

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos

ROSY VALÉRIA DA ROCHA LOPES

**ÁREAS PROTEGIDAS SÃO EFETIVAS PARA A CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS EM MANGUEZAIS? UM ESTUDO DE CASO COM O
SEQUESTRO DE CARBONO DA COSTA BRASILEIRA**

MACEIÓ - ALAGOAS
FEVEREIRO/ 2022

ROSY VALÉRIA DA ROCHA LOPES

**ÁREAS PROTEGIDAS SÃO EFETIVAS PARA A CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS EM MANGUEZAIS? UM ESTUDO DE CASO COM O
SEQUESTRO DE CARBONO DA COSTA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

**Orientador (a): Prof. Dr. Guilherme
Ramos Demétrio Ferreira**

**MACEIÓ - ALAGOAS
FEVEREIRO/ 2022**

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

L864a Lopes, Rosy Valéria da Rocha.

Áreas protegidas são efetivas para a conservação dos serviços ecossistêmicos em manguezais? Um estudo de caso com o sequestro de carbono da Costa Brasileira / Rosy Valéria da Rocha Lopes. – 2022.
72 f. : il. color.

Orientador: Guilherme Ramos Demétrio Ferreira.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos. Maceió, 2022.

Inclui bibliografias.

Anexos: f. 65-72.

1. Manguezais. 2. Sequestro de carbono. 3. Mudanças climáticas. 4. Unidades de conservação. 5. Sensoriamento remoto. I. Título.

CDU: 504.06

Folha de aprovação

Rosy Valéria Da Rocha Lopes

ÁREAS PROTEGIDAS SÃO EFETIVAS PARA A CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS EM MANGUEZAIS? UM ESTUDO DE CASO COM OS ESTOQUES DE CARBONO DA COSTA BRASILEIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Dissertação aprovada em 21 de fevereiro de 2022.

Documento assinado digitalmente
gov.br Guilherme Ramos Demétrio Ferreira
Data: 23/02/2022 15:18:08-0300
Verifique em <https://verificador.itl.br>

Dr.^(a) Presidente – Guilherme Ramos Demétrio/UFAL Orientador

Dr. ^(a) – Robson Guimarães dos Santos

Dr. ^(a) – Marcela de Castro Nunes Santos Terra

Dr. ^(a) – Tatiana Mora Kuplich

MACEIÓ – AL
Fevereiro/2022

*Dedico este trabalho a família que formei
durante o mestrado, em especial à minha filha
Pérola, minha joia mais valiosa e o meu
combustível diário.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente à Deus, pelo dom da vida, e se hoje estou aqui, é graças à Ele.

Aos meus pais, a quem devo tudo o que aprendi sobre os valores da vida. Obrigada dona Vilma e seu José, vocês são minha principal referência.

A minha irmã Victória, na qual eu amo muito, obrigada por sempre aturar minhas chatices e sempre falar que tem orgulho de mim.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Guilherme, que sempre acreditou no meu potencial e que me fez crescer nesta fase da minha vida acadêmica, além de toda paciência, compreensão e dedicação.

Ao meu amor e esposo, Márcio, que sempre me apoiou, me ajudando em todos os momentos possíveis e impossíveis, além de acreditar que posso conquistar o mundo através do meu trabalho. Obrigada pela nossa filha Pérola, nosso bem maior, eu amo vocês!

Aos meus amigos (Pancadinhas) que a UFAL me presenteou, Claudjane, Valberth Flávio e João Pedro. Obrigada por sempre estarem comigo em todos os momentos, vocês são essenciais para mim, torço por cada um!

As minhas amigas, Bianca e Aldeci, por me acompanharem durante este processo, fazendo com que este mestrado se tornasse mais leve.

Agradeço a cada docente deste PPG, no qual todos de certa forma, enriqueceu minha formação, tanto acadêmica como pessoal.

Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa e apoio financeiro.

E a tantos outros que me ajudaram, torceram e me apoiaram, o meu Muito Obrigada!

EPÍGRAFE

*O belo índio
Lá da floresta
Sempre faz festa
Para saudar
O colorido
Da natureza
E a beleza
Que nela há*

(Mundo Bitá)

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas fornecedores do serviço de sequestro de carbono, e propiciam na mitigação das mudanças climáticas, além de serem reconhecidos nas esferas socioeconômica e ecológica. A degradação dos mangues acaba gerando diminuição na possibilidade de captura de carbono, levando a maiores emissões de CO₂, agravando os desbalanços entre absorção e emissão de Carbono, contribuindo para as mudanças climáticas. A implantação de Unidades de Conservação (UCs) surge como uma das estratégias que podem ser feitas para minimizar esses impactos e promover a conservação de áreas ameaçadas, principalmente nos Manguezais. Técnicas em sensoriamento remoto, podem auxiliar em um melhor gerenciamento e nos estudos brasileira. Dito isto, o objetivo geral deste trabalho é analisar a efetividade da presença das Unidades de Conservação para a manutenção da quantidade do sequestro de carbono nos manguezais do Brasil. Foram avaliadas as áreas de mangue de toda a costa brasileira, que foram classificadas quanto à sua inserção ou não em unidades de conservação. Foram utilizadas técnicas de fotointerpretação usando imagens de satélite para aplicação de cálculos de Índices de vegetação, que permitiram verificar a dinâmica do carbono nessas áreas através da plataforma Google earth engine. De acordo com nossos resultados, os valores dos índices que refletem no sequestro de carbono foram maiores nos mangues localizados dentro das Unidades de Conservação em relação àqueles localizados fora das UCs, mostrando que as áreas protegidas estão sendo efetivas para a conservação do sequestro de carbono nos manguezais. Assim sendo, esta pesquisa demonstra, a necessidade de criação e/ou ampliação de unidades de conservação de diferentes categorias como um dos métodos mais relevantes para reforçar a proteção dos manguezais, incluindo assim, novos fragmentos de florestas de mangue para aumentar o sequestro de carbono. Manifesta também a importância de instituições públicas que garantam a efetividade da gestão além da proteção legal dessas áreas.

Palavras-chave: Mudanças Climáticas, Unidades de Conservação, Manguezais

ABSTRACT

Mangroves are ecosystems that provide carbon sequestration services, which are a mechanism for climate changes mitigation, and are recognized as important tools in socioeconomical and ecological views. The degradation of these ecosystems implies in a reduction of carbon sequestration and leads to higher carbon emissions, exacerbating disbalances between carbon uptake and release, aggravating climate changes. In this sense, the settling of protected areas arises as a strategy to buffer these impacts and to promote the conservation of mangrove threatened areas. Remote sensing techniques may allow a better ecosystem management and understanding, being a helpful tool in the process of decision making in the protected areas along the Brazilian coast. Based on these premises, the aim of this dissertation is to analyze the effectiveness of protected areas presence in the maintenance of the carbon sequestration fluxes in Brazilian mangroves. We evaluated mangrove areas along the entire Brazilian coast and classified these areas in respect to its insertion in protected areas. Using the Google Earth Engine platform, we applied photointerpretation techniques using satellite images and calculated vegetation indices that allowed us to study the Carbon dynamics on these areas. According to our results, the values of the indices that reflect the carbon sequestration were higher inside protected areas in relation to unprotected mangrove systems, showing that these areas are important to this ecosystem service conservation. Therefore, this research demonstrates that the creation of more mangrove protected areas, including new fragments in the protected areas system, is an effective method to reinforce the protection of these areas, what would increase the magnitude of the carbon sequestration services offered by these areas. We also manifest the importance of the adequate surveillance of these areas.

Key-word: Climate Change. Protected Areas. Mangrove.

LISTA DE FIGURAS

Revisão Bibliográfica

Figura 1. Curva de fator de reflectância de uma vegetação.....	23
Figura 2. Funcionamento de um satélite orbital.....	24

Artigo

Figura 1. Localização da área de estudo.....	41
Figura 2. Localização das áreas testes.....	43
Figura 3. Esquema representando a disposição das parcelas em cada transecto dos bosques de mangue.....	43
Figura 4. Metodologia da biomassa em campo.....	44
Figura 5. Sequestro de carbono nos mangues do a) Pará e b) Maranhão, ambos dentro de UC.....	48
Figura 6. Sequestro de carbono nos mangues de a) Sergipe, fora de UC e nos mangues de Alagoas dentro de UC, b) APA de Santa Rita e c) APA Costa dos Corais.....	49
Figura 7. Sequestro de carbono nos mangues das áreas testes- a) Lagoa do Roteiro e b) RESEX Marinha Lagoa do Jequiá, Alagoas.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Índices para verificação de Carbono.....	42
Tabela 2. Percentual de mangues por estado.....	46
Tabela 3. Análise bruta do sequestro de carbono nos mangues brasileiros.....	46
Tabela 4. Valores do sequestro de carbono dos mangues da costa brasileira, dentro de Unidades de Conservação.....	48
Tabela 5. Seleção de modelos considerando o índice de CO ₂ _flux como função do tipo de unidade de conservação, região e área.....	51
Tabela 6. Biomassa e fluxo de carbono nas áreas testes.....	52

SUMÁRIO

1 Apresentação	12
Referências	13
2 Revisão da literatura	14
2.1 Mudanças Climáticas	14
2.2 Serviços Ecossistêmicos	16
2.3 Manguezais	17
2.3.1 Blue Carbon: Armazenamento de carbono nos manguezais.....	169
2.4 Unidades de Conservação	21
2.5 Sensoriamento Remoto	23
2.5.1 Índices de Vegetação utilizados na identificação do carbono.....	26
Referências	28
3. PROTECTED AREAS AS A TOOL FOR CARBON SEQUESTRATION ENHANCEMENT IN MANGROVES SYSTEMS	36
Abstract	37
3.1 Introduction	38
3.2 Methods and Approach	40
3.2.1 Study area.....	40
3.2.2 Data analysis	41
3.2.2 Statistical analysis.....	44
3.3 Results	45
3.4 Discussions	54
References	58
CONCLUSÃO GERAL	64
Anexos	65

1 APRESENTAÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros que se encontram altamente ameaçados em grande parte da costa brasileira, principalmente devido ao seu desmatamento e conversão do uso do solo natural para usos antropogênicos, como aquicultura e agricultura (HAMILTON, 2013). A degradação de manguezais impacta diretamente a subsistência das comunidades costeiras e representa uma perda de importantes serviços ecossistêmicos fornecidos por esses ecossistemas, como sequestro e armazenamento de carbono, que são mais eficientes do que em muitos outros habitats com vegetação (PENDLETON *et al* 2012; HAMILTON & CASEY, 2016; ICMBio, 2018). Isto destaca o potencial do manguezal como mitigador das mudanças climáticas globais por meio de sua influência no ciclo do carbono. Isso porque a intensificação do efeito estufa ocorre em decorrência da alta concentração de gases, principalmente o dióxido de carbono (CO₂), que são procedentes das ações antrópicas. Assim, a perda dos Manguezais leva à diminuição da possibilidade de captura de carbono, favorecendo condições atmosféricas que agravam as mudanças climáticas (NOBRE *et al*, 2012).

A implantação de Unidades de Conservação (UCs) pode ser uma das estratégias para minimizar esses impactos e promover a conservação de áreas ameaçadas, principalmente nos Manguezais (RYLANDS & BRANDON, 2004). Dessa forma, este trabalho busca testar a efetividade das Unidades de Conservação (UCs) brasileiras na manutenção das taxas do processo de absorção de carbono feito pelos manguezais.

Considerando isto, essa dissertação é estruturada em dois capítulos. O primeiro baseia-se em uma revisão bibliográfica sobre o tema em questão, abordando os principais tópicos deste estudo. O segundo capítulo é um artigo intitulado “*Protected areas as a tool for carbon uptake enhancement in Mangrove Systems*”, no qual abordamos os principais resultados e discussões sobre a efetividade das UCs quanto ao sequestro de carbono nos manguezais da costa brasileira, a ser submetido para a revista *Perspectives in ecology and conservation*. Por fim, temos uma conclusão geral sobre a pesquisa.

REFERÊNCIAS

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

PENDLETON, Linwood et al. Estimativa das emissões globais de “carbono azul” da conversão e degradação de ecossistemas costeiros com vegetação. **PloS one**, v. 7, n. 9, pág. e43542, 2012.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018.

PONZONI, Flávio Jorge; SHIMABUKURO, Yosio Edemir; KUPLICH, Tatiana Mora. **Sensoriamento remoto da vegetação**. Oficina de Textos, 2015.

MACIEL, M. A. **Unidades de Conservação: breve histórico e relevância para a efetividade do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado**. JusNavigandi, Teresina, v. 16, 2021.

RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

NOBRE, Carlos A.; REID, Julia; VEIGA, Ana Paula Soares. Fundamentos científicos das mudanças climáticas. **São José dos Campos, SP: Rede Clima/INPE**, 2012.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Mudanças Climáticas

O termo Mudanças Climáticas refere-se a uma variação significativa nas condições médias do clima ou em sua variabilidade a longo prazo, geralmente décadas ou mais (IPCC, 2001). Esse processo de alterações no clima é um dos grandes desafios da humanidade para o século XXI e, de acordo com a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (CQNUMC), pode ser direta e/ou indiretamente atribuído às atividades humanas, que alteram a composição da atmosfera mundial (BRASIL, 2004). Essa mudança se deve ao aumento da concentração de determinados gases na atmosfera, os chamados gases do efeito estufa (GEE), como o CO₂. Muitas atividades humanas emitem uma grande quantidade de GEE, e o aumento na concentração desses gases, colabora para o aprisionamento do calor na atmosfera terrestre, concentrando mais calor na Terra, aumentando a temperatura terrestre e dos oceanos e ocasionando o aquecimento global (WWF, 2015).

Esse aumento, resultante da intensa atividade humana, afeta os recursos naturais e o meio ambiente, além de dificultar a produção de alimentos, pois períodos prolongados de seca, podem prejudicar o desenvolvimento de insumos (CONTI, 2005; WWF, 2015; TAVARES *et al.*, 2019; CENCI e LORENZO, 2020). Os ecossistemas costeiros já se encontram afetados pelas mudanças climáticas, através da associação das taxas totais de aumento do nível do mar e outras mudanças oceânicas referentes ao clima e efeitos adversos de atividades antrópicas (IPCC, 2019). Além disso, as mudanças climáticas contribuem globalmente para o risco de extinção de toda a biodiversidade que já está sujeita a outros elementos que influenciam esse risco, como as mudanças no habitat, a superexploração, a poluição e a presença de espécies invasoras (STERN, 2006). Segundo Fleury *et al.* (2019), nas regiões onde as mudanças climáticas ocorrerão em acelerado durante deste século, muitas espécies terrestres e aquáticas serão impedidas de encontrar um novo local onde consigam se adaptar. Os autores ainda revelam que, a produtividade dos oceanos no planeta, cairá até 2100.

Com o desmatamento, o potencial de sequestro é diminuído, afetando o estoque e, conseqüentemente, excedendo na perda de carbono presente no solo, levando a mais

emissões de gás carbônico na atmosfera. (SILVA-JÚNIOR, 2020). Além disso, o desmatamento favorece significativamente o aquecimento global e deve obter um tratamento especial no processo de elaboração de projetos de conservação (FEARNSIDE, 2003). É necessário reconhecer que florestas em pé fazem parte de uma das principais soluções para manter o clima do planeta estável, fato que não deve ser omitido dos planos de mitigação das mudanças climáticas (CORDEIRO *et al.*, 2008). Dito isto, a manutenção de coberturas florestais contínuas pode simbolizar o amortecimento das emissões de GEE, dado que, estas auxiliam em amortecimentos de temperaturas macroclimáticas (LOMBAERDE, *et. al.*, 2022). Entre 2001 e 2019, o desmatamento e outros fenômenos vistos por satélite resultaram em fortes emissões globais de GEE, predominando o dióxido de carbono. Seis países que possuem grandes áreas florestais (Brasil, Canadá, China, República Democrática do Congo, Rússia e Estados Unidos) foram causadores por 51% dessas emissões (HARRIS *et al.*, 2021). Além disso, florestas globais foram um sorvedouro líquido de carbono de $-7,6 \pm 49$ GtCO₂, equilibrando as reduções brutas de carbono ($-15,6 \pm 49$ GtCO₂) e emissões brutas de desmatamento e outros distúrbios ($8,1 \pm 2,5$ GtCO₂) (HARRIS *et al.*, 2021).

