



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 648

**ESTUDO DOS MANGUEZAIS DEGRADADOS DA COSTA
OESTE DA FLÓRIDA DURANTE OS ÚLTIMOS 20 ANOS
BASEADO EM IMAGENS DE SATÉLITE E DADOS LIDAR**

Dissertação apresentada por:

DIANA PAOLA CARDENAS RUIZ

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen (UFPA)

**BELÉM - PARÁ
2024**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

C266e Cardenas Ruiz, Diana Paola.
Estudo dos manguezais degradados da costa oeste da Flórida durante os últimos 20 anos baseado em imagens de satélite e dados lidar / Diana Paola Cardenas Ruiz. — 2024.
xii, 55 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Belém, 2024.

1. Degradação. 2. Lidar. 3. Manguezal. 4. Regeneração. 5. Sensoriamento remoto. I. Título.

CDD 551.457



Universidade Federal do Pará
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**ESTUDO DOS MANGUEZAIS DEGRADADOS DA COSTA
OESTE DA FLÓRIDA DURANTE OS ÚLTIMOS 20 ANOS
BASEADO EM IMAGENS DE SATÉLITE E DADOS LIDAR**

Dissertação apresentada por:

DIANA PAOLA CARDENAS RUIZ

**Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de
GEOLOGIA e Linha de pesquisa de Geologia Marinha e Costeira.**

Data da aprovação: 31/05/2024

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen
(Orientador – UFPA)

Prof. Dr. José Francisco Berrêdo Reis da Silva
(Membro - MPEG)

Prof. Dr. Marlon Carlos França
(Membro – IFES)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelas bênçãos, ajuda e força cada dia.

Ao meu orientador Professor Dr. Marcelo Cohen pela oportunidade, confiança, apoio e paciência durante a realização deste trabalho. Agradeço seus ensinamentos e profissionalismo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES)-Brasil Código 001, pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos meus pais Mireya e Julio pelo amor, apoio e compressão em todos os momentos da vida. Eu amo vocês!

Aos meus irmãos Felipe e Juan pelo carinho e incondicionalidade de sempre.

Ao Sérgio pela ajuda e compreensão, minha admiração e afeição.

Aos meus avós, tias e tios, e demais familiares pelo apoio em este processo.

Ao Laboratório de Dinâmica Costeira LADIC da Universidade Federal do Pará, pelos equipamentos e computadores necessários para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao pessoal do Ladic, Erika, Nisya e Augusto pelos conselhos e ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará, pela contribuição na formação acadêmica e profissional.

Aos meus amigos de sempre Andrea, Diego, Julieth e Monica D, assim como aos meus amigos colombianos em Brasil Mônica A, Howard, Kike, Jorge, Esmeralda, Sebastian e Jenny.

Ao Planet pela disponibilização das imagens de satélite que foram a base deste trabalho.

As secretarias de PPGG pela colaboração e gentileza.

Por fim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para que eu desenvolvesse e finalizasse minha dissertação.

*Acima de tudo, guarde o seu coração,
pois dele depende toda a sua vida.
Provérbios 4:23*

RESUMO

O Golfo de México tem um dos mais longos cinturões de manguezais, ocorrendo ao longo da costa sudoeste da Flórida. A faixa contínua dessas florestas tem uma área aproximada de 2200 km². Estressores naturais como furacões e tempestades, além de outros fatores de origem antrópica como derramamentos de petróleo ou poluição podem provocar o processo de “*dieback*” do manguezal. Esse fenômeno ocorre quando as florestas de manguezal experimentam uma perda no dossel que pode levar ao declínio ou morte das árvores. Os efeitos posteriores ao “*dieback*” ocasionalmente deixam uma cicatriz de degradação no manguezal. No último século, com o desenvolvimento urbano no sudoeste da Flórida, os efeitos negativos do “*dieback*” parecem estar ganhando perenidade. O presente estudo identificou as possíveis causas da permanência da degradação dos manguezais associada ao “*dieback*” durante as últimas duas décadas. Para identificar essas causas, foi utilizada a seguinte metodologia: a) classificação da cobertura vegetal ao longo da costa oeste da Flórida; b) identificação de pontos de “*dieback*” em imagens de satélite de alta resolução; c) análise espaço-temporal das áreas de “*dieback*” e d) modelos digitais de elevação da superfície e da altura da vegetação. Foram encontrados 86 pontos de “*dieback*” (PD) que se agruparam em 6 regiões: Crawl Key, Key West, Marco Island, Pine Island, Charlotte e Terra Ceia. 75% dos PD apareceram entre o 2004 e 2007 coincidindo com a atividade de furacões. Em 2020 a área total de “*dieback*” no sudoeste da Flórida foi de 119,69 ha. Para os períodos de 2014-2016 e 2009-2011 as áreas de “*dieback*” registram valores de 116,47 e 127,89 ha respectivamente, evidenciando uma dinâmica de regeneração e degradação. Os modelos digitais do terreno para Pine Island e Marco Island mostraram mudanças na altura da planície de maré com variações entre -2 até 45 cm. Essas variações podem estar ligadas à: processos de sedimentação, dissolução dos carbonatos na planície de maré ou ao colapso da turfa associada ao solo do manguezal. As árvores de manguezal apresentaram uma redução em sua altura depois da passagem dos furacões, particularmente nos PD. Considerando os PDs que apresentaram regeneração, esse processo foi lento deixando uma cicatriz com exposição da planície de maré. Esse estudo revelou uma relação direta entre os furacões e o surgimento de “*dieback*”.

