



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO PIAUÍ
CAMPUS TERESINA CENTRAL
CURSO TECNOLOGIA EM GESTÃO AMBIENTAL

DAVI LEAL DOS SANTOS BARBOSA

***BLUE CARBON EM SOLOS DE MANGUEZAIS PIAUIENSES:
QUANTIFICAÇÃO E IMPACTOS***

TERESINA

2020

DAVI LEAL DOS SANTOS BARBOSA

***BLUE CARBON* EM SOLOS DE MANGUEZAIS PIAUIENSES:
QUANTIFICAÇÃO E IMPACTOS**

Trabalho de Conclusão de Curso (monografia)
apresentado como exigência parcial para
obtenção do diploma do Curso de Tecnologia
em Gestão Ambiental do Instituto Federal de
Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí.
Campus Teresina Central

Orientadora: Prof^a. Dra. Bruna de Freitas
Iwata

Coorientador: Prof. Dr. Reurysson Chagas de
Sousa Morais

Coorientador: Gustavo de Sousa Valladares

Área de concentração: Ecologia/ Manejo de
solos.

TERESINA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD

Barbosa, Davi Leal dos Santos

B238b Blue carbon em solos de maguezais piauienses : quantificação e impactos /
Davi Leal dos Santos Barbosa. - 2020.
100 f.: il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental) -
Instituto Federal do Piauí, Campus Teresina Central, 2020.

Orientadora : Profa. Dra. Bruna de Freitas Iwata.

Coorientadora : Profa. Dra. Reurysson Chagas de Sousa Moraes.

1. Serviços ecossistêmicos. 2. Ecologia. 3. Carbono orgânico no solo.
I. Título.

CDD - 577

Elaborado por Sindya Santos Melo CRB 3/1085

TERMO DE APROVAÇÃO
DAVI LEAL DOS SANTOS BARBOSA

***BLUE CARBON* EM SOLOS DE MANGUEZAIS PIAUIENSES:
QUANTIFICAÇÃO E IMPACTOS**

Trabalho de Conclusão de Curso (monografia)
apresentado como exigência parcial para obtenção
do diploma do Curso de Tecnologia em Gestão
Ambiental do Instituto Federal de Educação,
Ciência e Tecnologia do Piauí. Campus Teresina
Central.

Aprovada em: ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Bruna de Freitas Iwata (Orientadora)
Instituto Federal do Piauí (IFPI)

Prof. Prof. Me. Israel Lobato Rocha
Instituto Federal do Piauí (IFPI-Campus Corrente)

Prof. Dr. Bruno Lucio Meneses Nascimento
UEMASUL

Ao suor dos meus pais,
Sr.^a Adriana Leal e Sr. Antônio Barbosa,
dedico.

AGRADECIMENTOS

Gratidão, honra, glória e domínio sejam dados ao Senhor Jesus! O salmista sabiamente descreveu algo que a beleza do mangue me fez recordar, “*Os céus proclamam a Glória de Deus e o firmamento anuncia a obra de suas mãos*” (Salmos 19:1).

Gratidão aos meus pais Adriana Leal e Antônio Barbosa, suas guerras estão expressas nesse trabalho, como um troféu no fim da batalha cada página aqui redigida se dá pelo suor dos seus rostos, meu muito obrigado. Gratidão a Layane Costa e Raimundo Barbosa, sem a qual essa jornada teria sido mais difícil.

À minha família, que por muitas vezes não mediram esforços em incentivo e força nesse caminho.

Agradeço ao Instituto Federal do Piauí pelo incentivo a pesquisa científica, aos professores do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental pelo empenho e profissionalismo no ensino, em especial a Prof.^a Dra. Jackeline Santos Brito, Prof. Dr. Francisco de Assis Diniz Sobrinho.

Gratidão ao Prof. Dr. Reurysson Chagas de Sousa Moraes pela coorientação e paciência a um entusiasta na utilização de SIG's. Muito obrigado!

Aos amigos de IFPI-The Central, Karoline de Sousa e Eduardo Lima sem a qual este trabalho não teria tido êxito, muito obrigado.

Gratidão a Prof.^a Dra. Bruna de Freitas Iwata (Auauata), minha amiga, professora e orientadora, a qual tenho grande apreço e carinho, me fez ver além dos horizontes, mulher de força que com toda humildade nos ensinou o que é fazer ciência, mulher de um coração gigantesco auxiliadora em tantas circunstâncias e mãe na nossa pequena “família Jureme-se”.

Gratidão ao Grupo de Pesquisa Edáficos do Nordeste por compartilhar de experiências e contribuições para o bom andamento do trabalho.

Enfim, meu muito obrigado a todos que de alguma forma contribuíram com esse pequeno passo na minha jornada, que esta pequena contribuição demonstre a importância da biodiversidade brasileira. Muito obrigado!

EPÍGRAFE

Pois dEle, por Ele e para Ele são todas as coisas.
A Ele seja a glória
para sempre! Amém.

Bíblia Sagrada, Romanos 11:36

RESUMO GERAL

As zonas costeiras detêm uma série de ecossistemas chave que geram serviços ecossistêmicos dos mais diversos as populações existentes. Ecossistemas perpassam constantemente por alteração, seja por mudanças condicionadas a dinâmica climática e/ou marítima tipicamente naturais, ou alterações antrópicas que são geradas por atividades de exploração e ocupação desordenada. Entretanto, correspondem legalmente á áreas de preservação permanente e demandam políticas de ordenamento específicas. Para tanto, objetivou-se entender a dinâmica de pressões das atividades antrópicas potencialmente impactantes mediante vulnerabilidades naturais e as respostas desses ambientes, as mesmas pressões, além do caráter bioindicador e espacialização do Blue Carbon que responde as tais atividades. Sendo utilizado avaliação de uso e ocupação e índice de vegetação, assim como a geração do mapeamento de vulnerabilidade ambiental sendo por fim aliado a análises físico químicas do solo, fitossociologia e fitossanidade. A dinâmica de atividades antrópicas na Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB) ao longo do tempo apresentou alteração em seu território de maneira irregular, pelo crescimento da exploração agropecuária e taxas de desflorestamento que se elevam ao longo do tempo. Ainda assim a distribuição ocupacional em zonas vulneráveis reveste-se de importância ainda maior, dado a vulnerabilidade natural das morfologias, fisiologias e fitossociologias dos ecossistemas costeiros que quando ocupados perdem serviços ecossistêmicos, e fornecem riscos a fauna, flora e populações humanas que habitam nessas áreas. Essa ocupação aliada a toda vulnerabilidade interfere nas respostas ambientais dos ecossistemas a pressões externas, o diagnóstico dessas respostas pode ser identificado em um dos serviços mais importantes dos manguezais, os estoques de carbono. Seus estoques se mostraram excelentes indicadores de qualidade ambiental, a compreensão de sua adsorção ao solo demanda uma sistematização de características ambientais dos ecossistemas costeiros, e a respostas do mangue as ações antrópicas ao longo do tempo. A APA DPHB apresenta aumento de atividades antrópicas nas duas últimas décadas (1999, 2009 e 2019) ainda que apresente um mosaico de áreas mediantemente a moderadamente vulneráveis a perdas de serviços ecossistêmicos, ainda sim, são resilientes as atividades antrópicas com 33,33% dos estoques de carbono nas faixas normais a manguezais apontados pela literatura.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos, ecologia, carbono orgânico no solo.

ABSTRACT GENERAL

Coastal zones have a series of key ecosystems that generate ecosystem services for the most diverse existing populations. Ecosystems constantly undergo alteration, either through changes conditioned to the typically natural climatic and / or maritime dynamics, or anthropic changes that are generated by activities of exploration and disorderly occupation. However, they correspond legally to permanent preservation areas and demand specific planning policies. To this end, the objective was to understand the pressure dynamics of potentially impacting anthropic activities through natural vulnerabilities and the responses of these environments, the same pressures, in addition to the bioindicator and spatial character of Blue Carbon that responds to such activities. Being used evaluation of use and occupation and vegetation index, as well as the generation of the mapping of environmental vulnerability being finally allied to physical chemical analyzes of the soil, phytosociology and plant health. The dynamics of anthropic activities in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area (APA DPHB) has changed over time in its territory in an irregular manner, due to the growth of agricultural exploitation and deforestation rates that have increased over time. Even so, the occupational distribution in vulnerable zones is of even greater importance, given the natural vulnerability of the morphologies, physiologies and phytosociologies of coastal ecosystems that when occupied lose ecosystem services, and provide risks to the fauna, flora and human populations that inhabit these areas. . This occupation coupled with all vulnerability interferes with the environmental responses of ecosystems to external pressures, the diagnosis of these responses can be identified in one of the most important services of mangroves, carbon stocks. Its stocks proved to be excellent indicators of environmental quality, the understanding of its adsorption to the soil demands a systematization of environmental characteristics of coastal ecosystems, and the mangrove responses to anthropic actions over time. APA DPHB has shown an increase in human activities in the last two decades (1999, 2009 and 2019) although it presents a mosaic of areas moderately to moderately vulnerable to losses from ecosystem services, yet human activities are resilient with 33.33% of carbon stocks in the ranges normal to mangroves indicated by the literature.

Keywords: Ecosystem services, ecology, soil organic carbon.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Manguezais do litoral piauiense.....	22
Figura 2. Os mecanismos pelos quais o carbono se move para dentro e fora das zonas húmidas.....	24
Figura 3. Valores médios de carbono orgânico (0m-1m) para manguezais, pântanos salgados de maré e algas marinhas.....	26
Figura 4. Unidades de conservação do Brasil com vegetação de mangue em sua área.....	27
Figura 05. Mapa de localização da área de estudo: Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	39
Figura 6. Uso e cobertura da terra em intervalo temporal de 1999-2009 da APA Delta do Parnaíba.....	42
Figura 7. Uso e cobertura da terra em intervalo temporal de 2009-2019 da APA Delta do Parnaíba.....	43
Figura 8. Padrões de uso da terra a partir de resposta espectral (NDVI). A) área da APA DPHB no estado do Maranhão; B) área da APA DPHB no estado do Ceará; C) área da APA DPHB no estado do Piauí. (Destaque, “retângulo azul” - Aquicultura, “retângulo preto” - Área urbana, “retângulo amarelo” - Agricultura)	45
Figura 9. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI): APA do Delta do Parnaíba (1999; 2009; 2019)	47
Figura 10. Mapa de localização da área de estudo: Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	56
Figura 11. Vulnerabilidade ambiental: APA Delta do Parnaíba.....	61
Figura 12. Mapa de localização da área de estudo: Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba.....	70
Figura 13. Mapa de parcelas amostrais.....	71
Figura 14. A) Amostras de solos em profundidade 0-30cm; B) Coleta de solos em profundidade 0-100cm; C) Inserção de tubo amostral em PVC no solo.....	72
Figura 15. Classes de diâmetro (m) em manguezais de Luís Correia, Delta do Parnaíba,	

PI.....	76
Figura 16. Classes de altura (m) em manguezais de Luís Correia, Delta do Parnaíba, PI.....	77
Figura 17. Pegadas de mamíferos e aves em manguezal do Delta do Parnaíba. A) pegada de “mão-pelada”, <i>Procyon carcrivorus</i> ; B) pegada de ave, não identificada.....	77
Figura 18. Classes de fitossanidade de SILVA; PAIVA e GONÇALVES (2007).....	78
Figura 19. Fauna endêmica de manguezal, Delta do Parnaíba. A) comercialização de carangueijo uçá, <i>Ucides cordatus</i> ; B) caranguejo-arboricola, <i>Aratus pisoni</i> ; C) caranguejo maria-mulata, <i>Goniopsis cruentata</i> ; D) gastrópode, <i>Littoraria angulifera</i>	78
Figura 20. Aspectos ambientais observados em área de manguezais (M3). A) residências irregulares de população em vulnerabilidade socioambiental em região de manguezais (ao fundo) da APA do Delta do Parnaíba; B) resíduos sólidos: carcaça de carangueijo uçá.....	80
Figura 21. Disposição de resíduos sólidos em manguezal do Delta do Parnaíba. A) Lata de alumínio; B) garrafa de vidro; C) disposição de resíduos (circulo vermelho) e brotação de mudas (retângulo amarelo), ao fundo mangue com vegetação parcialmente suprimida; D) placa de isopor.....	80
Figura 22. Ocupação irregular em área de manguezal na zona de amortecimento APA Delta do Parnaíba. A) construção civil; B) fossa séptica semienterrada, ao fundo manguezais; C) ponto de despejo de águas residuárias.....	81
Figura 23. Mobilização de resíduos pela feição de apicum e mangues jovens na zona de amortecimento da APA Delta do Parnaíba. A) mobilização de resíduos por apicum; B) mobilização de resíduos por manguezais jovens.....	82

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1. Classes de fitossanidade de árvores segundo SILVA; PAIVA e GONÇALVES (2007).....	73
Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos de manguezais do Delta do Parnaíba	75
Tabela 3. pH, Al e H+Al em solos de manguezais do Delta do Parnaíba.....	82

Tabela 4. PST, CE, Na, Fe em solos de manguezais do Delta do Parnaíba.....83

Tabela 5. Parâmetros orgânicos (P, N e S) em solos de manguezais do Delta do Parnaíba..84

Tabela 6. Teores médios de C, MO e EstC de solos de manguezais do Delta do Parnaíba..85

LISTA DE QUADROS

Pág.

Quadro 1. Caracterização de biomassa em ecossistema de mangue e prazos de deposição/alocação.....25

Quadro 2. Classes e subclasses apresentadas na plataforma MapBiomias.....41

Quadro 3. Classes de vulnerabilidade segundo Crepani et al. (2001).....57

Quadro 4. Grau de vulnerabilidade dos elementos da paisagem conforme Crepani et al. (2001).....58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

GEE	Gases de Efeito Estufa
COT	Carbono Orgânico Total
EstC	Estoque de carbono
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFPI	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí
UFPI	Universidade Federal do Piauí
APA DPHB	Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	17
2. OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo Geral	20
2.2 Objetivos Específicos	20
3. JUSTIFICATIVA	21
4. REVISÃO DE LITERATURA	22
4.1 Manguezais e equilíbrio ambiental	22
4.2 Carbono azul em regiões litorâneas	24
4.3 Conservação ambiental dos manguezais e perdas de C	26
REFERENCIAS	29
6. CAPÍTULO I. PADRÕES ESPACIAIS E USOS DA TERRA EM MANGUE	35
ZAIS DO DELTA DO PARNAÍBA	
6.1 RESUMO	35
6.2 ABSTRACT	36
6.3 INTRODUÇÃO	37
6.4 MATERIAIS E METODOS	38
6.4.1 Área de estudo	38
6.4.2 Procedimento metodológico	40
6.4.2.1 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada	40
6.4.2.1 Coleta e análise dos dados	40
6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
6.6 CONCLUSÃO	48
REFERENCIAS	49

7. CAPÍTULO II. VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA ÁREA DE PROTEÇÃO	
AMBIENTAL DELTA DO PARNAÍBA	52
7.1 RESUMO	52
7.2 ABSTRACT	53
7.3 INTRODUÇÃO	54
7.4 MATERIAIS E METODOS	55
7.4.1 Área de estudo	55
7.4.2 Definição das variáveis de classificação	56
7.4.3 Coleta de dados	57
7.4.4 Vulnerabilidade ambiental	57
7.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
7.6 CONCLUSÃO	64
REFERENCIAS	65
8. CAPÍTULO III. ESTOQUES DE BLUE CARBON COMO INDICADORES DA	
QUALIDADE AMBIENTAL DE MANGUEZAIS NO DELTA DO PARNAÍBA	68
8.1 RESUMO	68
8.2 ABSTRACT	69
8.3 INTRODUÇÃO	70
8.4 MATERIAIS E METODOS	72
8.4.1 Área de estudo	72
8.4.2 Procedimentos metodológicos	73
8.4.2.1 Amostragem de solos	73
8.4.2.2 Estoque total de carbono no solo	74
8.4.2.3 Inventário florestal, fitossanitário e observacional	75
8.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	76

8.5.1 Inventário florestal, fitossanitário e observacional	76
8.5.2 Análise de solo	83
8.6 CONCLUSÃO	88
8.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	89
REFERENCIAS	89
APENDICES	94
ANEXOS	99

1. INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil é um dos países com uma das maiores biodiversidades do planeta, com uma série de acordos assumidos a fim de promover a preservação, desde feições tipicamente brasileiras como a Caatinga a floresta úmidas como os manguezais. Considerado um dos ecossistemas mais produtivos do planeta, os manguezais, são de enorme importância para a manutenção de bens e serviços, além do seu destaque particular, o imponente sequestro e estoque de carbono na biomassa e no solo (ICMBIO, 2018)

Os manguezais são encontrados ao longo das costas e estuários de regiões tropicais e subtropicais e sua biodiversidade é bastante adaptada às variações de nível de marés e de salinidade das suas águas e solos. O uso humano das áreas de manguezais e de seus recursos naturais é intensa. Estes são ecossistemas responsáveis pela oferta de diversos serviços ecossistêmicos, que são benefícios fornecidos pelo meio ambiente e utilizados pelos seres humano para produção suporte de seu bem-estar. (HOWARD et al., 2014)

Muitos destes serviços são essenciais para a adaptação climática e resistência ao longo das costas, incluindo a proteção contra tempestade e elevação do nível do mar, a prevenção da erosão ao longo da costa, regulação qualidade das águas costeiras, reciclagem de nutrientes, armadilhas de sedimentos, a provisão habitat para inúmeras espécies marinhas comercialmente importantes e ameaçadas de extinção e segurança alimentar para muitas comunidades costeiras ao redor do mundo.

Assim, a quantidade de carbono estocado por área pelos manguezais é maior não só do que outros ecossistemas tropicais como florestas úmidas como também ecossistemas marinhos (SOUSA et al., 2012; CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013; OVERBEEK, 2014; LEE et al., 2014; UNEP, 2014; ICMBIO, 2018)

Quando se considera o reservatório de carbono contido na biomassa acima do solo, essa similaridade se mantém. Por outro lado, quando é considerado o estoque total de carbono no sistema, incluindo a biomassa subterrânea e estoque no solo, o estoque de carbono em manguezais tropicais por unidade de área é significativamente maior que o observado em quaisquer florestas terrestres, incluindo as florestas tropicais úmidas, como a Amazônia (ICMBIO, 2018). O reconhecimento da relevância dessas áreas no sequestro de carbono levou à criação do termo *blue carbon skins*

referente aos estoques de C nas áreas costeiras (NELLEMANN et al., 2009).

Este ecossistema tem sido considerado como estratégico para o balanço do carbono no planeta em decorrência das elevadas emissões de CO₂ antropogênicas (LACERDA, 2009). Entretanto, quando a vegetação é suprimida os sedimentos ficam expostos a atmosfera ou a coluna de água resultante do carbono armazenado na ligação do sedimento com oxigênio atmosférico para formar CO₂ e outros gases de efeito estufa que são liberados na atmosfera e no oceano (FOURQUEREAN et al. 2012). Paradoxalmente, ameaçadas devido o desmatamento e a degradação ambiental ligado ao avanço do mercado imobiliário o plantio de culturas, a expansão da carcinicultura e o extrativismo de fauna e flora Fúlvio-marinhas e Fúlvio-lacustres (BRANDÃO, 2011)

Estas perdas resultam, não só na diminuição na capacidade de armazenamento de carbono destes ambientes, mas também em sérias implicações para a população que depende destes ecossistemas para alimentação, moradia e proteção costeira. (NÓBREGA, 2013)

ICMBIO, (2018) destaca, a conservação do ecossistema de mangue é indissociável dos muitos serviços ecossistêmicos que fornece á sociedade, principalmente comunidades tradicionais, fator determinante para boa parte das áreas de manguezais caracterizarem-se como reservas extrativistas pelo ICMBio. As devastações desses ecossistemas geram perdas econômicas em torno dos US\$ 42 bilhões conforme o relatório da World Wildlife Fund (WWF, 2015) e ainda traz que, a dependência socioambiental dos recursos ambientais do ecossistema por populações tradicionais é evidente e que tais questões vão além apenas do aspecto ambiental.

Silva e De Moura (2020) destacam que litoral brasileiro apresenta paisagens extremamente biodiversa, alongando-se por grandes extensões segmentadas em direções gerais predominantes de Leste-Oeste e Norte-Sul. Quando abordado dentro do contexto de nordeste do país em específico do piauiense. Transparecem condições de climáticas de semiárido, tropical e subtropical, tornando interessante uma compartimentação para maior entendimento da morfologia e dinâmica de cada um de seus setores, como destaca Torres et al. (2012).

As regiões semiáridas, se mostram mais suscetíveis aos efeitos das mudanças climáticas globais, a manutenção e preservação do C alocado nos solos nas áreas úmidas costeiras reveste-se de uma importância ainda maior, uma vez que as práticas de manejo do solo adotadas, associadas às condições climáticas desfavoráveis têm

causado perdas consideráveis do estoque de carbono nos solos continentais e a intensificação de processos de degradação (MAIA et al., 2008; SOUSA et al., 2012; NÓBREGA, 2013).

Para além da vulnerabilidade ecológica e as interferências antrópicas dentro de ambientes costeiros, a necessidade de estudos dentro desses ambientes é de extrema importância, entretanto pouco avaliado. O que denota a ausência de estudo no dentro do litoral piauiense.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo especializar os níveis de *blue carbon* nos solos de manguezais em regiões litorâneas do Piauí, avaliando uso e ocupação do solo ao longo dos anos na planície costeira (Capítulo I), assim como sua vulnerabilidade ambiental (Capítulo II) sendo levantado por fim o panorama de qualidade ambiental e os impactos nos estoques de *blue carbon* nos distintos extratos a partir de sua vulnerabilidade (Capítulo III).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

- Espacializar o carbono azul em manguezais do delta do Parnaíba, litoral piauiense em diferentes camadas sedimentares avaliando seus níveis estocados, relações antrópicas e impactos ambientais.

2.2. Objetivos específicos

- Quantificar o teor e concentração de carbono orgânico no solo de manguezal no Delta do PHB;
- Avaliar relações ecológicas do ecossistema sob pressões antrópicas;
- Apontar variações em níveis de carbono orgânico em diferentes especializações de espécies vegetais distintas de manguezais;
- Avaliar a qualidade ambiental dos manguezais do litoral piauiense.

3. JUSTIFICATIVA

Os ambientes litorâneos do estado do Piauí em destaque, os manguezais, são alvos extremamente visados pelo sistema de desenvolvimento urbano, fator determinante para a grande especulação imobiliária e desmatamento durante os últimos 20 anos.

Outrossim, a ascensão de caça comercial em grande escala, a qual tornou mais presente a antropização dentro do ambiente, excedendo questões socioambiental de subsistência, a fim de atender a demanda êxodo-ruralista moderna. Além de geograficamente localizado em região tipicamente semiárida, um tanto quanto intrigante a não preservação dentro da perspectiva de sua inserção está em feição pouco vegetada, com baixos níveis pluviométricos.

O ambiente de mangue é considerado extremamente biodiverso com capacidade campo ainda pouco avaliadas, assumindo condições adaptativas que evitam erosões nas regiões costeiras, diminuem impacto das mudanças de marés, redução de impactos dos ventos, manutenção do microclima, são grandes capturadores e estocadores de carbono (*Blue Carbon*) em sua estrutura vegetativa e solo, além de manter a biodiversidade animal, vegetal e subsistência humana.

O *Blue Carbon* se mostra um bom indicador para avaliação de ambientes costeiros, demonstrando graus de desenvolvimento do solo e condições dos mesmos a partir da correlação de poções adsorvidas dentro das distintas espécies de manguezais, períodos de desenvolvimento e camadas sedimentares.