Desde os anos 90, estudos mostram que a proteção de áreas naturais é apontada como forte medida para auxiliar na mitigação das mudanças climáticas, uma vez que, gestão de áreas protegidas tendem a buscar novas técnicas para proteger os ecossistemas e reservas naturais dos fortes impactos das rápidas mudanças no clima (DAVIS e ZABINSKY, 1992; HALPIN, 1997). Em geral, essas medidas que são usadas para soluções climáticas, garantem serviços ecossistêmicos e auxiliam a conservar a biodiversidade. Essas soluções climáticas também geram fundos substanciais para a conservação dos habitats e potencialmente para as comunidades locais, com o aumento de interesses no âmbito público e privado para o financiamento de carbono (GRISCOM *et al.*, 2017; LÖFQVIST e GHAZOUL; 2019), no qual, o mercado global de carbono alcançou um aumento de 170% (ou US\$ 109 milhões) entre 2017 e 2018 (DONOFRIO *et al.*, 2019). Um dos ecossistemas que tem grande relevância como uma solução climática natural, é o manguezal (MACREADIE *et al.*, 2019). As florestas de mangues possuem altas taxas de sequestro de carbono, ultrapassando outros tipos de florestas (TAILLARDAT *et al.*, 2018). A implantação de projetos no mercado de carbono dos

mangues, é particularmente interessado para o setor comercial, porém as decisões comerciais sobre as oportunidades de conservação do carbono do manguezal, são atualmente escassos, onde há poucos conhecimentos sobre os benefícios que o manguezal proporciona na mitigação, fazendo com que o potencial global de sequestro de carbono pelos manguezais, seja limitado (ZENG *et al.*, 2021).

2.2 Serviços Ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos são os processos ecossistêmicos que se traduzem em algum tipo de ganho ou vantagem para a espécie humana (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). A utilização da abordagem de Serviços Ecossistêmicos é a base para vários tipos de aplicação, como o gerenciamento de ferramentas de conservação, e a valoração dos ecossistemas para as atividades humanas (SINISGALLI *et al.*, 2020). Os Serviços Ecossistêmicos são divididos em quatro categorias (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005): serviços de provisão, serviços de regulação, serviços de suporte e serviços culturais.

Os Serviços de Provisão são aqueles que dão origem a produtos consumidos e utilizados pelos seres humanos como água doce, matérias primas, alimentos, recursos medicinais e outros (MMA, 2020). Os Serviços de Regulação, são os benefícios gerados a partir da regulação natural do ecossistema. Também são os serviços que ajudam na mitigação das mudanças climáticas, como por exemplo, o armazenamento do Carbono 1 (DA SILVA, 2019). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2020), os Serviços de Suporte passaram a ser considerados como funções do ecossistema, pois são os que estimulam a existência de todos os outros serviços ecossistêmicos. Esses serviços são os responsáveis pela produção de oxigênio atmosférico, ciclagem de nutrientes, formação e retenção de solos e ciclagem da água. Os Serviços Culturais são os benefícios que os seres humanos adquirem através do contato com o ambiente natural em atividades lazer, de turismo, conservação da paisagem, inspiração para a cultura, entre outros (TEEb, 2010; MMA, 2020).

Os manguezais se destacam por sua alta biodiversidade, e oferecem serviços ecossistêmicos por taxa de hectare, chegando a \$ 9.900 por ano, equivalente a cinco vezes mais do que a taxa por hectare para florestas tropicais, (TALLIS e KAREIVA,

2018). Dessa forma, é esperado que a diminuição de áreas de manguezais, acarrete a degradação de serviços ecossistêmicos, trazendo como consequência muitos distúrbios ecológicos agrupados por malefícios estruturais nas funções do ecossistema (TALLIS e KAREIVA, 2018; FU *et al.*, 2013).

O conceito de Serviços Ecossistêmicos, auxilia ainda, na valoração das Unidades de Conservação para a sociedade, pois possibilita demonstrar a importância das mesmas para o bem-estar dos seres humanos e para o desenvolvimento ecológico e econômico do país (YOUNG e MEDEIROS, 2018). Esse enfoque tem sido amplamente utilizado, principalmente na última década, para comunicar a importância das UCs para a sociedade, como também para auxiliar nos processos de planejamento manejo, para desenvolver incentivos para a conservação dessas áreas (JOLY *et al.*, 2019).

2.3 Manguezais

O manguezal é um ecossistema costeiro-estuarino, entre a área terrestre e aquática, com solo inundado pelas variações das marés, caracterizado, também, pela alta salinidade (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002). Essa vegetação apresenta ampla tolerância à salinidade, se desenvolve em zona costeira protegida, planícies e praias lodosas e desembocaduras de rios (GASPARINETTI, 2018). Os manguezais são encontrados em locais hidrodinâmicos que estimulam a deposição de muitas sedimentos (FRIESS, 2016). As florestas de mangue abrangem aproximadamente 15 milhões de hectares das áreas das costas tropicais e subtropicais do planeta (HATJE *et al.* 2020), com perda anual de áreas entre 0,26 à 0,66% globalmente (HAMILTON e CASEY, 2016). O Brasil possui a segunda maior área de manguezais do mundo (PELAGEM *et al.*, 2019), são estimados cerca de 1.225.444 hectares ao longo da costa (ICMbio, 2018).

Este ecossistema tem suma importância para os locais em que ocorre, atuando como um “berçário” favorável ao desenvolvimento e estabelecimento de diversos animais e plantas (CORREIA e SOVIERZOSKI, 2005). Destaca-se, ainda, como fonte de recursos naturais de valor comercial, como peixes e crustáceos. (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; ICMbio, 2018). Ele também é responsável por grande oferta de serviços ecossistêmicos, principalmente no quesito dos serviços de regulação, como o

armazenamento de gases de efeito estufa, atuando na regulação das mudanças climáticas globais (FRIESS, 2016).

Além disso, funcionam como uma zona de amortecimento para desastres naturais (LEE et al., 2014). Essas áreas são responsáveis por mitigar a susceptibilidade da região costeira diante de diversos desastres naturais, como exemplo, furacões, ciclones, tempestades e inundações, além de ocasionarem a manutenção de sedimentos, ajudando no retardamento dos processos erosivos, quando favorável à elevação do nível do mar (ICMBio, 2018; SPALDING *et al.*, 2010; GIRI *et al.*, 2011).

No Brasil, as espécies arbóreo-arbustivas ocorrentes nesses sistemas são geralmente encontradas em associação e pertencem a quatro gêneros (Quadro 01). (HERZ, 1991; SCHAEFFER-NOVELLI, 2002; FAO, 2007).

Quadro 01: Gêneros e respectivas espécies de mangues encontradas no Brasil

Gênero	Espécie
<i>Rhizophora</i>	<i>Rhizophora harrisonii</i> <i>Rhizophora mangle</i> <i>Rhizophora racemosa</i>
<i>Avicennia</i>	<i>Avicennia germinans</i> <i>Avicennia schaueriana</i>
<i>Laguncularia</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>
<i>Conocarpus</i>	<i>Conocarpus erectus</i>

Fonte: Adaptado de FAO, 2007.

Os manguezais apresentam ainda, variações geográficas em sua estrutura (SIMARD *et al.*, 2019). Fatores como clima, amplitude das marés e configuração geomórfica, estimulam essas variações. Esses fatores influenciam também na variabilidade das funções e serviços do ecossistema, como no sequestro e estoque de carbono (TWILLEY *et al.*, 2018). Os manguezais podem ser classificados como, deltaicos, estuarinos, lagunares e de costa aberta. Dentre estas categorias, os manguezais lagunares se destacaram por apresentarem a maior perda de área (-6,9%) no ano de 2015, quando comparados com os outros tipos. Destaca-se ainda que essa perda de área está associada a superexploração de serviços ecossistêmicos (WORTHINGTON *et al.*, 2020).

A fragmentação de florestas de mangue, pode comprometer os serviços ecossistêmicos e as funções ecológicas que este ecossistema proporciona, como por exemplo, no controle de erosão advindos dos oceanos, pois com a fragmentação de florestas, haverá um aumento no fluxo das marés, provocando maiores erosões dos substratos e aumento do nível do mar (HORSTMAN *et al.*, 2012; LOVELOCK, *et al.*, 2015). Além disso, a fragmentação em manguezais pode impactar também na capacidade dessas florestas em sequestrar e armazenar carbono, influenciando assim, em maiores emissões de CO₂ (ADAME *et al.*, 2018).

No Brasil, de acordo com a Lei Federal nº12.651/2012, os manguezais são caracterizados como Áreas de Proteção Permanente (APP) (BRASIL, 2012a). Porém, mesmo sendo uma APP, o mangue ainda passa por modificações de uso e ocupação do solo, e tem sido alvo de desmatamento, em atendimento às demandas antrópicas, causando transformações significativas na paisagem (PELAGEM *et al.*, 2019). Entre essas atividades, ressalta-se a urbanização, plantações de monoculturas de cana-de-açúcar e coco, além da carcinicultura, implicando assim, na supressão de vegetação natural para atendimento à demanda por solo desnudo (PELAGEM *et al.*, 2019; DAZA *et al.*, 2020). Alongi (2002), destacou que as florestas de mangue continuariam a ser exploradas em altos índices até 2025. Após isso, o futuro dos manguezais dependeria de avanços tecnológicos e ecológicos, e principalmente da redução do crescimento da população humana. Essas alterações nas florestas de manguezais contribuem ainda mais na perda de carbono, auxiliando no aquecimento global (Lombaerde *et al.*, 2022). Nesse sentido, também se espera que com o aumento de eventos climáticos extremos nos trópicos os manguezais se tornem mais suscetíveis à mudanças nas condições físicas, com um possível resultado de mortalidade em massa dessas florestas (FRIESS *et al.*, 2019).

2.3.1 Blue Carbon: armazenamento de carbono nos manguezais

Os manguezais, estão entre os ecossistemas mais ricos em carbono nos trópicos, onde são considerados como um dos ecossistemas mais eficientes na estocagem desse elemento (CHEN *et al.*, 2017). O carbono armazenado nos mangues é chamado *Blue Carbon*. Esses ecossistemas sequestram e estocam grandes quantidades de *blue*

carbon nas plantas e no solo (THE BLUE CARBON INITIATIVE, 2020). Os manguezais armazenam mais carbono abaixo do solo e têm maiores quantidades acima do solo quando comparados às florestas tropicais e em ecossistemas marinhos (UNEP, 2014; ROVAI *et al.*, 2018). Entretanto, a maior parte do estoque de carbono dos manguezais é encontrada no solo e nas raízes mortas (ALONGI, 2014).

O principal momento de retirada de carbono da atmosfera ocorrerá no período de crescimento das árvores, em que árvores jovens armazenam o carbono para o crescimento e criação de novas estruturas (HATJE *et al.*, 2020). Nesse sentido, é importante compreender que quanto maior a degradação desse ecossistema, menor será o estoque de carbono. Isso porque, o desmatamento diminui a capacidade de sequestro de carbono, devido à destruição das plantas (ATWOOD *et al.*, 2017). Estimativas de perda de sequestro e estoque de carbono são complexas, devido a biomassa e o carbono do solo variarem entre os gradientes climáticos (SIMARD *et al.*, 2019). Por isso, existe uma preocupação quanto às atuais perdas na cobertura florestal do mangue, uma vez que sua degradação irá resultar em emissões de dióxido de carbono (CO₂) e impossibilitará, em certa medida, seu estoque, contribuindo para o aquecimento global. (GIRI *et al.*, 2011; CHEN *et al.*, 2017; SANTOS, *et al.*, 2019). Pesquisas mostram que 25% do carbono armazenado na biomassa da vegetação de mangue e no solo pode ser perdido após o desmatamento dessas áreas (RICHARDS *et al.*, 2020). Assim, o aumento dos níveis de carbono na atmosfera, resultante das altas taxas de desmatamento dos mangues, estimula a necessidade de compreender a capacidade do manguezal em armazenar carbono (DONATO *et al.*, 2011). Estima-se que as emissões globais frequentes de carbono através do desmatamento de manguezais podem ser de $13,7 \pm 9,4$ TgC, oito vezes maior do que as estimativas anteriores (SHIPPO *et al.*, 2020).

Assim, é possível concluir que a conservação dos manguezais garante a realização das funções naturais dos manguezais como grandes sumidouros de carbono e minimizam as emissões de gás carbônico, diminuindo também nas futuras mudanças no uso da terra, como na substituição de suas áreas (SAMITO *et al.*, 2020). Dessa forma, a manutenção e conservação dos manguezais como estratégia para o sequestro

e armazenamento de carbono é um tema de central importância para a conservação e o manejo de ecossistemas (PINTO *et al.*, 2017).

2.4 Unidades de Conservação

As Unidades de Conservação (UCs) são áreas protegidas estabelecidas pelo Poder Público, com características naturais relevantes, e objetivos de conservação e limites definidos, às quais se aplicam garantias adequadas de proteção ambiental, visando a conservação da diversidade biológica (BRASIL, 2000). De modo similar, as áreas protegidas podem ser definidas, em nível mais geral, como um território de terra ou mar dedicado à proteção e preservação da biodiversidade, fundamentais para provisão de serviços ecossistêmicos, bem como os recursos naturais e culturais associados a este território, além de ser governada através de meios legais (IUCN, 2008; SHIRPKE *et al.*, 2017).

O marco mais reconhecido da política moderna de UCs, foi o Parque Nacional de Yellowstone, cuja criação, nos EUA em 1872, foi motivada pela presença de uma rica diversidade de fauna e flora nativas que já havia desaparecido em outras áreas próximas ao parque. No fim do século XIX os parques nacionais multiplicaram-se e são hoje o tipo mais popular e tradicional de espaço natural protegido (MACIEL, 2011). A primeira área protegida no Brasil, foi o Parque Nacional de Itatiaia, criado em 1937, no Rio de Janeiro, possuindo como principais características a proteção pelo poder público, a preservação dos aspectos bióticos e físicos e a visitação pública (CABRAL e SOUZA, 2002; FERREIRA, 2004). A partir do fim do século XIX, a criação de UCs fixou-se, no mundo e no Brasil, como a principal e mais amplamente distribuída estratégia de proteção da natureza (DORST, 1973; NASH, 1982; GARROTE, 2018).

Com objetivos diversos de conservação, determinou-se a necessidade de criação de categorias distintas de Unidades de Conservação, em decorrência dos diversos ecossistemas e níveis de utilização dos recursos naturais. Assim, foi criado no Brasil o Sistema Nacional de Unidades de Conservação-SNUC (BENJAMIN, 2001). O SNUC, apresenta uma ementa de doze categorias de UCs, sendo cinco de proteção integral e sete de uso sustentável.

As UCs de Proteção Integral possuem finalidade de preservar a natureza, com regras e normas restritivas, sendo permitido o uso indireto dos recursos naturais. Fazem parte desse grupo as categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Refúgio de Vida Silvestre e Monumento Natural (ICMBio, 2018; BRASIL, 2020). As Unidades de Uso Sustentável combinam a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais. Sendo elas: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva Particular do Patrimônio Natural (ICMBio, 2018; BRASIL, 2020).

Globalmente, 27,5% dos ambientes terrestres e marinhos estão dentro de UCs, destes 14,8% são áreas terrestres e 12,7% são áreas marinhas (UNEP; IUCN, 2016). Mesmo que a extensão de áreas protegidas pareça suficiente, elas não são distribuídas de forma uniforme nos diversos ecossistemas de diferentes biomas, pois existem grandes diferenças regionais (JUFFE-BIGNOLI *et al.*, 2014). No Brasil, houve expansão de áreas protegidas nas duas últimas décadas, novos agrupamentos de áreas também foram criados para a proteção dos manguezais. No entanto, os níveis de financiamento, e envolvimento da gestão dessas áreas, continuam baixos diante de um sistema tão vasto (MARETTI *et al.* 2019), Mesmo com isso, estudos mostram as áreas protegidas sendo eficazes na conservação dos manguezais, onde no Pacífico oriental, 75% da perda de manguezais ocorreu fora das áreas protegidas (ANGARITA *et al.*, 2018). No Brasil, 87% de florestas de mangues estão localizadas dentro de áreas protegidas, grande parte estão concentradas na região norte (ICMBio, 2018). Magris e Barreto (2010) ressaltam a necessidade de concentrar a importância de implementar novas áreas em outras regiões do país, no intuito de manter os níveis de biodiversidade e toda a gama de serviços desse ecossistema multifuncional dos manguezais.

