s.n.].

ARRUDA, D. M.; REYNAUD SCHAEFER, C. E. G. Dinâmica climática e biogeográfica do Brasil no Último Máximo Glacial: o estado da arte. **Estudos Avançados**, v. 34, n. 98, p. 187–198, 8 maio 2020.

BEZERRA, D. et al. Simulating sea-level rise impacts on mangrove ecosystem adjacent to anthropic areas: The case of Maranhão Island, Brazilian Northeast. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 9, p. 188–198, 1 jan. 2014.

BEZERRA, D. DA S. et al. Brazil's mangroves: Natural carbon storage. **Science**, v. 375, n. 6586, p. 1239, 18 mar. 2022.

BLASCO, F.; SAENGER, P.; JANODET, E. Mangroves as indicators of coastal change. **CATENA**, v. 27, p. 167–178, 1 out. 1996.

BONIFÁCIO, M. et al. Amazônia Maranhense: diversidade e conservação. 2011.

BRASIL. DECRETO Nº 5.300 DE 7 DE DEZEMBRO DE 2004. . 7 dez. 2004.

BRASIL, M. DO T. **ECOTURISMO: Orientações Básicas 2 a Edição**. 2. ed. Brasília: [s.n.].

COPERTINO, M. DA S. Add coastal vegetation to the climate critical list. **Nature** **2011** **473:7347**, v. 473, n. 7347, p. 255–255, 18 maio 2011.

EL-ROBRINI, M. et al. Panorama da Erosão Costeira no Brasil: Capítulo Maranhão. In: [s.l: s.n.]. p. 167–240.

FATOYINBO, T. E. et al. Landscape-scale extent, height, biomass, and carbon estimation of Mozambique's mangrove forests with Landsat ETM+ and Shuttle Radar Topography Mission elevation data. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, n. G2, 1 jun. 2008.

FEARNSIDE, P. M. Uso da terra na Amazônia e as mudanças climáticas globais. **Editora do INPA**, v. 1, p. 21–38, 2020.

FERNANDEZ, V.; BRANQUINHO, F.; SOARES, M. O que é o carbono azul?: uma questão política, porque ontológica. In: FERNANDEZ, V.; MARCEDO, J.; BRANQUINHO, F. (Eds.). . **Pedra, planta, bicho, gente...** Rio de Janeiro - MA: Mauad, 2018. p. 17–36.

GIRI, C. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154–159, 1 jan. 2011.

HEINRICH, V. H. A. et al. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1785, 2021.

ICMBIO. **MANGUEZAIS DO BRASIL Brasília 2018**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018.

IGBP. **RECOMENDAÇÕES PARA A RIO+20 #6: BEM-ESTAR HUMANO PARA UM PLANETA SOB PRESSÃO**. Londres: [s.n.]. Disponível em:

<[www.planetunderpressure2012.net](http://www.planetunderpressure2012.net)>.

IOC. United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development Implementation Plan Summary. **Implementation Plan: summary**, p. 1–20, 2020.

IPCC. **Relatório especial do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) sobre os impactos do aquecimento global de 1,5°C acima dos níveis pré-industriais**. Suíça: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/07/SPM-Portuguese-version.pdf>>. Acesso em: 14 jun. 2022.

JOLY, C. A. et al. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy makers. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, 1 jan. 2019.

LOVELOCK, C. E. Soil Respiration and Belowground Carbon Allocation in Mangrove Forests. **Ecosystems**, p. 342–354, fev. 2008.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra do Brasil - Coleção 6**. [s.l: s.n.].

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas)**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 13 jun. 2022.

MMA. PORTARIA MMA Nº 34, DE 2 DE FEVEREIRO DE 2021 - PORTARIA MMA Nº 34, DE 2 DE FEVEREIRO DE 2021 - DOU - Imprensa Nacional. . 2 fev. 2021, p. 1–53.

MOCHEL, F. R. **Visão da Importância Global dos Manguezais Amazônicos**. Encontro Regional Norte de Educação Ambiental em Áreas de Manguezais (ENEREAM): Transformangue, Saberes e Poderes. **Anais...São Luís / MA: 2003**.

MURDIYARSO, D. et al. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 12, p. 1089–1092, 2015.

NELLEMAN, C. et al. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. In: [s.l.] United Nations Environment Programme, 2009.

OLIVEIRA, L. A. K.; FREITAS, R. R.; BARROSO, G. F. Manguezais: turismo e sustentabilidade. **Caderno Virtual de Turismo**, v. 5, n. 3, p. 51–56, 2005.

PAULA PRATES, A. P.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil Ministério do Meio Ambiente**. 2. ed. Brasília: [s.n.].

RICHARDS, D. R.; THOMPSON, B. S.; WIJEDASA, L. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 4260, 2020.

ROCHA, M. T. **Aquecimento global e o mercado de carbono: uma aplicação do modelo cert**. Tese—Piracicaba - SP: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2003.

RODRÍGUEZ, N. C. et al. EVALUATION OF MANGROVE AND ITS ROLE IN THE ECONOMY AND STRATEGY TO CLIMATE CHANGE: CASE STUDY OF CUIARANA, PARÁ, IN THE BRAZILIAN AMAZON. **Revista Árvore**, v. 43, n. 5, p. 430503, 23 mar. 2020.

RÖNNBÄCK, P. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 235–252, 1999.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 269, 2020.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves**. Londres: [s.n.].

VICTORIA HIGA, R. C. et al. **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. Colombo: EMBRAPA FLORESTAS, 2014. v. 266

VIÉGAS, A. M. **MAPEAMENTO E DETERMINAÇÃO DA BIOMASSA DE MANGUEZAIS ATRAVÉS DE IMAGENS DE SATÉLITE E DADOS DENDROMÉTRICOS NO MUNICÍPIO DE ALCÂNTARA MA**. São Luís - MA: [s.n.].