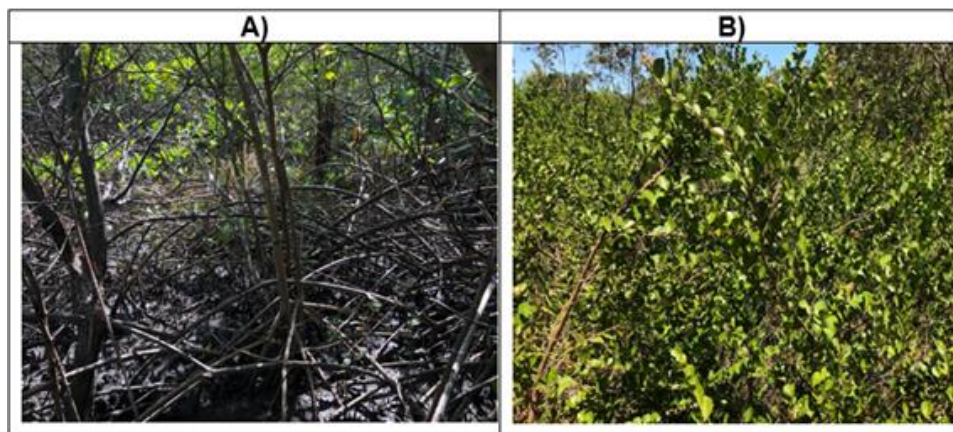
Entretanto, a ausência de estudos e fiscalização voltados a preservação desses ambientes são evidentes, o que o torna ainda mais fragilizado quando associado pouca resiliência natural, diante das alterações antrópicas. Logo se faz necessário o entendimento das relações ecológicas atuais, mediante a antropização ao longo do tempo, sob contexto de feições semiáridas a partir do estudo de *Blue Carbon*.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1. Manguezais e equilíbrio ambiental

A vegetação halófito arbórea-arbustiva, denominada mangue se desenvolve nos solos dos estuários ao longo da zona de influência da maré (MAIA et al 2006) o desenvolvimento do ecossistema de manguezal se dá pela combinação de diversos fatores geomorfológicos, como a disposição da linha costeira, tipo de solo e o seu teor de salinidade, temperatura da água e do ar, dentre outros (GASPARINETTI et al., 2018).(Figura 01)

Figura 1. Manguezais do litoral piauiense. A) representação do fuste e sistema radicular, visão interna da floresta de mangue; B) representação da copa de mangue jovem, visão externa.



Fotos: Gustavo de Souza Valladares, 2019

Destacando-se como um tipo distinto de floresta na interface dos ecossistemas terrestres, estuarino e marinho costeiro os manguezais ocupam entre 60 a 70% de toda linha costeira nas regiões tropicais e subtropicais (GIRI et al., 2011; BANNABAS et al; 2013) em contraponto, concentra-se na zona costeira ou em sua proximidade cerca de 70% da população mundial, o que gera riscos associados a fatores antrópicos, já que qualquer atividade humana que impactam os ecossistemas têm o potencial de impactar os serviços dos ecossistemas de várias maneiras(SINGH el.al.,2020; SOUSA; VALLADARES; ESPÍNDOLA, 2016b) como as ameaçados pela agricultura, exploração de madeira, indústria de pesca e turismo (LEÃO;PRATES; FUMI, 2018)

Os manguezais são ecossistemas considerados produtivos e biologicamente importantes no mundo, pois fornecem direta e indiretamente bens e serviços ecossistêmicos únicos e essenciais para a sociedade humana e para os sistemas adjacentes (SOUZA et al.,2018). Gasparinette et al., (2018) destacam que os serviços

ecossistêmicos são divididos em quatro categorias, cada uma reunindo os serviços de acordo com o tipo de benefício:

- Serviços de provisão são aqueles que geram fluxos de materiais ou produtos, como água doce, alimentos, recursos medicinais e outras matérias primas diretamente utilizáveis pela sociedade;
- Serviços de regulação são benefícios obtidos a partir da regulação natural de processos ecossistêmicos, como a polinização, regulação da qualidade do ar e do solo, controle de inundações e de pragas;
- Serviços de suporte são aqueles que promovem a existência de todos os outros serviços ecossistêmicos. A existência de habitats para espécies e diversidade genética são exemplos de serviços de suporte;
- Serviços culturais são benefícios não materiais que pessoas obtêm a partir do contato e experiências com o ambiente natural em atividades recreativas, tradicionais e de turismo, obtendo inspiração, diversão e experiências espirituais.

Entretanto, ainda mediante seus serviços, encontram-se com taxas de desmatamento de três a cinco vezes maior do que as taxas globais de perda de florestas em terra firme, e estima-se que as mudanças climáticas provoquem a perda entre 10-15% das áreas de manguezais até 2100 (GIRI et al., 2011; UNEP, 2014). Miller; Spoolman, (2015) destaca os ecossistemas marinhos geradores de importantes serviços ecológicos, destacados no (Anexo II)

Por intermédio do Panorama Global da Biodiversidade (2010), editado pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) da ONU, os ecossistemas costeiros e marinhos continuam tendo sua extensão reduzida, o que ameaça serviços ecossistêmicos altamente valiosos e imprescindíveis, como, por exemplo, a absorção de dióxido de carbono da atmosfera, que cumpre papel relevantíssimo na mitigação das mudanças climáticas globais (CDB, 2010)

Miller; Spoolman, (2015) destacam que estamos alterando o ciclo do carbono, com o aumento do dióxido de carbono na atmosfera e consequente degradação do capital natural, um dos fatores inerentes é a expansão urbana, com a redução da eficiência energética, aumento de tráfego (queima de combustíveis fósseis), destruição das terras de cultivo, florestas e áreas úmidas. A supressão de manguezais, por exemplo, geram perdas de carbono substanciais (ATWOOD et al., 2017 ; HAMILTON, FRIESS, 2018), responsável por vasta emissão de gases de efeito estufa (GEE) para alguns países (MURDIYARSO et al., 2015 ; TAILLARDAT,

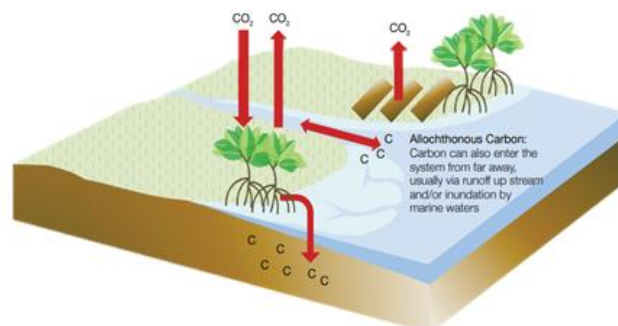
FRIESS, & LUPASCU, 2018).

4.2 Carbono azul em regiões litorâneas

Os manguezais têm evidenciado superioridade nas estimativas da capacidade de captura de carbono atmosférico e armazenamento no solo quando comparados com outros ecossistemas, permitindo que seja um ecossistema de valor econômico local e global, podendo ser proveitoso para os converter-se em uma fonte econômica complementar. (RODRIGUEZ, 2019). O acúmulo de carbono em seus solos é resultado das entradas de compostos orgânicos, formados por processos fotossintéticos sequestrando o dióxido de carbono atmosférico, e as emissões que são causadas pela decomposição, erosão e lixiviação (STOCKMANN et al., 2013)

Denominados como importantes “sequestradores de carbono”, e importantes estocadores naturais de carbono, através do sequestro e armazenamento de carbono na sua biomassa e sedimentos, coletivamente conhecidos como ecossistemas de “carbono azul” ou “blue carbon” (Figura 02) (CUSACK et al., 2018). Termo esse abordado pioneiramente em estudos com um pouco mais de uma década por Nellemann et al, (2009) para se referir ao carbono estocado na biomassa, solo e sedimentos por ecossistemas costeiros. Conceito multifacetado, extremamente benéfico e facilitador à inclusão e a comunicação entre uma ampla gama de contribuintes para o benefício da conservação das zonas úmidas costeiras. (LOVELOCK; DUARTE, 2019)

Figura 2. Os mecanismos pelos quais o carbono se move para dentro e fora das zonas húmidas.



Fonte: Adaptado, Howard et.al., (2014)

Um estoque de carbono representa a quantidade de carbono orgânico ($C_{(org)}$) armazenado em ecossistema Blue Carbon, quantificada como megagramas de carbono orgânico por hectare ($Mg\ C_{(org)}/ha$). Sendo distintos conforme o tipo de

biomassa relevante (Quadro 01) e estoques de curto e longo prazo. Sendo os estoques de longo prazo mais importantes para determinar o potencial de mitigação de carbono. (FOURQUIREAN et. al.,2014; IPCC,2014; Protocolo de Kyoto, 1998)

Quadro 1. Caracterização de biomassa em ecossistema de mangue e prazos de deposição/alocação.

Tipo de Biomassa (Manguezal)	Caracterização	Prazos
Biomassa viva	Lenhoso e massa vegetal, incluindo organismos epífitas	Curto Prazo (<50 anos)
Biomassa morta (superfície)	Detritos de folhas e madeira, e detritos orgânicos de macroalgas	Curto Prazo (<50 anos)
Biomassa abaixo do solo	Raízes e rizomas	Longo Prazo (>50 anos)
Carbono subterrâneo	Tecidos de plantas mortas e matéria orgânica no solo.	Longo Prazo (>50 anos)

Fonte: Adaptado de Howard et al., (2014)

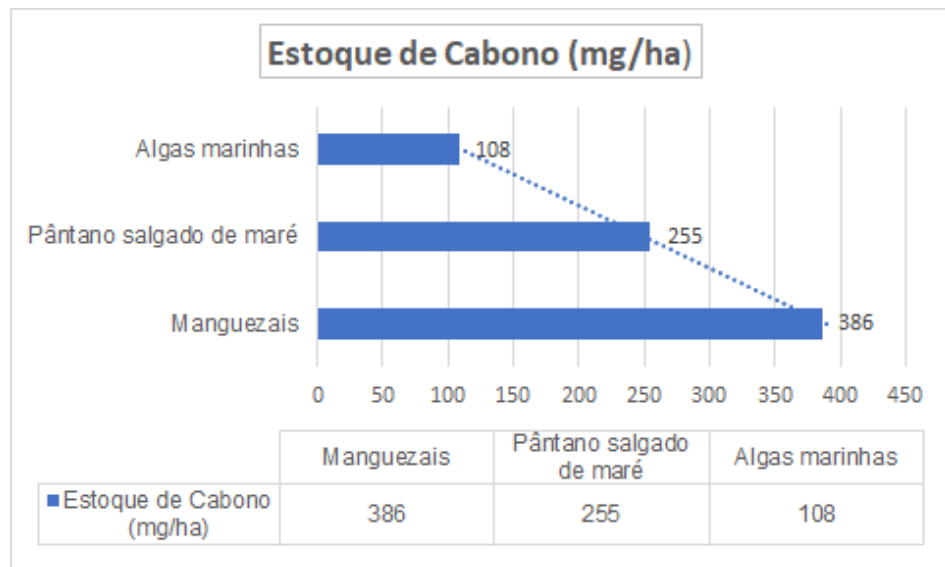
Ratificado por Portela, (2019) em estudos de estoques de carbono no litoral piauiense, que os solos sob vegetação perenifolia de mangues possuem maiores concentrações de carbono do que outras vegetações presentes, assim como os estoques de carbono. Ainda no Nordeste, em experimentos realizados por Santos (2019) com sedimentos de ecossistemas de manguezais da Baía de Todos os Santos no estado da Bahia demonstraram um potencial fitorremediador/fitomobilizador de HPAs (Óleo bruto) em espécie de manguezal. Já Rezane et. al. (2020) destaca os ecossistemas tropicais úmidos como importantes mitigadores de tempestades, redutores de enchentes costeiras e aumento do nível do mar.

Schile et al., (2017) em estudos de estoques de carbono em regiões áridas dos Emirados Árabes Unidos demonstrou que os estoques de carbono em manguezais continham os maiores reservatórios de carbono no solo e nas plantas, enquanto as esteiras microbianas, que não tinham vegetação emergente, tinham os segundos maiores reservatórios de carbono no solo.

Os estoques totais de carbono do ecossistema (planta + solo) variaram através dos ecossistemas, manguezais naturais possuindo os maiores estoque de carbono (30% do carbono absorvido apenas na biomassa vegetal) seguido por esteiras microbianas e pântanos salgados com apenas 5%. (SCHILE, 2017). Howard et.al.,

(2014) destaca os estoques de carbono de três (3) ecossistemas costeiros distintos, apontando manguezal com maior estoque, seguidos dos pântanos salgados de maré e algas marinhas respectivamente, associados aos dados de variações do IPCC (2013).(Figura 3)

Figura 3. Valores médios de carbono orgânico (0m-1m) para manguezais, pântanos salgados de maré e algas marinhas



Fonte: Adaptado de Howard et.al., (2014); IPCC, (2013).

Decorrente disto, um dos aspectos fundamentais para o estudo da zona costeira e seu gerenciamento é o conhecimento da sua vulnerabilidade, WANSLEY et al. (2015).

4.3 Conservação ambiental de manguezais e perdas de carbono.

No nordeste brasileiro setentrional, e mais especificamente na costa litorânea do estado do Piauí, que se estende do Delta do Parnaíba ao limite do estado do Ceará, a zona litorânea constitui-se de ambientes diversos, tendo como característica principal dessa faixa litorânea é a presença do Delta do rio Parnaíba, sendo o maior delta das Américas em mar aberto e o terceiro maior sistema deltaico do mundo (DINIZ et al., 2016; SOUSA,2016b)

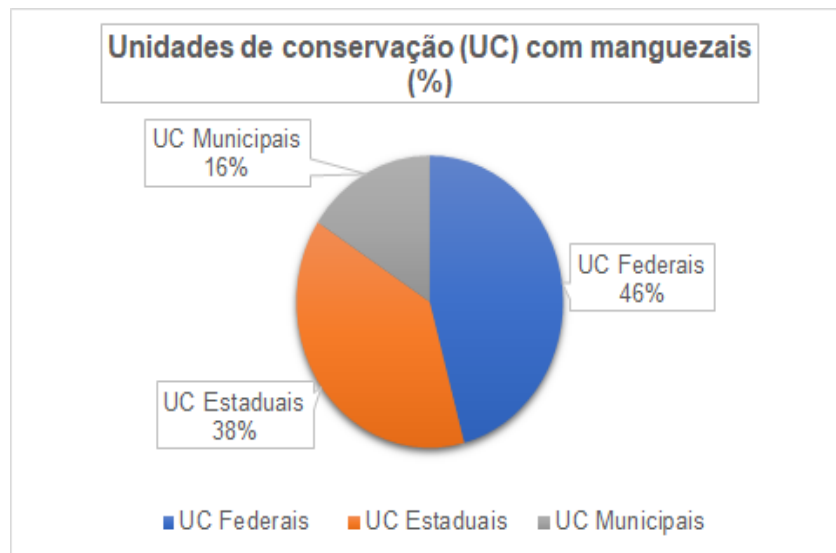
Estimativas globais indicam que, até 2015, aproximadamente 120 milhões de pessoas viviam em áreas de mangue, e essa população é altamente dependente dos recursos desse ecossistema para sua sobrevivência. A perda mundial de manguezais

deve-se principalmente ao crescimento e desenvolvimento das populações humanas nas zonas costeiras (ROMAÑACH S et al.2018; UNEP,2014)

Abordado no primeiro e recente atlas destinado a discussão dos vários aspectos dos manguezais brasileiros, publicado pelo ICMBio, (2018), destaca a vulnerabilidade do ecossistema em nosso país pela fragmentação da cobertura vegetal, deterioração da qualidade dos habitats aquáticos devido sobretudo à ocupação, à poluição e às mudanças na hidrodinâmica, o que tem provocado a diminuição na oferta de recursos dos quais muitas comunidades tradicionais e setores dependem diretamente para sobreviver. Ainda estima que cerca de 25% dos manguezais tenham sido destruídos desde o começo do século XX, em destaque a região nordeste onde 40% das extensões contínuas de manguezais foram suprimidas.

A criação de UCs é um dos mecanismos mais importantes para garantir a proteção dos manguezais, o esforço para conservação é significativo a (Figura 4) destaca, a distribuição das UCs com partes de domínios de mangue em sua área, nas esferas da federação, sendo que 17% das unidades de proteção integral e 83% são de uso sustentável a qual a APA Delta do Parnaíba (UC federal) se insere. (ICMBio, 2018)

Figura 4. Unidades de conservação do Brasil com vegetação de mangue em sua área.



Fonte: Adaptado de ICMBio (2018).

Estes sistemas aquáticos costeiros oferecem serviços e estratégicos econômicos, em destaque os manguezais que são de muita importância para as famílias litorâneas que tem uma economia de subsistência ao proporcionar bens de alta demanda para o consumo das famílias, e alto valor no mercado, durante o ano todo.

(MILLER.,2015; RODRIGUEZ.,2019)

Recentemente, a conservação dos estoques de carbono dos manguezais tem sido promovida nas negociações climáticas globais devido à sua contribuição potencial para mitigar as emissões de GEE (Sasmito et al,2020). Além da manutenção da qualidade da água nas zonas costeiras tropicais eles filtram poluentes tóxicos, excesso de nutrientes vegetais e sedimentos, além de absorverem outros poluentes (MILLER.,2015)

Na América do Sul, o Brasil representa a segunda maior área de manguezais do mundo (COSTA et al., 2016). Entretanto, ainda que tenham uma área tão elevada, quando comparada com demais países americanos, os ecossistemas tipicamente costeiros estão expostos a sazonalidades, os estoques de carbono, avaliados por Rodriguez., (2019) por exemplo, estão em concordância com a dinâmica da precipitação e a altura da maré, na medida que estas variáveis incrementam favorecem o acúmulo de carbono nos sedimentos

A conservação de ambientes de mangue e seus respectivos estoques de carbono são de suma importância para elaboração de planos de gestão e planejamento urbano, além do seu aporte socioambiental de recursos para sobrevivência humana e mercado, outrossim está a preservação ambiental e conservação mediante os serviços e processos demonstrados por literatura supracitada.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, J. V. A.; VALLADARES, G. S.; SILVA, F. J. L. T. DA; LEAL, J. M. Uso da banda termal do TM/Landsat 5 e NDVI no Mapeamento Digital de Solos do Delta do Parnaíba – Piauí. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 5, p. 17-29, 5 out.,2019
- AMORIM, João Victor Alves. **Uso e cobertura das terras e áreas potenciais para o turismo no Delta do Parnaíba–Piauí**. Monografia (Licenciatura em Geografia) Coordenação do Curso de Geografia, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2017, 76p
- ATWOOD, T.B.; CONNOLLY, R.M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P.E.;DUARTE, C.M. , EWERS LEWIS, C.J.; LOVELOCK, C.E., (2017). Padrões globais nos estoques e perdas de carbono no solo dos manguezais. **Nature Climate Change** ,7 (7), 523 - 528 . DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>
- BARNABAS, H.D.;KOWIYOU,Y.;LEDILE,T.M.;DAVIES,J.T.A global trend towards the loss of evolutionarily unique species in mangrove ecosystems.Plos One,San Francisco, v.8,n.6,p.e66686,2013.
- BAPTISTA, E. M. C. **Estudo morfossedimentar dos recifes de arenito da zona litorânea do estado do Piauí, Brasil**. 305p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.
- BARBIER, E.B., HACKER, S.D., KENNEDY, C., KOCH, E.W., STIER, A.C. & SILLIMAN, B.R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, 81, 169–193.,2011
- BARBIER, E.B.; HACKER, S.D.; KENNEDY, C.; KOCH, E.W.; STIER, A.C.; SILLIMAN, B.R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, v. 81, p. 169–193. 2011.
- BRANDÃO, E. J.O ecossistema manguezal: aspectos ecológicos e jurídicos. **Revista de Curso de Direito**, 1 (2), p.1-16,2011
- CABRAL, L. J. R. S. **Levantamento pedológico da planície do Delta do Parnaíba, PI**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de ciências Humanas e Letras, Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2018.
- CULLEN-UNSWORTH, L.; UNSWORTH, R. Seagrass meadows, ecosystem services,

and sustainability. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 55, p.14–28. 2013.

CUSACK, M.; SADERNE, V.; ARIAS-ORTIZ, A.; MASQUÉ, P.; KRISHNAKUMAR, P. K.; RABAOUI, L.; QURBAN, M. A.; QASEM, A. M. ; PRIHARTATO, P. ; LOUGHLAND, R. A.; ELYAS, A. A.; DUARTE, C. M. Organic carbon sequestration and storage in vegetated coastal habitats along the western coast of the Arabian Gulf. **Environmental Research Letters**, v.13, n.7, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aac899>

DINIZ, M. T. M.; VASCONCELOS, F. P.; OLIVEIRA, G. P.de; MEDEIROS, D. B. S. de. Geografia costeira do Nordeste: bases naturais e tipos de uso. Curitiba: **CRV**, 2016.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2017b. **Manual de métodos de análise de solos**. Brasília. 2017.

FERNANDES, A.G.; LOPES, A.S.; SILVA, E.V.; CONCEIÇÃO, G.M.; ARAÚJO, M.F.V. IV – Componentes biológicos: Vegetação. In: CEPRO, **Macrozoneamento Costeiro do Estado do Piauí: relatório geo-ambiental e sócio-econômico**. Teresina: Fundação CEPRO. p. 43-72, 1996.

FOURQUREAN, J.W.; DUARTE, C.M.; KENNEDY, H.; MARBÀ, N.; HOLMER, M.; MATEO, M.A. *et al.* Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. **Nature Geoscience**, v. 5, p. 505–509. 2012a.

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**. p. 67, 2018.

GIRI, C.; OCHIENG, E. L.; TIESZEN, L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using 91earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v.20, p.154-159, 2011. DOI: doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x

GUZZI, A. Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense. Parnaíba: **EDUFPI**, 2012. 466p.

HAMILTON, S.E. e FRIESS, D.A. Estoques globais de carbono e emissões potenciais devido ao desmatamento de manguezais de 2000 a 2012. **Nature Climate Change**,

8 , 240 - 244.,2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0090-4>

HOWARD, J. et al. Coastal Blue Carbon. **Conservation International**, v. 36, n. 1, p. 180, 2014.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2017.Geociencias downloads. Governo Federal,2017.

ICMBIO. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018.

LACERDA, L. D., manguezais, ecossistemas-chave sob ameaça. In: LOBO, Flávio; PEROZIM, Livia (Ed.). **Mudanças Climáticas e desafios ambientais: oceanos origens, transformações, e o futuro**. São Paulo, Sp: Duetto, 2009. p. 76-82. (SCIENTIFIC AMERICAN Brasil)

LEÃO, A. R.; PRATES, A. P. L.; FUMI, M. Manguezal e as unidades de conservação. In: **ICMBio. Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. p. 57 – 73.

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

LOVELOCK C.E., DUARTE C.M. Dimensions of Blue Carbon and emerging perspectives. **Biology Letters**., 2019.DOI: <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0781>

MAIA, S. M. F. et al. Frações de nitrogênio em luvisolo sob sistemas agroflorestais e convencional no semiárido cearense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 381-392, 2008

MILLER, G. T.; SPOOLMAN, E. S. **Environmental Science**. Tradução da 14ª edição norte-americana. ISBN 978-85-221-1865-6. 2015.

MURDIYARSO, D.; PURBOPUSPITO, J.; KAUFFMAN, J.B.; WARREN, M.W.; SASMITO, S.D.; DONATO, D.C, KURNIANTO, S. O potencial das florestas de mangue da Indonésia para a mitigação das mudanças climáticas globais. **Nature**

Climate Change, v. 5, p. 1089-1092., 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2734>

NELLEMANN, C. et al. Blue carbon. A rapid Response Assessment. [S.l.] **United Nation Environment Programme**. GRID-Arendal, 2009.

NÓBREGA, G. N. **Blue Carbon em solos de manguezais do semiárido: importância, métodos de quantificação e emissão de gases C-CO₂**. 2013. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2013.

OVERBEEK, W. (WRM) World Rainforest Movement. “**Carbano Azul**” e “**REED Azul**”: transformando os territórios marinhos costeiros em mercadoria International Secretariat Maldonado 1858 – Montevideo, Uruguay, 19p, jul. 2014.

PIAUÍ. Governo. Disponível em: <<http://www.jucepi.pi.gov.br/piaui.php>>. Acesso em: junho. 2020

PORTELA, M. G. **Estoque de carbono do solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba - PI**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências) Universidade Federal do Piauí. Teresina, 2019.

REZAIE A.M.; LOERZEL J.; FERREIRA C.M. Valorização dos habitats naturais para aumentar a resiliência costeira: As zonas húmidas reduzem os danos materiais causados por tempestades e aumento do nível do mar. **PLoS ONE** 15 (1): e0226275. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal>.