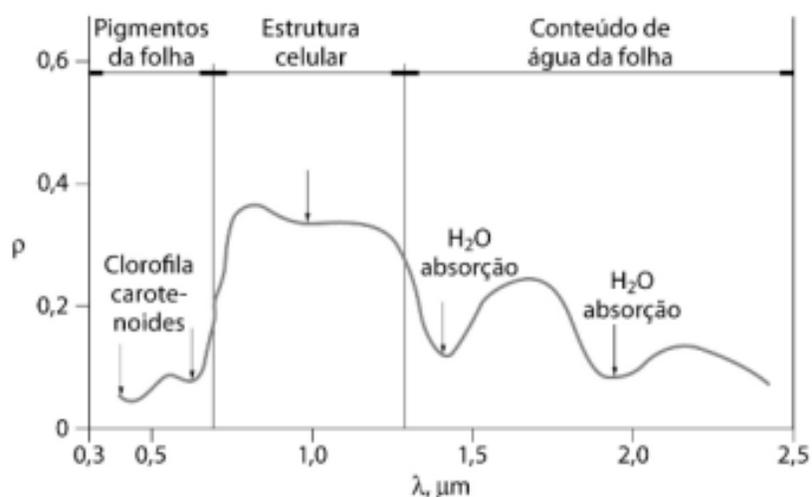
Um estudo feito em Hong Kong na China, através de técnicas de métricas da paisagem, feitas por sensoriamento remoto, mostrou que manguezais que tem uma política de proteção, possui uma eficácia de conservação maior do que aqueles que não estão dentro de áreas protegidas, mostrando que esses métodos podem contribuir no entendimento da efetividade de áreas protegidas (MINGMING *et al.*, 2016). Além disso, as Unidades de Conservação podem auxiliar na mitigação de danos causados em áreas

de manguezal, haja visto que as UCs organizam o ordenamento e reforçam as fiscalizações e gerenciamento dessas áreas (ICMBio, 2018).

2.5 Sensoriamento Remoto

Sensoriamento Remoto é o uso de sensores para obter informações sobre objetos ou fenômenos onde não há contato direto entre eles (NOVO, 1998). A ligação observada entre os objetos da superfície terrestre e os sensores remotos que os observam é a radiação eletromagnética (REM). A partir da REM, é constituído a interpretação dos dados coletados pelos diferentes sensores, como as interações entre a REM e os diferentes materiais observados (rochas, solos, vegetação, água, construções antrópicas) (GUEDES *et al.*, 2018). Na vegetação, a Radiação Eletromagnética é influenciada através de pigmentos da planta no espectro (0,4 a 0,72 nm), na reflectância da REM no infravermelho próximo (0,72 a 1,1 nm), e na absorção da água no infravermelho médio (1,1 a 3,2 nm) (fig. 1) (PONZONI *et al.*, 2012).

Figura 1. Curva de fator de reflectância de uma vegetação.

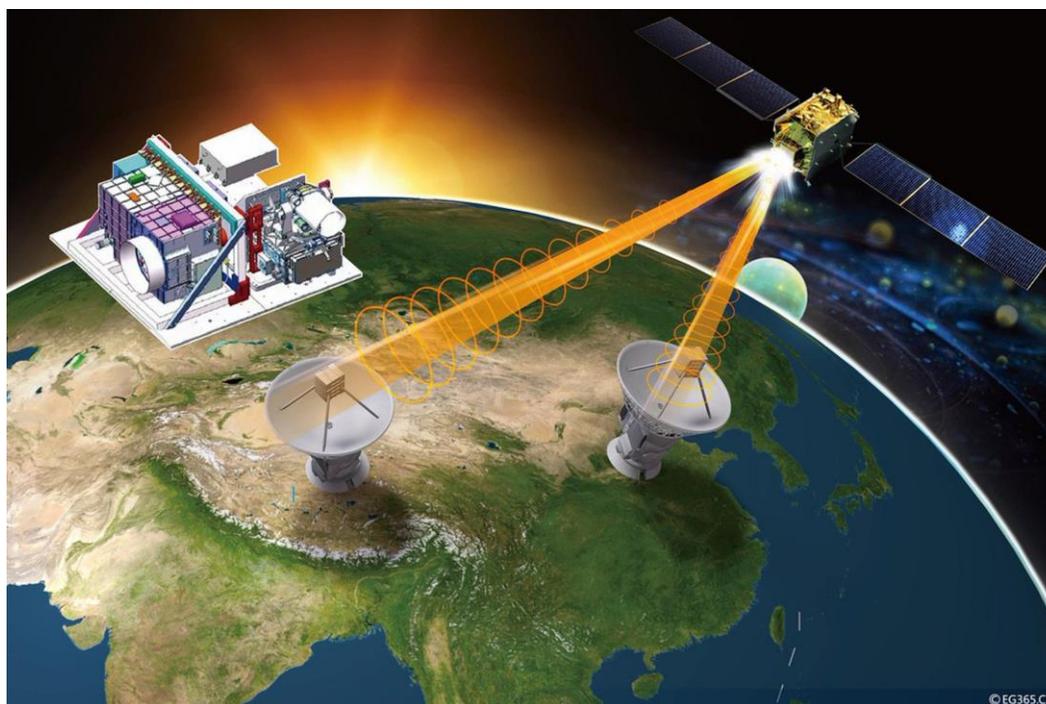


Fonte: Ponzoni, Shimabukuro, Kuplich, 2012.

Em outras palavras, Florenzano (2011) explica que, o comportamento espectral eletromagnético desenvolve de forma que, os objetos da superfície terrestre como a vegetação, a água e o solo refletem, absorvem e reproduzem radiação eletromagnética em quantidades que atingem o comprimento de onda, de acordo com as suas características biofísico-químicas.

Os satélites são os dispositivos lançados para a órbita capazes de detectar a energia eletromagnética, em determinadas faixas do espectro eletromagnético, resultante de um objeto, trazendo informações que descrevem as feições dos objetos que compõem a superfície terrestre (fig. 2) (MORAES, 2002; FLORENZANO, 2011).

Figura 2. Funcionamento de um satélite orbital.



Fonte: Internet.

A qualidade de um satélite geralmente está relacionada com a resolução espacial, espectral e radiométrica. A resolução espacial demonstra a capacidade deste equipamento em distinguir objetos, e depende principalmente de como obtém as informações e da altura do posicionamento do satélite em relação ao objeto (MORAES, 2002). Quando usuários necessitam de informações em uma escala ampla, a resolução espacial pode chegar a mais de 30 metros. Para aqueles que buscam uma observação mais detalhada do tamanho e das formas dos componentes de estudo, no qual está sendo analisado, há sensores que detectam áreas inferiores a 1 metro (FLORENZANO, 2011; GUEDES *et al.*, 2018). A resolução espectral, define o intervalo espectral no qual são realizadas as medidas, e a composição espectral do fluxo de energia que atinge o detector. Então, quanto maior for o número de medidas num determinado intervalo de

comprimento de onda, melhor será a resolução espectral da coleta (MORAES, 2002). Um sensor tem melhor resolução espectral se ele obtém maior número de bandas estabelecidas em diferentes regiões espectrais (FLORENZANO, 2011). A resolução radiométrica indica o efeito do sensor em explorar pequenos sinais e registros de uma imagem, juntamente com suas diferenças na energia emitida pelos elementos que compõe a cena (rochas, solos, vegetações, águas etc.) (MORAES, 2002). Quanto maior for à capacidade do satélite/sensor para medir as diferenças nos níveis de radiância, maior será sua resolução radiométrica, (FLORENZANO, 2011).

O sensoriamento remoto é a ferramenta capaz de fornecer informações espaço-temporais sobre os ecossistemas de manguezal. Essas técnicas têm demonstrado grande potencial para mapear e monitorar os cenários atuais e mudanças dos manguezais nas últimas duas décadas. Classificação de fragmentos de vegetação baseados em pixels de imagens LANDSAT, SPOT, ASTER e CBERs tem sido amplamente aplicada para mapear florestas de mangue (KUENZER *et al.*, 2011; HEUMANN, 2011). Além disso, os avanços do sensoriamento remoto têm se mostrado eficazes para mapear espécies de mangue e estimar sua biomassa (PHAN *et al.*, 2019).

Acoplar o Sensoriamento Remoto com dados de campo, para a verificação do armazenamento/ sequestro de carbono, pode trazer dados mais robustos, pois os valores do sequestro e do estoque de carbono podem variar de espécie para espécie e seus respectivos compartimentos (ALONGI *et al.*, 2002). Ademais, o trabalho de campo aproxima o pesquisador ao seu objeto de estudo fisicamente, tal como coletar dados, pontos amostrais e fotografias, onde servirão de auxílio para a validação do mapeamento, visto em imagens de satélite, e também das feições dos ecossistemas, como o manguezal (SOUZA *et al.*, 2019).

No estudo das florestas de manguezais, a escolha de Índices de Vegetação específicos deve ser feita com cuidados, no qual é importante considerar e analisar de forma ampla as vantagens e limitações dos Índices de Vegetação existentes e depois saber combiná-los para serem executados em um intuito específico (MAURYA *et al.*, 2021) Com isso, o sensoriamento remoto vem sendo amplamente aplicado para o monitoramento de ecossistemas e coberturas vegetais, voltando-se, para seu comportamento espacial e fisiológico, como a detecção do carbono, através dos

sensores/satélites (ABREU; COUTINHO, 2014) utilizando os índices de vegetação e combinações adequadas (PONZONI *et al.*, 2012).

2.5.1 Índices de vegetação utilizados na identificação do carbono

Os índices de vegetação são operações matemáticas utilizados no sensoriamento remoto que vêm sendo executados com base na reflectância das coberturas vegetais, ou seja, na capacidade de refletir a luz solar conforme as características do desenvolvimento das plantas (BRAZ *et al.*, 2015). Em geral, essas operações são entre bandas de sensores, baseados principalmente no comportamento antagônico entre duas bandas, elas atuam para que as características espectrais da vegetação, sobretudo em zonas do vermelho e do infravermelho próximo ao espectro eletromagnético, sejam evidenciadas (WIEGAND *et al.*, 1991), visto que, é nessas áreas que a energia refletida está associada à fotossíntese e à estrutura da vegetação (FERREIRA *et al.*, 2008). Além do mais, esses índices são relevantes e se fazem necessários para estimar as variáveis biofísicas de florestas, como índice de área foliar, biomassa, clorofila etc.

Dentre estas variáveis, os índices de vegetação também podem ser utilizados como bons estimadores da reflectância espectral de dosséis, correlacionando com sequestro de Carbono (WINK, 2009). Os principais índices conhecidos até então, capazes de detectar o sequestro de carbono, estão o *Normalized Difference Vegetation* (NDVI), *Photosynthetic Vegetation Index* (PRI), e por fim, o CO₂_flux.

Normalized Difference Vegetation- NDVI

Em diversas pesquisas que englobam estudos de vegetação, o NDVI vem sendo o índice mais utilizado. Ele fundamenta-se na alta absorção da clorofila, ou seja, ele é utilizado para monitorar a vegetação ativa em uma determinada área (ROUSE, 1973). O NDVI é utilizado com sucesso para identificar as condições da vegetação, constatar alterações ecológicas e ambientais, geração de biomassa, radiação fotossintética ativa e a produção de culturas (LIU, 2007), além de avaliar o uso e manejo do solo, auxiliando em condutas conservacionistas e recuperação de áreas degradadas, (OKIN, 2007). Os valores de variam de -1 à 1 e segundo Rouse (1973), em vegetações ditas saudáveis, este índice irá apresentar valores de 0,2 até 0,8.

Photosynthetic Vegetation Index- PRI

O índice PRI vem sendo utilizado como um indicador da função fotossintética no nível das folhas e do dossel das plantas, além de relacionar a fotossíntese com o uso eficiente de radiação (GAMON et al., 1997). Segundo Gamon *et al.* (1997), quanto mais próximo de zero for o índice, maior a capacidade de utilização da luz pela fotossíntese, e, com isso, maior será a eficiência da planta em realizar a mesma. Trazendo isto para os cenários de mudanças climáticas, a exemplo do carbono atmosférico, quanto melhor a utilização da radiação e quanto maior for a fotossíntese, a vegetação terá maior probabilidade de utilizar o carbono atmosférico para os processos fotossintéticos e, conseqüentemente, a quantidade de carbono estocado será maior.

CO₂_Flux

O índice de CO₂_Flux é a junção dos dois índices citados anteriormente, o PRI e o NDVI. O PRI irá representar a eficiência do uso da luz da fotossíntese, e o NDVI irá representar o vigor da vegetação fotossinteticamente ativa (RAHMAN, 2001). Este cálculo tornará possível medir os processos de sequestro de carbono na vegetação, pois o índice corresponde à estrutura do sequestro florestal de carbono, podendo ser utilizado tanto com dados de concentração, quanto com dados de fluxo (RAHMAN, 2001).

Nos manguezais, a eficiência fotossintética e o sequestro de CO₂ por meio de índices espectrais de vegetação, como ocorre com o CO₂_flux, possibilita a verificação do fluxo potencial do carbono absorvido na biomassa acima do solo. Para que se tenha a modelagem diante da captura de carbono relacionado, é preciso o cálculo da eficiência do uso da luz pelos dosséis, utilizado no índice CO₂_flux, cujas estimativas encontram-se diretamente proporcionais, pois, quanto maior atividade fotossintética das folhas, maior tendência à retenção do CO₂ na estrutura das plantas de mangue (RAHMAN *et al.*, 2001; YANG *et al.*, 2019;).

REFERÊNCIAS

- ABREU, KMP de; COUTINHO, Luciano Melo. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem. **Vértices**. Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 173-198, 2014.
- ADAME, M. F. et al. Future carbon emissions from global mangrove loss. **Global Change Biology**, v. 27, n. 12, pág. 2856-2866, 2021.
- ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**. 2002.
- ALONGI, Daniel M. Carbon sequestration in mangrove forests. **Carbon management**, v. 3, n. 3, p. 313-322, 2012.
- ANGARITA, Juliana et al. Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. **Biological Conservation**, v. 227, p. 82-91, 2018.
- Atwood, T. B. *et al.* Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nat. Clim. Chang.* **7**, 523–528, 2017.
- BENJAMIN, Antônio Herman. O regime brasileiro de unidades de conservação. **Revista de Direito Ambiental**, v. 21, p. 27-49, 2001.
- BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre o Código Florestal**. (2012a).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006 / Ministério do Meio Ambiente. – Brasília: MMA/SBF, 2011. 76 p.
- BRAZ, N. G. S. et al. Detecção de áreas queimadas na Estação Ecológica do Taim (RS), causada pelos incêndios de 2008 e 2013. In: **Embrapa Clima Temperado-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. Anais... São José dos Campos: INPE, 2015., 2015.
- CABRAL, N. R. J.; SOUZA, M. P. **Área de proteção ambiental: planejamento e gestão de paisagens protegidas**. 2002.
- CENCI, Daniel Rubens; LORENZO, Cristian. A mudança climática e o impacto na produção de alimentos: alguns elementos de análise da realidade brasileira e argentina. **Revista Direito em Debate**, v. 29, n. 54, p. 32-43, 2020.

CHEN, Guangcheng et al. Mangroves as a major source of soil carbon storage in adjacent seagrass meadows. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-10, 2017.

CORDEIRO, Sidney Araujo; SOUZA, CC de; MENDOZA, ZMSH. Florestas brasileiras e as mudanças climáticas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 11, p. 1-20, 2008.

CONTI, José Bueno. Considerações sobre as mudanças climáticas globais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 70-75, 2005.

CORREIA, M. D.; SOVIERZOSKI, H. H. **Characterization of the environmental impacts in the mangroves of the Alagoas State, Brazil**. In: **Sustainable use of estuarines and mangroves: challenges and prospects**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2005.

Davis, M.B. and Zabinski, C. Changes in geographical range resulting from greenhouse warming effects on biodiversity in forests. In: R.L. Peters and T.E. Lovejoy (Editors), **Global Warming and Biological Diversity**. Yale Univ. Press, New Haven, CT, pp. 297-308. 1992.

DAZA, D.V.A. Mangrove forests evolution and threats in the caribbean sea of Colombia. **Water**, v. 12, n. 4, p. 1113, 2020.

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

DONOFRIO, STEPHEN et al. **Financing emissions reductions for the future: state of the voluntary carbon markets** 2019. Washington DC: Forest trends 2019.

DORST, J. **O desequilíbrio do mundo moderno. Antes que a natureza morra**. Edgard Blucher, São Paulo, 1-17. 1973.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) The world's mangroves 1980–2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome, 2007.

FERREIRA, L. Dimensões humanas da biodiversidade: mudanças sociais e conflitos em torno de áreas protegidas no Vale do Ribeira, SP, Brasil. **Ambiente & sociedade**, v. 7, n. 1, p. 47-66, 2004.

FEARNSIDE, Philip M. as mudanças climáticas globais. **Journal of Ecology**, v. 10, n. 2, p. 83-100, 2007.

FLEURY, Lorena Cândido; MIGUEL, Jean Carlos Hochsprung; TADDEI, Renzo. Mudanças climáticas, ciência e sociedade. **Sociologias**, v. 21, p. 18-42, 2019.

FLORENZANO, Teresa Gallotti. **Iniciação em sensoriamento remoto 3ª ed**. Oficina de Textos, 2011.

FRIESS, Daniel A. et al. O estado das florestas de mangue do mundo: passado, presente e futuro. **Revisão Anual do Meio Ambiente e Recursos** v. 44, p. 89-115, 2019.