WALCKER, R. et al. Control of “blue carbon” storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French Guiana. **Global Change Biology**, v. 24, n. 6, p. 2325–2338, 1 jun. 2018.

WALSH, G. E. Mangroves: a review. **Ecology of Halophytes**, p. 51–174, 1974.

WELLS, SUE. et al. In the front line : shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. p. 33, 2006.

WIJAYA, A. et al. **Assessment of large scale land cover change classifications and drivers of deforestation in Indonesia**. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives. **Anais...International Society for Photogrammetry and Remote Sensing**, 28 abr. 2015.

#### FINANCIAMENTO

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) financiou a esta pesquisa através da bolsa de demanda social. Esta pesquisa foi apoiada financeiramente, pela Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA) através do projeto “Quantificação das Perdas de Estoques de Carbono Florestal Devido ao Desmatamento e Fragmentação Florestal para o Estado do Maranhão”, termo 000114/2021.

#### IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Avaliações que constatarem o ganho de áreas de manguezais no Brasil em relação a algum momento pretérito, determinadas vezes remetem a um estado elevado de conservação, devido ao aumento em sua área. Entretanto, aqui percebemos que os manguezais vêm perdendo a capacidade de incremento na sua extensão, evidenciando um decréscimo na capacidade de crescimento desse ecossistema ao longo do tempo. Destaca-se que, em alguns recortes temporais, no período de um ano a perda de área de manguezais superaram o ganho em área.

Conforme observado, mesmo essa região estando, em sua maior extensão, em alguma localidade protegida por algum nível governamental de proteção ambiental e apresentando imenso potencial para exploração sustentável, ela não dispõe de um programa oficial de monitoramento de sua cobertura, bem como de seus bens e serviços ecossistêmicos. Apesar de existir uma iniciativa que avalia as mudanças da cobertura do solo de todo o território brasileiro, para compreender melhor como ocorre essas mudanças e promover ações efetivas de conservação, é necessário que o poder público crie um programa específico de monitoramento para esse ecossistema.

Por serem eficientes sumidouros líquidos de carbono, podemos considerá-los como inestimáveis zonas de elevado sequestro e estoque de carbono, tornando-se excelentes colaboradores na Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal (REDD+). Entretanto, é necessário que haja um maior envolvimento de atores da sociedade civil, acadêmicos e do poder público, dentre outros, para viabilizar estratégias nacionais que incluam o carbono azul no mercado de carbono.

O processo de produção teórico-metodológico desta pesquisa, aliado ao momento político do país e a emergente discussão internacional sobre emissão de CO<sub>2</sub> para atmosfera motivou a produção e submissão de um artigo na modalidade de carta ao editor<sup>1</sup> (anexo 1) a uma revista muito bem conceituada. Assim, a nossa intenção foi alertar para as consequências da ausência ou ineficácia de mecanismos que, de fato, permitam a proteção permanente desse ecossistema, bem como de seu elevado estoque de biomassa para a manutenção dos processos biológicos e atmosféricos.

Além da maior área contínua de manguezais do mundo, a porção desse ecossistema que

---

<sup>1</sup> Disponível em <https://www.science.org/doi/10.1126/science.abo4578>

compreende a ZCEM corresponde um dos estados que mais contribuem mundialmente para o sequestro de carbono azul em área continental, mas ignoradas por seus gestores, visto a ausência de programas de monitoramento. Desta forma, os manguezais maranhenses podem ser considerados grandes laboratórios a céu aberto, e esta pesquisa é pioneira na estimativa de CO<sub>2</sub> para todos os perfis horizontais da biomassa vegetal, bem como sua quantificação para um lapso temporal de mais de 30 anos.

## V. REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M. **The energetics of mangrove forests**. 1. ed. Amsterdam: Springer Netherlands, 2009.
- ALONGI, D. M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon Management**, v. 3, n. 3, p. 313–322, 1 jun. 2012.
- ARRUDA, D. M.; REYNAUD SCHAEFER, C. E. G. Dinâmica climática e biogeográfica do Brasil no Último Máximo Glacial: o estado da arte. **Estudos Avançados**, v. 34, n. 98, p. 187–198, 8 maio 2020.
- BLASCO, F.; SAENGER, P.; JANODET, E. Mangroves as indicators of coastal change. **CATENA**, v. 27, p. 167–178, 1 out. 1996.
- BRASIL. DECRETO Nº 5.300 DE 7 DE DEZEMBRO DE 2004. . 7 dez. 2004.
- BRASIL, M. DO T. **ECOTURISMO: Orientações Básicas 2 a Edição**. 2. ed. Brasília: [s.n.].
- COPERTINO, M. DA S. Add coastal vegetation to the climate critical list. **Nature** **2011 473:7347**, v. 473, n. 7347, p. 255–255, 18 maio 2011.
- FATOYINBO, T. E. et al. Landscape-scale extent, height, biomass, and carbon estimation of Mozambique’s mangrove forests with Landsat ETM+ and Shuttle Radar Topography Mission elevation data. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 113, n. G2, 1 jun. 2008.
- FEARNSIDE, P. M. Uso da terra na Amazônia e as mudanças climáticas globais. **Editora do INPA**, v. 1, p. 21–38, 2020.
- FERNANDEZ, V.; BRANQUINHO, F.; SOARES, M. O que é o carbono azul?: uma questão política, porque ontológica. In: FERNANDEZ, V.; MARCEDO, J.; BRANQUINHO, F. (Eds.). **. Pedra, planta, bicho, gente...** Rio de Janeiro - MA: Mauad, 2018. p. 17–36.
- GIRI, C. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154–159, 1 jan. 2011.
- ICMBIO. **MANGUEZAIS DO BRASIL Brasília 2018**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018.
- IGBP. **RECOMENDAÇÕES PARA A RIO+20 #6: BEM-ESTAR HUMANO PARA UM PLANETA SOB PRESSÃO**. Londres: [s.n.]. Disponível em: <www.planetunderpressure2012.net>.
- IOC. United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development Implementation Plan Summary. **Implementation Plan: summary**, p. 1–20, 2020.
- IPCC. **Relatório especial do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) sobre os impactos do aquecimento global de 1,5°C acima dos níveis pré-industriais**. Suíça: [s.n.]. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/07/SPM-Portuguese-version.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2022.
- JOLY, C. A. et al. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy makers. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, 1 jan. 2019.
- LOVELOCK, C. E. Soil Respiration and Belowground Carbon Allocation in Mangrove Forests. **Ecosystems**, p. 342–354, fev. 2008.
- MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas – Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra do Brasil - Coleção 6**. [s.l: s.n.].