RODRIGUÉZ, N. A. C., **Variação sazonal do carbono em um ecossistema de mangue na Amazônia oriental: florística, clima e economia**. Tese (Doutorado) Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

ROMAÑACH S.; DEANGELIS D.L; KOH H.L; LI Y.; TEH S.Y.; RAJA BARIZAN R.S. et al., Conservation and restoration of mangroves: Global status, perspectives, and prognosis. **Ocean Coast Manag.** v.154: p.72–82. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>.

SASMITO, S.D.; SILLANPÄÄ, M.; HAYES, M.A.; BACHRI, S.; SARAGI-SASMITO, M.F.; SIDIK, F., et al. Os estoques e a dinâmica de carbono azul do mangue são controlados por configurações hidrogeomórficas e mudanças no uso da terra. **Glob. Change Biol.** p.1–12., 2020

SCHILE, L. M. et al. Limits on carbon sequestration in arid blue carbon ecosystems.

Ecological Applications, v. 27, n. 3, p. 859–874, 2017.

SINGH G.G.; EDDY I.M.S.; HALPERN B.S.; NESLO R.; SATTERFIELD T.; CHAN K.M.A.; Mapping cumulative impacts to coastal ecosystem services in British Columbia. **PLoS ONE**. 2020.

SOUSA, A.I., LILLEBØ, A.I., RISGAARD-PETERSEN, N., PARDAL, M.A. & CAÇADOR, I. Denitrification: an ecosystem service provided by salt marshes. **Mar Ecol Prog Ser**, v. 448, p. 79–92. 2012.

SOUSA, R. S.; VALLADARES, G. S.; ESPÍNDOLA, G. M. DE. Análise do índice de vegetação (NDVI) e vulnerabilidade ambiental da planície costeira do estado do piauí. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 18, n. 2, p. 82-99, 12 set. 2016.

STOCKMANN, U.; ADAMS, M.A.; CRAWFORD, J.W.; FIELD, D.J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A.B.; COURCELLES, V.R.; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D.A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P.C.; CHENU, C.; JASTROW, J.D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O'DONNELL, A.G.O.; PARTON, W.J.; WHITEHEAD, D.; ZIMMERMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agric. Ecosystem Environmental**, v.164, p.80–99, 2013.

TAILLARDAT, P. , FRIESS, DA , & LUPASCU, M. As estratégias de carbono azul dos manguezais para mitigação das mudanças climáticas são mais eficazes em escala nacional. **Biology Letters** ,v. 14. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0251>

TORRES, F. T. P; MARQUES NETO, R; MENEZES, S. O. **Introdução à Geomorfologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

TURRA, A. et al. Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais. **Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros - Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros - ReBentos**, p. 62–80, 2015.

UNEP. (2014). **The importance of mangroves to people: a call to action**. Edição: Van Bochove, J.; Sullivan, E.; Nakamura, T. Cambridge: UNEP-WCMC.

UNEP. The importance of Mangroves to people: A call to action. In: Van Bochove J.; Sullivan E.; & Nakamura T. (Eds.), United Nations Environment Environment Programme. **Cambridge: World Conservation Monitoring Centre**. 2014, 128.

WAMSLEY, T.; COLLIER, Z.; BRODIE, K.; et al. Guidance for Developing Coastal Vulnerability Metrics. **Journal of Coastal Research**, v. 31, n. 6, 2015

WWF. (2015). **Reviving the ocean economy** - the case for action 2015. Gland: WWF

6. CAPÍTULO I. PADRÕES ESPACIAIS E USOS DA TERRA EM MANGUEZAIS DO DELTA DO PARNAÍBA

6.1 RESUMO

As unidades de conservação em zonas costeiras e manguezais se distribuem em todo o território brasileiro, representando um sistema de preservação essencial as zonas frágeis. Os manguezais são parte dessa biodiversidade, sendo ecossistemas concessionários de variados serviços ecossistêmicos as espécies animais e humanas, as pressões dessa mesma comunidade antrópica representa uma série de perdas em serviços ecossistêmicos nos mais variados usos e coberturas naturais, e a distribuição ocupacional assim como os padrões destas apresentam em parte os panoramas de distribuição e crescimento urbano e políticas de planejamento, haja vista que a dinâmica de sua distribuição espacial, assim como a velocidade que isso acontece responde a políticas de planejamento, quando aplicado a unidades de conservação torna-se ainda mais urgente sistemas eficazes de monitoramento ambiental de padrões de uso e ocupação do solo. Foram identificadas na APA do Delta do Parnaíba uma taxa de desflorestamento em torno de 64,8 Km² ao longo das duas últimas décadas (1999-2019), exploradas pelo agronegócio cresceram em 196, 9 Km² e florestamento em torno de 194,4 Km², os padrões de distribuíram com melhor visibilidade em uso aquícola e crescimento urbano e foram essenciais para distinção de usos do solo, naturais e antrópicos.

Palavras-chave: Unidade de conservação. serviços ecossistêmicos. exploração agropecuária.

CHAPTER I. SPATIAL PATTERNS AND LAND USES IN MANGROVES OF THE DELTA DO PARNAÍBA

6.2 ABSTRACT

Conservation units in coastal and mangrove areas are distributed throughout the Brazilian territory, representing a system of preservation essential to fragile areas. Mangroves are part of this biodiversity, with animal and human species granting ecosystems of varied ecosystem services, the pressures of this same anthropic community represent a series of losses in ecosystem services in the most varied uses and natural coverings, and occupational distribution as well as patterns of occupation these partly present the panoramas of urban distribution and growth and planning policies, given that the dynamics of their spatial distribution, as well as the speed at which this happens, responds to planning policies, when applied to conservation units it becomes even more effective systems for environmental monitoring of land use and occupation patterns are urgently needed. In the Delta do Parnaíba APA, a deforestation rate of around 64.8 km² was identified over the last two decades (1999-2019), exploited by agribusiness, they grew in 196, 9 km² and forestation around 194.4 km², the patterns of distribution with better visibility in aquaculture use and urban growth and were essential to distinguish land uses, natural and man-made.

Keywords: Conservation unit. ecosystem services. agricultural exploitation.

6.3. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países com uma das maiores biodiversidades do mundo, regida por leis que auxiliam na conservação de ecossistemas, dentro desta perspectiva temos as Zonas Costeiras consideradas patrimônio nacional pela constituição brasileira, ainda sim, estão subsidiadas sob direção da versão mais atual da Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Não obstante, esses espaços litorâneos são capitais naturais fundamentais na manutenção de serviços ecossistêmicos.

As zonas litorâneas são ambientes de grande interesse ao uso e ocupação, tendo em vista as questões inerentes à paisagem e à produtividade destes ambientes, a ação antrópica se diversifica desde a ocupação para moradia e veraneio à exploração mineral, pesca, atividades de recreação e turismo, sendo ainda explorada, atualmente com mais intensidade, para fins de geração de energia elétrica (SOUSA; VALLADARES; ESPÍNDOLA, 2016). Gerando uma série de impactos positivos, na economia, geração energética de emprego e renda.

Dentre esses impactos, Moschetto et al.,(2020) salienta que, a ocupação promovida por essa população, em destaque os moradores irregulares majoritariamente em vulnerabilidade social, são atores importantes no processo de conservação do ecossistema manguezal, ainda que sua ocupação seja irregular legalmente, entretanto tal contribuição não exige que sua ocupação precisa ser considerada com cuidado, caso contrário, a flexibilização na legislação continuará colocando esses ambientes em risco de perder proteção. Ressalta-se também os riscos aos quais estão expostas essas comunidades em habitar essas áreas (SILVA JÚNIOR; SANTOS; RODRIGUES., 2020).

A cobertura vegetal nas paisagens costeiras sofreu um declínio significativo devido a eventos naturais em grande escala, a perda dessa cobertura resulta na formação de CO₂ e liberação de outros gases de efeito estufa para além das análises cartesianas, é evidente a importância socioambiental das zonas costeiras que pode ser evidenciada em diversos aspectos, como pela biodiversidade, que abriga diversas espécies de animais e vegetais, assim como pela geodiversidade, que apresenta aspectos diferenciados, principalmente relacionado às características geológicas e geomorfológicas (ABDULLAH et al., 2019; FOURQUIREAN et al. 2012; RABELO, 2018).

Além, da extrema importância de preservação do ecossistema manguezal. Tendo em vista que o processo de sequestro de carbono por área de florestas de mangue é da mesma ordem de grandeza do observado em outras florestas tropicais úmidas, fonte de recursos pesqueiros, processos físicos na linha costeira e proteção da linha da costa, sequestro de carbono, produção de alimento, filtro biológico, área de repouso, nidificação e berçários de espécies além de sua influência em ecossistemas adjacentes (ICMBIO,2018; SOUZA et al.,2018)

O litoral piauiense encontra-se em processo de transformação, em parte por apresentarem grande potencial turístico, e por serem alvos de uma recente e intensa ocupação desordenada, neste litoral áreas próximas às praias, os canais fluviais, as áreas de manguezais são tipicamente mais vulneráveis (SOUSA; VALLADARES; ESPÍNDOLA, 2016). Medidas de combate e prevenção da degradação e apoio à restauração de habitats são fundamentais visto que múltiplas pressões antropogênicas podem influenciar a perda de manguezais, que variam consideravelmente em suas características e dinâmicas em diferentes contextos regionais e locais (HAYASHI et al.,2019).

Estas pressões têm por consequência alteração de padrões espaciais culminantes para desenvolvimento de impactos ambientais significativos. Para tanto, a difusão e inserção de ferramentas mais acessíveis de manipulação, como o Sensoriamento Remoto e o Geoprocessamento têm sido amplamente usados por serem eficientes e adequados na execução de pesquisas sobre a observação de uso do solo e cobertura vegetal, gestão dos riscos de áreas susceptíveis a erosão, riscos ambientais, evolução costeira, modelagem de salinidade do solo, índices cobertura vegetal, uso e ocupação do solo, monitoramento de ambientes costeiros, planejamento de gestão integrada entre outros. (WILLIAMS, 2015; CENCI,2017; PRUDÊNCIO, 2019; CAMARA, 2019; BARRETO,2019; BARROS et. al.,2020; TAVERNARD; NETO,2020).

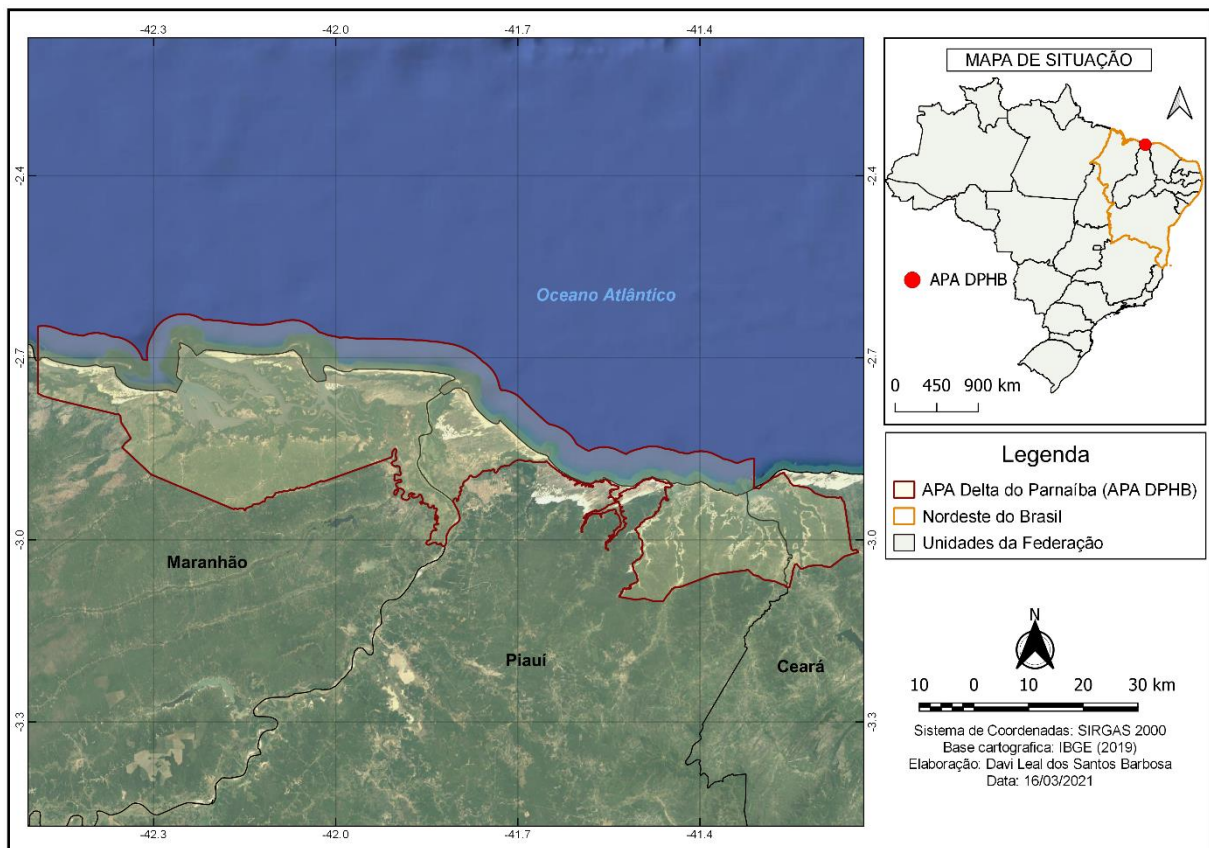
Desta forma, o presente estudo buscou avaliar uso e ocupação do solo assim como o índice de vegetação do litoral piauiense associado à avaliação espaço-temporal do uso e ocupação do solo da APA do Delta do Parnaíba nas duas últimas décadas.

6.4. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA) (Figura 5) se localiza em parte do litoral do nordeste do Brasil, envolvendo os municípios do Maranhão, Piauí e Ceará, e foi criada por intermédio do Decreto Federal de 28 de agosto de 1996, abrangendo 313.809 hectares, acrescido de uma faixa de área marítima.

Figura 05. Mapa de localização da área de estudo: Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba



Fonte: Autores, 2021

A unidade é gerenciada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) e coordenada pelo núcleo regional de cada estado ao qual está compreendido. No território piauiense a respectiva área da APA inserida no estado, apresenta características climáticas segundo a classificação de Kooper, proposta por Medeiros (2020) como do tipo “As” (Tropical chuvoso com verão seco), com solos dos tipos Gleissolos, Neossolos (Quartzarênicos e Flúvicos), Planossolos, Espodossolos, Cambissolos e Vertissolos segundo classificação de Cabral et al., (2019), na planície costeira.

Além dos relevos de agradação, tanto do tipo continental como é o exemplo da planície fluvial, quanto do tipo litorâneo como é o caso da planície costeira, da planície

Fúlvio-marinha, das planícies colúvio-alúvio-marinhas e as planícies Flúvio-lagunares, além de dunas móveis, cordão arenoso e praias (AMORIM et al., 2019).

6.4.1 Procedimentos metodológicos

6.4.1.1 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O estudo determinou o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), com a finalidade de conhecer o índice de cobertura vegetal da APA, a partir de uma perspectiva distinta dos dados secundários, sua escolha se deu pela recorrência de usabilidade, e facilidade de processamento. Este é expresso pela relação de reflectância de superfície do infravermelho próximo (NIR) para a vermelha (RED), tendo-se assim a expressão de Rouse et al. (1974):

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$$

Onde: NDVI= índice de vegetação por diferença normalizada; NIR= banda infravermelho próximo; RED= banda do vermelho.

Foram utilizadas as bandas dos sensores Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ e Landsat 8 OLI fornecidos pela United States Geological Survey (USGS-EarthExplorer) e manipuladas através da calculadora raster através do software QGIS 3.14. Por conseguinte, a expressão produto do NDVI pode explicar as propriedades espectrais da vegetação a partir da diferença entre as refletâncias das bandas 3 (visível-vermelho) e 4 (infravermelho próximo) dividido pela soma das refletâncias das bandas do infravermelho com visível-vermelho. O resultado da combinação varia de -1 a 1, de modo que quanto mais próximo do 1, maior indício de presença de vegetação, e quanto mais próximo do -1, maior indício de presença de solo exposto.

6.4.1.2 Coleta e análise de dados

Os dados de uso e ocupação do solo foram coletados no Projeto MapBiomias (Coleção 5), em janeiro de 2021, dados disponíveis, referentes às duas últimas décadas (1999-2019) em toda área de estudo. Os dados coletados são caracterizados em áreas de ocupação natural e uso antrópico, além das definições e distinções por classes e suas respectivas subclasses (Quadro 2), os dados foram avaliados sistematicamente a partir de informações referentes ao desenvolvimento territorial ao

longo dos anos, movimentação ao longo do território e alteração de usos naturais por antrópicos.

Quadro 02. Classes e subclasses apresentadas na plataforma MapBiomias.

CLASSE	SUBCLASSE
Floresta	Floresta natural Floresta plantada
Formação natural não florestal	Campo alagado e área pantanosa Formação campestre Apicum Afloramento rochoso Outras formações não florestais
Agropecuária	Pastagem Agricultura Mosaico de agricultura e pastagem
Área não vegetada	Praia e Duna Infraestrutura urbana Mineração Outras áreas não vegetadas
Corpos D'água	Rio, lago e oceano Aquicultura
Não observado	

Fonte: Adaptado, MabBiomias (2019). Acesso em: 12/01/2021

6.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises dos dados foram interpretadas conforme uso e cobertura da terra dos intervalos temporais selecionados a partir de sua avaliação foram correlacionadas as informações com o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) nos mesmos intervalos temporais.

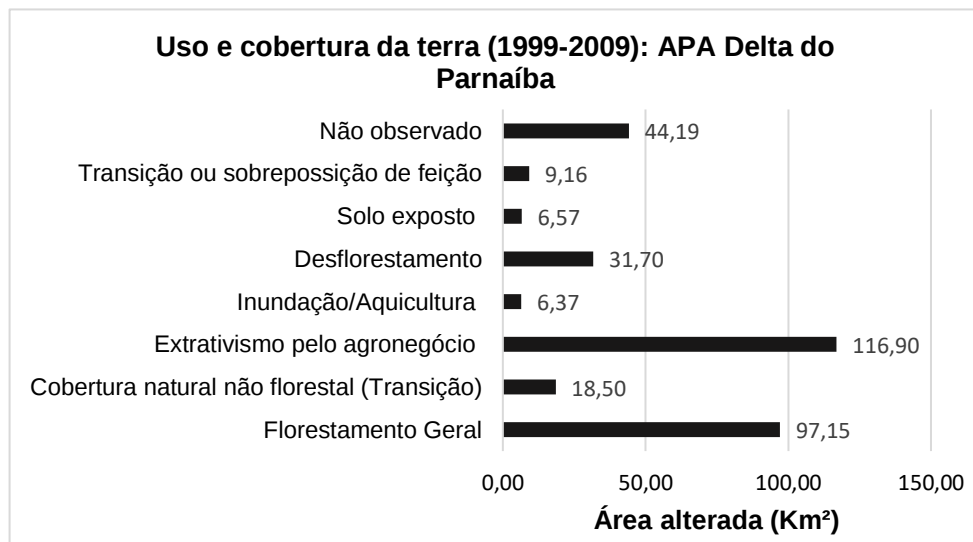
As avaliações de uso e cobertura da terra no intervalo 1999 e 2009 (Figura 6) demonstraram taxas de crescimento, em maior parte da APA DPHB, por ocupações antrópicas, distribuídas, principalmente, em usos extrativistas por atividades agropecuárias (pastagem, agricultura e mosaicos de ambas) que corresponderam aproximadamente a um aumento de 116,90 Km² e 35,37% da taxa de alteração da área no mesmo período.

Entretanto, o plano de manejo da unidade prevê três áreas que legitimam a atividade, as zonas de uso comunitário, zonas de produção e zonas urbano-industriais, em termos de ocupação a área explorada pela agropecuária no ano de

2009 já ultrapassava em 411 ha do limite legal disponível nas zona urbano-industrial, por exemplo.

Além de usos antrópicos de menor cobertura, como a aquicultura, que corresponderam a menor taxa de aumento em área, mas que determina um potencial de perda de serviços ecossistêmicos em manguezais que correspondem a perdas de grandes hectares de florestas de terras baixas brasileiras (KAUFFMAN et al., 2018).

Figura 6. Uso e cobertura da terra em intervalo temporal de 1999-2009 da APA Delta do Parnaíba

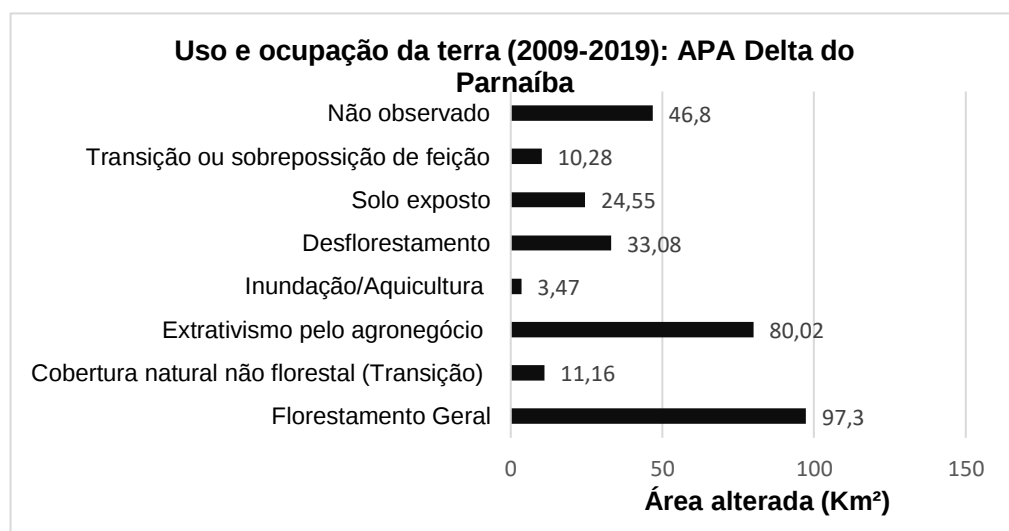


Fonte: Autor, 2021

Por conseguinte, as taxas de desflorestamento (31,70 Km²) e solo exposto (6,57 Km²) juntas apresentaram um acréscimo de aproximadamente 11,58%, em parte, pela ação de movimentação de dunas (9,59%), abandono de áreas de cultivo agropecuário (1,99%), o que torna importante as ações de fiscalização tanto do movimento dunar que só na planície costeira avançam em média 18,09 m/ano quanto nos setores zoneados a fim de compreender os padrões de ocupação e conformidade com o Plano de Manejo da unidade, uma vez que a substituição de padrões de vegetação podem ter implicações como perda de serviços ecossistêmicos de provisão, regulação, suporte e culturais e mudanças nas comunidades da biota (MOSCHETTO et al., 2020)

Em contraponto ao movimento de ocupação antrópica, as taxas de florestamento geral tiveram um aumento em 97,15 Km² que correspondem 29,39% da área total alterada no intervalo, sendo uma parcela de 18,50 Km² desse total com cobertura natural não florestal, representada por apicuns (planície hipersalina arenolamosa, segundo ICMBIO, 2018), formações campestres (tipicamente cerrado esparso), campos alagados (áreas de saturação de água no solo sazonal ou permanente, segundo Gibbs, 1995) e outras formações vegetais não florestais, além das áreas que sofreram transição natural de coberturas florestais a formações também naturais, mas não florestais com 9,16 Km² alterados. Quando avaliado os mesmos parâmetros no segundo intervalo temos características similares, conforme Figura 7.

Figura 7. Uso e cobertura da terra em intervalo temporal de 2009-2019 da APA Delta do Parnaíba



Fonte: Autor, 2021

Nesta perspectiva, as taxas de florestamento se mostraram superiores às demais classes, entretanto a taxa de crescimento ainda está inferior ao primeiro intervalo sendo que 3,64% dessa área correspondente a coberturas naturais não florestais. O extrativismo ocasionado pelo agronegócio sofreu redução de sua expansão na APA DPHB assim como as atividades de aquicultura com uma redução de crescimento de 36,88 Km² e 2,9 Km², respectivamente, entretanto, foi gerado uma conversão de 30,5 Km² de área de uso agropecuário apenas em áreas florestais.