FU, Yongquan; WANG, Yijie; BIRSACK, Ernst. A general scalable and accurate decentralized level monitoring method for large-scale dynamic service provision in hybrid clouds. **Future Generation Computer Systems**, v. 29, n. 5, p. 1235-1253, 2013.

GAMON, J. A., SERRANO, L., AND SURFUS, J., 1997, The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation-use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. *Oecologia*, 112, 492–501.

GARROTE, Martin Stabel et al. Evolução das políticas conservacionistas e a criação de unidades de conservação no vale do itajaí-sc. **HOLOS**, v. 1, p. 61-80, 2018.

GASPARINETTI, P. et al. Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense. **Caderno de trabalho**, Brasil, abr. 2018.

GIRI, C., OCHIENG, E., TIESZEN, L.L., ZHU, Z., SINGH, A., LOVELAND, T., MASEK, J. E DUKE, N., Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography** Vol. 20: 154–159. 2011.
GRISCOM, Bronson W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017.

GUEDES, Jânio; DA SILVA, Sebastião Milton Pinheiro. SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DA VEGETAÇÃO: PRINCÍPIOS FÍSICOS, SENSORES E MÉTODOS. **Acta Geográfica**, v. 12, n. 29, p. 127-144, 2018.

HALPIN, Patrick N. Global climate change and natural-area protection: management responses and research directions. **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 828-843, 1997.

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

HATJE, Vanessa et al. Pollutants in the South Atlantic Ocean: sources, knowledge gaps and perspectives for the decade of Ocean Science. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 216, 2020.

HEUMANN, Benjamin W. Satellite remote sensing of mangrove forests: Recent advances and future opportunities. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 1, p. 87-108, 2011.

HERZ, R. **Manguezais do Brasil**. (Laboratório de Sensoriamento Remoto: São Paulo, Brazil.) 1991.

HORSTMAN, Erik et al. Wave attenuation in mangrove forests; field data obtained in Trang, Thailand. In: **Proceedings of 33rd International Conference on Coastal Engineering (ICCE)**, edited by: **McKee-Smith, J. and Lynett, P., Santander, Spain**. 2012. p. 1-6.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília, 2018.2a

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE *et al.* **IUCN Red List categories and criteria**. IUCN, 2008.

IPCC, **Intergovernmental Panel on Climate Change**. Disponível em: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/faq-1-3.html. Acesso em: 29 dez de 2021.

JOLY, Carlos A. et al. Apresentando o diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. **Embrapa Solos**, 2019.

KUENZER, Claudia et al. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. **Remote Sensing**, v. 3, n. 5, p. 878-928, 2011.

LEE, S. Y.; PRIMAVERA, J. H.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; MCKEE, K. BOSIRE, J. O.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; FROMARD, F.; KOEDAM, N.; MARCHAND, C.; MENDELSSOHN, I.; MUKHERJEE, N.; RECORD, S. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, v.23, n.7, p.726–743, 2014.

LIU, W. T. H. Aplicações de sensoriamento remoto. Oficina de Textos, 2ª Edição, 2007. p. 217.

LÖFQVIST, Sara; GHAZOUL, Jaboury. Private funding is essential to leverage forest and landscape restoration at global scales. **Nature ecology & evolution**, v. 3, n. 12, p. 1612-1615, 2019.

LOMBAERDE, Emiel et al. Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. *Science of The Total Environment*, v. 810, p. 151338, 2022.

MACIEL, M. A.. Unidades de Conservação: breve histórico e relevância para a efetividade do direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado. **JusNavigandi, Teresina**, v. 16, 2011.

MACREADIE, Peter I. et al. The future of Blue Carbon science. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 2019.

MAGRIS, RAFAEL ALMEIDA; BARRETO, Raquel. Mapeamento e avaliação da proteção de habitats de mangue no Brasil. **Revista Panamericana de Ciências Aquáticas**, v. 5, n. 4, pág. 546-556, 2010.

MARETTI, Cláudio C. et al. Marine and coastal protected and conserved areas strategy in Brazil: Context, lessons, challenges, finance, participation, new management models, and first results. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, p. 44-70, 2019.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). Ecosystems and well-being: synthesis. Washington- DC: Island Press, p. 137. 2005.

MINGMING et al. Evaluating the effectiveness of conservation on mangroves: A remote sensing-based comparison for two adjacent protected areas in Shenzhen and Hong Kong, China. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p. 627, 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biodiversidade/economia-dos-ecossistemas-e-da-biodiversidade/servi%C3%A7os-ecossist%C3%AAmicos.html#servi%C3%A7os-ecossist%C3%AAmicos>. Acesso em: 15 de agosto de 2020.

MORAES, Elisabete Caria. **Capítulo 1 fundamentos de sensoriamento remoto**. INPE. 2002.

NASH, R. **Wilderness and the American mind**. Yale University, Press. 1982.

NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 2 ed. Edgard Blucher. 1998.

OKIN, G. S. Relative Spectral Mixture Analysis – A new multitemporal index of total vegetation Cover. **Remote Sensing of Environment**, Toulouse, v. 106, n. 4, p. 467-479, feb., 2007.

PELAGE, Latifa et al. Coastal land use in Northeast Brazil: mangrove coverage evolution over three decades. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 1940082918822411, 2019.

PHAM, Tien Dat et al. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. **Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 230, 2019.

PINTO, L. M. et al. Sequestro de carbono atmosférico no bosque do manguezal da APA da Serra do Guararú, Guarujá-SP. *Unisanta BioScience*, v. 6, n. 1, p. 51-57, 2017.

PONZONI, Flávio Jorge; SHIMABUKURO, Yosio Edemir; KUPLICH, Tatiana Mora. Sensoriamento remoto da vegetação. Oficina de Textos, 2015.

RAHMAN, A. GAMON, J.A.; FUENTES, D.A.; ROBERTS, D.A.; PRENTISS, D. Modeling distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from AVIRIS imagery. *Journal of Geophysical Research*, v. 106, n.24, p. 579-591, 2001.

REEF, Ruth; LOVELOCK, Catherine E. Regulation of water balance in mangroves. ***Annals of botany***, v. 115, n. 3, p. 385-395, 2015.

RICHARDS, Daniel R.; THOMPSON, Benjamin S.; WIJEDASA, Lahiru. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. ***Nature communications***, v. 11, n. 1, p. 1-7, 2020.

ROUSE, J.W. et al. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In 3rd ERTS Symposium, NASA. 1973.

ROVAL, Andre S. et al. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 479, p. 118553. 2021.

SANTOS, Isabela Rodrigues; BELTRÃO, Norma Ely Santos; TRINDADE, Ariadne Reinaldo. Carbono "azul" nos manguezais amazônicos: conservação e valoração econômica. ***REVIBEC-Revista Iberoamericana de Economía Ecológica***, v. 31, n. 1, p. 18-28, 2019.

SASMITO, S. D. et al. Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Global change biology*, v. 26, n. 5, p. 3028-3039, 2020.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Org.). *Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar*. São Paulo: **Caribbean Ecological Research**. 1995.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Org.). *Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar*. São Paulo: Caribbean Ecological Research. 2002.

SCHIRPKE, Uta *et al.* Operationalising ecosystem services for effective management of protected areas: Experiences and challenges. ***Ecosystem Services***, v. 28, p. 105-114, 2017.

SILVA, Matheus Lisboa Nobre; DO NASCIMENTO, Marcos Antonio Leite. O sistema de valoração da geodiversidade com enfoque nos serviços ecossistêmicos sensu Murray Gray. ***Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais***, v. 14, n. 1, p. 79-90, 2019.

SILVA JÚNIOR, Marcos Aurélio Freire; TEIXEIRA, Rylanneive Leonardo Pontes. JUVENTUDE E MUDANÇAS CLIMÁTICAS. ***Revista Inter-Legere***, v. 4, n. 32, p. c26192-c26192, 2021.

SIMARD, Marc et al. Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 1, p. 40-45, 2019.

SINISGALLI, P. A. DE A. .; SOUSA JR., W. C. DE . Serviços Ecosistêmicos. **Diálogos Socioambientais na Macrometrópole Paulista**, v. 3, n. 07, p. 5-7, 15 jul. 2020.

SIPPO, James Z. et al. Coastal carbon cycle changes following mangrove loss. *Limnology and Oceanography*, v. 65, n. 11, p. 2642-2656, 2020.

SPALDING, M. D., KAINUMA, M. E COLLINS, L., World atlas of mangroves. London, UK: Earthscan. 2010.

STERN, N. Stern Review. **The Economics of Climate Change**, UK, 2006.

TAVARES, Válter Cardoso; DE ARRUDA, Ítalo Rodrigo Paulino; DA SILVA, Danielle Gomes. Desertificação, mudanças climáticas e secas no semiárido brasileiro: uma revisão bibliográfica. **Geosul** v. 34, n. 70, p. 385-405, 2019.

TEEB. KUMAR, P. (Ed.) Ecological and economical foundations. **New York: Routledge**. p.456. 2010.

THE BLUE CARBON INITIATIVE. Disponível em: <https://www.thebluecarboninitiative.org/>. Acesso em: 15 de agosto de 2020.

TWILLEY, Robert R.; ROVAI, André S.; RIUL, Pablo. Coastal morphology explains global blue carbon distributions. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 16, n. 9, p. 503-508, 2018.

UNEP. The importance of mangroves t'o people: a call to action. Edição: van Bochove, J.; Sullivan, E.; Nakamura, T. Cambridge: UNEP-WCMC. 2014.

WIEGAND, C. L. et al. Vegetation indices in crop assessments. **Remote sensing of Environment**, v. 35, n. 2-3, p. 105-119, 1991.

WINK, Charlotte et al. **Estoque de carbono em plantações de Eucalyptus sp. implantados em campo nativo**. 2009.

WORTHINGTON, Thomas A. et al. A global biophysical typology of mangroves and its relevance for ecosystem structure and deforestation. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020.

WWF-Brasil. **As Mudanças Climáticas- Riscos e Oportunidades**. Brasil, 2015.

YANG, Rongjie et al. Daily CO₂ and CO₂ flux variations in a subtropical mesotrophic shallow lake. **Water Research**, v. 153, p. 29-38, 2019.

YOUNG, C. E. F.; MEDEIROS, R. (Org.) **Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras**. Rio de Janeiro: Conservação Internacional. 2018.

ZENG, Yiwen et al. Global potential and limits of mangrove blue carbon for climate change mitigation. **Current Biology**, v. 31, n. 8, p. 1737-1743. e3, 2021.

PROTECTED AREAS AS A TOOL FOR CARBON UPTAKE ENHANCEMENT IN MANGROVES SYSTEMS

Target: Perspectives in ecology and conservation (Percentil 91)

Article Type: Original research paper

Rosy Valéria da Rocha Lopes^{1*}, Guilherme Ramos Demetrio ¹

Institutional addresses:

1- Laboratório de Ecologia Vegetal, Universidade Federal de Alagoas, Unidade Educacional Penedo, Campus Arapiraca. Av. Beira Rio, s/n, Centro, Penedo, AL, Brazil.

*Corresponding Author: rosy.lobes@arapiraca.ufal.br

Keywords: ecosystem services; carbono storage, mangroves, protected areas.

Highlights:

- Os manguezais exibiram uma área de 1.389.640 ha ao longo do litoral do Brasil;
- Áreas Protegidas mostraram-se efetivas no processo de sequestro de carbono feito pelos manguezais;
- As Reservas Particulares de Patrimônio Natural e Parques Nacionais, foram as UCs que apresentaram valores mais altos no sequestro de carbono.

Abstract

As mudanças climáticas são as alterações do clima e geralmente estão relacionadas com o aumento de eventos climáticos, com a perda da biodiversidade e com impactos sociais, podendo ocasionar desequilíbrios extremos no planeta, como na deterioração aos serviços ecossistêmicos, principalmente nos serviços de regulação, como no armazenamento de carbono. O manguezal desponta como um grande prestador de serviços ecossistêmicos e importante sorvedouro de gás carbônico. A degradação dos mangues acaba gerando diminuição na possibilidade de captura de carbono, levando a maiores emissões de CO₂, contribuindo para as mudanças climáticas. Atualmente, o Brasil possui a segunda maior área de manguezais do mundo. Desta forma, uma perda significativa de florestas de mangue no país pode afetar o clima em escala global. Neste sentido, as Unidades de Conservação (UCs) surgem como estratégias para minimizar esses impactos causados pela degradação das áreas de mangue, além de se mostrarem exemplos positivos para regiões onde os manguezais encontram-se mais susceptíveis a degradações. Com isso, o objetivo desse estudo é avaliar o impacto da implantação de UCs na dinâmica do sequestro de carbono nos mangues brasileiros. Testamos a hipótese de que áreas de mangue no interior de Unidades de Conservação apresentarão maiores valores de sequestro de carbono. Avaliamos as áreas de mangue de toda a costa brasileira, que foram classificadas quanto à sua inserção ou não em unidades de conservação. Utilizamos técnicas de fotointerpretação usando imagens de satélite para aplicação de cálculos de Índices de vegetação, que permitiram verificar a dinâmica do carbono nessas áreas através da plataforma Google Earth engine. De acordo com os nossos resultados, as UCs se mostraram efetivas no processo de sequestro de carbono feito pelos mangues, visto que, a média de valor de sequestro de carbono foi maior nas áreas dentro de UC quando comparadas àquelas fora de UC. Quanto a efetividade no processo de sequestro de carbono dos mangues nos tipos de UC, foi possível identificar que os Parques Nacionais, da categoria proteção integral, e as Reservas Particulares de Patrimônio Natural, de uso sustentável, se mostraram como as mais efetivas nesse processo. Identificamos que fora de Unidades de Conservação, áreas de mangue fixam menos carbono e que as variáveis explicativas, como área do fragmento e região, os valores do Co₂_flux, não registraram diferença significativa entre elas. Destacamos aqui, a necessidade de avaliação efetiva nos métodos que vem sendo aplicados nas UCs para a proteção dos mangues, como projetos e metas nacionais de manejo para conservação dos manguezais, a fim de garantir a efetividade da gestão além da proteção legal dessas áreas.

Palavras chave: Sequestro de carbono, Manguezais, Unidades de Conservação, Efetividade

1- Introduction

As mudanças climáticas são alterações no clima ocorridas no contexto global (IPCC, 2018). Essas alterações estão principalmente relacionadas com o aumento de eventos climáticos extremos, com a perda da biodiversidade e com impactos sociais, gerando grandes ameaças ao crescimento econômico e o equilíbrio político do planeta (WWF, 2015; NOBRE e MARENGO, 2011). As mudanças climáticas também são listadas como uma das grandes causas da deterioração aos serviços ecossistêmicos (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Previsões futuras indicam que os impactos das mudanças climáticas nos ecossistemas poderão culminar na perda da biodiversidade e principalmente em desregulações nos serviços ambientais em escala global (IPCC, 2018; CAMARGO, 2020). No último relatório do IPCC foram destacados grandes impactos observados nos ecossistemas naturais atribuídos às mudanças climáticas, incluindo mudanças na fenologia, alteração geográfica e de altitude da fauna e flora, mudança de regimes hidrológicos e aumento da mortalidade de árvores, além do desmatamento, através de atividades antrópicas, alterando as funções dos ecossistemas e reduzindo os serviços ecossistêmicos (IPCC, 2018).

Com o desmatamento, o potencial de sequestro de carbono, desempenhado pelas florestas, é diminuído, afetando o estoque deste elemento e conseqüentemente excedendo na perda de carbono presente no solo, levando a mais emissões de gás carbônico para a atmosfera. (SOUZA *et al.*, 2012). O gás carbônico (CO₂), é um dos principais Gases do Efeito Estufa (GEE) e as áreas florestais são importantes para a regulação das concentrações de CO₂ na atmosfera, uma vez que possuem papel de sequestrar CO₂ para a formação de biomassa (GOMES *et al.*, 2021). Dessa forma, essas áreas prestam um importante serviço ecossistêmico de mitigação das mudanças climáticas (LINHARES *et al.*, 2021). Florestas tropicais como a floresta amazônica, tem recebido foco como possíveis mitigadoras das mudanças climáticas, por serem grandes fornecedoras de serviços ecossistêmicos, principalmente no sequestro de carbono (WUNDER *et al* 2008). Entretanto, apesar do foco concentrado nesses ecossistemas, o manguezal também desponta como um grande prestador de serviços ecossistêmicos e importante sorvedouro de gás carbônico (SCHAEFFER-NOVELLI; 2002). Além disso, esse ecossistema, possui grande importância para os locais em que ocorre, destacando-

se como um berçário favorável para inúmeras espécies, mostrando-se, ainda, como fonte de recursos naturais de valor comercial (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; CORREIA e SOVIERZOSKI, 2005; ICMbio, 2018). Ademais, o manguezal, funciona como uma zona de amortecimento para desastres naturais, auxiliando também na mitigação das mudanças climáticas globais (LEE et al., 2014; FRIESS, 2016).