- MOCHEL, F. R. **Visão da Importância Global dos Manguezais Amazônicos**. Encontro Regional Norte de Educação Ambiental em Áreas de Manguezais (ENEREAM): Transformangue, Saberes e Poderes. **Anais...**São Luís / MA: 2003.
- MURDIYARSO, D. et al. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 12, p. 1089–1092, 2015.
- NELLEMANN, C. et al. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. In: [s.l.] United Nations Environment Programme, 2009.
- OLIVEIRA, L. A. K.; FREITAS, R. R.; BARROSO, G. F. Manguezais: turismo e sustentabilidade. **Caderno Virtual de Turismo**, v. 5, n. 3, p. 51–56, 2005.
- PAULA PRATES, A. P.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. **Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil Ministério do Meio Ambiente**. 2. ed. Brasília: [s.n.].
- RICHARDS, D. R.; THOMPSON, B. S.; WIJEDASA, L. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 4260, 2020.
- ROCHA, M. T. **Aquecimento global e o mercado de carbono: uma aplicação do modelo cert**. Tese—Piracicaba - SP: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2003.
- RODRÍGUEZ, N. C. et al. EVALUATION OF MANGROVE AND ITS ROLE IN THE ECONOMY AND STRATEGY TO CLIMATE CHANGE: CASE STUDY OF CUIARANA, PARÁ, IN THE BRAZILIAN AMAZON. **Revista Árvore**, v. 43, n. 5, p. 430503, 23 mar. 2020.
- RÖNNBÄCK, P. The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 235–252, 1999.
- SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 269, 2020.
- SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Atlas of Mangroves**. Londres: [s.n.].
- WALCKER, R. et al. Control of “blue carbon” storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French Guiana. **Global Change Biology**, v. 24, n. 6, p. 2325–2338, 1 jun. 2018.
- WALSH, G. E. Mangroves: a review. **Ecology of Halophytes**, p. 51–174, 1974.
- WELLS, SUE. et al. In the front line : shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. p. 33, 2006.
- WIJAYA, A. et al. **Assessment of large scale land cover change classifications and drivers of deforestation in Indonesia**. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives. **Anais...**International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 28 abr. 2015.

## VI. APÊNDICES

## 5. MATERIAL SUPLEMENTAR

## S. 1 Extensão e perda dos manguezais primários.

<i>Ano</i>	<b>Extensão (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Perda (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Perda (%)</b>
<i>1985</i>	4.616,98	S/I	S/I
<i>1986</i>	4.616,96	0,02	0,09
<i>1987</i>	4.616,96	0,01	0,04
<i>1988</i>	4.616,88	0,08	0,48
<i>1989</i>	4.615,97	0,90	5,31
<i>1990</i>	4.615,84	0,14	0,80
<i>1991</i>	4.613,86	1,97	11,62
<i>1992</i>	4.613,85	0,02	0,11
<i>1993</i>	4.613,29	0,56	3,29
<i>1994</i>	4.613,27	0,01	0,08
<i>1995</i>	4.613,26	0,01	0,06
<i>1996</i>	4.613,24	0,03	0,15
<i>1997</i>	4.613,22	0,02	0,11
<i>1998</i>	4.613,18	0,04	0,23
<i>1999</i>	4.613,14	0,04	0,23
<i>2000</i>	4.612,48	0,66	3,91
<i>2001</i>	4.611,83	0,64	3,78
<i>2002</i>	4.610,67	1,16	6,82
<i>2003</i>	4.610,11	0,57	3,33
<i>2004</i>	4.609,61	0,50	2,95
<i>2005</i>	4.608,84	0,77	4,52
<i>2006</i>	4.608,29	0,54	3,20
<i>2007</i>	4.607,40	0,89	5,23
<i>2008</i>	4.607,01	0,40	2,34
<i>2009</i>	4.606,52	0,49	2,88
<i>2010</i>	4.606,26	0,26	1,50
<i>2011</i>	4.605,70	0,56	3,30
<i>2012</i>	4.604,86	0,84	4,95
<i>2013</i>	4.603,67	1,18	6,96
<i>2014</i>	4.602,86	0,81	4,77
<i>2015</i>	4.602,08	0,78	4,61
<i>2016</i>	4.601,44	0,64	3,78
<i>2017</i>	4.600,85	0,58	3,42
<i>2018</i>	4.600,63	0,23	1,35
<i>2019</i>	4.600,40	0,23	1,36
<i>2020</i>	4.599,98	0,41	2,44
<b>TOTAL</b>		17,00	100,00

Fonte: O autor (2022). S/I significa Sem Informação e sua ocorrência é em razão de limitações metodológicas e de disponibilidade de dados.