Ainda sim, as áreas de solos expostos (sem vegetação) aumentaram 3,7 vezes ao primeiro intervalo saltando de 6,57 Km² para 24,55 Km² (1999-2009) em decorrência majoritariamente da expansão urbana dos municípios na APA e crescimento populacional dos municípios pertencentes, além de movimentação dunar. Macambira, Sousa e Silva., (2019) destacam a partir de uma análise empírica do município de Ilha Grande no estado do Piauí (município pertencente a APA DPHB) que, apesar do movimento de dunas ter grande influência advinda de processos naturais de formação dos solos e do clima da região, esse fenômeno pode ser acelerado em virtude da urbanização desordenada, do desmatamento e da pecuária extensiva. O maior crescimento populacional se mostrou maior nos municípios pertencentes APA DPHB inseridos no estado do Maranhão com um crescimento estimado de 13.594 habitantes, 10.836 para o estado do Piauí e 1.044 para o estado do Ceará (utilizado projeção estimada do censo 2020) (IBGE, 2010)

Ainda que as taxas de florestamento tenham aumentado, os valores de desflorestamento no segundo intervalo (2009-2019) persistiram em crescimento e se mostraram com 7,22% superior quando comparado com o primeiro intervalo de tempo (1999-2009). O crescimento contínuo do desflorestamento ameaça áreas antes adensadas reduzindo a estabilidade dessas áreas e consequentemente acelerando o processo natural de deslocamento dos sedimentos dunares (MACIEL et al., 2020).

Ressalta-se que um dos maiores problemas nas taxas de desflorestamento, decorre da supressão da cobertura de manguezais, que desempenham serviços ecossistêmicos essenciais. Neste sentido, ainda que as taxas de crescimento extrativista na APA tenham decaído, as crescentes pressões de crescimento na zona costeira e o aumento de acessos aos bosques de mangue são determinantes de impacto antrópico em solos de manguezais (HAYASHI et al., 2019; SOUZA et al., 2018)

Para tanto, o índice de vegetação respondeu eficientemente aos dados de cobertura (Figura 8), as áreas de solo exposto que representam majoritariamente aglomerações urbanas, pastagens e áreas agrícolas em estágio de solo descoberto, quando avaliado em zonas litorâneas representam também cobertura de dunas móveis. Assim, a dinâmica dunar pode justificar a sobreposição de feições já que partes da cobertura vegetal litorânea podem ser substituídas por dunas móveis por meio do processo natural de deslocamento dos sedimentos dunares em direção à vegetação (SOUSA; VALLADARES; ESPÍNDOLA et al. 2016a).

Frota et al., 2017, destacam que a visualização dos fatos no espaço, melhora a compreensão das interações existentes e aponta as ações necessárias. Portanto reconhecer esses padrões favorece a tomada de decisão. O entendimento de uso e ocupação e seus padrões são corriqueiramente propostos pela literatura na qual subsidiam a compreensão de características ecológicas do manguezal, a fim de evitar impactos irrevogáveis na estabilidade e no desenvolvimento desse ecossistema (HAYASHI et al., 2019), prognósticos de degradação ambiental e vulnerabilidade a danos ambientais (HERMON et al., 2018) grau de proteção e fragilidade (TROMBETA et al., 2014) e mudanças climáticas e paisagem (ETEMADI; SMOAK; KARAMI., 2018)

Figura 8. Padrões de uso da terra a partir de resposta espectral (NDVI). A) área da APA DPHB no estado do Maranhão; B) área da APA DPHB no estado do Ceará; C) área da APA DPHB no estado do Piauí. (Destaque, “retângulo azul” - Aquicultura, “retângulo preto” - Área urbana, “retângulo amarelo” - Agricultura)



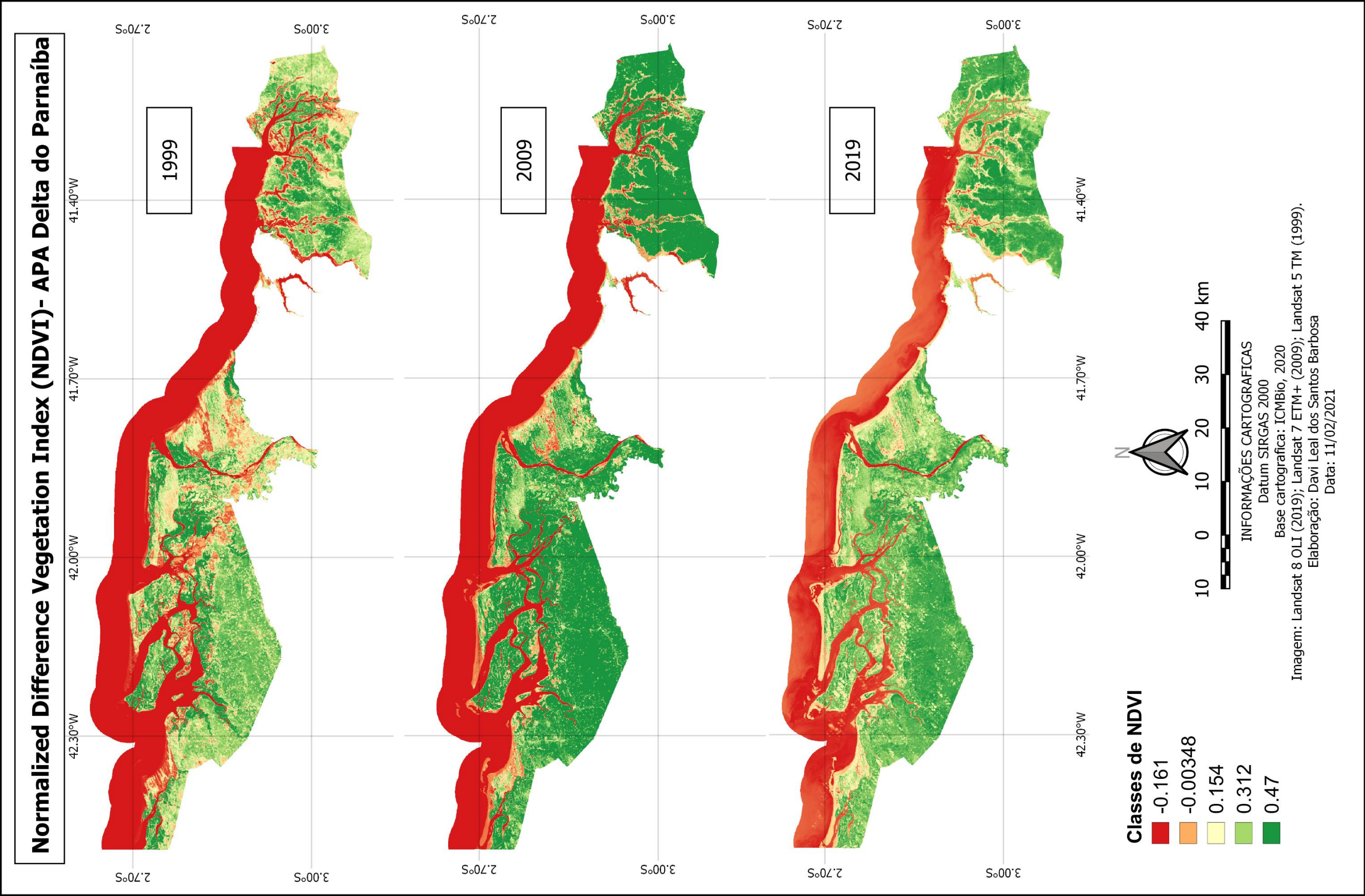
Fonte: Adaptado, USGS

Os usos do solo a partir de imagem do projeto MapBiomias correspondem ao NDVI (Figura 9), a resposta espectral do NDVI para os usos e padrões de Corpos d'água apresentaram-se satisfatórios representando a mudança de uso através da alteração da reflectância, deste modo os corpos D' água e usos pela aquicultura se mostraram mais visíveis, os usos pela agricultura em parte apresentaram com resposta espectral similar aos solos de dunas móveis, entretanto com padrão distinto das coberturas por corpos D'água naturais o qual auxiliou na identificação visual remota. Quando aplicado às coberturas vegetais, o índice demonstrou boa resposta espectral em vegetações menos densas, quando aplicada a vegetações densas como as de manguezais apresentou saturação de pixel, dificultando a visualização de desflorestamento e consecutivo solo exposto.

As áreas de solo exposto demonstraram redução entre 1999 e 2009 de aproximadamente 41,9%, em contraponto ao período de 2009 a 2019, na qual

apresentou crescimento de 32,2% na mesma classe. Inversamente ao decréscimo de área de solo exposto no intervalo 1999-2009, às áreas de vegetação densa cresceram em 172,5% e decresceram em 51,02% (2009-2019) com saldo positivo de 33,47% (1999-2019). Em estudos em unidades de conservação no norte do Brasil, Duarte et al., 2019 destaca que a criação das UCs não impediu que ocorresse supressão de floresta nativa em áreas de proteção integral e sustentável

Figura 9. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI): APA do Delta do Parnaíba (1999; 2009; 2019)



Mochetto et al., (2020) em estudos no Sistema Estuarino de Santos e São Vicente no estado de São Paulo verificaram uma taxa de degradação mais lenta na região de vegetação de manguezais, o que pode ser parcialmente atribuído ao sucesso da implementação das políticas ambientais locais de regularização fundiária implantadas na região após a implementação da UC. Tal proposição é provada a partir do corrente estudo, uma vez que a implementação da APA DPHB demonstrou significativo aumento de áreas florestais e avanço urbano mais lento em relação a outras cidades costeiras.

Os usos antrópicos que demandam desflorestamento na APA DPHB aumentaram em 261,7 Km² entre 1999 a 2019. Hayashi et al., (2019) elenca que torna ainda mais relevante políticas e unidades de conservação em zonas costeiras em decorrência de pressões antrópicas, dado que essas pressões geram uma rápida expansão das populações urbanas nas zonas costeiras resulta no aumento de áreas construídas (para atender a demanda) por moradias e equipamentos públicos, além da degeneração de espaços ecológicos como os ecossistemas de manguezais (AL et al., 2020). Uma vez que os padrões de acesso aos ecossistemas de mangue e antropização de ambientes costeiros naturais ainda são visualizados pela sua resposta espectral através de sensoriamento remoto.

6.6. CONCLUSÃO

A Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, apresentou alta taxa de desflorestamento que somadas correspondem aproximadamente 64,8 Km² ao longo do tempo nos intervalos estudados a exploração pelo agronegócio se mostrou como crescente dentro da APA (196, 9 Km²), as taxas de florestamento (194,4 Km²) tiveram crescimento menor que atividades exploratórias pelo agronegócio nos intervalos, se comportando proporcionais ao longo do tempo com 29,39% (1999-2009) e 31,73% (2009-2019), o que demonstra uma boa resiliência natural da vegetação.

O índice de vegetação e padrões de uso avaliados pelo Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) apresentaram bons resultados, ainda resposta espectral levemente saturada em vegetações mais densas foram identificados padrões espaciais antrópicos a partir da resposta espectral dos usos e coberturas, sendo sugerido a implementação de políticas mais eficazes de monitoramento, fiscalização de áreas de manguezais que lentamente vem sendo pressionadas pelas atividades extrativistas na APA DPHB.

REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, A. Y. M. et al. Spatio-temporal patterns of land use/land cover change in the heterogeneous coastal region of Bangladesh between 1990 and 2017. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, 2019.
- AMORIM, J. V. A.; VALLADARES, G. S.; SILVA, F. J. L. T. DA; LEAL, J. M. Uso da banda termal do TM/Landsat 5 e NDVI no Mapeamento Digital de Solos do Delta do Parnaíba – Piauí. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 5, p. 17-29, 5 out. 2019.
- AL B., CHUNLEI M.A., ZHAO J., ZHANG R. O impacto da rápida expansão urbana nos manguezais costeiros: um estudo de caso na província de Guangdong, China. **Earth Sci.** , 14 (2020) , pp. 37 - 49 , 10,1007 / s11707-019-0768-6
- BARRETO, Artênio. **Modelagem da salinidade do solo com a utilização de técnicas de sensoriamento remoto/** Artênio Barreto.,2019. Tese(Doutorado)-Universidade Federal Rural do Semiárido, programa de Pós Graduação em manejo de solo e água.,2019
- BARROS, M. C. V. et al. Mapeamento do uso e ocupação do solo da zona costeira Sul do estado da Paraíba. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 31876–31886, 2020.
- CABRAL, L. J. R. S. et al. Classificação dos solos da Planície do Delta do Parnaíba, PI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 04, p. 1466–1483, 2019.
- CAMARA, et al. (2019). Geotecnologias como subsídio para gestão de ambientes costeiros: análise do recuo em falésias/arribas no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, e suas implicações socioambientais. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território (GOT)**, n.º 16 (março). Centro de Estudos de Geografia e Ordenamento do Território, p. 53-79, dx.doi.org/10.17127/got/2019.16.003
- CENCI, L.; DISPERATI, L. PERSICHILLO, M. G.; OLIVEIRA, E.R.; ALVES, F.L.; PHILLIPS, M. Integrating remote sensing and GIS techniques for monitoring and modeling shoreline evolution to support coastal risk management. **GIScience & Remote Sensing**, p. 1-21, 2017.
- ETEMADI, H.; SMOAK, J. M.; KARAMI, J. Land use change assessment in coastal mangrove forests of Iran utilizing satellite imagery and CA–Markov algorithms to monitor and predict future change. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 5, p. 1–13, 2018
- FOURQUREAN, J.W.; DUARTE, C.M.; KENNEDY, H.; MARBÀ, N.; HOLMER, M.; MATEO, M.A. *et al.* Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. **Nature Geoscience**,v. 5, p. 505–509. 2012.
- FROTA, J. C. O. **Potencial de expansão urbana na planície costeira do Estado do Piauí Dissertação** (Mestrado em Geografia) - UFPI, 2017

GIBBS, J. P. (1995) Hydrologic needs of wetland animals, p. 267–276. In: Nierenberg, W. A. (ed.) **Encyclopedia of environmental biology**, Vol. 2. New York: Academic Press

HAYASHI, S. N. et al. The effect of anthropogenic drivers on spatial patterns of mangrove land use on the Amazon coast. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, p. 1–20, 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades**. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 24 de Fev 2021.

ICMBIO. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. 2018.

KAUFFMAN, J. B. et al. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and evolution**. December 2017, p. 5530–5540, 2018.

MACAMBIRA, D. M.; SOUSA, K. A.; SILVA, E. G. A. Análise empírica do problema das dunas em Ilha Grande, Piauí. **Revista gestão e sustentabilidade ambiental**, Florianópolis, v.8, n.4, p. 80-109, out/dez. 2019

MACIEL, A. C. R.; COSTA, T. G. A.; TOLEDO, C. E.; ROCHA, I. L.; SOUSA, M. C. B.; ABREU, L. P.; NASCIMENTO, B. L. M.; IWATA, B. F. Qualidade ambiental e comportamento de uso e ocupação do Delta do Parnaíba. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.7, p.179- 187, 2020. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.007.0017>

MEDEIROS, R. M. DE. Classificação climática de köppen para o estado do piauí – Brasil. **Revista Equador**, v. 9, p. 82–99, 2020.

MOSCHETTO, F. A.; RIBEIRO, R. B.; DE FREITAS, D. M. Urban expansion, regeneration and socioenvironmental vulnerability in a mangrove ecosystem at the southeast coastal of São Paulo, Brazil. **Ocean and Coastal Management**, n. February, 2020.

PRUDÊNCIO, C.; AMARO, V. E.; SCUDELARI, A. C. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ Análise da Evolução Costeira entre os Anos de 1984 e 2014 de Trecho do Litoral Oriental do Rio Grande do Norte , Nordeste do Brasil. v. 42, p. 189–205, 2019.

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 12 de Jan 2021 através do link: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR

RABELO, T. O. **Geodiversidade em Ambientes Costeiros: discussões e aplicações no setor sudeste da Ilha do Maranhão, MA-Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Geografia) – UFRN, Natal. 2018

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W.; HARLAN, J.C. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 371p., 1974.

SILVA JUNIOR, O. M.; SANTOS, L. S.; RODRIGUES, M. C. **Panorama Dos Riscos Costeiros No Estado Do Amapá: Conhecer Para Agir**. p. 454–472, 2020.

SOUSA, R. S.; VALLADARES, G. S.; ESPÍNDOLA, G. M. DE. Análise do índice de vegetação (NDVI) e vulnerabilidade ambiental da planície costeira do estado do Piauí. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 18, n. 2, p. 82-99, 12 set. 2016.

SOUZA, C.A.; DUARTE, L.F.A.; JOÃO, M.C.A. & PINHEIRO, M.A.A. 2018. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, Cap. 1: p. 16-56. In: Pinheiro, M.A.A. & Talamoni, A.C.B. (Org.). **Educação Ambiental sobre Manguezais**. São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, 165 p

TAVERNARD, L.; NETO, D. S. Identificação e análise dos padrões de uso do solo e cobertura vegetal do município de Portalegre/RN. **Revista pensar geografia** v. 01, p. 55–70, 2020.

TROMBETA, L. R.; GARCIA, R. M; NUNES, R. S; GOUVEIA, I. C. M. C.; LEAL, A. C. 2014. Análise da fragilidade potencial e emergente do relevo da unidade de gerenciamento de recursos hídricos pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Caderno de prudentino de geografia**, nº36, p.159-173,2014.

WILLIAMS, A.; RANGEL-BUITRAGO, N. G.; PRANZINI, E.; ANFUSO, G. The management of coastal erosion. **Ocean & Coastal Management**, 2017, v. 156, p. 4. 2017.

7. CAPITULO II. VULNERABILIDADE AMBIENTAL DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DELTA DO PARNAÍBA

7.1 RESUMO

A avaliação de vulnerabilidade ambiental é um importante instrumento de monitoramento de qualidade ambiental, uma vez que sua avaliação compila vários aspectos ambientais e suas respectivas vulnerabilidades. O cruzamento multicritério das vulnerabilidades naturais e relações antrópicas fornece informações que possibilitam analisar relações antrópicas com o grau de vulnerabilidade de aspectos ambientais diversos, fator determinante de sua aplicação em unidades de conservação e bacias hidrográficas, dado a baixa interferência no ambiente físico e sua aplicação em grandes áreas. Mediante o entendimento deste comportamento é possível compreender a dinâmica de vulnerabilidade de ecossistemas naturais diante ocupação antrópica, corroborando com a literatura o estudo em questão destaca uso e ocupação antrópico como agente impulsionador de vulnerabilidades e consecutivos impactos, entretanto as características de vulnerabilidade tipicamente naturais das morfologias, fisiologia e fitossociologia como as planícies fluviomarinhas e fluviolacustres, Gleissolos hidromorficos e vegetação de manguezal avaliados foram responsáveis pela classificação de vulnerabilidade na APA DPHB, reafirmamos que a ocupação favorece o desenvolvimento de áreas de vulnerabilidade no entanto as morfologias ecossistêmicas que estão ligadas aos ambientes litorâneos foram importantes determinantes da áreas mais vulneráveis delimitadas.

Palavras-chave: Vulnerabilidade natural, ambientes litorâneos, geoprocessamento

;

CHAPTER II. ENVIRONMENTAL VULNERABILITY OF THE DELTA DO PARNAÍBA ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA

7.2 ABSTRACT

The environmental vulnerability assessment is an important instrument for monitoring environmental quality, since its assessment compiles various environmental aspects and their respective vulnerabilities. The multicriteria crossing of natural vulnerabilities and anthropic relationships provides information that makes it possible to analyze anthropic relationships with the degree of vulnerability of different environmental aspects, a determining factor of their application in conservation units and hydrographic basins, given the low interference in the physical environment and their application in large areas. By understanding this behavior, it is possible to understand the vulnerability dynamics of natural ecosystems in the face of anthropic occupation, corroborating with the literature, the study in question highlights anthropic use and occupation as a driving force for vulnerabilities and consecutive impacts, however the typically natural characteristics of vulnerability of morphologies, physiology and phytosociology of the environmental aspects evaluated were responsible for the vulnerability classification in APA DPHB, we reaffirm that the occupation favors the development of areas of vulnerability however the ecosystemic morphologies that are linked to the coastal environments were important determinants of the most vulnerable areas delimited.

Keywords: Natural vulnerability, coastal ecosystems, geoprocessing.

7.3. INTRODUÇÃO

A urbanização é uma condição mundial incontornável, logo, a concentração urbana e aglomerações, acabam se estendendo pelo território e deixando marcas, e consecutivos impactos em detrimento dos movimentos da população (PEREIRA, 2020; MOURA; OLIVEIRA; PÊGO, 2018).

O fenômeno da urbanização no Brasil, muito superior ao dos países desenvolvidos, registrou um aumento de 7,3 vezes a população urbana, que resulta no aumento de áreas construídas com intuito de atender a demanda por moradias e equipamentos públicos, além da degeneração da ecologia e ecossistemas locais, como os manguezais. Seguindo este cenário, projeções apontaram que o fenômeno de urbanização em zonas urbanas costeiras causou uma perda de 30% nessas mesmas formações florestais do sudeste do Brasil, esse acréscimo nas zonas urbanas costeiras é sugerido como uma movimentação dos grandes centros urbanos para pequenos núcleos também urbanizados (PEREIRA, 2020; ZAZYKI; MARIN; MOURA, 2020; AL et al., 2020; FERREIRA e LACERDA, 2016).

Observa-se que, a urbanização em zonas litorâneas demanda particularidades muito distintas da antiga concepção da cidade industrial e moderna, como a presença de vegetação halófitas densa de manguezais desenvolvida nesse ecossistema pela combinação de diversos fatores geomorfológicos, temperatura da água e do ar, diferenciados. Assim, tem-se essa composição ameaçada por atividades antrópicas de exploração e turismo, além de se apresentarem topograficamente muito baixas com alta vulnerabilidade ambiental, predominando os Organossolos e os Gleissolos, solos com um risco de contaminação elevado, além de serem solos plásticos e, portanto, incapazes de suportar a ocupação antrópica sem deformação e alterações significativas (SOUZA; VALE, 2016; LEITE, 2017; ICMBIO, 2018; GASPARINETTI et al., 2018).

Serão, Belato e Dias (2019) destacam que as planícies litorâneas são áreas naturalmente vulneráveis, sendo urgentes os mecanismos para reconhecimento das condições dessas, uma vez que equívocos de zoneamento e a passividade desses, podem incidir em impactos socioambientais e socioeconômicos negativos (LONGO; DANTAS, 2020). Assim, a análise de vulnerabilidade, por ser polissêmica e multiescalar, pode ser aplicada a diversas áreas do conhecimento, como eficientemente utilizada na dimensão ambiental, onde são considerados a

classificação geológica, classe solos, vegetação, declividade além de serem considerados parâmetros humanos, como uso e ocupação do solo (BELATO; SERRÃO, 2019).

Ainda que o mapeamento da vulnerabilidade possibilite o planejamento ambiental, ordenamento territorial e a identificação de áreas suscetíveis a possíveis impactos ambientais, ressalta-se que a falta de atualização, monitoramento e o alto nível de incerteza, a respeito dos possíveis eventos de risco de áreas vulneráveis, ainda é um problema em alguns estados brasileiros, o que não é diferente no litoral piauiense, uma vez, o incentivo e promoção desta forma de monitoramento ainda é defasado (SERRÃO; BELATO; DIAS, 2019; AGUIAR e ERVATTI, 2020).

Não obstante a isso, há desafios metodológicos de análise de vulnerabilidade, tendo em vistas que os parâmetros de análise são sistemáticos e em grande escala, revestindo-se ainda mais a necessidade de métodos de classificação remotos. Martins, Seabra e Richter, (2020) salientam o poder do uso da Geoinformação, tendo os Sistemas de informações geográficas (SIGs) como ferramentas de auxílio para o armazenamento, manipulação, atualização e exposição de dados de maneira simples e precisa, além de recursos visuais e o apoio de programas gratuitos que fornecem dados georreferenciados e ferramentas de classificação.