O carbono sequestrado e estocado nos mangues é conceituado como *Blue Carbon* (BC) (THE BLUE CARBON INITIATIVE, 2020). '*Blue Carbon*' é um termo utilizado para caracterizar ecossistemas costeiros concentrados em carbono (CAMPBELL et al., 2022). O BC é capaz de tornar a região dos manguezais uma grande contribuidora no processo de mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (PORTELA et al., 2021). O interesse global no armazenamento do *Blue Carbon* vem crescendo, devido à sua importância na diminuição das mudanças climáticas e fornecimento de outros benefícios em seu processo de regulação, como a proteção costeira e o aumento do pescado (MACREADIEE, 2019).

O Brasil já foi visto dispendo da maior área de manguezais do mundo com aproximadamente 2.500.000 ha (HAMILTON e SNEDAKER, 1984). Atualmente, são estimados cerca de 1.225.444 hectares ao longo da costa (ICMbio, 2018; MAGRIS e BARRETO; 2011). Dessa forma, uma perda significativa de florestas de mangue no país pode afetar o clima em escala global (CARVALHO et al., 2021). Além disso, os manguezais brasileiros armazenam até 4,3 vezes mais carbono nos 100 centímetros iniciais de solo, contrastando a outras florestas no país, incluindo a floresta amazônica (ROVAI et al., 2022). Todavia, o manguezal destaca-se como um dos ecossistemas costeiros mais ameaçados no Brasil, sofrendo degradação de suas florestas em uma curta escala de tempo e pressões da expansão urbana, crescimento imobiliário ao longo da costa, poluição, entre outros (ICMBio, 2018).

Nesse contexto, as Unidades de Conservação (UCs) surgem como fortes táticas para minimizar esses impactos causados pela degradação das áreas de mangue (RYLANDS e BRANDON, 2004; GALVANI, 2017). As UCs são a principal ferramenta para proteger espécies, ecossistemas e seus serviços ecossistêmicos em todo o mundo (BERNARD; PENNA; ARAÚJO, 2014; SYMES et al., 2016). Estudos mostram que, áreas protegidas estão sendo eficazes na diminuição do desmatamento em áreas de mangue

(MINGMING *et al.*, 2016; ANGARITA *et al.*, 2018), além de se mostrarem exemplos positivas para regiões onde os manguezais encontram-se mais susceptíveis a degradações (ANGARITA *et al.*, 2018).

A partir desse pressuposto, o objetivo desse estudo é mapear e quantificar áreas com manguezal no Brasil e avaliar o impacto da implantação de UCs na dinâmica do sequestro de carbono nos mangues brasileiros. Dessa forma, testamos a hipótese de que áreas de mangue no interior de Unidades de Conservação apresentarão maiores valores de sequestro de carbono. Também esperamos que as diferentes UCs tenham diferenças em seus níveis de sequestro, dado que, no Brasil, a lei determina diferentes tipos de uso para as diferentes categorias de UC.

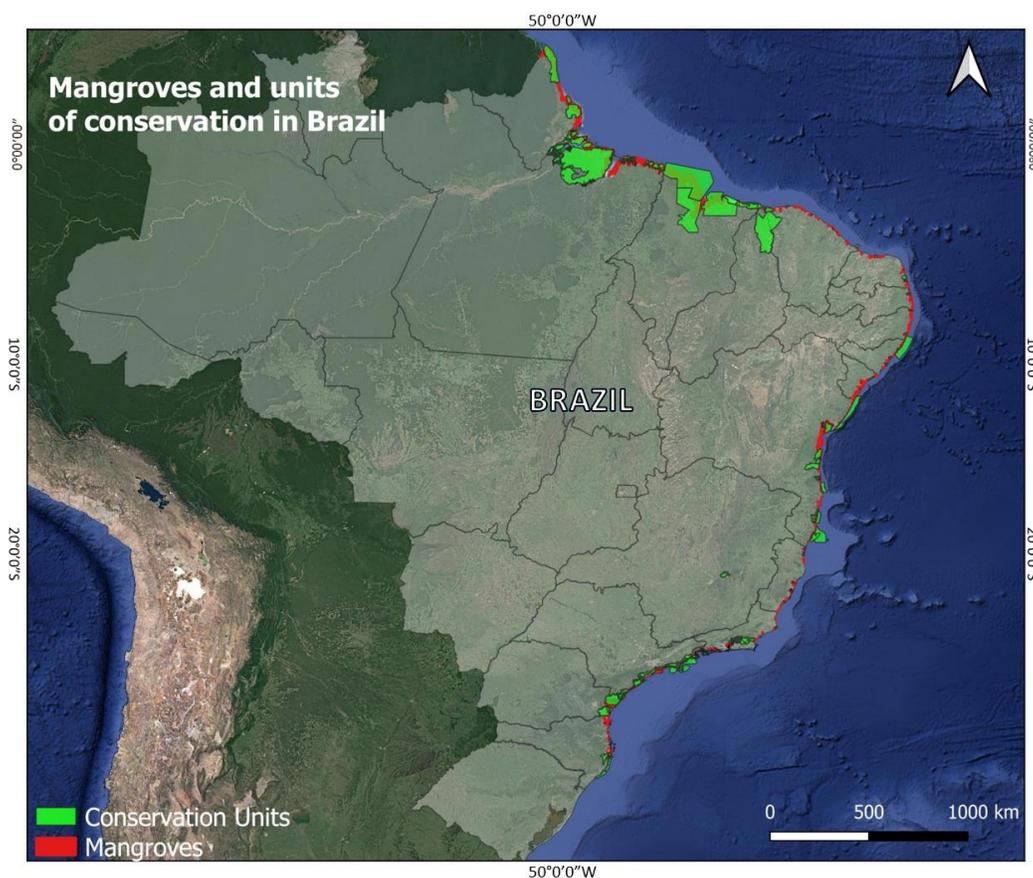
1- Methods and Approach

2.1- Study area

Nós mapeamos toda a área coberta por manguezais na costa brasileira, que se estende desde a foz do rio Oiapoque, no Amapá, até o município de Laguna, no estado de Santa Catarina (figura 1) (ALVES, 2001). Ocupando mais de sete mil quilômetros de costa, os manguezais se encontram confinados a reentrâncias prioritárias, caracterizadas pela presença de pequenos estuários (ICMBio, 2018).

Em nosso mapeamento, delimitamos as áreas que estavam dentro de todas as unidades de conservação (considerando todos os níveis políticos – federal, estadual e municipal – e tipos de uso – proteção integral e uso sustentável) e aquelas áreas que não estavam protegidas por unidades de conservação (figura 1).

Figura 1. Localização da área de estudo.



2.2 Procedimentos Técnicos

Utilizamos técnicas de fotointerpretação no software Google Earth Pro (GEP), para vetorização das áreas de mangue em toda costa brasileira, afim de quantificá-las. Com as áreas de mangue vetorizadas, foi utilizada a plataforma Google Earth Engine (GEE) para uma análise geoespacial, feita a partir de imagens Landsat 8, através do período entre 04/12/2020 à 21/12/2020, correspondente às cenas em reflectância de superfície, (ZURQANI, *et al.*, 2018). As imagens tiveram resolução espectral de 30 metros.

A princípio, o percentual de nuvens foi 35%. Para remoção do percentual de nuvens em excesso, foi aplicada a função máscara de nuvens utilizando scripts que requerem dados de reflectância no topo da atmosfera (CARVALHO *et al*, 2021). A partir disso, foram baseados critérios nas propriedades físicas das nuvens e pixels

considerados como nuvens potenciais foram separados dos pixels de céu claro (GANEM *et al.*, 2020).

Após esse processo, foram aplicadas as fórmulas dos índices de vegetação PRI (*Photosynthetic Vegetation Index*) (CRIST e CICONE, 1984), NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (ROUSE, 1973), através de *scripts* executados na própria plataforma do GEE. O sequestro de carbono pela vegetação foi resultante da composição desses dois índices (NDVI e PRI), que gerou um novo índice: o CO₂_flux (RAHMAN, 2000) (tabela 1). Com isso, o sequestro de carbono fica visivelmente compreendido, pois quanto maior for a atividade fotossintética geradas pela combinação do NDVI e PRI, maiores serão as feições de absorção nas faixas do azul e do vermelho e mais expressivos serão os valores do sequestro de CO₂ (GREEN, 2011), além disso, quanto maior o valor do CO₂flux, maior o indicativo de absorção do CO₂ (SANTOS, 2017).

Tabela 1. Índices para verificação de Carbono na vegetação.

Índices para verificação de C	
Índices	Fórmula
PRI	$(R_{\text{green}} - R_{\text{blue}}) / (R_{\text{green}} + R_{\text{blue}})$
NDVI	$(Nir - R_{\text{red}}) / (Nir + R_{\text{red}})$
CO ₂ _flux	$(NDVI * PRI)$

Posteriormente, utilizamos o software Qgis, versão 3.16, para recorte das imagens, verificando apenas as áreas de vegetação de mangue, descartando pixels que não abrangiam essa vegetação. Os pixels correspondentes as áreas de mangue, foram identificados através dos polígonos que foram vetorizados no GEP. Esses polígonos foram sobrepostos nas imagens de satélites para essa identificação. Os pixels que não correspondiam aos polígonos, foram excluídos das análises. Utilizamos o Qgis também para geração de mapas.

Para verificar dados de biomassa em campo fim de testar a comparação da biomassa/carbono com os dados obtidos através dos índices de vegetação por

sensoriamento remoto, foram utilizadas áreas testes (dentro e fora de UC) no estado de Alagoas. As áreas estudadas foram de bosques de mangue da Reserva Extrativista Marinha da Lagoa de Jequiá, no município de Jequiá da Praia (ICMbio, 2020) e os bosques de mangue da Lagoa do Roteiro, no município de Roteiro, ambas as áreas localizadas no litoral sul alagoano (figura 2).

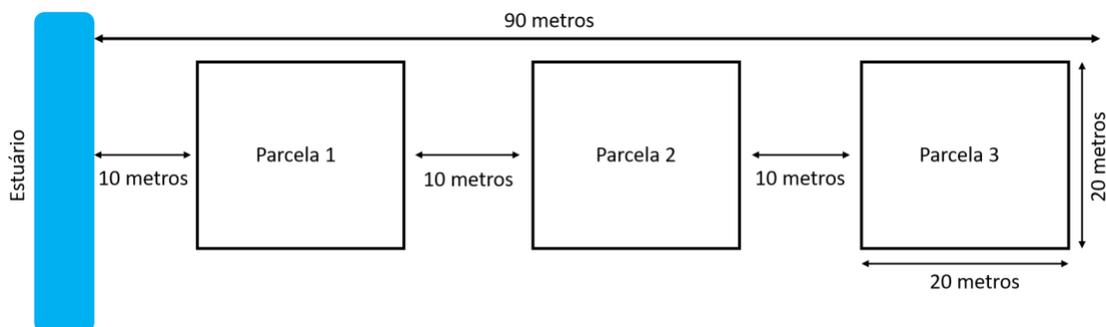
Figura 2. Localização das áreas testes.



Fonte: *Google earth pro* (2021).

A biomassa da vegetação dos mangues em campo, foi estimada através da média do diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores de mangue através de três parcelas delimitadas em 20X20m, com distância de 10m entre si, para garantir a representatividade da área. (SCHAEFFER-NOVELLI & CINTRÓN, 1986; ROVAI *et al*, 2021) (Figura 3; 4).

Figura 3. Esquema representando a disposição das parcelas em cada transecto dos bosques de mangue



Fonte: Elaboração própria.

Para o cálculo da biomassa foi utilizado a equação abaixo (Arevalo; Alegre e Vilcahuaman, 2002):

$$B = 0,1184 \times DAP^{2,53}$$

Onde:

B = Biomassa (Kg/ Árvore)

0,1184 = Coeficiente

DAP = Diâmetro à altura do peito (cm)

2,53 = Coeficiente

Figura 4. Metodologia da biomassa em campo.



Para realizar a comparação, foram verificadas as médias da biomassa nas áreas pretendidas (dentro e fora de UC), juntamente com o índice Co2_Flux. O índice foi considerado adequado quando seguiu a lógica de que quanto maior a biomassa florestal encontrada na área, maior sequestro de carbono e quanto menor a biomassa florestal na área, menor sequestro de CO₂ (PACHECO, 1990).

2.3 Statistical analysis

Utilizamos o software R para analisar os dados do sequestro de carbono dos mangues de forma espacial, por estado, fora e dentro de unidades de conservação, analisando também suas categorias (proteção integral e uso sustentável). Para isto, construímos modelos lineares generalizados mistos (GLMM), em que o valor de

sequestro de carbono por pixel foi inserido como variável resposta. O fragmento ao qual o pixel pertencia foi inserido como variável aleatória no modelo. Fizemos este procedimento porque, dada a distribuição latitudinal dos mangues no Brasil, era possível esperar um forte efeito espacial nos valores do sequestro de carbono. Além disso, a simples comparação do sequestro total do fragmento poderia enviesar as análises, dado que fragmentos de tamanhos diferentes podem apresentar valores diferentes no sequestro simplesmente por possuírem tamanho ou formas diferentes, o que mascararia o efeito das unidades de conservação.

Dois modelos principais foram construídos, no primeiro, testamos a diferença entre o sequestro de carbono das áreas de mangue localizadas dentro das UC e aquelas fora de UC. Neste modelo, utilizamos a situação do pixel (dentro ou fora de UC) como variável preditora. Posteriormente, construímos o segundo modelo, para testar o efeito dos tipos de unidade de conservação, da localização e do tamanho do fragmento no sequestro de carbono. Nesse modelo, utilizamos o tipo de unidade de conservação, o estado em que se encontrava o pixel e a área do fragmento em que se encontrava o pixel como variáveis preditoras. Após a construção deste modelo, utilizamos a função *'dredge'*, do pacote MuMIn (BARTON, 2020) para realizar uma seleção de modelos explicativos, que mostrassem a importância das variáveis preditoras para a intensidade do sequestro de carbono representado pelo índice CO₂_flux. Posteriormente, também realizamos um processo de model averaging, com a função *'mod.avg'*, também do pacote MuMIn, utilizando um corte de delta = 2.

Todos os modelos incluídos no grupo de modelos gerados por esse procedimento foram compreendidos como tendo igual potencial de explicação da variação dos índices de CO₂_flux nos mangues brasileiros. Seguindo os mesmos passos, também construímos um modelo para testar a influência da localização dos pixels e da área dos fragmentos que os continha no sequestro de carbono dos mangues brasileiros fora de áreas de UC.

2- Results

Conforme o mapeamento, as florestas de mangue exibiram uma área de 1.389.640 ha ao longo do litoral do Brasil (tabela 2), representando a segunda área de

manguezal do mundo. Dessa extensão, 1.111.712 ha (80%) dos fragmentos de mangue, estão distribuídos em três estados da região norte-nordeste brasileira: Maranhão (36%), Pará (28%) e Amapá (16%) (tabela 2). As unidades de conservação cobrem cerca de 1.211.384 ha (87%) dos manguezais, sendo que desta área 199.787 ha estão em UC de proteção integral (17%) e 1.011.496 ha em UC de uso sustentável (83%).

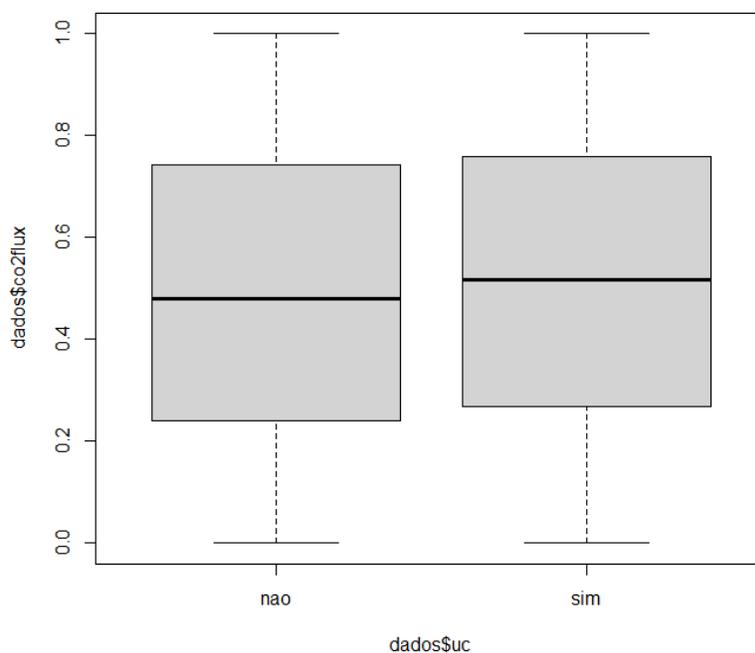
Tabela 2. Percentual de mangues por estado.