## S. 2 Extensão, incremento, incremento líquido e perda dos manguezais secundários

<i>Ano</i>	<b>Incremento (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Perda (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Incremento - Perda (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Extensão Líquida (km<sup>2</sup>)</b>
<b>1986</b>	54,93	S/I	S/I	54,93
<b>1987</b>	4,00	2,63	1,37	56,40
<b>1988</b>	50,46	3,48	46,98	103,37
<b>1989</b>	139,05	8,51	130,54	233,94
<b>1990</b>	49,62	10,51	39,11	273,09
<b>1991</b>	70,12	22,62	47,50	320,63
<b>1992</b>	34,18	17,51	16,68	337,36
<b>1993</b>	91,85	27,51	64,34	401,72
<b>1994</b>	42,75	15,75	27,00	428,79
<b>1995</b>	57,33	22,88	34,44	463,29
<b>1996</b>	49,96	28,65	21,31	484,61
<b>1997</b>	32,25	28,56	3,69	488,30
<b>1998</b>	59,23	36,02	23,21	511,50
<b>1999</b>	83,95	42,51	41,44	552,90
<b>2000</b>	116,75	44,10	72,65	625,54
<b>2001</b>	68,68	40,68	28,00	653,52
<b>2002</b>	43,52	38,15	5,37	658,88
<b>2003</b>	46,37	36,60	9,77	668,68
<b>2004</b>	52,77	44,04	8,73	677,45
<b>2005</b>	51,05	40,54	10,51	688,00
<b>2006</b>	53,91	34,98	18,93	706,90
<b>2007</b>	47,69	37,51	10,18	717,12
<b>2008</b>	47,56	35,74	11,82	728,99
<b>2009</b>	56,20	35,41	20,79	749,82
<b>2010</b>	54,23	35,88	18,35	768,19
<b>2011</b>	51,79	38,65	13,14	781,37
<b>2012</b>	51,29	61,00	-9,72	771,68
<b>2013</b>	48,46	46,35	2,12	773,80
<b>2014</b>	72,92	38,33	34,59	808,41
<b>2015</b>	48,20	33,66	14,54	822,93
<b>2016</b>	42,73	46,19	-3,46	819,53
<b>2017</b>	47,85	47,67	0,18	819,72
<b>2018</b>	9,64	8,22	1,42	821,14
<b>2019</b>	16,36	9,70	6,66	827,81
<b>2020</b>	18,24	17,11	1,13	828,94
<b>TOTAL</b>	<b>1.037,66</b>	<b>1.037,66</b>	<b>773,28</b>	<b>20.429,27</b>

Fonte: O autor (2022). S/I significa Sem Informação e sua ocorrência é em razão de limitações metodológicas e de disponibilidade de dados.

### S. 3 Dados de campo das unidades amostrais.

Autor	Período	Município	Biomassa (Mg C ha)	Densidade de Carbono (Mg C ha <sup>-1</sup> )
Viegas (2017)	mar/16	Alcântara - MA	55,75	309,72
Viegas (2017)	set/16	Alcântara - MA	64,13	356,28
Viegas (2017)	mar/16	Alcântara - MA	2,89	16,06
Viegas (2017)	set/16	Alcântara - MA	3,33	18,50
Viegas (2017)	mar/16	Alcântara - MA	9,16	50,89
Viegas (2017)	set/16	Alcântara - MA	11,98	66,56
Aroucha (2019)	2016	Raposa - MA	71,27	395,94
Aroucha (2019)	2016	Raposa - MA	115,06	639,22
Aroucha (2019)	2016	Raposa - MA	6,27	34,83
Aroucha (2019)	2016	Raposa - MA	74,48	413,78
Aroucha (2019)	2017	Raposa - MA	110,69	614,94
Aroucha (2019)	2017	Raposa - MA	6,69	37,17

Fonte: O autor (2022)

### S. 4 Estimativa anual da densidade do estoque de carbono dos manguezais primários.

Ano	AGB (Tg CO <sub>2</sub> )	Soil (Tg CO <sub>2</sub> )	BGB (Tg CO <sub>2</sub> )	Total (Tg CO <sub>2</sub> )
1985	356,16	650,51	110,64	1.117,31
1986	356,16	650,51	110,64	1.117,31
1987	356,16	650,51	110,64	1.117,31
1988	356,15	650,50	110,64	1.117,29
1989	356,09	650,37	110,61	1.117,07
1990	356,07	650,35	110,61	1.117,04
1991	355,92	650,07	110,56	1.116,56
1992	355,92	650,07	110,56	1.116,55
1993	355,88	649,99	110,55	1.116,42
1994	355,88	649,99	110,55	1.116,42
1995	355,88	649,99	110,55	1.116,41
1996	355,87	649,98	110,55	1.116,41
1997	355,87	649,98	110,55	1.116,40
1998	355,87	649,98	110,55	1.116,39
1999	355,87	649,97	110,55	1.116,38
2000	355,82	649,88	110,53	1.116,22
2001	355,77	649,79	110,52	1.116,07
2002	355,68	649,62	110,49	1.115,79
2003	355,63	649,54	110,47	1.115,65
2004	355,59	649,47	110,46	1.115,53
2005	355,53	649,36	110,44	1.115,34
2006	355,49	649,29	110,43	1.115,21
2007	355,42	649,16	110,41	1.115,00

<b>2008</b>	355,39	649,11	110,40	1.114,90
<b>2009</b>	355,36	649,04	110,39	1.114,78
<b>2010</b>	355,34	649,00	110,38	1.114,72
<b>2011</b>	355,29	648,92	110,37	1.114,58
<b>2012</b>	355,23	648,80	110,35	1.114,38
<b>2013</b>	355,14	648,64	110,32	1.114,09
<b>2014</b>	355,07	648,52	110,30	1.113,90
<b>2015</b>	355,01	648,41	110,28	1.113,71
<b>2016</b>	354,96	648,32	110,27	1.113,55
<b>2017</b>	354,92	648,24	110,25	1.113,41
<b>2018</b>	354,90	648,21	110,25	1.113,35
<b>2019</b>	354,88	648,17	110,24	1.113,30
<b>2020</b>	354,85	648,12	110,23	1.113,20

Fonte: O autor (2022).