Neste sentido, um dos aspectos fundamentais para o estudo da zona costeira e seu gerenciamento é o conhecimento da vulnerabilidade (WANSLEY et al. 2015), trazendo à realidade costeira do Nordeste, em especial, da APA Delta do Parnaíba, tem-se fatores ainda mais fundamentais como a relação de impactos indiretos, pela ausência de planejamento territorial em zonas ecotonais à área de preservação, a interestadualidade da unidade, assim como a sua extensão, o que faz com que as técnicas de Geoprocessamento sejam promissoras em produzir respostas com impactos reduzidos e mais rapidamente. Desta forma, este estudo objetivou mapear a vulnerabilidade ambiental da APA do Delta do Parnaíba a partir de classificação de imagens de satélites e bases secundárias de dados.

7.4 MATERIAL E MÉTODOS

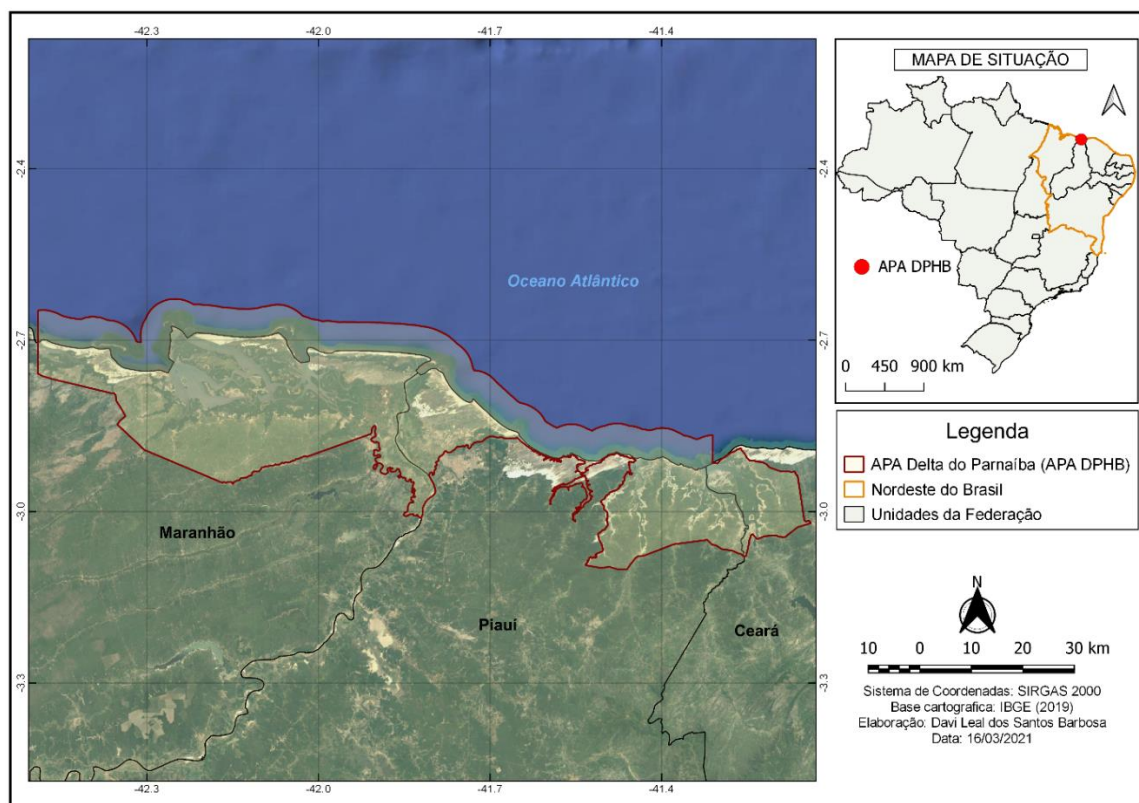
7.4.1. Área de Estudo

O litoral piauiense, com aproximadamente 9.628km², é constituído por quatro municípios: Parnaíba, Ilha Grande, Luís Correia e Cajueiro da Praia, apresenta como

limite a leste o estado do Ceará e a oeste o estado do Maranhão e estão compreendidos dentro Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA DPHB) criada por intermédio do Decreto Federal de 28 de agosto de 1996, envolvendo os municípios do Maranhão, Piauí e Ceará, abrangendo 313.809 hectares, acrescido de uma faixa de área marítima (MENEZES; ABREU, 2020).

Esta APA (Figura 10) caracteriza-se por apresentar um mosaico de ecossistemas entrecortados por baías e estuários, além de ser uma região Fúlvio-marinha bastante dinâmica, formada pela tensão ecológica entre cerrado, caatinga e sistemas marinhos (GUZZI, 2012).

Figura 10. Mapa de localização da área de estudo: APA do Delta do Parnaíba



Fonte: Autores, 2020.

7.4.2 Definição das variáveis de classificação

Primeiramente foi realizado a definição dos parâmetros de classificação de dados para análise de vulnerabilidade, o levantamento foi realizado a partir de revisão metodológica via literatura específica, a fim de identificar os fatores mais recorrentes utilizados nos últimos 04 (quatro) anos (2016-2020) em levantamentos de vulnerabilidade ambiental, os parâmetros mais recorrentes foram classe de solo,

classificação geológica, geomorfologia, vegetação e uso e ocupação do solo (SOUSA; VALLADARES; ESPÍNDOLA, 2016; COSTA, 2018; SERRÃO; BELATO e DIAS, 2019).

7.4.3 Coleta de dados

A coleta de dados de sensoriamento partiu das bases vetoriais do (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2019 disponíveis abertamente a download (classificação de solos, geologia, geomorfologia), já as bases raster (vegetação e uso e ocupação do solo) foram adquiridas a partir classificação do Projeto MapBiomas disponibilizados na plataforma Google Earth Engine do mesmo ano (e sendo avaliados os dados do tipo shapefile das classificações mais recentes disponíveis; e os dados de classificação de solo, geologia, geomorfologia e uso e ocupação do solo foram coletados e avaliados no software QGIS 3.14 “Pi” conforme suas classes e literatura especializada.

7.4.4 Vulnerabilidade Ambiental

O método de avaliação dos dados foi adaptado da proposta de Crepani et al. (2001) que visa à elaboração de mapas da vulnerabilidade à erosão, a qual faz uso de diferentes mapas temáticos de aspectos ambientais distintos da área de estudo, pedologia, geologia, geomorfologia, vegetação e uso e ocupação do solo. Sendo seguida de valoração de estabilidade de cada fisionomia das unidades de paisagem mapeadas, variando de valores próximos a 1,0 (unidades estáveis), valores em torno 2,0 (unidades intermediárias) e 3,0 (unidades mais vulneráveis) (Quadro 3) (CREPANI et al. 2001).

Quadro 03. Classes de vulnerabilidade segundo Crepani et al. (2001)

Grau de vulnerabilidade	Intervalos	Cores das vulnerabilidades
Estável	1,0 -1,3	
Moderadamente estável	1,4 - 1,7	
Mediamente estável vulnerável	1,8 - 2,2	
Moderadamente vulnerável	2,3 - 2,6	
Vulnerável	2,7 - 3,0	

Fonte: Adaptado de Crepani et al. (2001)

Para obtenção dos dados de uso e ocupação da APA DPHB, foram adquiridas imagens do tipo raster da plataforma Earth Engine fornecido pelo Projeto MapBiomass, os referidos, foram poligonizados e categorizados conforme as classes de cobertura do solo do próprio MapBiomass, os dados vetoriais de geologia, geomorfologia e classe de solo foram adquiridos em formato vetorial (1:250.000) a partir da base de download do IBGE (IBGE, 2019).

Os pesos foram atribuídos individualmente (Quadro 4) e os referidos mapas recategorizados conforme a nova ponderação de graus de vulnerabilidade proposta por Crepani et al. (2001).

Quadro 4. Grau de vulnerabilidade dos elementos da paisagem conforme Crepani et al. 2001.

Aspectos ambientais	Grau de vulnerabilidade
Classe de solo	
Neossolo	2,7
Gleissolo	3,0
Duna	3,0
Planossolo	2,0
Argissolo	2,0
Geologia	
Depósitos eólicos não vegetados	3,0
Depósitos eólicos vegetados	2,5
Terraços	2,5
Depósitos Litorâneos	3,0
Cordões Litorâneos	2,7
Depósitos Fúlvio Marinhos	3,0
Depósitos Aluvionares	3,0
Aluviões Fluviolacustres	2,3
Depósito de Pântanos e Mangues	3,0
Formação Barreiras	2,0
Geomorfologia	
Tabuleiros	1,0
Planície eólica	2,4
Terraço marinho	2,8
Planície e terraço fluvial	2,6
Dunas móveis	3,0
Planície Fúlvio Marinha	3,0
Vegetação	
Formação florestal	2,0
Formação savânica	1,5
Manguezais	1,7
Formação campestre	2,4
Apicum	3,0
Uso e ocupação do solo	

Formação florestal	1,0
Formação savânica	2,0
Manguezais	3,0
Formação campestre	1,8
Pastagem	2,0
Mosaico agricultura e pastagem	2,7
Praia e dunas	2,0
Infraestrutura urbana	3,0
Área de solo exposto	3,0
Aquicultura	3,0
Apicum	2,0
Rio, Lago e Oceano	1,0
Lavoura perene	3,0
Lavoura temporária	2,5

Fonte: Adaptado de Crepani et al., (2001)

A partir da recategorização os dados do tipo vetorial (classe de solo, geologia, geomorfologia, vegetação e uso e ocupação do solo) são rasterizados e supostos às técnicas de álgebras de mapas, aonde todas as camadas raster são calculadas a partir da equação da vulnerabilidade natural dado pela (Equação 1) sendo seu resultado calculado conforme (Equação 2) para obtenção da vulnerabilidade ambiental:

$$Vn = \frac{S+G+Gmor+Vg}{4} \quad (1)$$

$$Vam = \frac{Vn+Us}{2} \quad (2)$$

Onde:

Vn= Vulnerabilidade natural;

Vam= vulnerabilidade ambiental;

S= vulnerabilidade classe de solos;

G= vulnerabilidade geológica;

Gmor= vulnerabilidade geomorfológica;

Vg= vulnerabilidade da vegetação;

Us= vulnerabilidade de uso e ocupação do solo

7.5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com intuito de gerar a vulnerabilidade ambiental da APA DPHB, foram avaliados individualmente cada parâmetro conforme os pesos propostos por Crepani (2001) e Sousa, Valladares e Espíndola., (2016).

Para o parâmetro de pedologia, foram identificadas quatro grandes classes, das quais variam desde solos jovens pouco consolidados (Neossolos) a solos mais bem desenvolvidos (Argissolos) caracterizados por Cabral et al., (2020) na planície costeira da APA DPHB como suscetíveis a erosão e que necessitam de práticas conservacionistas. Além da formação de dunas categorizado separadamente mediante suas características dinâmicas ao longo da zona litorânea e Gleissolos hidromórficos com alta plasticidade, destacados pela literatura por serem pedogenicamente mais frágeis (NASCIMENTO et al., 2016; CABRAL et al., 2019), à medida que foram distribuídos os referidos pesos os solos mais bem consolidados e desenvolvidos apresentaram menor vulnerabilidade, enquanto os solos mais jovens e pouco desenvolvidos apresentaram maior vulnerabilidade.

Já o parâmetro geologia e geomorfologia apresentaram uma variação mais ampla de classes, entre depósitos eólicos, litorâneos, fluviomarinhos, aluvionares, fluviolacustres e mangues, planícies e terraços fluviais e fluviomarinhos, além de formações geológicas do período quaternário, aparecendo majoritariamente com vulnerabilidade estável a moderadamente estável em tabuleiros e formações geológicas consolidadas como é o caso da formação barreiras. Essas características tendem a elevar a estabilidade, decorrente das características dos elementos da paisagem (SERRÃO; BELATO e DIAS, 2019).

Ainda que apresente regiões medianamente vulneráveis e vulneráveis em decorrência da hidrodinâmica marítima, a ação dos ventos, a sazonalidade das precipitações pluviométricas e a insolação, atuam na dinâmica de transporte de sedimentos como as regiões de dunas móveis (PEDROSA et al., 2019), praias e depósitos fluviomarinhos. Tais morfologias proporcionam o desenvolvimento da vegetação de mangue sendo a preservação destes peça fundamental para garantir o equilíbrio geossistêmico do Delta do Parnaíba (ARAÚJO; MACIEL; SILVA., 2020)

Foram avaliados os parâmetros de vegetação e uso e ocupação do solo que estão assentados nas unidades acima abordadas, as vegetações foram identificadas em coberturas vegetais moderadamente estáveis, formação savânica, medianamente estáveis, a formação campestre e formações vulneráveis, os manguezais. Sendo importante destacar que individualmente a fitofisionomia de manguezais apresenta

peso 3,0 (SOUSA; VALLADARES e ESPÍNDOLA., 2016) quando cruzado aos demais critérios, suas condições geomorfológicas e de solos foram agentes impulsionadores na classificação final de sua vulnerabilidade, sendo a geomorfologia determinante dos aportes de água salgada que entra em direção ao rio e de água doce que sai em direção ao mar, já os solos como resposta a essa determinação apresenta teores de salinidade, material orgânico, oxigênio singulares a essa dinâmica (SOUZA et al., 2018). Uma vez que as relações ambientais são sistêmicas e seus componentes endêmicos são necessários para uma avaliação multicritério consistente.

Os usos e ocupações demonstraram-se moderadamente vulnerável, levando em consideração que as condições ecodinâmicas do litoral ameaçam a ocupação em áreas vulneráveis ou limítrofes a elas, seja por serem incapazes de suportar a ocupação antrópica (SOUZA; VALE, 2016), seja pelo movimento contrário ao apontado do por Pereira, (2020). Agindo como fator de movimentação populacional de zonas de grande dinâmica, o município de Ilha Grande de Santa Isabel no estado do Piauí é um exemplo, na qual seu padrão espacial urbano está moldado ao movimento de dunas em seu território.

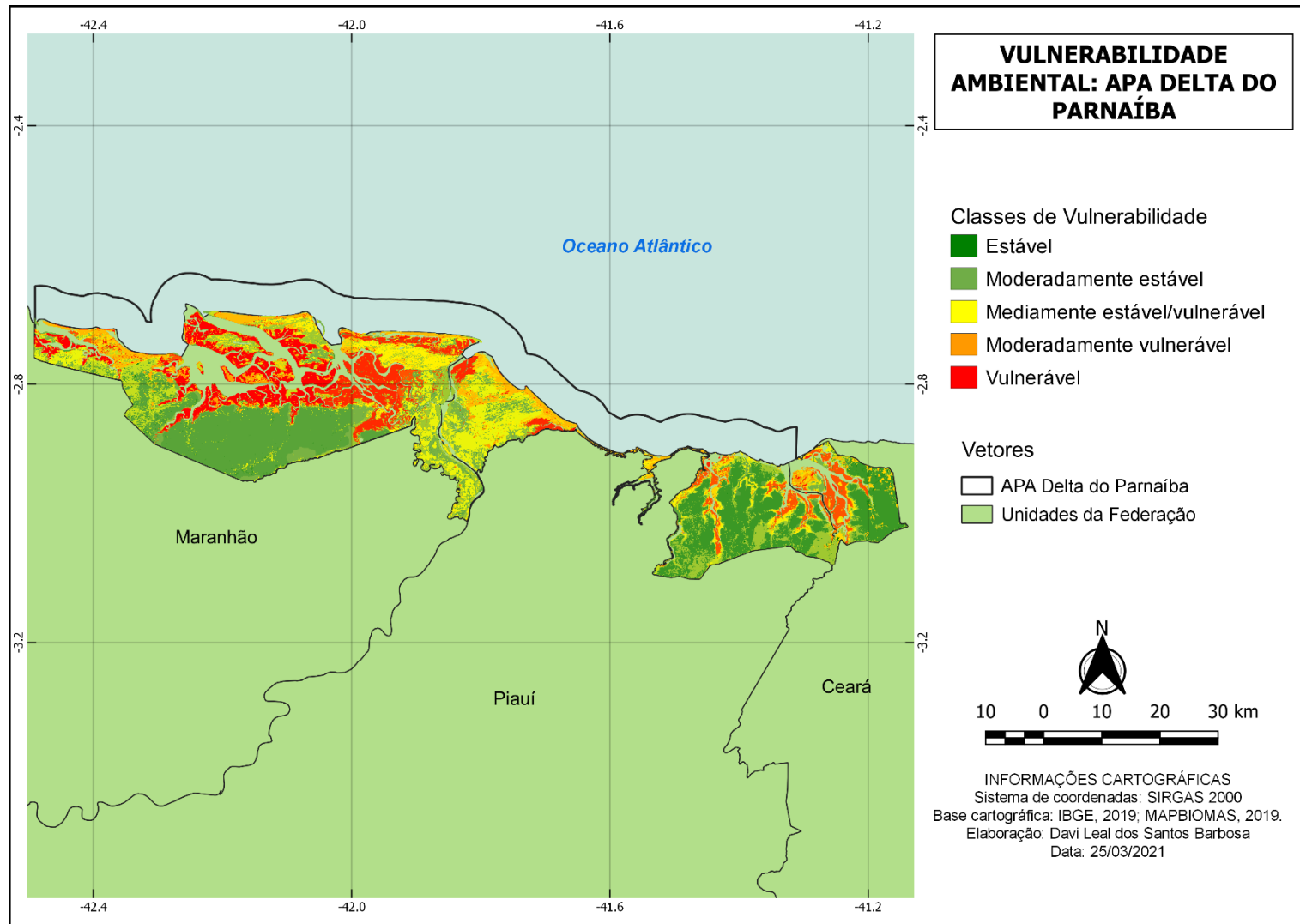
Por outro lado, zonas ainda que vulneráveis, permanecem com usos antrópicos e exploração o que resulta no predomínio de morfogênese em detrimento da pedogênese (RIBEIRO, 2016), em destaque os tabuleiros litorâneos cearenses que sustentam atividades de aquicultura e carcinicultura, Kauffman (2018a) destaca que atividades de carcinicultura geram perdas de carbono que excedem perdas causadas pela mudança na cobertura da terra, associado ao corte e queima nas florestas tropicais secas do nordeste brasileiro.

A fim de gerar os resultados foram cruzados os dados de cada categoria de avaliação com seus respectivos pesos, por conseguinte os resultados apontaram um grau medianamente a moderadamente vulnerável (Figura 2) em maior parte da APA DPHB.

A vulnerabilidade medianamente estável representa maior parte da APA, suas concentrações mais densas se dão em áreas de baixa dinâmica de marés com vegetações densas de floresta savânica, áreas de solos mais bem desenvolvidos e geomorfologias mais bem consolidadas, as medianamente estável/ vulnerável estão áreas da planície litorânea localizada no estado Piauí, mediante a dinâmica de morfogênese e uso e ocupação antrópica, por fim as áreas de alta vulnerabilidade aparecem em ecossistemas naturalmente mais vulneráveis (manguezais e depósitos

fluviomarinhos) ou em zonas ecotonais de morfologias continentais aliado a dinâmica litorânea e que são mosaicos de vulnerabilidades naturais morfológicas e fitossociológicas

Figura 11. Vulnerabilidade ambiental: APA Delta do Parnaíba



Fonte: Autores, 2021.

7.6. CONCLUSÃO

A partir do mapeamento realizado foi possível inferir que APA Delta do Parnaíba apresenta vulnerabilidade medianamente vulnerável, mostrando-se ainda com grande parte em vulnerabilidade medianamente estáveis, por consequência de condições geomorfológicas estáveis dos seus tabuleiros litorâneos entrecortados nos estados do Piauí e Ceará.

As regiões de manguezais, depósitos fluviomarinhos, fluviolacustres e planícies litorâneas apresentaram vulnerabilidade.

O ecossistema manguezal apontou grau de alta vulnerabilidade em todas as avaliações de vulnerabilidade individuais, seja por sua cobertura vegetal, geomorfologia e cobertura de solos demonstrando que sua sensibilidade a ações antropogênicas não se dá apenas mediante condições vegetativas, mas do seu mosaico de morfologias físico-biológicas que conferem sua vulnerabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, T. M. C. B. DE; ERVATTI, M. Vulnerabilidade costeira frente a mudanças climáticas e políticas públicas na cidade do Rio de Janeiro: estamos prontos? **Novos Cadernos NAEA**, v. 23, n. 2, p. 161–178, 2020.
- ARAÚJO. G. L.; MACIEL. S. A.; SILVA. E.G.A. Análise da paisagem da reserva extrativista marinha Delta do Parnaíba na perspectiva geossistêmica. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**. v. 9, n.18. jan/jun. 2020.
- AL B., CHUNLEI M.A., ZHAO J., ZHANG R. O impacto da rápida expansão urbana nos manguezais costeiros: um estudo de caso na província de Guangdong, China. **Earth Sci.** , 14 (2020) , pp. 37 - 49 , 10,1007 / s11707-019-0768-6
- BELATO, L. D. S.; SERRÃO, S. L. C. Aplicação da vulnerabilidade ambiental do município de Tomé-Açu, Estado do Pará. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 131–145, 2019.
- CABRAL, L. J. R. S. et al. Classificação dos solos da Planície do Delta do Parnaíba, PI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 04, p. 1466–1483, 2019.
- CABRAL, L. J. R. S.; AQUINO, R.P.; VALLADARES, G. S. Caracterização pedológica da planície costeira do estado do Piauí. **Geografia: Publicações avulsas**. p. 82–104, 2020.
- CREPANI, E. et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: INPE, 2001
- COSTA, G. J. A. **Geotecnologias para análise da vulnerabilidade ambiental urbana da micro-bacia do riacho do gavião Teresina (Pi)**. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia em Geoprocessamento) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Campus Teresina Central, p. 65. 2018.
- FERREIRA A.C., LACERDA L.D. Degradação e conservação dos manguezais brasileiros, status e perspectivas. **Ocean Coast Manag.** , 125 (2016) , pp. 38 - 46, DOI: 10.1016 / j.ocecoaman.2016.03.011.
- GASPARINETTI, P. et al. Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros , instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgad. p. 67, 2018.
- GUZZI, A. Biodiversidade do Delta do Parnaíba: litoral piauiense. Parnaíba: **EDUFPI**, 2012. 466p.
- ICMBIO. **Atlas dos Manguezais do Brasil**.2018
- KAUFFMAN, J. B. et al. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. n. December 2017, p. 5530–5540, 2018.

LEITE, Rogerio Proença. “Razão e Cidade Moderna”. **Revista Brasileira de Sociologia** | Vol. 05, No. 10 | Mai/Ago/2017, p. 290-310. <http://dx.doi.org/10.20336/rbs.214>

LONGO, E.S.; DANTAS, D.V. Metodologia para detecção de áreas socioambientalmente vulneráveis: o caso do distrito do Campeche, no município de Florianópolis – SC, Brasil. **PerCursos**, v. 21, n. 46, p. 083–112, 2020.

MARTINS, J. S.; SEABRA, V. D. S.; RICHTER, M. Turismo E Segregação Socioespacial Em Angra Dos Reis: Uma Análise Da Organização Do Espaço Por Meio Do Geoprocessamento. **Revista Tamoios**, v. 16, n. 2, p. 29–51, 2020.

MENEZES, E. O.; ABREU, C. T. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba / ICMBio. 2020.

MOURA, R.; OLIVEIRA, S.; PÊGO FILHO, B. Escalas da urbanização brasileira, Texto para Discussão, No. 2372, **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)**, Brasília. 2018

NASCIMENTO, N.S. et al. Estudo da vulnerabilidade ambiental em uma micro bacia hidrográfica empregando hierarquia nominal e operador local. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 03, p. 897–916, 2016.

PEDROSA, A. A. et al. Morfogênese e geodinâmica das dunas costeiras de Canoa Quebrada, Ceará, Brazil. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 21, n. 2, p. 1119–1131, 2019.

PEREIRA, S. D. A. Problemas Socioambientais na Urbanização de Zonas Costeiras Social and Environmental Problems in Coastal Problemas Sociales y Ambientales en la Urbanización. **Tomo**, p. 7–42, 2020.

RIBEIRO, A. D. S.; MINCATO, R. L.; CURI, N.; KAWAKUBO, F. S. Vulnerabilidade ambiental á erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica pelo processo analítico hierárquico. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.09. n. 01, p. 016-031, 2016.

SALAZAR, J. P. C. **Determinação de cenários futuros de uso e cobertura do solo e sua influência na vulnerabilidade ambiental: o caso do Município de Formosa – Goiás, Brasil**, 2015.127f. Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. Faculdade Tecnologia. 2015

SERRÃO, S. L. C.; BELATO, L. D. S.; DIAS, R. P. A vulnerabilidade natural e ambiental do município de Belém (PA). **Nature and Conservation**, v. 12, n. 1, p. 36–45, 2019.