Região	Estado	Área_ha	% de mangues por estado
Norte	Amapá	226.894,81	16,22
	Pará	390.589,41	27,92
Nordeste	Alagoas	5.535,27	0,4
	Bahia	89.932,02	6,43
	Ceará	19.518,21	1,4
	Maranhão	505.490,12	36,13
	Paraíba	12.565,22	0,9
	Pernambuco	17.172,98	1,23
	Piauí	5.549,86	0,4
	Rio Grande do Norte	13.535,33	0,97
Sudeste	Sergipe	26.543,63	1,9
	Espírito Santo	7.971,65	0,57
	Rio de Janeiro	13.779,90	0,99
	São Paulo	22.287,26	1,59
Sul	Paraná	31.199,14	2,23
	Santa Catarina	10.401,32	0,74

De acordo com o índice CO₂_Flux, os valores do sequestro de carbono nos mangues variaram de forma bruta entre os estados da costa brasileira e entre os fragmentos de mangue de dentro de Unidades de Conservação (UCs) e fora delas.

Quando analisamos os pixels dos mangues de dentro de UCs e comparamos com os de fora UCs, verificamos que as UCs se mostraram efetivas no processo de sequestro de carbono feito pelos mangues, visto que, a média de valor de sequestro de carbono foi maior nas áreas dentro de UC quando comparadas àquelas fora de UC (gráfico 1).

Gráfico 1. CO₂_flux dentro e fora de Unidades de Conservação

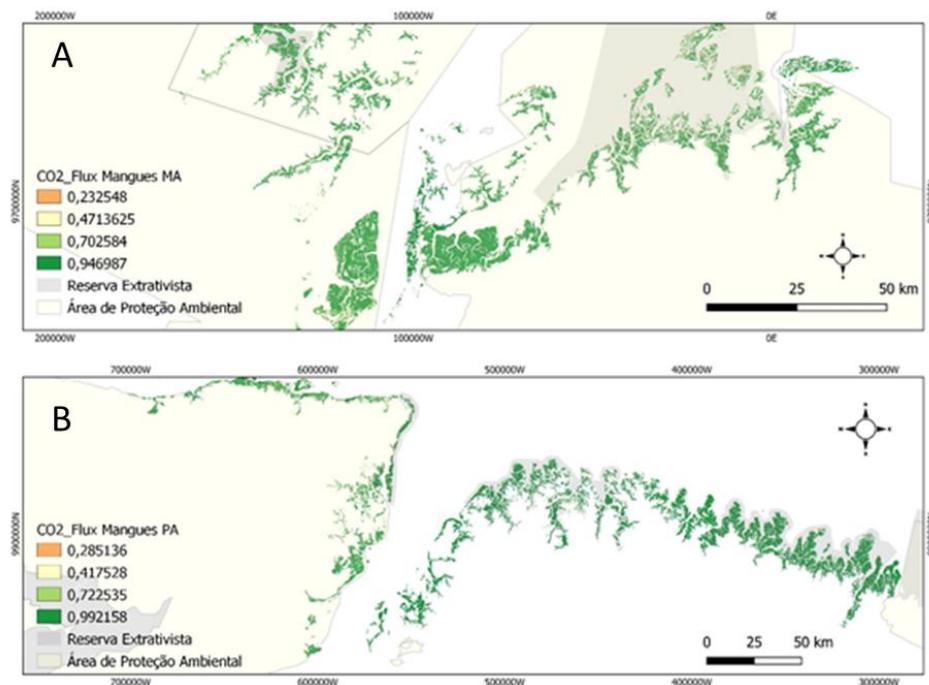


Em uma escala ampla, os mangues das regiões norte e nordeste exibiram valores mais altos no fluxo de carbono quando comparados com os outros estados, tanto dentro quanto fora das UCs (figura 4) e quando comparado com as outras regiões (tabela 3).

Tabela 3. Análise bruta do sequestro de carbono nos mangues brasileiros.

Sequestro de Carbono nos Mangues				
Região	Fora de UC		Dentro de UC	
	Média CO ₂ _flux	Desv. Padrão	Média CO ₂ _flux	Desv. Padrão
Norte	0,577599	0,049853857	0,6349935	0,005166829
Nordeste	0,513635778	0,047066258	0,541114611	0,051648233
Sudeste	0,490884833	0,0489931	0,544460167	0,031776079
Sul	0,50092175	0,00720375	0,5656455	0,051124527

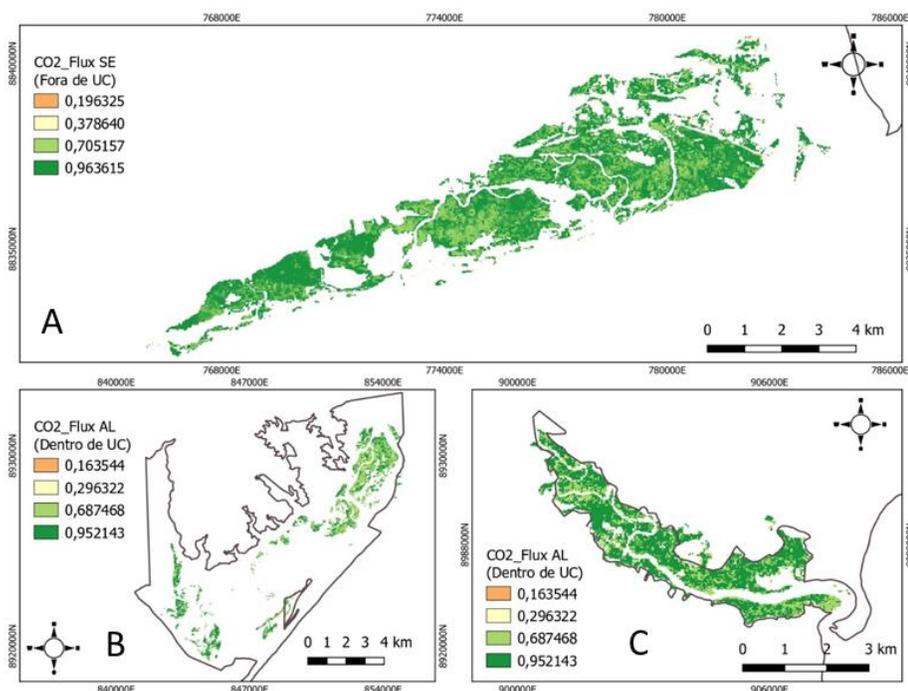
Figura 5. Sequestro de carbono nos mangues do a) Pará e b) Maranhão, ambos dentro de UC.



Em alguns Estados da região sul e sudeste, como São Paulo e Paraná, os fragmentos de mangue se destacaram por assimilarem menos carbono, apresentando as menores médias do índice de CO₂_flux quando comparados com as outras regiões,

tanto dentro, quanto fora de Unidades de Conservação. Conforme os dados brutos, o Estado de Sergipe destacou-se por apresentar fragmentos de mangue maiores que os fragmentos de outros estados, como Alagoas, e que não estão dentro de Unidades de Conservação. Os resultados denotam que esses fragmentos conseguem sequestrar mais carbono do que outros fragmentos de mangue presentes em outras áreas do país que estão dentro das UCs (figura 5).

Figura 6. Sequestro de carbono nos mangues de a) Sergipe, fora de UC e nos mangues de Alagoas dentro de UC, b) APA de Santa Rita e c) APA Costa dos Corais.



Quando analisamos os modelos selecionados para verificar qual variável explicativa (área do fragmento, tipo de UC e região) fez efeito para diferenciar significativamente valores de CO₂ flux nos mangues, apenas as variáveis “área do fragmento” e “tipo de UC” estiveram nos modelos que mostraram o maior poder de explicação da variação do sequestro de carbono nos mangues.

Observa-se que na tabela 4, os valores das áreas encontram-se negativos em relação ao índice CO₂_Flux, revelando que pixels localizados dentro de fragmentos de manguezal maiores apresentaram menores índices de sequestro de carbono quando comparados a pixels inseridos em fragmentos menores.

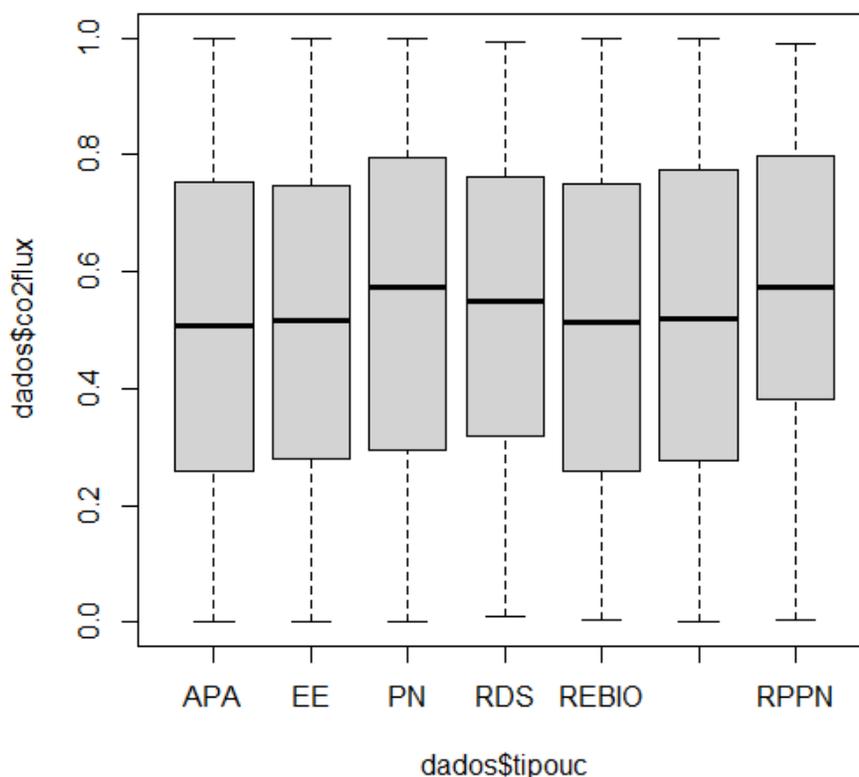
Analisando os mangues dentro de unidades de conservação de forma bruta, percebe-se que as Áreas de Proteção Ambiental (APAs), somaram os maiores valores de estoque de carbono (tabela 4). Em contraponto, quando comparados àqueles de outras as UCs, a média do CO₂_flux de pixels inseridos em fragmentos de mangue das APAs não se mostraram maiores que aquelas de diversas outras categorias de UC como os mangues das Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) e das Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS's), como mostra a tabela 5.

Tabela 4. Valores do sequestro de carbono dos mangues da costa brasileira, dentro de Unidades de Conservação.

Tipo de UC	Categoria	Sequestro de carbono		
		Méd soma CO ₂	Soma Área UC's (ha)	Méd soma CO ₂ /soma área UC's
Área de Proteção Ambiental	Uso Sustentável	35,78993	9.568.000	3,74E-06
Reserva Extrativista	Uso Sustentável	15,27429	725600	2,11E-05
Reserva Particular do Patrimônio Natural	Uso Sustentável	1,67739	1583	0,001059627
Reserva de Desenvolvimento Sustentável	Uso Sustentável	2,607565	3323	7,85E-04
Parque Nacional	Proteção Integral	13,22376	2.743.800	4,82E-06
Estação Ecológica	Proteção Integral	2,107647	68313	3,07E-05
Reserva Biológica	Proteção Integral	1,5107	414020	3,67E-06

Conforme o modelo criado para comparar os tipos de UC quanto a efetividade no processo de sequestro de carbono dos mangues, foi possível identificar que os Parques Nacionais, da categoria proteção integral, e as Reservas Particulares de Patrimônio Natural, de uso sustentável, se mostraram como as mais efetivas nesse processo, demonstrando diferenças significativas quando comparadas com as Áreas de Proteção Ambiental (gráfico 2).

Gráfico 2. Co₂_flux nos tipos de Unidades de Conservação.



Para áreas fora de Unidades de Conservação, foi constatado que essas áreas fixam menos carbono e que as variáveis explicativas, como área do fragmento e região, os valores do Co₂_flux, não obtiveram diferença significativa entre elas.

Tabela 5. Seleção de modelos considerando o índice de CO₂_flux como função do tipo de unidade de conservação, região e área.

Model selection table								
Int	Área_frag	Região	Tipo UC	df	logLik	AICc	delta	weight
0.5256	-5.839e-05			4	1514.230	3036.5	0.00	0.537

0.5150	-3.597e-05		+	10	1508.735	3037.5	1.03	0.321
0.5293	-6.747e-05	+		7	1513.280	3040.6	4.11	0.069
0.5187	-3.991e-05	+	+	13	1507.429	3040.9	4.43	0.059
0.5087			+	9	1513.416	3044.9	8.39	0.008
0.5192				3	1520.005	3046.0	9.65	0.005
0.5112		+	+	12	1512.557	3049.1	12.68	0.001
0.5203		+		6	1519.495	3051.0	14.53	0.000

Em relação as áreas testes (figura 6), na Reserva Extrativista (RESEX) da Lagoa do Jequiá, encontramos exemplares de *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa*, destacando-se a predominância de indivíduos de *R. mangle* (51 indivíduos adultos), que exibiram uma altura média de 11,95 metros e DAP (Diâmetro a Altura do Peito) de 34,325 cm. A *L. racemosa* apresentou riqueza equivalente a 18 indivíduos adultos, exibindo, em média, 8 metros de altura e DAP de 18,6 cm. Na Lagoa do Roteiro, Destaca-se a ascendência de indivíduos de *R. mangle* (40 indivíduos), apresentando uma altura média de 11,26 metros e DAP de 24,2 cm. 12 indivíduos foram de *L. racemosa*, com média de 9,125 metros de altura e DAP de 23.5 cm. Analisando a comparação da biomassa com o sequestro de carbono nessas áreas, obtidos por sensoriamento remoto, foi possível observar que os mangues presentes na RESEX da Lagoa do Jequiá (dentro de UC) apresentaram valores mais altos do que os mangues da Lagoa do Roteiro (fora de UC) (tabela 6; figura 7).

Tabela 6. Biomassa e fluxo de carbono nas áreas testes.

Local dos mangues	Média Biomassa (kg/20m ²)	Média CO ₂ _Flux/20m ²
Resex da Lagoa do Jequiá	10,79	0,641998
Lagoa do Roteiro	9,15	0,589314

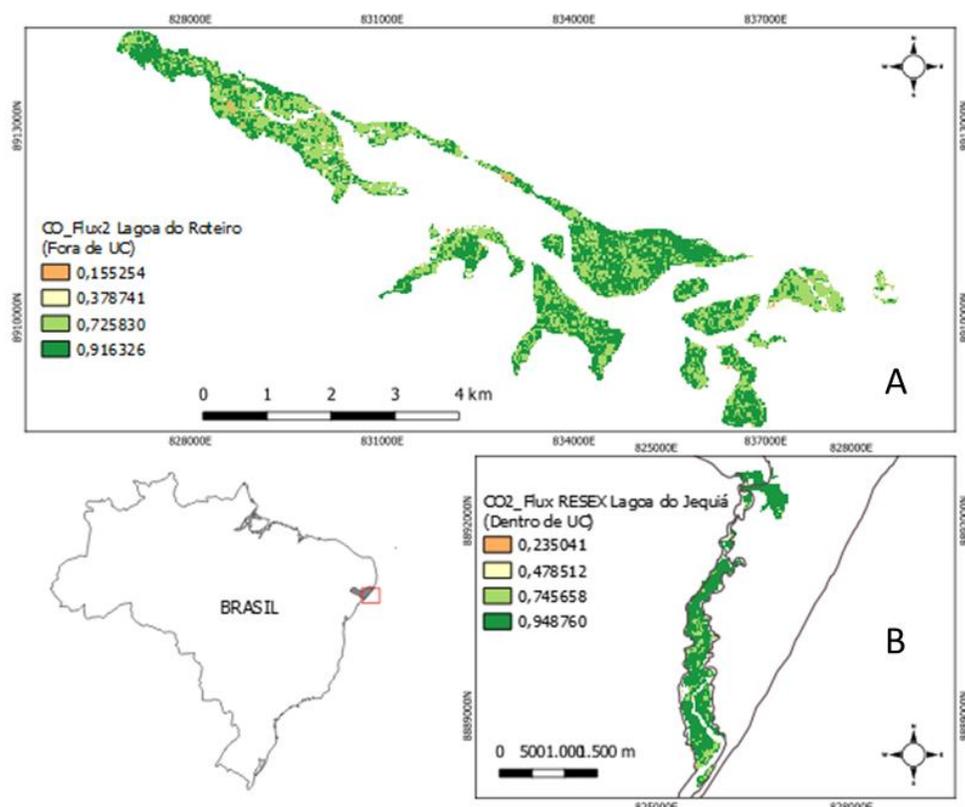


Figura 7. Sequestro de carbono nos mangues das áreas testes- a) Lagoa do Roteiro e b) RESEX Marinha Lagoa do Jequiá, Alagoas.