#### S. 5 Estimativa anual da densidade da emissão de carbono dos manguezais primários.

<b>Ano</b>	<b>AGB (Tg CO<sub>2</sub>)</b>	<b>AGB (Tg CO<sub>2</sub>) (±)</b>
<b>1985</b>	S/I	S/I
<b>1986</b>	0,00124	0,00007
<b>1987</b>	0,00055	0,00003
<b>1988</b>	0,00627	0,00036
<b>1989</b>	0,06959	0,00404
<b>1990</b>	0,01047	0,00061
<b>1991</b>	0,15234	0,00885
<b>1992</b>	0,00138	0,00008
<b>1993</b>	0,04313	0,00250
<b>1994</b>	0,00103	0,00006
<b>1995</b>	0,00076	0,00004
<b>1996</b>	0,00200	0,00012
<b>1997</b>	0,00145	0,00008
<b>1998</b>	0,00303	0,00018
<b>1999</b>	0,00296	0,00017
<b>2000</b>	0,05126	0,00298
<b>2001</b>	0,04960	0,00288
<b>2002</b>	0,08943	0,00519
<b>2003</b>	0,04368	0,00254
<b>2004</b>	0,03871	0,00225
<b>2005</b>	0,05925	0,00344
<b>2006</b>	0,04203	0,00244
<b>2007</b>	0,06862	0,00399
<b>2008</b>	0,03066	0,00178
<b>2009</b>	0,03776	0,00219
<b>2010</b>	0,01970	0,00114
<b>2011</b>	0,04333	0,00252
<b>2012</b>	0,06496	0,00377

<b>2013</b>	0,09132	0,00530
<b>2014</b>	0,06262	0,00364
<b>2015</b>	0,06046	0,00351
<b>2016</b>	0,04951	0,00288
<b>2017</b>	0,04484	0,00260
<b>2018</b>	0,01770	0,00103
<b>2019</b>	0,01777	0,00103
<b>2020</b>	0,03195	0,00186

Fonte: O autor (2022). S/I significa Sem Informação e sua ocorrência é em razão de limitações metodológicas e de disponibilidade de dados.

### S. 6 Estimativa anual da densidade do estoque de carbono dos manguezais secundários.

<b>Ano</b>	<b>AGB (Tg CO<sub>2</sub>)</b>	<b>AGB (Tg CO<sub>2</sub>) (±)</b>	<b>Soil (Tg CO<sub>2</sub>)</b>	<b>Soil (Tg CO<sub>2</sub>) (±)</b>	<b>BGB (Tg CO<sub>2</sub>)</b>	<b>BGB (Tg CO<sub>2</sub>) (±)</b>
1985	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I
1986	0,48	0,16	1,76	1,34	0,26	0,07
1987	0,66	0,17	1,86	1,42	0,34	0,07
1988	1,20	0,31	3,42	2,60	0,61	0,13
1989	2,56	0,69	7,69	5,86	1,32	0,30
1990	3,51	0,84	9,17	6,98	1,74	0,36
1991	4,43	0,99	10,93	8,32	2,15	0,43
1992	5,20	1,07	11,76	8,95	2,46	0,46
1993	6,23	1,27	14,08	10,72	2,93	0,55
1994	7,21	1,38	15,33	11,67	3,32	0,60
1995	8,18	1,51	16,82	12,81	3,72	0,65
1996	9,00	1,60	17,90	13,62	4,03	0,69
1997	9,64	1,63	18,41	14,02	4,26	0,70
1998	10,29	1,71	19,49	14,84	4,51	0,74
1999	10,98	1,84	21,07	16,04	4,81	0,79
2000	12,04	2,06	23,70	18,04	5,31	0,89
2001	13,00	2,17	25,02	19,05	5,69	0,93
2002	13,82	2,22	25,70	19,56	5,98	0,95
2003	14,65	2,27	26,54	20,21	6,27	0,98
2004	15,33	2,32	27,32	20,79	6,50	0,99
2005	16,03	2,37	28,16	21,44	6,75	1,02
2006	16,86	2,45	29,31	22,31	7,05	1,05
2007	17,59	2,50	30,19	22,98	7,30	1,07
2008	18,35	2,55	31,14	23,70	7,56	1,09
2009	19,17	2,63	32,38	24,65	7,86	1,12
2010	19,98	2,70	33,56	25,54	8,15	1,16
2011	20,68	2,76	34,53	26,29	8,40	1,18
2012	20,85	2,74	34,58	26,32	8,42	1,17
2013	21,30	2,75	35,12	26,73	8,56	1,18
2014	22,15	2,87	36,78	28,00	8,89	1,22

2015	22,95	2,93	37,86	28,82	9,18	1,25
2016	23,40	2,94	38,26	29,12	9,30	1,25
2017	23,77	2,95	38,72	29,47	9,41	1,26
2018	24,78	2,98	39,62	30,16	9,73	1,27
2019	25,74	3,03	40,70	30,98	10,04	1,29
2020	26,52	3,06	41,55	31,63	10,28	1,30

**Fonte: O autor (2022).** S/I significa Sem Informação e sua ocorrência é em razão de limitações metodológicas e de disponibilidade de dados.