SERRÃO, S. L. C.; BELATO, L. D. S.; DIAS, R. P. A vulnerabilidade natural e ambiental do município de Belém (PA). **Nature and Conservation**, v. 12, n. 1, p. 36–45, 2019.

SOUZA, C.A.; DUARTE, L.F.A.; JOÃO, M.C.A. & PINHEIRO, M.A.A. 2018.

Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, Cap. 1: p. 16-56. In: Pinheiro, M.A.A. & Talamoni, A.C.B. (Org.). **Educação Ambiental sobre Manguezais**. São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, 165 p

SOUSA, R. S.; VALLADARES, G. S.; ESPÍNDOLA, G. M. Análise do Índice de Vegetação (NDVI) e vulnerabilidade ambiental da planície costeira do Estado do Piauí. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 18, n. 2, p. 3, 2016.

SOUZA, S. O.; VALE, C. C. D. Environmental Vulnerability of the Caravelas (BA) Coastal Plain as Subsidy to Environmental Planning. **Sociedade & Natureza**, v. 28, n. 1, p. 147–159, 2016.

WAMSLEY, T.; COLLIER, Z.; BRODIE, K.; et al. Guidance for Developing Coastal Vulnerability Metrics. *Journal of Coastal Research*, v. 31, n. 6, 2015

ZAZYKI, M. A.; MARIN, S.; MOURA, G. L. DE. Impactos Da Urbanização Brasileira E O Direito De Propriedade. **Revista Gestão e Desenvolvimento**, v. 17, n. 3, p. 34, 2020.

8.0 CAPITULO III – QUALIDADE AMBIENTAL E ESTOQUES DE *BLUE CARBON* EM MANGUEZAIS DO DELTA DO PARNAÍBA

8.1 RESUMO

Os serviços ecossistêmicos prestados pelo manguezal se distribuem em todas as categorias atuais, as florestas de mangue são responsáveis por sustentar a linha da costa, absorção e estoque de carbono no solo, berçário de espécies, controle da maré e importantes redutores de impacto ambiental costeiro proveniente dos grandes eventos naturais. Para tanto o ecossistema demandam peculiaridades e distribuições morfológicas distintas dos demais domínios florestais que recobrem o território, sendo seus serviços, aspectos ambientais e importância socioambiental que faz com que as áreas de mangue no Brasil sejam consideradas Áreas de Proteção Permanente. Os mangues assim como demais coberturas vegetais, respondem as atividades antrópicas que os ameaçam em características fisiológicas de desenvolvimento, fator que foi observado no estudo em questão, que buscou avaliar a composição florística, fitossanitárias da vegetação e estoques de carbono no solo. Os dados configuraram manguezais em estágio de recuperação de perturbações antrópicas, com 67% das áreas com baixa condição fitossanitária, além da disposição de resíduos, e supressão de espécimes. Ainda sim, apresentou boa resiliência ambiental em resposta a ocupação, injúrias e resíduos limítrofes ao mangue com presença de fauna endêmica crustácea, gastrópode e vestígios de movimentação de aves e mamíferos de médio porte, os estoques de carbono por sua vez apresentaram-se mais elevados nos manguezais mais bem consolidados e desenvolvidos com maiores índices de DAP e Ht, o contrário também foi visualizado com manguezais menos consolidados e pouco desenvolvidos estruturalmente em DAP e Ht. Os estoques de Blue Carbon representaram importantes indicadores de qualidade ambiental dos manguezais, tendo em vista que seus estoques estão intimamente ligados às condições ambientais dos ecossistemas que estão situados.

Palavras-chave: Resiliência ambiental, serviços ecossistêmicos, manguezais.

8.0 CHAPTER III - ENVIRONMENTAL QUALITY AND BLUE CARBON STOCK IN MANGUEZAIS IN THE DELTA DO PARNAÍBA

8.2. ABSTRACT

The ecosystem services provided by the mangrove are distributed in all current categories, the mangrove forests are responsible for sustaining the shoreline, absorption and carbon stock in the soil, species nursery, tide control and important coastal environmental impact reducers major natural events. Therefore, the ecosystem demands peculiarities and morphological distributions that are distinct from other forest domains that cover the territory, with its services, environmental aspects and socio-environmental importance that makes mangrove areas in Brazil considered Permanent Protection Areas. The mangroves, as well as other vegetation coverings, respond to anthropic activities that threaten them in physiological characteristics of development, a factor that was observed in the study in question, which sought to evaluate the floristic, phytosanitary composition of the vegetation and carbon stocks in the soil. The data configured mangroves in the recovery stage from anthropogenic disturbances, with 67% of the areas with low phytosanitary condition, in addition to the disposal of residues, and suppression of specimens. Still, it presented good environmental resilience in response to occupation, injuries and residues bordering the mangrove with the presence of endemic crustacean fauna, gastropods and traces of movement of birds and medium-sized mammals, carbon stocks in turn were higher in the best consolidated and developed mangroves with higher DAP and Ht indexes, the opposite was also seen with less consolidated and less developed mangroves structurally in DAP and Ht. Blue Carbon stocks represented important indicators of mangrove environmental quality, given that their stocks are closely linked to the environmental conditions of the ecosystems that are located.

Keywords: Environmental resilience, ecosystem services, mangroves.

8.3. INTRODUÇÃO

O homem possui uma relação de dependência direta dos ecossistemas, uma vez que os mesmos geram serviços ecossistêmicos essenciais para a sobrevivência humana, sejam de provisão, regulação, suporte ou culturais, além de água, regulação climática, satisfação espiritual e até apreciação estética (JÚNIOR COREIA et al., 2018; GASPARINETTI et al., 2018).

Em contraponto, há uma mudança substantiva nas formas de relação entre sociedade e natureza e, com isso, uma alteração severa sobre os recursos naturais, a exemplo disto o uso predatório dos manguezais. Assim, esse ecossistema costeiro formado em zonas de transição entre ambientes terrestres e marinhos, presta serviços de alta relevância para os componentes bióticos e exploração comercial humana, principalmente como fonte de recursos pesqueiros, processos físicos na linha costeira e proteção da linha da costa, sequestro de carbono, estoque de Blue Carbon, produção de alimento, filtro biológico, área de repouso, nidificação e berçários de espécies além de sua influência em ecossistemas adjacentes (PINTO et al., 2017; SOUZA et al., 2018; FAVARETTO, 2019; MEDEIROS et al., 2015).

Entretanto, mesmo diante dos papéis desempenhados por esses ecossistemas os manguezais ainda são ameaçados pela agricultura, exploração de madeira, indústria de pesca e turismo, o extrativismo de camarões e a consecutiva alteração de uso de solo nessas áreas, por exemplo, geram perdas de carbono que excedem perdas causadas pela mudança na cobertura da terra, associado ao corte e queima nas florestas tropicais secas do nordeste brasileiro (LEÃO; PRATES; FUMI, 2018; KAUFFMAN., 2018a).

Howard et al., (2017) destacam que a conservação, restauração e uso sustentável dos mangues são essenciais para garantir que o sequestro de carbono, junto com os muitos serviços ecossistêmicos adicionais que eles fornecem enquanto preservados. Assim, essas áreas especiais dentro de unidades de conservação garantem a manutenção de serviços ecossistêmicos e garantem a qualidade ambiental, não apenas o mangue, mas de todos os ecossistemas co-dependentes deste (PORTELA et al, 2020).

O entendimento do ciclo do carbono na biomassa é fundamental para a compreensão dos serviços prestados pela vegetação do mangue, reconhecido quando estocado no solo como “carbono azul” ou “*Blue Carbon*”, dada a relevância ambiental de preservação desses ecossistemas (LOVERLOCK; DUARTE, 2019).

Sendo válido destacar que, embora conhecida a relevância desse sensível indicador de qualidade ambiental, ainda é necessário ser caracterizado e quantificado nos diversos ambientes em que ocorrem, sendo importante reconhecer os elementos que se relaciona com o mesmo, a exemplo, às condições edáficas específicas, em virtude de sua fonte marinha aliada as fontes continentais de deposição, além de organismos edáficos como composição florística, fauna endêmica, hidrodinâmica e seus processos de progradação e retrogradação.

Sendo componente edáfico de zonas blue carbon, o carbono estocado tem repostas as ações antropogênicas que levam a degradação do ecossistema, ocasionando a mudança de sumidouros de carbono para fontes de carbono (PENDLETON et al. 2012; SANTOS et al.,2017)

Além do blue carbon, outro importante indicador para avaliar a qualidade ambiental de ecossistemas é o grau de conservação e volume da biomassa vegetal. Estudos vegetais em manguezais, fornecem informações essenciais para avaliação ecossistêmica além de agirem como importantes indicadores, uma vez que a dinâmica de carbono no solo é influenciada pelas espécies e o consequente acúmulo de biomassa aérea acima no solo (RODRÍGUEZ, 2019). Todavia, os estudos referentes à biomassa florestal, consideram em sua maioria o aspecto econômico deixando de lado os aspectos ecológicos, isso resulta em uma predominância de pesquisas com espécies e tipologias que possuam valor comercial (BRANDÃO et al.,2020), sendo necessário aprofundar sobre o valor ecológico e serviços ecossistêmicos a partir da presença e manutenção dessa biomassa.

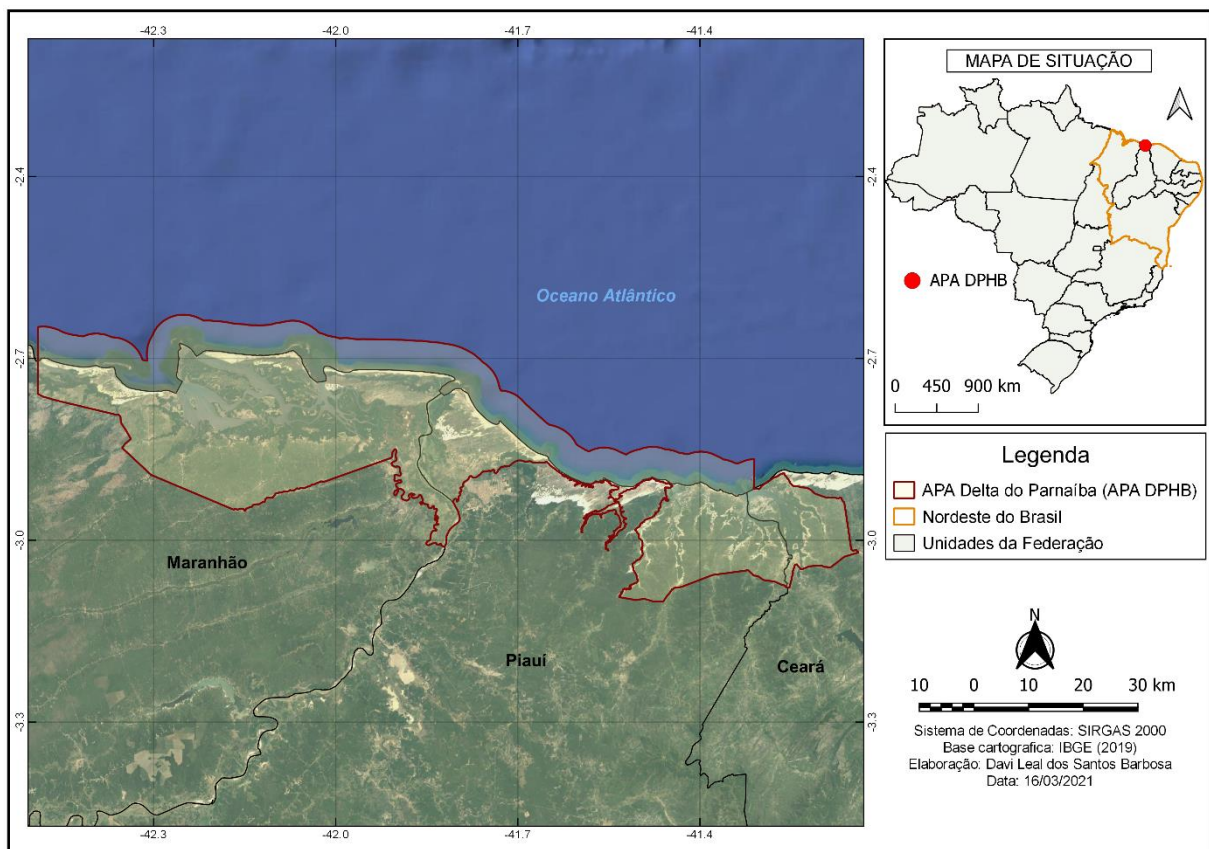
Para tanto, o referido estudo tem por objetivo avaliar a qualidade ambiental a partir de análises florísticas índices fitossanitários da vegetação e estoques de carbono no solo em zonas Blue Carbon dos manguezais do Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil.

8.4 MATERIAL E MÉTODOS

8.4.1. Área de estudo

A Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba (APA) (Figura 12) se localiza em parte do litoral do Nordeste do Brasil, envolvendo municípios dos estados do Maranhão, Piauí e Ceará, e foi criada por intermédio do Decreto Federal de 28 de agosto de 1996, abrangendo 313.809 hectares, acrescido de uma faixa de área marítima (MENEZES; ABREU, 2020) (Figura 01).

Figura 12. Mapa de localização da área de estudo: Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba



Fonte: Autores, 2021

A unidade é gerenciada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) e coordenada por um núcleo regional de cada estado ao qual está compreendido. No território piauiense a respectiva área da APA inserida no estado, apresenta características climáticas segundo a classificação de Kooper, proposta por Medeiros (2020) como do tipo “As” (Tropical chuvoso com verão seco), com solos dos tipos Gleissolos, Neossolos (Quartzarênicos e Flúvicos), Planossolos, Espodossolos, Cambissolos e Vertissolos segundo classificação de Cabral et al., (2019), na planície costeira.

8.4.2. Procedimentos metodológicos

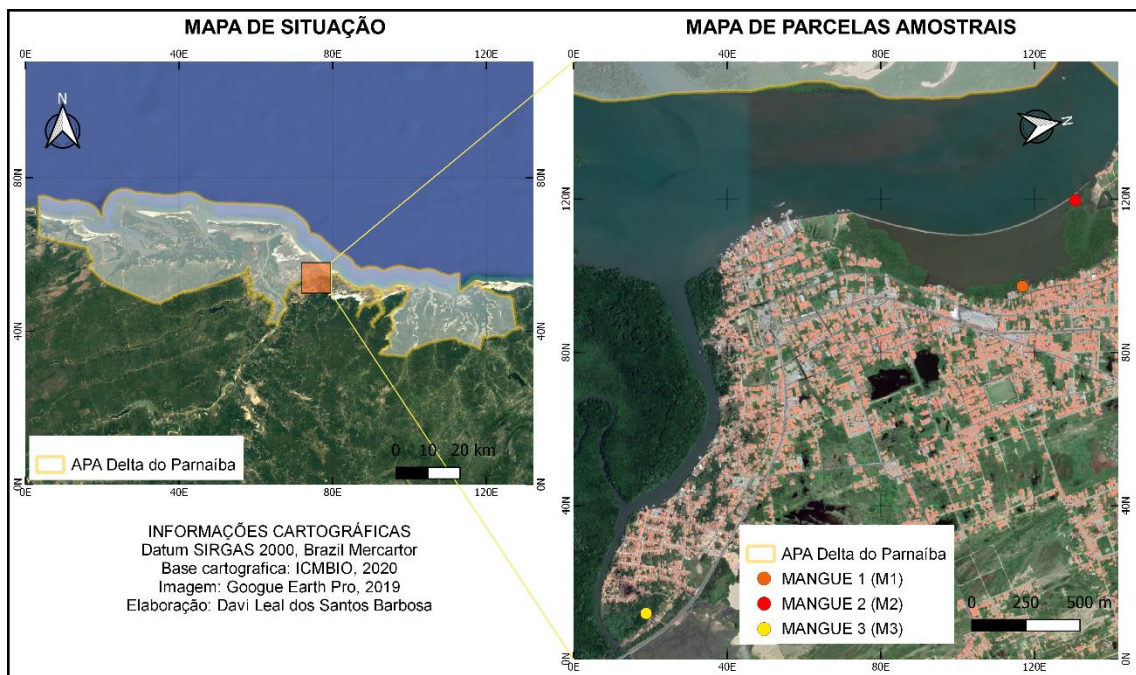
O estudo se constituiu em análise em três bases de análise, em primeiro momento foram delimitados os pontos amostrais e amostrados solos em ocorrências distintas de mangues, para análise e quantificação dos estoques de carbono.

Foram também levantados dados de composição florística nos quais foram considerados dados dendrométricos, fitossanitários e observacionais nas parcelas como componentes ecossistêmicos de relação, assim como inventário florístico (APENDICE II) em toda a parcela.

8.4.2.1 Amostragem de solos

As áreas amostrais (Figura 13) foram definidas a partir de critérios de relevo, sendo considerados três parcelas (20X20m) distribuídas em três especializações de manguezais inseridas na zona de amortecimento da APA Delta do Parnaíba, sendo elas, manguezais próximos aos rios (P01), manguezais próximos a costa marítima (P02) e manguezais majoritariamente inseridos no continente (P03), levando em consideração áreas com representatividade, de acesso facilitado e próximas ao desenvolvimento urbano, dando igualdade de pareamento dos dados e estabelecimento de impactos ambientais gerados pelas atividades antrópicas no ecossistema.

Figura 13. Mapa de parcelas amostrais



Fonte: Autor, 2021.

As coletas se deram em 18 pontos amostrais, distribuídos em todas as parcelas, sendo 3 amostras homogêneas com tubos PVC (1,20m X 50mm) (Figura 14c) uma por parcela, de 0-100 cm (Figura 14b) sendo caracterizado em profundidade os distintos estratos de solo e 15 amostras com tubos PVC (0,3m X 40mm) cinco coletas por parcela de 0-30 cm (Figura 14a), distribuídas aleatoriamente em toda parcela, dado a dificuldade de coleta e a suscetível compressão das camadas superficiais além de caracterização composta de toda área amostral.

Figura 14. A) Amostra de solos em profundidade 0-30cm; B) Coleta de solos em profundidade 0-100 cm; C) Inserção de tubo amostral em PVC no solo



Fonte: Autor, 2021

8.4.2.2 Estoques totais de carbono no solo

Os estoques de carbono foram analisados a partir dos teores totais de carbono (COT) e avaliação de densidade do solo, para COT foi realizado a metodologia proposta por Teixeira et al. (2017). As amostras de solo foram avaliadas por via úmida onde a matéria orgânica do solo é oxidada com uma mistura de dicromato de potássio, seguida de exposição ao calor, pelo desprendimento do ácido sulfúrico e aquecimento da placa aquecedora. Por se tratar de uma reação de oxirredução é contabilizado por estequiometria, onde no fim da reação todo o carbono oxidável será transformado em CO₂.

A determinação do COT é feita pelo cálculo do seu teor, dado pelo volume de dicromato de potássio, usado na oxidação da matéria orgânica do solo, obtido a partir da diferença entre volume de uma prova em branco e da amostra pela titulação com a solução de sulfato ferroso amoniacal (TEIXEIRA et al., 2017).

Para avaliação de densidade (Ds) do solo é obtido, primeiramente, a massa da amostra por pesagem e a determinação de seu volume por meio de fragmento

adequadamente amostrado. A massa da amostra é obtida por meio de sua pesagem após secagem em estufa, e o volume, por meio da medida do volume interno do cilindro metálico utilizado na coleta ou por meio da medida do volume do líquido deslocado pelo torrão parafinado ou monolito impermeabilizado (TEIXEIRA et al., 2017).

Por fim, foi calculado os estoques de carbono a partir da (Equação 2) proposta por Veldkamp, (1994). Os dados foram submetidos à análise de variância e as médias avaliadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, para comparar os teores e estoques de carbono do solo sob as diferentes espacializações de manguezais.

$$\text{EstC Mg.ha}^{-1} = \text{COT} * \text{Ds} * e10 \quad (\text{Equação 02})$$

Onde:

EstC: Estoque de carbono

COT: Carbono orgânico total

Ds: Densidade

e: espessura da camada considerada (cm)

8.4.2.3. Inventário florestal, fitossanitário e observacional.

Dado a necessidade de comportamento da relação solo-planta, foi realizado a inventariação vegetal de indivíduos nas três parcelas com CAP 5 cm com altura mínima de 1m (100 cm), os dados dendrométricos coletados foram: altura total, altura da copa, circunferência a altura do peito (CAP) e dados fitossanitários adaptados de (SILVA, PAIVA E GONÇALVES, 2007 p. 92), onde cada indivíduo inventariado é classificado conforme uma das quatro classes de fitossanidade (Tabela 01),

Tabela 01. Classes de fitossanidade de árvores segundo, SILVA; PAIVA e GONÇALVES (2007)

Identificador	Classe	Descrição
1	Árvore boa	Vigoroso, sem sinais de pragas, doenças ou danos mecânicos e apresenta a forma característica da espécie.
2	Árvore satisfatória	Apresenta condição e vigor médios para determinado local, podendo apresentar pequenos danos físicos, pequenos problemas de pragas e doenças

3	Árvore ruim	Apresenta estágio geral de declínio e pode apresentar severos danos de pragas, doenças ou físicos e, embora não apresente morte iminente
4	Árvore morta	Sem vitalidade, ou que, devido a danos de pragas, doenças ou físicos, aparenta morte iminente

Fonte: Adaptado, SILVA, PAIVA E GONÇALVES, 2007 p. 92.

Em seguida aplicado a equação de condição geral das árvores (Equação 01), dada pela média aritmética ponderada de valores, com os números totais de espécies correspondentes às classes acima propostas

$$C = (1 \cdot N1 + 2 \cdot N2 + 3 \cdot N3 + 4 \cdot N4) / (N1 + N2 + N3 + N4) \quad (\text{Equação 01})$$

Onde: N1 = número de espécies presentes na classe 1;

N2 = número de espécies presentes na classe 2;

N3 = número de espécies presentes na classe 3;

N4 = número de espécies presentes na classe 4.

Por fim, com intuito de avaliar a qualidade ambiental das parcelas amostrais, ação e impactos ambientais foi estabelecido um roteiro observacional semiestruturado disponível (APENDICE I), a fim de fornecer um panorama de impactos, além do caráter bioindicador dos componentes endêmicos e antrópicos.

8.5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados se balizaram em duas fases de interpretação: a primeira dos resultados de dendrometria e características observadas em campo e suas discussões com a literatura; e segunda as análises do solo das parcelas em estudo.

8.5.1. Dendrometria e características observacionais

O levantamento florístico/dendrométrico apontou três gêneros e três espécies de manguezais predominantes nas parcelas, *Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn; *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke; *Rhizophora mangle* L. (Tabela 2), gêneros citados aparecem com frequência nos manguezais do Brasil (BONALDI; RODERJAN, 2017; CARVALHO e JARDIM, 2017), da Índia (SREELEKSHMI et al., 2020; RAGAVAN et al., 2018), de Bangladesh no continente asiático (AZAD;

KAMRUZZAMAN; OSAWA, 2019), da Indonésia (MUKHLISI; NURYANI; SAYEKTINIGSH, 2020) entre outros.

Tabela 02. Parâmetros fitossociológicos de manguezais do Delta do Parnaíba

Área	Espécie	Nº	H (m)	DAP (m)	DenR (%)	DomR (%)	FrR (%)	VI (%)	VC (%)
M1	<i>Laguncularia racemosa</i>	5	10,34	0,05	9,09	46,30	11,11	9,50	9,23
	<i>Rhizophora mangle</i>	15	10,17	0,02	27,27	7,41	11,11	6,54	5,78
	<i>Avicennia schaueriana</i>	35	10,42	0,05	63,64	46,30	11,11	17,29	18,32
M2	<i>Laguncularia racemosa</i>	34	10,48	0,09	51,52	40,91	11,11	14,79	15,40
	<i>Rhizophora mangle</i>	10	11,39	0,09	15,15	40,91	11,11	9,60	9,34
	<i>Avicennia schaueriana</i>	22	10,82	0,06	33,33	18,18	11,11	8,95	8,59
M3	<i>Laguncularia racemosa</i>	6	27,37	0,12	42,86	53,53	11,11	15,36	16,06
	<i>Rhizophora mangle</i>	7	19,71	0,05	50	9,29	11,11	10,06	9,88
	<i>Avicennia schaueriana</i>	1	15	0,1	7,14	37,17	11,11	7,92	7,39

*Nº= Número de indivíduos; H (m)= Altura média em metros; DAP(m)= Diâmetro altura do peito médio em metros; DeR(%)= Densidade relativa por área em porcentagem; DoR(%)= Dominância relativa por área em porcentagem; FrR(%)= Frequência relativa entre as áreas amostradas; VI(%)= Valor de importância por área; VC(%)= Valor de cobertura de espécie por área.