3- Discussion

Nossos resultados reforçam que o Brasil possui a segunda maior área de manguezais do mundo, detendo de 8,5 % da proporção total global (PELAGE et al., 2019), ficando atrás somente da Indonésia (DJAMALUDDIN et al., 2022). Essas áreas oferecem importantes serviços ecossistêmicos como, regulação do clima, além de, funcionarem como barreiras naturais contra a erosão (ADAME et al., 2021).

Quanto aos valores do índice CO₂ flux, o sequestro de carbono dos pixels de mangues inseridos em áreas de Unidades de Conservação (UCs), foram maiores quando comparados àqueles localizados fora das UCs, mostrando que as áreas protegidas estão sendo efetivas para a conservação do sequestro de carbono nos manguezais. No Brasil, cento e vinte unidades de conservação têm manguezais em seu interior, ocupando uma área de quase 13 mil km², representando 87% do ecossistema

em todo o Brasil. Com isso, ressaltamos a importância da implantação de manutenção de UC's em áreas de manguezal do Brasil, já que esta ferramenta aumenta a eficiência do fluxo de carbono, além de possuir papel fundamental na manutenção do bom estado de conservação dos manguezais, favorecendo a mitigação das mudanças climáticas (GALVANI *et al.*, 2017).

Os estados das regiões norte e nordeste mostraram valores maiores de sequestro de carbono, já que nesses estados encontram-se as maiores áreas de UCs, possibilitando maiores estoques de carbono. De acordo com Souza Filho (2010), os mangues do Pará e noroeste do Maranhão fazem parte da Costa de Manguezais de Macromaré da Amazônia (CMMA), que abrange a maior faixa de manguezais contínuos do planeta. A CMMA é apontada como alta prioridade para a conservação das zonas costeiras e marinhas brasileiras no contexto de sua biodiversidade (SOUZA FILHO, 2010). Além disso, as zonas úmidas das marés da Amazônia são maiores do que as de outras regiões, favorecendo maiores áreas de mangue e conseqüentemente também, maior armazenamento de carbono. Além da menor decomposição em solos de zonas presentes nessas áreas (KAUFFMAN *et al.*, 2018). Isso se deve, principalmente à alta expansão de áreas urbanas a curto prazo existentes nessas áreas (NASCIMENTO *et al.*, 2020).

Em relação aos mangues de Sergipe, possivelmente, por estarem localizados no estuário da foz do Rio São Francisco, onde apresentam variações fisionômicas que são características do local, como a topografia plana, solo inconsolidado e alto movimento oscilatório das marés, acabam favorecendo o estabelecimento de grandes áreas de manguezal, e possivelmente sequestrando mais carbono, mesmo estando fora de UC (SANTOS *et al.*, 2012).

Sobre as áreas maiores que influenciaram negativamente no fluxo de carbono, é possível que essas áreas maiores representem florestas adultas, que naturalmente necessitam de menor fluxo para as plantas, no qual há uma menor taxa de crescimento dos indivíduos dessas áreas, necessitando de menos carbono, quando comparadas com florestas juvenis (MARTINS *et al.* 2019).

Quanto às UCs, as Reservas Particulares do Patrimônio Natural, de uso sustentável, e os Parques Nacionais, de proteção integral, destacaram-se por obterem

os maiores valores no fluxo de carbono. De acordo com Souza *et al.*, (2011), as RPPNs constituem novas formas para reduzir as mudanças climáticas provocadas pela alta emissão de CO₂ na atmosfera. Ayala (2010) ressalta que, a recuperação e conservação de ambientes florestais nativos devem ser documentadas nos planos de manejo das RPPNs. Essas UCs representam também novas oportunidade para as empresas promoverem negócios sob créditos de carbono através de projetos de sequestro de carbono da atmosfera, proposto pelo Protocolo de Quioto, tendendo a buscar a mitigação das altas emissões de dióxido de carbono (AYLA, 2010). Entre 2017 e 2018, o mercado voluntário global de carbono registrou recentemente um aumento de 170% no volume negociado de créditos de carbono advindos da natureza. Apesar disso, é necessário um agrupamento de outras ferramentas de financiamento de conservação para proteger 80% dos manguezais de ameaças futuras (ZENG *et al.*, 2021).

Os mangues dos Parques Nacionais, são favorecidos por estarem em UCs de proteção integral e não terem atividades antrópicas em seu entorno, que são a principal causa da diminuição de áreas de manguezais (SILVA e MAIA, 2008). Com isso, mangues dentro de UCs de proteção integral, como os parques nacionais favorecem ainda mais os serviços ecossistêmicos presentes (WWF, 2007). Comparando as tipologias de UCs que possuem áreas de mangue no Brasil, as Áreas de Proteção Ambiental e Reservas Extrativistas demonstraram menor efetividade na assimilação de carbono. Este resultado gera preocupação, pois essas são as principais categorias propostas para a conservação e proteção dos manguezais, sendo que ambas buscam articular a conservação da biodiversidade juntamente com os usos de subsistência feitos pelas comunidades residentes nessas áreas (PINTO *et al.*, 2017; ICMBio, 2018). Além disso, ressaltamos que as APAs e RESEX passam por diversos conflitos de interesse, dentre eles, a falta de informação para a comunidade inserida nessas UCs, sobre limitações de usos nas áreas de proteção (VIVACQUA, 2018; PEREIRA *et al.*, 2019; MACEDO *et al.*, 2021). Outro ponto, são as dificuldades de recursos humanos e financeiros existentes, no qual impossibilitam na execução de propostas e ações para a conservação dos ecossistemas, a exemplo do manguezal (DE ALMEIDA *et al.*, 2016). Assim, esses conflitos, podem influenciar negativamente no processo de assimilação de

carbono feito pelas florestas de mangue presentes nessas UCs (ZARATE-BARRERA e MALDONADO, 2015).

Em relação às áreas testes, os mangues da Reserva Extrativista Lagoa do Jequiá mostraram-se mais efetivos na assimilação de carbono, quando comparados com os mangues da Lagoa de Roteiro, que não estão inseridos em Unidade de Conservação (figura 6). Esses resultados podem demonstrar a eficiência da RESEX, visto que, conforme Matias e Silva (2017), os mangues presentes na RESEX, possuem área menor que os mangues da Lagoa do Roteiro. Isso mostra a eficácia da conservação das áreas protegidas (MINGMING et al., 2016). Outro ponto em destaque, é a predominância da espécie *Rizophora mangle* em ambas as áreas. Segundo Corrêa (2003), esta espécie apresenta maiores taxas de compostos fenólicos em sua estrutura, quando comparados às outras espécies, como a *Laguncularia racemosa*. Isso corrobora com que haja maiores quantidades de carbono sequestrado e estocado na espécie *Rizophora mangle* (KNUPP et al., 2021).

Nossos resultados permitem uma avaliação comparativa do sequestro de carbono e extensão do manguezal juntamente com a influência da presença de UCs nas funções do ecossistema. Esse tipo de informação é chave para a proposição de medidas políticas e econômicas como mecanismo de mitigação das mudanças climáticas. As UCs, principalmente as de proteção integral, executam um papel na redução da perda de habitat e mitigação mudanças climáticas por pelo menos 30 anos e possuem papel central na conservação da vegetação natural no futuro (Souza et al., 2021). As UCs de uso sustentável necessitam de maior atenção, pois muitas não são bem administradas ou fiscalizadas por sua gestão, não possuindo nem mesmo planos de manejo (CHIARAVALLOTi et al., 2015). Kroner, et al (2019), destaca que a devida proteção das UCs, tanto de uso sustentável, quanto de proteção integral está longe de ser sustentada. Pois, muitas vezes as políticas públicas sob as áreas protegidas mostram índices relativamente baixos para um sistema que abrange tantas áreas (MARETTI et al., 2019).

Destacamos também que mesmo que no Brasil, haja melhorias significativas com a expansão de seu sistema nacional de áreas protegidas, os níveis de financiamento e envolvimento das partes de gestão em áreas que possuem manguezais, são relativamente baixos para um sistema tão amplo (MARETTI et al., 2019). Além disso, os

manguezais brasileiros não foram compreendidos como áreas de proteção prioritárias para conservação nas metas descritas pelo Brasil no último Acordo de Paris (ROVAI *et al.*, 2022). Contudo, mesmo que UCs passem por dificuldades nas suas diretrizes para manejo e fiscalização, grande parte dos mangues que estão inseridos nessas áreas, são considerados como os mais favoráveis para conservação, uma vez que a área protegida assegura que estes continuem oferecendo serviços ecossistemas para o planeta, como principalmente no armazenamento de carbono (PINHEIRO, 2019).

Com isso, destacamos aqui a importância dos manguezais brasileiros para a mitigação das mudanças climáticas. Ressaltamos também a necessidade de avaliação efetiva das ferramentas que vem sendo empregadas nas UCs para a proteção dos mangues, através de projetos, recursos e metas nacionais nessas áreas prioritárias para conservação.

4- References

ADAME, M. F. *et al.* Future carbon emissions from global mangrove loss. **Global Change Biology**, v. 27, n. 12, pág. 2856-2866, 2021.

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**. 2002.

ANGARITA, Juliana *et al.* Land use patterns and influence of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. **Biological Conservation**, v. 227, p. 82-91, 2018.

AREVALO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. M. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo: **Embrapa Florestas**, 2002. 41 p. 73.

AYALA, L. Empresas aliadas da natureza: as reservas particulares como estratégia ambiental corporativa. Iniciativa: Programa de Incentivo às Reservas Particulares do Patrimônio Natural da Mata Atlântica – **Conservação Internacional, SOS Mata Atlântica e The Nature Conservancy** - (Série RPPN Mata Atlântica) Brasília, 2010.

BARTON, K. **MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17.** 2020. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4, p. 939–950, 2014

CAMARGO, Serguei Aily Franco; GOMIDE, Plínio Henrique Oliveira; DE CAMARGO, Thaísa Rodrigues Lustosa. MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PROJETOS DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS EM TERRAS INDÍGENAS NO AMAZONAS. **Veredas do Direito: Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, v. 17, n. 37, p. 323-345, 2020.

CAMPBELL, A.D *et al.* A review of carbon monitoring in wet carbon systems using remote sensing. **Environmental Research Letters**, 2022.

CARVALHO, Wesley; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Corrêa; DOS SANTOS, Thayene Lima. Uso e cobertura do solo utilizando a Plataforma Google Earth Engine (GEE): Estudo de caso em uma Unidade de Conservação. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 15280-15300, 2021.

CHIARAVALLOTI, et al., Federal protected areas management strategies in Brazil: Sustainable financing, staffing, and local development. **Natureza Conserv.** 13, 30–34, 2015.

CORRÊA, F. M. Retranslocação e teores totais de macronutrientes em folhas das espécies de mangue em Guaratiba, Rio de Janeiro. **2003. Tese de Doutorado. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.**

CRIST, ERIC P .; CICONE, RICHARD C. Uma transformação baseada em dados físicos do Thematic Mapper --- The TM Tasseled Cap. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote sensing** , n. 3, pág. 256-263, 1984.

DE ALMEIDA, Luiza Teixeira et al. Evaluating ten years of management effectiveness in a mangrove protected area. **Ocean & Coastal Management**, v. 125, p. 29-37, 2016.

DJAMALUDDIN, RIGNOLDA; DJABAR, BRAMA. Mangrove species of Mantehage Island, Bunaken National Park, North Sulawesi, Indonesia. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, v. 23, n. 6, 2022.

GALVANI, Emerson; DE LIMA, Nádia Gilma Beserra; CUNHA-LIGNON, Marília. Análise microclimática de manguezais em Unidades de Conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 1457-1468, 2017.

GOMES, L.C.; BIANCHI, F. J. J. A.; CARDOSO, I. M.; FERNANDES, R. B. A.; FERNANDES FILHO, E. I.; & SCHULTE, R.P.O. Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 294, 106858. 2021.

HAMILTON, L.S.; SNADAKER, S.C. (Eds). **Handbook for mangrove área menagement**. United nations Environment Program. East-west Center, Environment and Policy Institute, 1984.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília, 2018.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Disponível em: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/faq-1-3.html. Acesso em: 29 dez de 2021.

KAUFFMAN, J.B.; BERNARDINO, A.F.; FERREIRA, T.O.; GIOVANNONI, L.R.; DE O. GOMES, L.E.; ROMERO, D.J.; JIMENEZ, L.C.Z.; RUIZ, F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biol. Lett.** v.14, p.1-4, 2018.

KNUPP, Karina Tiussi Batisti; MACIEIRA, Bernardo Pretti Becacici; CUZZUOL, Geraldo Rogério Faustini. Dinâmica dos reservatórios de carbono estrutural e não estrutural em arbóreas de ecossistemas costeiros (manguezal e restinga) frente às oscilações temporais do clima. **Hoehnea**, v. 48, 2021.

KRONER, S. et al., The uncertain future of protected lands and waters. **Science** **364**, 881–886 (2019).

LINHARES, J. M. DA, BASTOS, W. R., MANZATTO , ÂNGELO G., ALMEIDA, R., LINHARES DA SILVA, D. P., & SILVA DE SOUZA, R. M. DA. Estoque de carbono orgânico no solo sob floresta primária (fp) e sistemas agroflorestais (saf) em assentamento rural no sul do amazonas. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technological**. 2021.

LOMBAERDE, Emiel et al. Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. **Science of The Total Environment**, v. 810, p. 151338, 2022.

MACEDO, Heitor Schulz; MEDEIROS, Rodrigo Pereira. Rethinking governance in a Brazilian multiple-use marine protected area. **Marine Policy**, v. 127, p. 103235, 2021.

MACREADIE, Peter I. et al. The future of Blue Carbon science. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 2019.

MAGRIS, RAFAEL ALMEIDA; BARRETO, Raquel. Mapping and assessment of the protection of mangrove habitats in Brazil. **Panamerican Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 4, pág. 546-556, 2010.

MARETTI, Cláudio C. et al. Marine and coastal protected and conserved areas strategy in Brazil: Context, lessons, challenges, finance, participation, new management models, and first results. Aquatic Conservation: **Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 29, p. 44-70, 2019.

MARTINS, João Felipe Cardozo et al. CARBONO NOS COMPONENTES DA BIOMASSA DE *Acacia mearnsii* De Wild. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 5, n. 1, p. 32-38, 2019.

MATIAS, L. SILVA, M. D. da. Monitoramento e análise da vegetação de manguezal no litoral sul de Alagoas. **Journal of Environmental Analysis and Progress** V. 02 N. 03. p. 312-319. 2017.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and well-being: synthesis**. Washington- DC: Island Press, p. 137. 2005.

MINGMING et al. Evaluating the effectiveness of conservation on mangroves: A remote sensing-based comparison for two adjacent protected areas in Shenzhen and Hong Kong, China. **Remote Sensing**, v. 8, n. 8, p. 627, 2016.

NASCIMENTO, Paloma; BRANDÃO, Paulo Roberto Baqueiro; FERREIRA, Rubio José. A produção do espaço urbano de Barreiras (BA): reflexões sobre as implicações ambientais em áreas de expansão urbana. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 10, p. 83297-83310, 2020.

NOBRE, Carlos A. MARENGO, José A. **Mudanças climáticas em rede: um olhar interdisciplinar**. São José dos Campos, SP: INCT, 2017.

PACHECO, M. R. P dos S.; HELENE, M. E. M. Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO₂. **Estudos Avançados**, v. 4, p. 204 – 220, 1990.

PELAGE, Latifa et al. Coastal land use in Northeast Brazil: mangrove coverage evolution over three decades. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 1940082918822411, 2019.

PENDLETON, Linwood et al. Estimativa das emissões globais de “carbono azul” da conversão e degradação de ecossistemas costeiros com vegetação. **PloS one**, v. 7, n. 9, pág. e43542, 2012.

PEREIRA, GEUSA DA PURIFICAÇÃO, ANDRÉ NEVES FENELON, AND MARCELO LELES ROMARCO DE OLIVEIRA. "Perspectivas e desafios na criação de uma reserva extrativista marinha." **Revista Em Agronegócio E Meio Ambiente** 12.4 (2019): 1291-316. Web.

PINHEIRO, Elysângela Sousa et al. **Direito à participação na governança de manguezais em áreas protegidas: o caso da Amazônia brasileira e sul indiano**. Grupo Acadêmico Produção do Território e Meio Ambiente na Amazônia-GAPTA/UFGA, 2019.

PINTO, L. M. et al. Sequestro de carbono atmosférico no bosque do manguezal da APA da Serra do Guararú, Guarujá-SP. *Unisanta BioScience*, v. 6, n. 1, p. 51-57, 2017.