### S. 7 Estimativa anual da densidade do sequestro de carbono dos manguezais secundários.

Ano	AGB (Tg CO <sub>2</sub> )	AGB (Tg CO <sub>2</sub> ) (±)	Soil (Tg CO <sub>2</sub> )	Soil (Tg CO <sub>2</sub> ) (±)	BGB (Tg CO <sub>2</sub> )	BGB (Tg CO <sub>2</sub> ) (±)
1985	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I
1986	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I	S/I
1987	-0,19	0,01	-0,10	0,08	-0,08	0,01
1988	-0,54	-0,14	-1,56	1,19	-0,27	0,06
1989	-1,36	-0,38	-4,27	3,25	-0,71	0,17
1990	-0,95	-0,14	-1,48	1,13	-0,42	0,06
1991	-0,93	-0,16	-1,75	1,33	-0,41	0,07
1992	-0,76	-0,08	-0,83	0,63	-0,30	0,03
1993	-1,03	-0,20	-2,33	1,77	-0,47	0,09
1994	-0,98	-0,11	-1,25	0,95	-0,39	0,05
1995	-0,97	-0,13	-1,50	1,14	-0,40	0,05
1996	-0,82	-0,09	-1,07	0,81	-0,32	0,04
1997	-0,65	-0,03	-0,52	0,39	-0,22	0,01
1998	-0,65	-0,08	-1,08	0,82	-0,25	0,03
1999	-0,69	-0,13	-1,58	1,20	-0,30	0,06
2000	-1,06	-0,22	-2,62	2,00	-0,49	0,10
2001	-0,96	-0,11	-1,33	1,01	-0,38	0,05
2002	-0,82	-0,05	-0,67	0,51	-0,29	0,02
2003	-0,83	-0,05	-0,85	0,65	-0,29	0,02
2004	-0,68	-0,04	-0,77	0,59	-0,23	0,02
2005	-0,70	-0,05	-0,84	0,64	-0,24	0,02
2006	-0,82	-0,08	-1,15	0,88	-0,30	0,03
2007	-0,73	-0,05	-0,88	0,67	-0,25	0,02
2008	-0,76	-0,05	-0,95	0,72	-0,26	0,02
2009	-0,82	-0,08	-1,24	0,95	-0,30	0,03
2010	-0,81	-0,07	-1,18	0,90	-0,29	0,03
2011	-0,70	-0,06	-0,98	0,74	-0,24	0,02
2012	-0,17	0,02	-0,04	0,03	-0,02	-0,01
2013	-0,46	-0,02	-0,55	0,42	-0,14	0,01
2014	-0,85	-0,11	-1,66	1,26	-0,33	0,05
2015	-0,81	-0,06	-1,08	0,82	-0,29	0,03

2016	-0,45	-0,00	-0,40	0,30	-0,13	0,00
2017	-0,37	-0,01	-0,46	0,35	-0,11	0,00
2018	-1,01	-0,04	-0,91	0,69	-0,32	0,02
2019	-0,96	-0,05	-1,08	0,82	-0,31	0,02
2020	-0,78	-0,02	-0,85	0,64	-0,24	0,01

Fonte: O autor (2022). S/I significa Sem Informação e sua ocorrência é em razão de limitações metodológicas e de disponibilidade de dados.

### S. 8 Estimativa anual da densidade da emissão e do saldo de emissão de carbono dos manguezais secundários para a atmosfera.

Ano	Emissão		Saldo de Emissão	
	AGB (Tg CO <sub>2</sub> )	AGB (Tg CO <sub>2</sub> ) (±)	AGB (Tg CO <sub>2</sub> )	AGB (Tg CO <sub>2</sub> ) (±)
1985	S/I*	S/I	S/I	S/I
1986	S/I	S/I	S/I	S/I
1987	0,02	0,01	-0,17	0,02
1988	0,04	0,01	-0,50	-0,13
1989	0,10	0,03	-1,25	-0,36
1990	0,13	0,03	-0,82	-0,11
1991	0,31	0,07	-0,62	-0,09
1992	0,25	0,05	-0,52	-0,02
1993	0,42	0,09	-0,62	-0,11
1994	0,23	0,05	-0,74	-0,06
1995	0,33	0,07	-0,65	-0,05
1996	0,45	0,09	-0,37	0,01
1997	0,47	0,09	-0,18	0,06
1998	0,64	0,12	-0,01	0,04
1999	0,85	0,14	0,17	0,01
2000	0,87	0,15	-0,20	-0,08
2001	0,75	0,13	-0,21	0,02
2002	0,66	0,12	-0,16	0,08
2003	0,61	0,12	-0,22	0,06
2004	0,76	0,14	0,08	0,10
2005	0,72	0,13	0,02	0,08
2006	0,63	0,11	-0,19	0,04
2007	0,67	0,12	-0,06	0,07
2008	0,64	0,12	-0,12	0,06
2009	0,65	0,12	-0,17	0,04
2010	0,66	0,12	-0,16	0,04
2011	0,76	0,13	0,06	0,07
2012	1,26	0,20	1,09	0,23
2013	0,94	0,15	0,48	0,14
2014	0,76	0,13	-0,09	0,01
2015	0,67	0,11	-0,13	0,05
2016	0,96	0,15	0,51	0,15

2017	1,04	0,16	0,66	0,15
2018	0,12	0,03	-0,88	-0,01
2019	0,14	0,03	-0,82	-0,02
2020	0,28	0,05	-0,50	0,03

**Fonte: O autor (2022).** S/I significa Sem Informação e sua ocorrência é em razão de limitações metodológicas e de disponibilidade de dados.