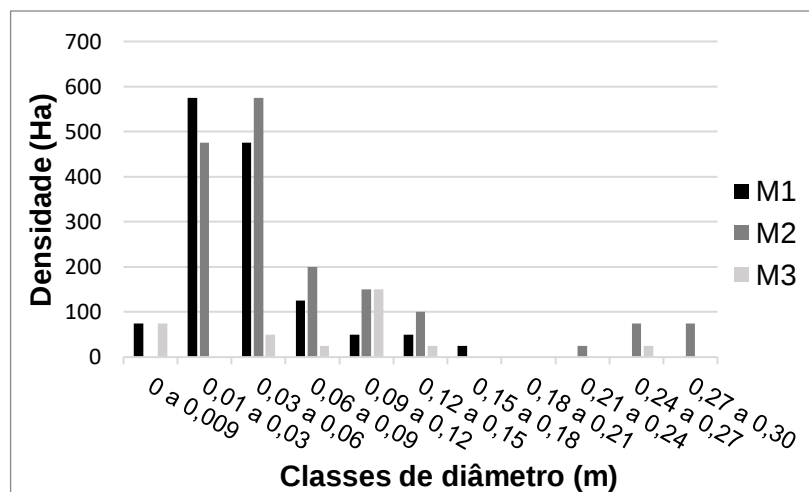
Foram avaliados um total de 135 indivíduos florestais distribuídos nas distintas espacializações de manguezais, manguezais franja (M1), manguezais transicionais (M2) e bosques de manguezais (M3), os dados não representaram um padrão de densidade de determinada espécie, mas sim apresentaram distribuição de espécies mais densas nas três parcelas, tendo densidades mais elevadas as *A. schaueriana*, *L. racemosa*, *R. mangle* nas áreas M1, M2 e M3 respectivamente.

A densidade elevada do gênero *Rhizophora* na área M3 pode ser explicada pela baixa salinidade dos solos da área que permite seu melhor desenvolvimento

(SHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986), considerando baixo acesso a fonte de águas salinas, uma vez que representa o bosque mais inserido ao continente. Além das condições intrínsecas em decorrência do tanino de suas folhagens que tem decomposição mais lenta, retarda colonização microbiana e é aversivo aos detritívoros (KRISTENSEN et al., 2008; OLIVEIRA; RIZZO; COUTO, 2013)

Para os valores de dominância relativa, à espécie *L. racemosa* se mostrou com maior dominância nas três áreas de amostragem, os valores de importância se comportaram proporcionais à densidade nas áreas M1 e M2, entretanto se diferiu na área M3 com valor de importância (39,65%) maior referente a *L. racemosa*.

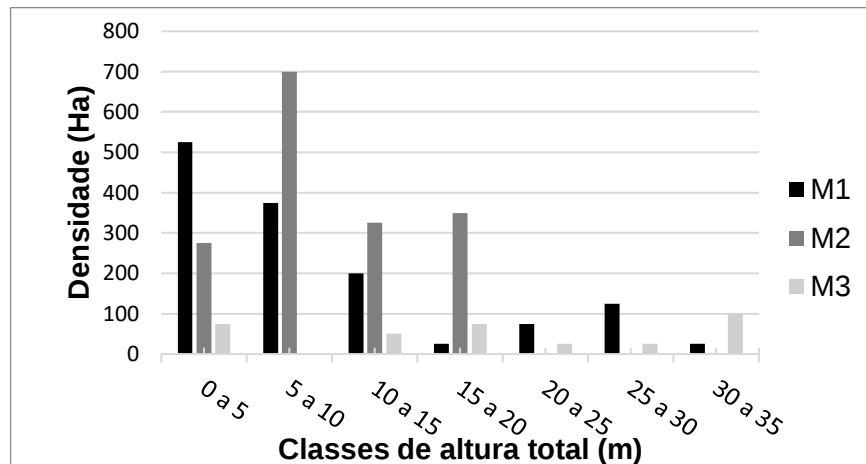
Figura 15. Classes de diâmetro (m) em manguezais de Luís Correia, Delta do Parnaíba, PI



Fonte: Autor, 2021

Dentre as áreas, se mostrou com alturas médias baixas e com grande similaridade o M1, a concentração de espécies em classes mais baixas de altura demonstrados na (Figura 16). Os valores dispostos mostraram uma tendência de concentração de espécies em intervalos de alturas e DAP mais baixos (Figura 15), o que revela uma possível recuperação de eventos antropogênicos, que indicam que o fragmento está se recuperando de perturbações no ambiente (PORTELA, 2019).

Figura 16. Classes de altura (m) em manguezais de Luís Correia, Delta do Parnaíba, PI



Fonte: Autor, 2021

A condição fitossanitária geral das árvores denotou o fenômeno de recuperação anteriormente destacado por Portela (2019) e correspondem aos dados de H e DAP discutidos, dado a distribuição de condição geral das árvores (Figura 4) pode se visualizar uma melhor condição na área M2 e menor na área M3. Assim, a análise e classificação respondem com fidelidade os dados observacionais *in loco*, considerando a densidade inferior da área M3 representada, predominância de espécies tipicamente de *R.mangle* com raízes suporte protuberantes, distribuídas densamente, presença de injúrias, ocupação e extrativismo, ainda se apresentando resiliente as formas de vida com vestígios de movimentação de fauna (Figura 3).

Figura 17. Pegadas de mamíferos e aves em manguezal do Delta do Parnaíba (M3). A) pegada de mão-pelada, *Procyon cancrivorus*; B) pegada de ave, não identificada.

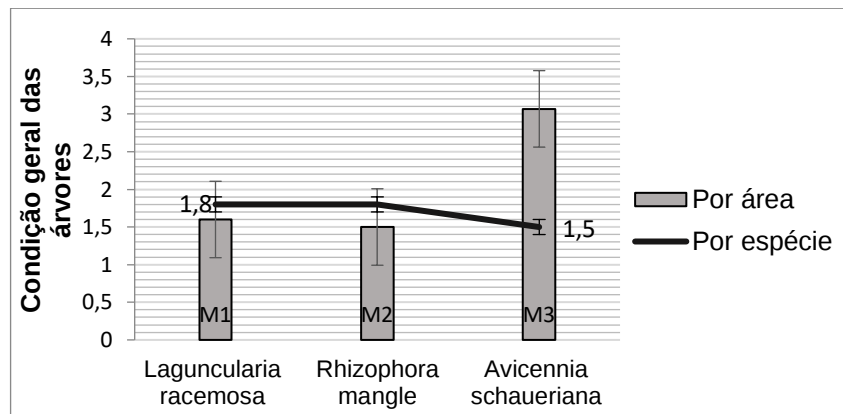


Fonte: Autor, 2021.

As espécimes de *A.schaueriana* por conseguinte, demonstraram melhores condições fitossanitárias, com baixo índice de injúrias, infestações, infecções e necrose quando comparadas às demais espécies identificadas, enquanto *L.racemosa* e *R.mangue* representaram as condições inferiores (Figura 18). Avaliando por áreas,

M3 se mostrou com maior média de árvores de ruins, sendo a área com maior grau de injúrias, supressão e ocupação irregular de populações sócio ambientalmente vulneráveis em seus limites, e M2 com maior média de árvores boas/satisfatórias, sendo a área com acesso facilitado, ocupada por condomínios, entretanto não tão intensamente quanto M3, com maior distanciamento de moradias das áreas de mangues.

Figura 18. Classes de fitossanidade da SILVA; PAIVA e GONÇALVES (2007)



Fonte: Autor, 2021.

Entretanto, ainda sob as condições atuais as áreas de manguezais apresentam-se com alta resiliência, a presença da fauna endêmica e biodiversa, desde crustáceos bioturbadores típicos das zonas litorâneas como também gastrópodes, e crustáceos com hábito arborícola (Figura 19).

Figura 19. Fauna endêmica de manguezal do Delta do Parnaíba. A) comercialização de caranguejo uçá, *Ucides cordatus*; B) caranguejo-arborícola, *Aratus pisoni* C) caranguejo maria-mulata, *Goniopsis cruentata*; D) gastrópode, *Littoraria angulifera*.



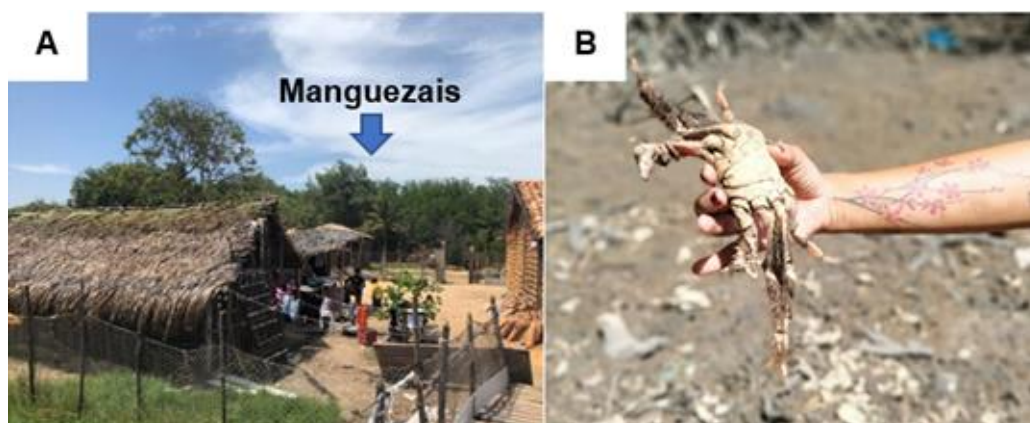
Fonte: Autor, 2021.

Vale destacar a biodiversidade dos manguezais se traduz em significativa fonte de alimentos para as populações humanas e o principal grupo que ocupa esse ecossistema seriam os macros invertebrados, que são caracterizados, principalmente, pelos crustáceos e moluscos (SOUZA et al., 2018; JÚNIOR COREIA, 2018). Os caranguejos são importantes bioturbadores e atuam na ciclagem de nutrientes nos solos de manguezais.

Atwood et al., (2019) aponta apenas 10% dos ecossistemas costeiros com vegetação fossem afetados pela perda de predadores a absorção global CO² pelos ecossistemas naturais poderiam ser reduzidas em ~ 9,5 milhões de toneladas e acrescenta que alterações nas relações predador-presa em ecossistemas costeiros com vegetação têm o potencial de modificar os ciclos locais e globais de C alterando sua capacidade de sequestro e preservação de estoques.

Suas espécies são amplamente exploradas nas regiões costeiras como subsídio econômico principalmente a populações tradicionais ou em condição de vulnerabilidade socioambiental, a Figura 19A demonstra a venda de caranguejos açu na região do Delta do Parnaíba, o comerciante que não quis se identificar destacou que os caranguejos eram adquiridos em outro estado e comercializados próximo a comunidade limítrofe ao mangue M3 (Figura 20A), entretanto foram identificadas carcaças de caranguejos açus margeando a parcela M3, fator que traduz o consumo do crustáceo pela população (Figura 20B).

Figura 20. Aspectos ambientais observados em área de mangue M3. A) residências irregulares de populações em vulnerabilidade socioambiental em região de manguezais (ao fundo) da APA do Delta do Parnaíba; B) resíduos sólidos: carcaça de caranguejo açu.

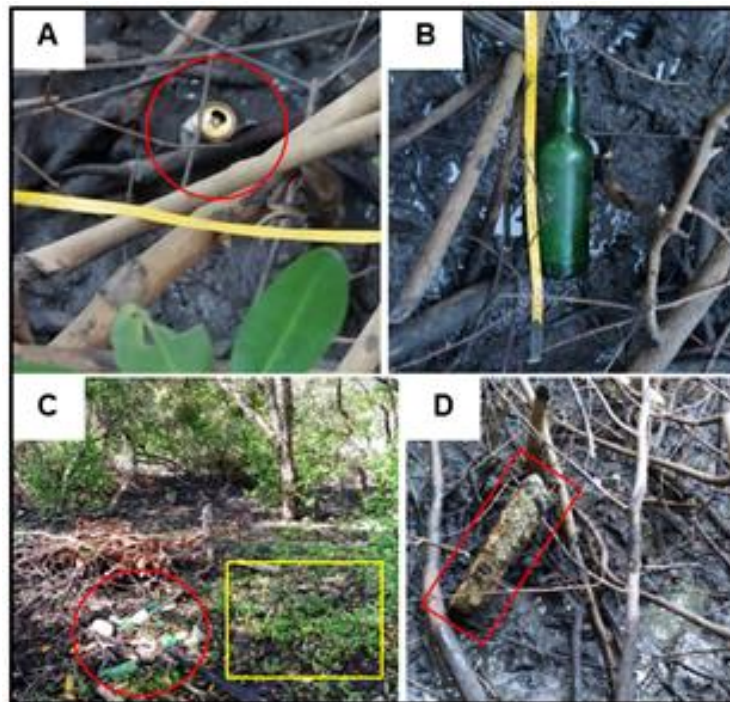


Fonte: Autor, 2021.

Nesses ecossistemas se alimentam e se reproduzem mamíferos, aves, peixes, moluscos, crustáceos e entre outras espécies, algumas entendidas como recursos pesqueiros indispensáveis à subsistência tradicional das populações das zonas

costeiras (JÚNIOR CORREIA et al.,2018). Porém a ausência de planejamento municipal e ordenamento territorial favorece a disseminação de impactos antrópicos ao longo de todo território, um exemplo seriam a presença de resíduos sólidos (Figura 21) dos mais diversos, nos ecossistemas de manguezais.

Figura 21. Disposição de resíduos sólidos em manguezal da APA do Delta do Parnaíba. A) lata de alumínio; B) garrafa de vidro; C) disposição de resíduos (círculo vermelho) e brotação de mudas (retângulo amarelo), ao fundo mangue com vegetação parcialmente suprimida; D) placa de isopor



Fonte: Autor, 2021

Correlaciona-se a isso, a dinâmica natural de carregamento de matéria a pontos mais baixos do relevo, por se localizarem nas planícies fluviomarinhas tipicamente baixas, os resíduos não mobilizados e tratados corretamente por políticas de gerenciamento municipal são carregados ao ecossistema, além da ocupação irregular limítrofes a este (Figura 22).

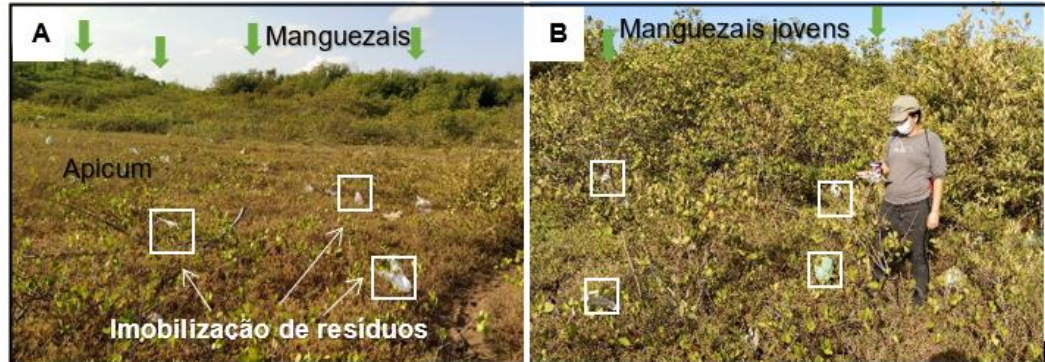
Figura 22. Ocupação irregular em área de manguezal na APA do Delta do Parnaíba. A) construção civil; B) fossa séptica semienterrada, ao fundo manguezais; C) ponto de despejo de águas residuárias.



Fonte: Autor, 2021

Outrossim, foi a ausência de resíduos sólidos no M2, dado as condições de afastamento (ainda que incipiente) do ecossistema de mangue, além das barreiras mecânicas de dunas fixas e feição de apicum, o apicum é considerado uma área sucessional ao mangue (SCHAEFFER-NOVELLI, 1999) antecede o bosque e retém fisicamente parte dos resíduos (Figura 23).

Figura 23. Imobilização de resíduos pela feição de apicum e mangues jovens na APA do Delta do Parnaíba. A) Mobilização de resíduos por apicum; B) Mobilização de resíduos por manguezais jovens.



Fonte: Autor, 2021.

8.5.2. Análises de solos

As análises de solos foram distribuídas nas três parcelas e correlacionadas por estatística (Tabela 3), os resultados apontaram níveis de pH em faixas comuns, a áreas de manguezais, correspondendo a literatura (KAUFFMAN et al. 2018b; KAUFFMAN et al. 2018a). O pH dos manguezais M1 e M3 demonstraram estatisticamente iguais, tendendo acidificação, enquanto do M2 apresentaram com valor superior, tendendo a neutralidade.

Do mesmo modo nos valores de Al as áreas M1 e M3, diferindo da parcela M2 com valores menores de Al, tendência que permanece em queda, uma vez que a

relação H+Al da mesma parcela aparece com valor 0,0, enquanto M2 e M3 permanecem estatisticamente iguais.

Tabela 3. pH, Al e H+Al em solos de manguezais do Delta do Parnaíba

Área	pH	Al	H+Al
0-50cm			
M1	5,4bA	0,15aB	3,01bB
M2	7,5aA	0,01bB	0,0cB
M3	5,6bB	0,20aA	3,96abA
50-100cm			
M1	5,3bA	0,50aA	4,29aA
M2	7,8aA	0,10cA	0,20bA
M3	7,7aA	0,20bcA	0,20bB

*letras minúsculas comparam áreas distintas na mesma profundidade, maiúsculas comparam na mesma área em diferentes profundidades

Os valores de pH no M3 em 50-100 se mostraram mais neutros/alcalinos quando comparado ao intervalo anterior, assim como os valores de Al na mesma área apresentam-se elevados, dado a dissolução da argila e a consecutiva formação de íons, favorecido com o aumento da acidez nas camadas superficiais (SANTOS et al., 2019), que contribuem positivamente para fixação do fósforo e desenvolvimento arbóreo, uma vez que o mesmo detém a maior carga de P dentre as áreas (Tabela 5)

Assim, quando aplicado a interpretação dos dados aos fatores H+Al todas as áreas se diferem em teores, sejam eles aumentados em profundidade (M1 e M2) ou reduzidos (M3).

Para os parâmetros químicos ligado aos teores de sais e seus parâmetros correlatos do solo são demonstrados pela Tabela 4, além do Fe. O percentual total de sais (PST) das áreas de mangue 2 e 3 são estatisticamente iguais enquanto M1 se difere teores menores, o que não se repete na condutividade elétrica (CE), tendo em vista que ainda que estatisticamente o PST representa igualdade, matematicamente as áreas se distinguem, dado que M1 e M3 são valores distintos, ainda sim considerados os mais baixos.

Tabela 4. PST, CE, Na, Fe em solos de manguezais do Delta do Parnaíba

Área	PST	CE	Na	Fe
0-50cm				
M1	43bB	10,01cB	27,01aA	1,14aB
M2	52aAB	17,46aB	27,96aAB	1,01bB
M3	55aA	12,12bcA	22,89bB	1,21aB

50-100cm				
M1	50abAB	12,13bAB	16,62cB	1,98aA
M2	40bB	19,69aAB	21,44bB	1,71bA
M3	59aA	13,01bA	26,92abAB	2,01aA

Fonte: Autor, 2021

Os teores de ferro têm seu menor valor no M2 e aumentam seus teores em profundidade nas três distintas áreas, fato pouco comum em ambientes de mangues conservados uma vez que suas taxas seriam menores em profundidade por esgotamento de óxidos de Fe (WESTRICH; BERNER, 1984), corroborando com os resultados apontados por Pan et al.,(2019) na qual justifica o aumento de Fe em profundidade associado ao soterramento de solos costeiros/ estuarinos na qual os óxidos de Fe são enterrados em profundidade antes de serem reduzidos (COLEMAN et al., 1993; MORTIMER et al., 2011)

São encontrados valores elevados de sais no solo, dado as características halomórficas do solo e vegetação de manguezais variando nas parcelas, tendo sua maior concentração nas áreas 1 e 2, com solos mais hidromórficos com maior influência de águas salobras e salinas e tendo seus maiores teores nas camadas superficiais, enquanto M3 que se apresenta mais inserido ao continente, apresentou menor salinidade em decorrência de sua menor dinâmica com mar.

Ainda que a salinidade limite o crescimento das taxas e ganhos de carbono (NGUYEN et al., 2015), ela desempenha papel importantíssimo no controle de pH e auxilia na manutenção da vegetação halófito de mangue. Os dados de componentes orgânicos nos solos são imprescindíveis para toda dinâmica vegetal, no ecossistema de mangue não é diferente a Tabela 5 demonstra os parâmetros avaliados.

Tabela 5. Parâmetros orgânicos (P, N e S) em solos de manguezais do Delta do Parnaíba

Área	P	N	S
0-50cm			
M1	11bcB	2,15bA	21,7cB
M2	8cB	1,51cB	53,3aA
M3	31aB	2,85aA	38,0bB
50-100cm			
M1	50bcA	1,85bB	28,9cAB
M2	40cA	1,82bAB	53,6abA
M3	59abA	1,95abB	45,5bAB

Fonte: Autor, 2021

Os parâmetros orgânicos relacionados à dinâmica de matéria orgânica, apontaram os valores de enxofre (S) elevados em superfície (0-50) estão ligados a

sua relação com P e Fe, no qual o M2 se mostrou com maior teor de S e menor teor em P em superfície, além de representar a segunda área de amostragem com maior proximidade com o mar, sendo esta proximidade e dinâmica o ponto crucial de explicação dos seus altos teores superficiais, porquanto o ciclo das marés age na ciclagem microbiana do sulfato e S (PAN et al.,2019).

O fósforo liberado em superfície pode ser detido por hidróxido de Fe, com o consumo contínuo de Fe por S, os valores de P lábil de difícil reabsorção são liberados e devem aumentar no solo, entretanto isto não ocorre na área M2, mas sim o Fe presente na profundidade 0-50 age como regulador do comportamento do P e perturba o efeito da ciclagem redox de S, sendo essa regulação pelo Fe é influenciada pela alta da maré (PAN et al.,2019), fator controlado na área de amostragem por alteração em usos do solo que altera a dinâmica de encharcamento do manguezal, promovendo condições de formação de hidróxidos de Fe que retém o P ao invés de liberá-lo.

Tabela 6. Teores médios de C, MO e EstC de solos de manguezais do Delta do Parnaíba

Área	C	MO	EstC
0-50cm			
M1	10,21cB	37,13bA	56,66cB
M2	13,98bcB	24,10cB	85,27bB
M3	26,04aA	44,89aA	148,42aAB
50-100cm			
M1	16,98bA	29,27abB	112,91abA
M2	16,14bAB	27,83bAB	100,06bA
M3	17,34abB	29,89aB	115,31aB

Fonte: Autor, 2021

O teor médio de carbono orgânico (Tabela 6) no solo se mostrou abaixo dos valores apontados pela literatura em ecossistemas de manguezais (KAUFFMAN et al., 2018b; PORTELA, 2019; ROVAL et al.,2021). Portela (2019), na planície da área da APA Delta do Parnaíba em espacialização de coleta distintas do presente estudo, apresentou teor médio de carbono de 46,68 g.kg⁻¹ na profundidade (0-100).