PORTELA, Carlos M. et al. Supersonic impact resilience of nanoarchitected carbon. *Nature Materials*, v. 20, n. 11, p. 1491-1497, 2021.

RAHMAN, A. GAMON, J.A.; FUENTES, D.A.; ROBERTS, D.A.; PRENTISS, D. Modeling distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from AVIRIS imagery. *Journal of Geophysical Research*, v. 106, n.24, p. 579-591, 2001.

ROUSE, J.W. et al. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In 3rd **ERTS Symposium, NASA**. 1973.

ROVAI, Andre S. et al. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 479, p. 118553. 2021.

RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina. Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2004.

SANTOS, C. V. B. **Modelagem espectral para determinação de fluxo de CO₂ em áreas de Caatinga preservada e em regeneração**. 2017. 75 f. Dissertação (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2017.

SANTOS, T. de O. et al. Caracterização estrutural de bosques de mangue: Estuário do São Francisco. *Scientia Plena*, v. 8, n. 4 (b), 2012.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Org.). Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo: **Caribbean Ecological Research**. 2002.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRÓN, G. Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora. **Caribbean Ecological Research**, São Paulo; 1986.

SILVA, Josilene Henriques; DE AZEVEDO MAIA, Fabiana Britto. O turismo no Parque Nacional do Catimbau: avaliação dos benefícios da atividade percebidos pelos moradores. **Turismo-Visão e Ação**, v. 10, n. 2, p. 204-220, 2008.

SOUZA, A. P. S. et al. Mapeamento e identificação de vetores responsáveis pela supressão do manguezal na Zona Costeira do Baixo Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 07, p. 2503-2521, 2019.

SOUZA, Daniel Gonçalves; VILELA, Bruno; PHALAN, Ben. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. **Science Advances**, v. 7, p. 1-9, 2021.

SOUZA, José Luciano de; FERREIRA, Lourdes M.; CÔRTE, Dione Angélica de A. Perguntas e respostas sobre reserva particular do patrimônio natural. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)**, 2012.

SOUZA, J. L.; PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, M. A. Potencial de sequestro de carbono em solos agrícolas sob manejo orgânico para redução da emissão de gases de efeito estufa. **Idesia (Arica)**, 30(1), 7-15. 2012.

SOUZA FILHO, P. W. M. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 427- 431, out./dez. 2010. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-261X2005000400006&script=sci_arttext. Acesso em: 10 out. 2021.

SYMES, W. S. et al. Why do we lose protected areas? Factors influencing protected area downgrading, downsizing and degazettement in the tropics and subtropics. **Global Change Biology**, v. 22, n. 2, p. 656–665, 2016.

THE BLUE CARBON INITIATIVE. Disponível em: <https://www.thebluecarboninitiative.org/>. Acesso em: 15 de agosto de 2020.

WWF-Brasil. **As Mudanças Climáticas- Riscos e Oportunidades**. Brasil, 2015.

WWF-Brasil. **RDS: Diretrizes para a regulamentação** / WWF-Brasil – Brasília: 2007. 64p.

VIVACQUA, Melissa. Coastal-marine extractive reserves: Reflections on the pre-implementation stage. **Ambiente & Sociedade**, v. 21, 2018.

ZARATE-BARRERA, Tatiana G.; MALDONADO, Jorge H. Valuing blue carbon: carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. **PloS one**, v. 10, n. 5, p. e0126627, 2015.

ZENG, Yiwen et al. Global potential and limits of mangrove blue carbon for climate change mitigation. **Current Biology**, v. 31, n. 8, p. 1737-1743. e3, 2021.

ZURQANI, Hamdi A. et al. Geospatial analysis of land use changes in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 69, p. 175-185, 2018.

CONCLUSÃO GERAL

A maioria dos fragmentos de mangue, principalmente os que estão fora de unidades de conservação, encontram-se vulneráveis às pressões pela mudança do uso e cobertura do solo, colocando em risco o sequestro de carbono, contribuindo no aumento das mudanças climáticas. Assim, as Unidades de Conservação são eficientes para assimilação de carbono nos manguezais, destacando as Reservas Particulares do Patrimônio Natural e Parques Nacionais, das categorias de Uso sustentável e Proteção Integral respectivamente.

A conservação desse ecossistema é extremamente importante para muitos serviços ecossistêmicos que provê às comunidades tradicionais, visando sua sobrevivência. Verificar a eficiência das UCs em ecossistemas degradados, como o manguezal, assegura a existência de espécies que lá habitam, e na diminuição de dióxido de carbono na atmosfera, ajudando na diminuição das mudanças climáticas, sendo importante também para manejo e ações de conservação nessas áreas.

Ressaltamos que, projetos de carbono florestal podem contribuir para a manutenção deste elemento nestas áreas, corroborando nos benefícios prestados, tanto para a biodiversidade como para comunidades locais para adquirir assim, certificações que possibilitem a venda de créditos de carbono gerados, a partir da manutenção deste serviço ecossistêmico.

Esta pesquisa demonstra também, a necessidade de ampliação de unidades de conservação de diferentes categorias como um dos métodos mais relevantes para reforçar a proteção dos manguezais, incluindo assim, novos fragmentos de florestas de mangue para reforçar o aumento do sequestro de carbono. Reforça também a importância de instituições públicas que garantam a efetividade da gestão além da proteção legal dessas áreas

ANEXOS

Anexo 1. Quadro das categorias das Unidades de Conservação no Brasil.

Grupo	Tipo	Finalidade
Proteção Integral	Estação Ecológica (Esec)	Pesquisa
	Monumento Natural (Monat)	Conservação especialmente de beleza cênica, pesquisa e educação
	Parque Nacional (Parna)	Pesquisa e educação
	Refúgio da Vida Silvestre (RVS)	Pesquisa e educação
	Reserva Biológica (Rebio)	Pesquisa e educação
Uso Sustentável	Área de Proteção Ambiental (APA)	Ordenamento territorial, normalmente áreas com ocupação humana consolidada
	Reserva de Fauna (Refau)	Pesquisas técnico-científicas sobre manejo das espécies
	Reserva Extrativista (Resex)	Proteção dos meios de vida e cultura da comunidade tradicional e uso sustentável dos recursos
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS)	Proteção dos meios de vida e cultura da comunidade tradicional e uso sustentável dos recursos
	Floresta Nacional (Flona)	Pesquisa e produção de madeireiros e não madeireiros de espécies nativas
	Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN)	Pesquisa, educação e ecoturismo
	Área de Relevante Interesse Ecológico (Arie)	Conservação de relevância regional, normalmente áreas com baixa ocupação humana

Anexo 2. Tabela da média dos valores do sequestro de carbono dos mangues da costa brasileira, dentro e fora de Unidades de Conservação.

Região	Unidade de Federação	Sequestro de Carbono					
		Fora de UC			Dentro de UC		
		Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	Méd
Nordeste	Alagoas	0,148759	0,894712	0,5217355	0,163544	0,952143	0,5578435
Norte	Amapá	0,182548	0,902146	0,542347	0,278426	0,984254	0,63134
Nordeste	Bahia	0,163254	0,874513	0,5188835	0,124639	0,796542	0,4605905
Nordeste	Ceará	0,142362	0,901248	0,521805	0,221579	0,925143	0,573361
Sudeste	Espírito Santo	0,142369	0,741529	0,441949	0,196254	0,822146	0,5092
Nordeste	Maranhão	0,163924	0,947859	0,5558915	0,232548	0,949058	0,590803
Norte	Pará	0,263187	0,962515	0,612851	0,285136	0,992158	0,638647
Nordeste	Paraíba	0,212549	0,875246	0,5438975	0,262148	0,861456	0,561802
Sul	Paraná	0,152361	0,86389	0,5081255	0,321456	0,882136	0,601796
Nordeste	Pernambuco	0,121426	0,722512	0,421969	0,136254	0,785136	0,460695
Nordeste	Piauí	0,163258	0,736254	0,449756	0,145462	0,875866	0,510664
Sudeste	Rio de Janeiro	0,185216	0,796325	0,4907705	0,221365	0,885236	0,5533005
Nordeste	Rio Grande do Norte	0,145263	0,912365	0,528814	0,163254	0,954965	0,5591095
Sul	Santa Catarina	0,132546	0,85489	0,493718	0,18653	0,87246	0,529495
Sudeste	São Paulo	0,136252	0,943618	0,539935	0,178546	0,963214	0,57088
Nordeste	Sergipe	0,196325	0,923615	0,55997	0,207896	0,98243	0,595163

Anexo 3. Quadro das Unidades de Conservação que possuem manguezal no Brasil.

Unidades de Conservação	Categoria	Área (km ²)	Estado
-------------------------	-----------	-------------------------	--------

Área de Proteção Ambiental do Arquipélago do Marajó	Uso Sustentável	55.000	Pará
Reserva Extrativista de Mãe Grande de Curuçá	Uso Sustentável	370,6	Pará
Reserva Extrativista Marinha Mestre Lucindo	Uso Sustentável	264	Pará
Reserva Extrativista Maracanã	Uso Sustentável	301,8	Pará
Área de Proteção Ambiental de Algodal-Maiandeuá	Uso Sustentável	31	Pará
Reserva Extrativista Chocoaré Mato Grosso	Uso Sustentável	27,86	Pará
Reserva Extrativista Marinha Tracuateua	Uso Sustentável	278,6	Pará
Reserva Extrativista Caetéperapu	Uso Sustentável	420,7	Pará
Reserva Extrativista Arai-Peroba	Uso Sustentável	115,49	Pará
Reserva Extrativista de Gurupi-Piriá	Uso Sustentável	740,8	Pará
Reserva Extrativista Arapiranga-Tromai	Uso Sustentável	18,69	Maranhão
Reserva Extrativista de Cururpu	Uso Sustentável	18,5	Maranhão
Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses	Uso Sustentável	26,8	Maranhão
Reserva Extrativista Quilombo do Frechal	Uso Sustentável	95,42	Maranhão
Reserva Extrativista Itapetininga	Uso Sustentável	162,94	Maranhão
Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense	Uso Sustentável	17.750	Maranhão
Reserva Extrativista da Baía do Tubarão	Uso Sustentável	2.239	Maranhão
Área de Proteção Ambiental de Upaon	Uso	15,35	Maranhão

	Sustentável		
Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba	Uso Sustentável	3.076	Piauí/ Maranhão/ Ceará
Área de Proteção Ambiental do estuário do Rio Mundaú	Uso Sustentável	15,96	Ceará
Área de Proteção Ambiental do Rio Ceará	Uso Sustentável	27,44	Ceará
Área de Proteção Ambiental do Rio Pacoti	Uso Sustentável	29,14	Ceará
Área de Proteção Ambiental do Manguezal de Barra Grande	Uso Sustentável	12,6	Ceará
Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Ponta do Tubarão	Uso Sustentável	0,1296	Rio Grande do Norte
Área de proteção Ambiental Bonfim/ Guaraíra	Uso Sustentável	420	Rio Grande do Norte
Área de Proteção Ambiental da Barra Rio Mamanguape	Uso Sustentável	146,4	Paraíba
Área de Proteção Ambiental de Tambaba	Uso Sustentável	32,7	Paraíba
Área de Proteção Ambiental de Santa Cruz	Uso Sustentável	137,49	Pernambuco
Reserva Extrativista Acaú-Goiana	Uso Sustentável	66,78	Pernambuco
Área de Relevante Interesse Ecológico Ipojuca Merepe	Uso Sustentável		Pernambuco
Área de Proteção Ambiental de Sirinhaém	Uso Sustentável	65,89	Pernambuco
Área de Proteção Ambiental de Guadalupe	Uso Sustentável	321,35	Pernambuco
Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais	Uso Sustentável	4.130	Alagoas/ Pernambuco
Área de Proteção Ambiental de Santa Rita	Uso Sustentável	102,3	Alagoas
Reserva Extrativista Marinha da Lagoa do	Uso	102,03	Alagoas

Jequiá	Sustentável		
Área de Proteção Ambiental Litoral Norte	Uso Sustentável	142	Bahia
Área de Proteção Ambiental Baía de Todos os Santos	Uso Sustentável	800	Bahia
Área de Proteção Ambiental Caminhos Ecológicos de Boa Esperança	Uso Sustentável	2203	Bahia
Área de Proteção Ambiental Baía de Camamu	Uso Sustentável	1180	Bahia
Área de Proteção Ambiental Lagoa Encantada	Uso Sustentável	157,47	Bahia
Reserva Extrativista de Canavieiras	Uso Sustentável	1007,26	Bahia
Área de Proteção Ambiental Santo Antônio	Uso Sustentável	230	Bahia
Reserva Particular do Patrimônio Rio do Brasil	Uso Sustentável	9,75	Bahia
Área de Proteção Ambiental de Trancoso	Uso Sustentável	39	Bahia
Reserva Particular do Patrimônio da Fazenda do Cahy	Uso Sustentável	4,98	Bahia
Reserva Particular do Patrimônio Natural Bozi	Uso Sustentável	0,36	Bahia
Área de Proteção Ambiental Ponta da Baleia	Uso Sustentável	3465	Bahia
Reserva Extrativista de Cassurubá	Uso Sustentável	1008	Bahia
Área de Proteção Ambiental Costa Dourada	Uso Sustentável		Bahia
Área de Proteção Ambiental Conceição da Barra	Uso Sustentável	77,28	Espírito Santo
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Piraque-Açu e Piraque-Mirim	Uso Sustentável	15,8	Espírito Santo
Área de Proteção Ambiental Municipal Manguezal Sul da Serra	Uso Sustentável		Espírito Santo

Reserva Estadual de Desenvolvimento Sustentável Concha d'Ostra	Uso Sustentável	9,535	Espírito Santo
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Municipal Papagaio	Uso Sustentável	17,3	Espírito Santo
Área de Proteção Ambiental Carapeba Boa	Uso Sustentável	15,62	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental da Bacia do Mico-Leão	Uso Sustentável	1503,74	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental da Lagoa do Iriri	Uso Sustentável		Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental de Guapi-Mirim	Uso Sustentável	20	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental de Itaoca	Uso Sustentável		Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental de São Bento	Uso Sustentável	10,33	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental da Orla Marpitima da Baía de Sepetiba	Uso Sustentável	1,72	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental de Saco de Coroa Grande	Uso Sustentável	5,95	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental de Tamoios	Uso Sustentável	225,3	Rio de Janeiro
Área de Proteção Ambiental da Serra do Guararu	Uso Sustentável	25,6	São Paulo
Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba	Uso Sustentável	2824	Paraná
Área de Proteção Ambiental de Guaratuba	Uso Sustentável	195,87	Paraná
Reserva Particular do Patrimônio Natural do Rio Vermelho	Uso Sustentável	0,74	Santa Catarina
Reserva Extrativista Marinha Pirajubaé	Uso Sustentável	17,12	Santa Catarina
Parque Nacional do Cabo Orange	Proteção Integral	6573,2	Amapá
Estação Ecológica de Maracá Jipioca	Proteção Integral	602,5	Amapá

Reserva Biológica do Lago Piratuba	Proteção Integral	3925	Amapá
Parque Nacional do Lençóis Maranhenses	Proteção Integral	1550	Maranhão
Parque Nacional de Jericocoara	Proteção Integral	88,5	Ceará
Parque Estadual Botânico do Ceará	Proteção Integral		Ceará
Parque Estadual do Cocó	Proteção Integral	11,552	Ceará
Parque Estadual das Trilhas	Proteção Integral	5,14	Paraíba
Parque Estadual Marituba	Proteção Integral	17,54	Sergipe
Parque Municipal do Poxim	Proteção Integral	17440	Sergipe
Reserva Biológica de Una	Proteção Integral	187,2	Bahia
Parque Nacional do Monte Pascoal	Proteção Integral	223,3	Bahia
Parque Nacional do Descobrimento	Proteção Integral	226,9	Bahia
Parque Estadual de Itaunas	Proteção Integral	34,81	Espírito Santo
Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão	Proteção Integral	8,92	Espírito Santo
Parque Natural de Jacarenema	Proteção Integral	3,07	Espírito Santo
Parque Estadual da Lagoa do Açú	Proteção Integral	82,51	Rio de Janeiro
Estação Ecológica da Guanabara	Proteção Integral	19,36	Rio de Janeiro
Parque Natural Municipal Barão de Mauá	Proteção Integral	1,16	Rio de Janeiro
Reserva Biológica Estadual de Guaratiba	Proteção Integral	28	Rio de Janeiro
Parque Nacional do Superagui	Proteção Integral	340	Paraná
Estação Ecológica de Guaraqueçaba	Proteção Integral	44,76	Paraná
Parque Natural Municipal Gançales Malta	Proteção Integral	0,25	Paraná
Estação Ecológica dos Carijós	Proteção Integral	7,59	Santa Catarina
Parque Estadual da Serra do Tabuleiro	Proteção Integral	841,3	Santa Catarina