#### 6. QUADRO-SUMÁRIO DAS NORMAS DA REVISTA PARA SUBMISSÃO DO ARTIGO

Revista	Frontiers in Forests and Global Change
ISSN	2624-893X
Fator de impacto	4.332
Meio de divulgação	Eletrônico
Site	<a href="https://www.frontiersin.org/journals/forests-and-global-change">https://www.frontiersin.org/journals/forests-and-global-change</a>
Diretrizes para autores	<a href="https://www.frontiersin.org/journals/forests-and-global-change#author-guidelines">https://www.frontiersin.org/journals/forests-and-global-change#author-guidelines</a>

#### 7. QUADRO-SUMÁRIO DAS NORMAS DA REVISTA PUBLICADA

Revista	Science
ISSN	0036-8075
Fator de impacto	63.798
Meio de divulgação	Eletrônico
Site	<a href="https://www.science.org/journal/science">https://www.science.org/journal/science</a>

**VII. ANEXOS**

**1. CARTA PUBLICADA**

10. Convention on Biological Diversity ([www.cbd.int](http://www.cbd.int)).  
 11. P. N. da Costa Souza *et al.*, *Afr. J. Microbiol. Res.* **7**, 483 (2013).

10.1126/science.abo1973

## Brazil's mangroves: Natural carbon storage

Brazil has the second-largest area of mangrove cover in the world (1), including the world's largest continuous mangroves (2). These ecosystems provide food security for coastal populations; habitat for terrestrial, bird, and fish species; and carbon sequestration (3). However, Brazil's mangroves are in peril. In 2020, the Brazilian government approved legislation that would have eliminated mangrove protection for the benefit of real estate development (4). Fortunately, in December 2021, the Brazilian Supreme Court found the controversial policy unconstitutional (5). Brazil must continue to protect its mangroves despite an administration that has shown disregard for the environment (6).

Mangrove conservation doubles as an effective natural climate solution (7). Mangroves can store up to 10 times more carbon per hectare than upland forests (8), and Brazil's mangrove soil currently stores about 3 to 8% of global carbon (9). Yet these ecosystems and their vast natural carbon storage potential are vulnerable to emissions from anthropogenic activities and, if lost, could not be restored by 2050 (10).

The attempts to change legislation to prioritize development over mangroves demonstrate that current protections are threatened. Including Brazil's mangroves in the national Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) strategy could be a way to maintain the carbon stocks and better protect their biodiversity. Although there is a civil society initiative for monitoring Brazilian mangroves (11, 12), Brazil should also create an official monitoring program to ensure effective conservation and enforcement of the policies in place to protect these ecosystems.

Denilson da S. Bezerra<sup>1\*</sup>, Adriano de Lima Santos<sup>1</sup>, Janaina Santos Bezerra<sup>1</sup>, Silvana Amaral<sup>2</sup>, Milton Kampel<sup>2</sup>, Liana O. Anderson<sup>3</sup>, Flávia Rebelo Mochel<sup>1</sup>, Jorge Luiz Silva Nunes<sup>1</sup>, Naíla Arraes de Araujo<sup>1</sup>, Larissa Nascimento Barreto<sup>1</sup>, Maria do S. S. Pinheiro<sup>1</sup>, Marcio José Celeri<sup>1</sup>, Fabrício B. Silva<sup>4</sup>, Alessandro Mendonça Viegas<sup>5</sup>, Stella Manes<sup>6</sup>, Taissa C. S. Rodrigues<sup>7</sup>, Josué C. Viegas<sup>8</sup>, Ulisses D. V. Souza<sup>9</sup>, André L. S. Santos<sup>10</sup>, Celso H. L. Silva-Junior<sup>2,11</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brazil. <sup>2</sup>Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo, Brazil. <sup>3</sup>Centro de Monitoramento e Alertas a Desastres Naturais, São José dos Campos, São Paulo,

Brazil. <sup>4</sup>Universidade Ceuma, São Luís, Maranhão, Brazil. <sup>5</sup>Escola de Governo do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brazil. <sup>6</sup>Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil. <sup>7</sup>Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão, Imperatriz, Maranhão, Brazil. <sup>8</sup>Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. <sup>9</sup>Colégio Universitário da Universidade Federal do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brazil. <sup>10</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brazil. <sup>11</sup>Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, Maranhão, Brazil.

\*Corresponding author.

Email: [denilson.bezerra@ufma.br](mailto:denilson.bezerra@ufma.br)

### REFERENCES AND NOTES

- M. Spalding, *World Atlas of Mangroves* (Routledge, 2010).
- W. R. Nascimento *et al.*, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **117**, 83 (2013).
- S. Y. Lee *et al.*, *Glob. Ecol. Biogeogr.* **23**, 726 (2014).
- A. C. Amaral, "Salles atacará normas de proteção de terras, águas e ar em revogação nesta segunda" (2020); <https://ambiencia.blogfolha.uol.com.br/2020/09/27/salles-atacara-normas-de-protecao-de-terras-aguas-e-ar-em-revogacao-nesta-segunda> [in Portuguese].
- P. Watanabe, "STF restaura proteção a mangues e restingas, por unanimidade" (2021); <https://www1.folha.uol.com.br/ambiente/2021/12/stf-restaura-protecao-a-mangues-e-restingas-por-unanimidade.shtml> [in Portuguese].
- F. P. Ottoni *et al.*, *Biota Neotrop.* **21**, 2 (2021).
- P. I. Macreadie *et al.*, *Nat. Rev. Earth Environ.* **2**, 826 (2021).
- J. Howard *et al.*, *Front. Ecol. Environ.* **15**, 42 (2017).
- V. Hatje *et al.*, *Limnol. Oceanogr.* **66**, 321 (2021).
- M. L. Noon *et al.*, *Nat. Sustain.* **5**, 37 (2022).
- C. M. Souza *et al.*, *Remote Sens.* **12**, 2735 (2020).
- C. Diniz *et al.*, *Remote Sens.* **11**, 808 (2019).