Em escala macro, os solos de mangue do presente estudo são ainda inferiores a níveis de carbono em organossolos brasileiros (VALLADARES et al., 2016). Quando avaliado seus estoques os maiores valores médios corresponderam as áreas M3 nos sedimentos mais superficiais (0-50), valores que estão dentro dos teores de estoque dos identificados pela literatura (WANG et al., 2013) quando considerados o comportamento do extrato como um todo (0-100) temos 263 Mg C/ha, 185,33 Mg C/ha

e 169,57 Mg C/ha para as áreas M3, M2 e M1, respectivamente (KAFFUMAN et al., 2018b; KAUFFMAN e BHOMIA, 2017; ROVAI, 2018)

Os estoques de carbono são influenciados por diferentes fatores ambientais, como as entradas de carbono oriundos de ecossistemas adjacentes, o grau de retenção e exportação de matéria orgânica, taxas de sedimentação, controles bióticos e pressões antrópicas (WALCKER et al., 2018). Neste estudo, destaca-se o M3 com o maior estoque de carbono dentre as áreas, com estoques que se encontra na faixa de estoque de manguezais da planície costeira do Piauí inscrita na APA Delta do Parnaíba (PORTELA, 2019)

O M3 apresentou maiores EstC e representa a área com os maiores valores de DAP, altura para *R. Mangle* o que explica a densidade horizontal de suas raízes escoras, Wilkens et al., (2018) apontam que a extensão horizontal das raízes de *R. Mangle*, assim como a sua inclinação são dependentes da altura do tronco, denotando que o estágio de povoamento do sistema radicular está intimamente ligado ao desenvolvimento em DAP e altura do mangue que por conseguinte, depende de condições do solo.

Referente aos demais manguezais estudados, verificou-se menores concentrações de C. Walcker et al., (2018) em estudo desenvolvidos na Guiana Francesa, expõe que solos de mangues recém formados são compostos por lodos marinhos densos com baixas concentrações de carbono, entretanto povoamentos de manguezais mais antigos favorecem o enriquecimento nas camadas mais superficiais por material orgânico em decorrência da deposição de serrapilheira. Característica que também explica os baixos teores de carbono na área de mangue M1, que podem estar ligados a camada pedogenética ainda em desenvolvimento (WALCKER et al., 2018) e das constantes alterações em características estruturais discutidas no item 3.1 deste capítulo.

O *R. Mangle* apresentou biomecânica radicular específica às condições geomorfológicas mais instáveis (MENDÉZ-ALONZO et al., 2015), denotando que mesmo o bosque de mangue M3 estando inserido mais ao continente, com maior distância da costa marinha, o mesmo esteve e está condicionado a dinâmica de encharcamento, sendo a presença de *R. Mangle*, seu desenvolvimento radicular indicadores. Vale ressaltar que o alto teor de carbono nas camadas mais

superficiais (0-50 cm) estão intimamente ligados ao carbono autóctone, produzido e depositado no próprio mangue (HOWARD et al, 2014).

A sistematização destas informações é primordial para estudos de áreas de manguezais de forma mais holística, considerando ecossistemas e formas de vidas associadas direta e indiretamente a estes ambientes (RABELO, 2018), de modo geral os manguezais da área M1 apresentaram as menores taxas de estoques de carbono, M2 representaram área com valor intermediário e M3 áreas com maiores estoques de carbono.

As condições de estoque nas áreas de manguezais M1 e M2 respondem às condições antrópicas que estão expostas, sejam pela geomorfologia dos solos hidromórficos (M1), condições fitossanitárias (M2), dinâmica de ocupação e despejo de resíduos sólidos (M1, M2). Já os estoques da área M3 responderam não apenas as pressões antrópicas comumente discutidas, como também o seu grau de desenvolvimento arbóreo, desenvolvimento radicular e deposição de biomassa aérea no solo (serrapilheira).

Para tanto, é necessário a implementação contínua de medidas que visem a diminuição das perdas de áreas de mangue e a conservação das florestas, uma vez que a mudança na cobertura dessa vegetação resultarão em mudanças nos estoques de carbono azul, sido reconhecida como um fator essencial para a mitigação das mudanças climáticas, sendo incentivado o enfoque e promoção de políticas de preservação em ecossistemas de manguezais, que além de representar sumidouros importantíssimos são administráveis localmente, ao invés de combater as emissões nacionais (NÓBREGA, 2013; HOWARD et al., 2017; HERMOM et al., 2018).

8.6. CONCLUSÃO

Os manguezais da área de amortecimento da APA do Delta do Parnaíba apresentam-se com três espécies distintas de manguezais (*Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn; *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke; *Rhizophora mangle* L), em 67% das áreas avaliadas estão em estágio de recuperação de ações antrópicas degradantes. As feições ecossistêmicas representaram papéis importantíssimos na dinâmica de recebimento de resíduos pelo mangue e no desenvolvimento de espécies vegetais de *R.Mangle*.

As áreas se mostraram resilientes às atividades antrópicas sofridas, com boas respostas às pressões recebidas pela ocupação irregular limítrofe, apresentando riqueza em fauna, e condições fitossanitárias satisfatórias.

Os estoques de carbono foram maiores nas áreas de mangues bem desenvolvidos e consolidados com maior dominância de *R. Mangle*, e em vegetações que apresentaram maiores valores de DAP e Altura (Ht). Os estoques de Blue Carbon representaram importantes indicadores de qualidade ambiental dos manguezais, tendo em vista que seus estoques estão intimamente ligados às condições ambientais dos ecossistemas que estão situados.

8.7. CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS

A APA Delta do Parnaíba apresenta uma vasta biodiversidade costeira apresentando um mosaico de ecossistemas. Como unidade de conservação de uso sustentável a mesma é regida e preservada legalmente, entretanto com atividades antrópicas de ocupação por moradias e exploratórias que avançam gradativamente ao longo do seu território. As atividades desenvolvidas ao longo de toda APA ocupam desde áreas permitidas a ocupações antrópicas à áreas de preservação permanente com alta vulnerabilidade ambiental, os manguezais, com representativas alterações na cobertura vegetal e nos serviços ecossistêmicos representados nesse estudo pela capacidade de estoque de carbono no solo, dada alteração dos teores de carbono orgânico total e consecutiva alteração nos seus estoques ao longo dos anos.

REFERÊNCIAS

- ATWOOD, T.B.; CONNOLLY, R.M.; ALMAHASHEER, H.; CARNELL, P.E.; DUARTE, C.M. , EWERS LEWIS, C.J.; LOVELOCK, C.E., (2017). Padrões globais nos estoques e perdas de carbono no solo dos manguezais. **Nature Climate Change** ,7 (7), 523 - 528 . DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>
- AZAD, S. KAMRUZZAMAN; OSAWA, A. The influences of cyclone on abundance, species diversity and floristic composition in mangrove ecosystem in the Sundarbans, Bangladesh. **Regional Studies in Marine Science**. 2019 <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100621>
- BRANDÃO, M. L. S. M. et al. Biomassa aérea e NDVI em zona ecotonal cerrado-caatinga da Flona de Palmares, Altos, Piauí, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 463–470, 2020.

BONALDI, R. D. A.; RODERJAN, C. V. Levantamento florístico e caracterização estrutural de um manguezal na APA de Guaraqueçaba, Paranaguá, PR. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 1, p. 19–28, 2017.

CABRAL, L. J. R. S. et al. Classificação dos solos da Planície do Delta do Parnaíba, PI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 04, p. 1466–1483, 2019.

CARVALHO, E. A.; JARDIM, M. A. G. Composição e estrutura florística em bosque de manguezais paraenses, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 3, p. 923-930, jul-set., 2017.

COLEMAN, M.L., HEDRICK, D.B., LOVLEY, D.R., et al., 1993. Reduction of Fe (III) in sediments by sulfate-reducing bacteria. **Nature** 361 (6411), 436–438.

FAVARETO, A. A dimensão territorial do desenvolvimento brasileiro recente e os vetores de uma transição ecológica nos marcos da agenda 2030. **IGEPEC, TOLEDO**. p. 172–190, 2019.

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. 67, 2018.

HERMON, D.; PUTRA, A.; OKTORIE, O. The Model of Mangrove Land Cover Change for the Estimation of Blue Carbon Stock Change in Belitung Island - Indonesia. **International Journal of Applied Environmental Sciences ISSN**, v. 13, n. 2, p. 973–6077, 2018.

HOWARD, J. et al. Coastal Blue Carbon. **Conservation International**, v. 36, n. 1, p. 180, 2014.

HOWARD, J. et al. Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 1, p. 42–50, 2017.

KATHIRESAN, K. Mangrove forests of India. **Current Science**, v. 114, n. 5, p. 976–981, 2018.

KAUFFMAN, J. B.; BHOMIA, R. K. Ecosystem carbon gradients in West-Central Africa: global and regional comparisons. **PLoS ONE** 7, v. 12, n. 11, 2017.
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0187749>

KAUFFMAN, J. B. et al. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and evolution**. December 2017, p. 5530–5540, 2018a.

KAUFFMAN J.B.; BERNARDINO A.F.; FERREIRA T.O.; GIOVANNONI L.R.; GOMES L.E.O.; ROMERO D.J.; JIMENEZ L.C.Z.; RUIZ F. Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biol. Lett.** 2018b
<http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>

KRISTENSEN, E. et al. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201-219, 2008

CORREIA JÚNIOR, A.; SILVA, E. V.; MIRANDA, L. C. RABELO, F. D. B.; CARVALHO, R. G. Panorama sobre o estado atual de conservação do manguezal da região costeira de Cacheu / Guiné-Bissau. **InterEspaço**. p. 49–66, 2018.

LEÃO, A. R.; PRATES, A. P. L.; FUMI, M.. Manguezal e as unidades de conservação. In: ICMBio. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. p. 57 – 73.

LOVELOCK, C. E.; DUARTE, C. M. Dimensions of blue carbon and emerging perspectives. **Biology Letters**, v. 15, n. 3, p. 1–5, 2019.

MEDEIROS, R. M. DE. Classificação climática de köppen para o estado do Piauí – Brasil. **Revista Equador** v. 9, p. 82–99, 2020.

MEDEIROS, S. R. M. de; CARVALHO, R. G. de; PIMENTA, M. R. C.; 2015. A proteção do ecossistema manguezal à luz da lei: 12.651/2012: novos desafios para a sustentabilidade dos manguezais do Rio Grande do Norte. **Revista Geotemas**, Vol. 4, N°2 (4).

MENEZES, E. O.; ABREU, C. T. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba** / ICMBio. 2020.

MÉNDEZ-ALONZO, R.; MOCTEZUMA, C.; ORDOÑEZ, V. R.; ANGELES, G.; MARTÍNEZ, A. J.; LÓPEZ-PORTILLO, J. Root biomechanics in *Rhizophora mangle*: anatomy, morphology and ecology of mangrove's flying buttresses, **Annals of Botany**, v.115, Issue 5, April 2015, p. 833–840 <https://doi.org/10.1093/aob/mcv002>

MORTIMER, R.J.G., GALSWORTHY, A.M.J., BOTTRELL, S.H., et al., 2011. Experimental evidence for rapid biotic and abiotic reduction of Fe (III) at low temperatures in salt marsh sediments: a possible mechanism for formation of modern sedimentary siderite concretions. *Sedimentology* 58 (6), 1514–1529. 2011

MUKHLISI, M.; NURYANI, A.; SAYEKTININGSIH, T. Monitoring of floristic composition and species diversity an initial step towards the restoration of mangrove forest in teluk adang nature reserve, indonesia. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 30, n. 1, p. 793–802, 2020.

NÓBREGA, G. N. **Blue Carbon em solos de manguezais do semiárido: importância, métodos de quantificação e emissão de gases C-CO₂**. 2013. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2013.

NGUYEN, H.T.; STANTON, D.E.; SCHMITZ, N.; FARQUHAR, G.D.; BALL, M.C. Growth responses of the mangrove *Avicennia marina* to salinity: development and function of shoot hydraulic systems require saline conditions. **Annals of Botany**. 2015. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcu257>.

OLIVEIRA, A. B.; RIZZO, A. E.; COUTO, E. C. Assessing decomposition rates of *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* leaves in a tropical mangrove. *Estuaries and Coasts*, v. 36, p. 1354–1362, 2013.

PAN, F. et al. Effects of tide and season changes on the iron-sulfur-phosphorus biogeochemistry in sediment porewater of a mangrove coast. **Journal of Hydrology**, v. 568, n. November 2018, p. 686–702, 2019.

PENDLETON L.; DONATO D.C.; MURRAY B.C., et al. Estimativa das emissões globais de “carbono azul” da conversão e degradação de ecossistemas costeiros com vegetação. **PLoS ONE** 7: e43542. 2012.

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. 2017, p. 51–57.

PORTELA, M. G. **Estoque de carbono do solo e da biomassa vegetal no Delta do Parnaíba - PI**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências) Universidade Federal do Piauí. Teresina, 2019.

PORTELA, M. G. T. et al. Vegetation biomass and carbon stocks in the Parnaíba River Delta, NE Brazil. **Wetlands Ecol Manage**. v. 0123456789, p. 607–622, 2020.

RABELO, T. O. **Geodiversidade em Ambientes Costeiros: discussões e aplicações no setor sudeste da Ilha do Maranhão, MA-Brasil**. 2018. Dissertação (Mestrado em Geografia) – UFRN, Natal. 2018

RAGAVAN, P. et al. Mangrove floristics of the Andaman and Nicobar Islands: critical review and current scenario. **Marine Biodiversity**, v. 48, n. 3, p. 1291–1311, 2018.

RODRIGUEZ, N. A. C., **Variação sazonal do carbono em um ecossistema de mangue na Amazônia oriental: florística, clima e economia**. Tese (Doutorado) Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

ROVAI, A.S.; TWILLEY, R.R.; CASTAÑEDA-MOYA, E., RIUL, P.; CIFUENTES-JARA, M., MANROWVILLALOBOS, M., HORTA, P.A., SIMONASSI, J.C., FONSECA, A.L., PAGLIOSA, P.R. Global controls on carbon storage in mangrove soils. **Nat. Clim. Chang**. 8, 534–538. 2018. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0162-5>.

ROVAI, A. S.; COELHO JÚNIOR, ALMEIDA, R.; CUNHA -LIGNON, M.; MENGHINI, R. P. Ecosystem-level carbon stocks and sequestration rates in mangroves in the Cananéia-Iguape lagoon estuarine system, southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*. 479. 2021

SANTOS, I. R. et al. Carbono “azul” nos manguezais amazônicos. **Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica**, v. 31, n. 1, p. 18, 2019.

SANTOS, H. V. S.; HOLLANDA, F. S. R.; SANTOS, T. O.; ANDRADE, K. V. S.; SANTANA, M. B. S.; ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G. Allometric models for estimating the aboveground biomass of the mangrove *Rhizophora mangle*. **Braslian Journal of Oceanography**. v.65, n. 1, p.44-53, 2017.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Grupo de ecossistemas: manguezal, marismas e apicum**. São Paulo, 1999

SILVA, A. G.; PAIVA, H.N.; GONÇALVES W.. **Avaliando a arborização urbana**. Viçosa: Aprenda Fácil. 2007.

- SOUZA, C.A.; DUARTE, L.F.A.; JOÃO, M.C.A. & PINHEIRO, M.A.A. 2018. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica, Cap. 1: p. 16-56. In: Pinheiro, M.A.A. & Talamoni, A.C.B. (Org.). **Educação Ambiental sobre Manguezais**. São Vicente: UNESP, Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, 165 p
- SOUZA, J. T. A.; OLIVEIRA, S. J. C.; NÁPOLES, F. A. M.; SOUZA, M. S.; MEDEIROS, M. R. Diversidade de macrofauna edáfica em diferentes ambientes de cultivo no agreste da Paraíba, Brasil. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 3, p. 55-60, 2017
- SREELEKSHMI, S. et al. Floristic Structure, Diversity and Edaphic Attributes of Mangroves of the Andaman Islands, India. **Thalassas**, v. 36, n. 1, p. 47–60, 2020.
- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed. Técnicos). **Manual de métodos de análise de solo**, 3. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 575p..
- VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; BENITES, V. M.; ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G. ; GUARESCHI, R.F. Carbon and Nitrogen Stocks and Humic Fractions in Brazilian Organosols. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 40, p. 1-16, 2016.
- WANG, G.; GUAN, D.; PEART, M.R.; CHEN, Y.; PENG, Y. Ecosystem carbon stocks of mangrove forest in Yingluo Bay, Guangdong Province of South China. *Forest Ecology and Management*. v.310, p. 539-546, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.045>
- WALCKER, R.; GANDOIS, L.; PROISY, C.; et al. Control of “blue carbon” storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French Guiana. **Glob Change Biol**. 2018; 24: 2325– 2338. <https://doi.org/10.1111/gcb.14100>
- WESTRICH, J.T., BERNER, R.A., 1984. The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: the G model tested [J]. **Limnol. Oceanogr**. 29 (2), 236–249.
- WILKENS, J. F.; HUTH, F.; BERGER, U.; DEVLIN, D.; POPOW, F.; WAGNER, S. Spatial explicit distribution of individual fine root biomass of *Rhizophora mangle* L. (Red Mangrove) in South Florida. **Wetlands Ecology and Managemet**. 26:775–788. 2018 <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9609-8>

APÊNDICES**APENDICE I-ROTEIRO OBSERVACIONAL**

Presença de resíduos sólidos.

() Sim () Não

Pisoteio de risoporos.

() Sim () Não

Fauna endêmica (Crangueijo, siris, mexilhões).

() Sim () Não

Presença de óleos e graxas.

() Sim () Não

Oxidação de ferro no solo.

() Sim () Não

Formações calcárias (Conchas).

() Sim () Não

Aves ou ninhos de reprodução de aves

() Sim () Não

Peixes ou ovas de peixe.

() Sim () Não

Acessos ao mangue.

() Sim () Não

Supressão vegetal.

() Sim () Não

Atividades culturais e/ou religiosas.

() Sim () Não

Águas residuárias.

() Sim () Não

Próximo a conjunto habitacionais

() Sim () Não

APENDICE II-INVENTÁRIO DE CAMPO

Título do trabalho:

Técnico:

Data:

GRUPO DE PESQUISA



Edifícios do Nordeste: GEP em Conservação de Solos, Águas e Florestas do Nordeste

96

Planilha 01 (COD:)

LIMITES PONTO 01	LIMITES PONTO 02	LIMITES PONTO 03	LIMITES PONTO 04
Long.	Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:	Altitude:

Nº	CÓDIGO	N. VULGAR	CAP	ALT(H)	Alt.COPA	INJU	INFES	INFEC	FAUNA
01									
02									
03									
04									
05									
06									
07									
08									
09									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									
21									
22									
23									
24									
25									
26									
27									
28									
29									
30									
31									
32									
33									
34									
35									
36									
37									
38									
39									

*Cap-Circunferencia altura do peito/ Alt.Copa-Altura da copa/Inju-Injúrias/ Infec-Infecção/Infes-Infestação.

GRUPO DE PESQUISA


 Edifícios do Nordeste: GEP em Conservação
de Solos, Águas e Florestas do Nordeste

Planilha 02 (COD:)

Os itens marcados "X" na planilha 01 devem ser descritos conforme numeração.

MARQUE COM "X" NA CONDIÇÃO EXPOSTA										INFESTAÇÃO	INFECÇÃO	FAUNA
Nº	VITALIDADE		NECROSE			LIQUÊNS						
00	Sim	Não	Ñ	colo	fuste	ramos	Ñ	Diss	Loc	***	***	***
01												
02												
03												
04												
05												
06												
07												
08												
09												
10												
11												
12												
13												
14												
15												
16												
17												
18												
19												
20												
21												
22												
23												
24												
25												
26												
27												
28												
29												
30												
31												
32												
33												
34												
35												
36												
37												
38												
39												

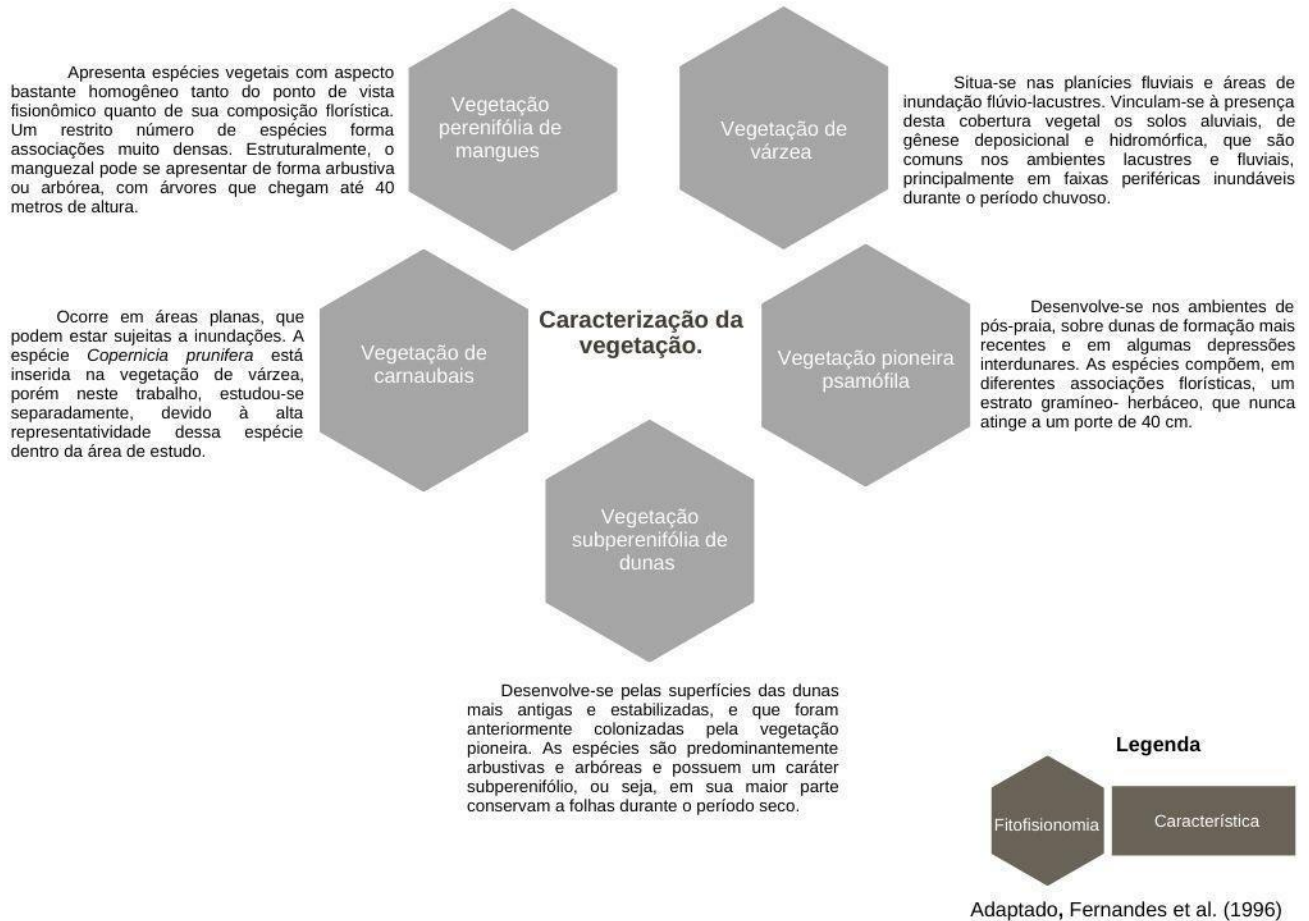
*Ñ=Ausente/ Diss= Manchas disseminadas/ Loc=Manchas localizadas.

APENDICE III-FICHAS DE PONTOS DE COLETA DE SOLO

AREA 01/PONTO 01	ÁREA 02/PONTO 01	ÁREA 03/PONTO 01
Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:
AREA 01/PONTO 02	ÁREA 02/PONTO 02	ÁREA 03/PONTO 02
Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:
ÁREA 01/PONTO 03	ÁREA 02/PONTO 03	ÁREA 03/ PONTO 03
Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:
ÁREA 01/PONTO 04	ÁREA 02/PONTO 04	ÁREA 03/ PONTO 04
Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:
ÁREA 01/PONTO 05	ÁREA 02/PONTO 05	ÁREA 03/ PONTO 05
Long.	Long.	Long.
Lat.	Lat.	Lat.
Altitude:	Altitude:	Altitude:

ANEXOS

ANEXO I: Mapa conceitual de caracterização vegetal



ANEXOS

ANEXO II: Sistemas marinhos e fornecimento de sistemas e serviços.



Fonte: Adaptado, Miller(2015)