10.1126/science.abo4578

## Disrupting targets' dependency on bullies

Targets of academic bullying sometimes despair about the lack of institutional support they receive. Even when universities take a firm stance against perpetrators [e.g., (1, 2)], it is very difficult to disrupt the dependency of the target on the bully. Institutions must put policies in place to allow targets to extricate themselves and their work from the perpetrator without compromising their careers.

To address the issue of academic bullying, many recommendations focus on punishing perpetrators (e.g., prohibiting the known bullies from leading labs), which is in line with domestic abuse legislation in some countries, such as Austria (3). However, simply removing the bully does not protect the target from their influence. Another common solution is to transfer targets to another lab (4–7), but many targets do not perceive this as a viable option; after years trying to pursue their research goals, changing labs would mean losing their projects, associated publications, and access to letters of

recommendation, which can be career-breaking for early-stage academics.

The scientific community must implement policies that grant targets of bullying independence. For example, if the allegations of bullying behaviors are validated (e.g., through confirmation by institutional investigation committees), institutions can grant the targets the rights to the lab's data, allowing them to publish. Institutions can also ban the perpetrators from submitting letters of recommendation for targets and designate others, such as department chairs, to write such letters instead. Medical students, PhD students, and postdocs should have the right to independently pursue research and publication projects when supervisors are known to engage in bullying behaviors. This would serve as a fail-safe for situations in which the career success of the target would otherwise be contingent on staying in a bully's group.

Granting bullying targets these rights would allow them to protect their mental health without sacrificing their professional success. If lab members knew that they could continue their work independently, they would likely tolerate fewer bullying behaviors. Empowerment would lower the bar to reporting inappropriate behavior as well. Protecting targets is crucial to stemming the tide of academic bullying behavior.

Susanne Täuber<sup>1\*</sup> and Morteza Mahmoudi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Human Resource Management & Organizational Behavior, University of Groningen, Groningen, Netherlands. <sup>2</sup>Department of Radiology and Precision Health Program, Michigan State University, East Lansing, MI 48824, USA.

\*Corresponding author. Email: [s.tauber@rug.nl](mailto:s.tauber@rug.nl)

### REFERENCES AND NOTES

- C. Flaherty, "No more passing the harasser," *Inside Higher Education* (2018); [www.insidehighered.com/news/2018/09/25/u-wisconsin-system-proceeds-plan-disclose-misconduct-findings-against-employees](http://www.insidehighered.com/news/2018/09/25/u-wisconsin-system-proceeds-plan-disclose-misconduct-findings-against-employees).
- M. N. Bolotnikova, "Jorge Domínguez loses emeritus status after misconduct investigation," *Harvard Magazine* (2019); [www.harvardmagazine.com/2019/05/jorge-dominguez-loses-emeritus-status](http://www.harvardmagazine.com/2019/05/jorge-dominguez-loses-emeritus-status).
- B. Haller, "The Austrian legislation against domestic violence" (2005); [www.ikf.ac.at/english/austrian\\_legislation\\_against\\_domestic\\_violence.pdf](http://www.ikf.ac.at/english/austrian_legislation_against_domestic_violence.pdf).
- J. Stebbing *et al.*, *Postgrad. Med. J.* **80**, 93 (2004).
- L. Yarwood-Ross, C. Haigh, *Nurse Res.* **24**, 38 (2014).
- K. H. Hunter, K. Devine, *Int. J. Doct. Stud.* **11**, 35 (2016).
- S. Moss, M. Mahmoudi, *EClinicalMedicine* **40**, 101121 (2021).

### COMPETING INTERESTS

S.T. is a member of the advisory board at the Academic Parity Movement ([www.paritymovement.org](http://www.paritymovement.org)), a nonprofit organization dedicated to addressing academic discrimination, violence, and incivility. M.M. is a cofounder and director of the Academic Parity Movement and receives royalties/honoraria for his published books, plenary lectures, and licensed patents.

10.1126/science.abo3412

## Brazil's mangroves: Natural carbon storage

Denilson da S. BezerraAdriano de Lima SantosJanaina Santos BezerraSilvana AmaralMilton KampelLiana O. AndersonFlávia Rebelo MochelJorge Luiz Silva NunesNaíla Arraes de AraujoLarissa Nascimento BarretoMaria do S. S. PinheiroMarcio José CeleriFabrício B. SilvaAlexsandro Mendonça ViegasStella ManesTaissa C. S. RodriguesJosué C. ViegasUlisses D. V. SouzaAndré L. S. SantosCelso H. L. Silva-Junior

*Science*, 375 (6586), • DOI: 10.1126/science.abo4578

### View the article online

<https://www.science.org/doi/10.1126/science.abo4578>

### Permissions

<https://www.science.org/help/reprints-and-permissions>

Use of this article is subject to the [Terms of service](#)

---

*Science* (ISSN 1095-9203) is published by the American Association for the Advancement of Science, 1200 New York Avenue NW, Washington, DC 20005. The title *Science* is a registered trademark of AAAS.  
Copyright © 2022 The Authors, some rights reserved; exclusive licensee American Association for the Advancement of Science. No claim to original U.S. Government Works