Palavras-chave: degradação; lidar; manguezal; regeneração; sensoriamento remoto.

ABSTRACT

The Gulf of Mexico presents one of the longest mangrove belts in southern Florida. This continuous mangrove strip has an approximate area of 2200 km². Natural stressors such as hurricanes, storms, and other anthropogenic factors such as oil spills or pollution can trigger the dieback of the mangrove on the southwest coast of Florida. The dieback of the mangrove refers to the phenomenon where the mangrove forests experience a loss in the canopy that can lead to the decline or death of the trees. The effects of the dieback occasionally leave a scar of degradation in the mangrove forest. In the last century, with urban development in southwest Florida, the adverse effects of dieback seem to be gaining permanence. The present study identified the possible causes of the permanence of mangrove degradation associated with dieback over the last two decades. To identify these causes, the following methodology was used: a) classification of vegetation cover along the west coast of Florida, b) identification of dieback points in high-resolution satellite images, c) spatiotemporal analysis of dieback areas, and d) digital models of surface elevation and vegetation height. 86 dieback points (PD) were found grouped into 6 regions: Crawl Key, Key West, Marco Island, Pine Island, Charlotte, and Terra Ceia. 75% of the PD appeared between 2004 and 2007, coinciding with hurricane activity. In 2020, the total dieback area in southwest Florida was 119,69 ha. For the periods of 2014-2016 and 2009-2011, the areas of dieback recorded values of 116,47 and 127,89 ha, respectively, evidencing a dynamic of regeneration and degradation. The digital terrain models for Pine Island and Marco Island showed changes in the height of the tidal flat with variations between -2 to 45 cm. These variations may be linked to sedimentation processes, dissolution of carbonates in the tidal flat, or peat collapse associated with the mangrove soil. The mangrove trees reduced their height after the passage of hurricanes, particularly in the PD. Even though the PD showed regeneration, this process was slow, leaving a scar exposed to the tidal flat. This study revealed a direct relationship between hurricanes and the appearance of dieback.

Keywords: degradation; lidar; mangrove; regeneration; remote sensing.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1-(A) Localização da área de estudo no estado da Flórida (EUA) e (B) Áreas de “dieback” e cobertura do manguezal na costa oeste da Flórida (FL).....	3
Figura 2- Florida durante o Devoniano Inferior (400 Ma). Modificado de Cocks <i>et al.</i> (2011)..	5
Figura 3-Mapa paleogeográfico mostrando a divisão do supercontinente Pangea e a formação do Golfo do México. Modificado de Hine (2019).....	6
Figura 4-Transição de litologia dominada por carbonato para litologia dominada por siliciclásticos. Modificado de Perez (2022).....	7
Figura 5- (A) Zonas geomorfológicas da Flórida, modificado de White (1970); e (B) Distritos geomorfológicos da Flórida, modificado de Williams <i>et al.</i> (2022).	8
Figura 6- Fluxograma metodológico.	12
Figura 7- (A) Localização dos PDs e (B) Densidade e área dos PDs no ano de 2019.	19
Figura 8- Dinâmica de degradação/regeneração nos PDs, baseado em dados Rapid Eye.	20
Figura 9- Áreas de “dieback” para os 10 PDs entre os anos de 1998-2021.	24
Figura 10- (A) DVHM e MDT da região de Pine Island e (B) Perfis da altura da vegetação a - a’ y b – b’ mostrando os PDs.....	28
Figura 11- (A) DVHM e MDT da região de Marco Island e (B) Perfis da altura da vegetação a - a’ y b – b’ mostrando os PDs.	29
Figura 12- Variações na planície de maré (A) e (B) Pine Island; (C) Marco Island.	30
Figura 13- (A) Tempestades entre 1998 e 2020 na FL; (B) Furacões na região de Marco Island e (C) Furacões na região de Pine Island. Modificado de NOAA (2023).....	31
Figura 14- Dinâmica do manguezal antes e depois dos furacões, evidenciando a regeneração e cicatriz para (A) furacão Irma (2017), (B) furacão Charley (2004) e (C) processo de “dieback” desencadeado pelo passo dos furacões Irma e Charley (Modificado de Lagomasino <i>et al.</i> (2021)).	33
Figura 15- Medições do nível relativo do mar em 6 estações do oeste da Flórida. Modificado de NOAA (2024).	35
Figura 16- Desenvolvimento urbano da costa sudoeste da Flórida. Modificado de FEMA (2024) e NGDA (2024).	38
Figura 17- Plantações e uso agrícola da região de Pine Island. Modificado de SFWMD (2024).	39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Localização dos PDs.	17
Tabela 2- Resumo das estatísticas dos PDs.	21
Tabela 3- Area de " <i>dieback</i> " dos 10 PDs (m ²).	25

LISTA DE SIGLAS

AOIs	Áreas de interesse
DVHM	Modelo digital da altura da vegetação
FL	Florida
GCVI	Índice de Vegetação de Clorofila Verde
GEE	Google Earth Engine
GoM	Golfo do México
Ma	Milhões de anos
mamsl	Metros acima do nível do mar
MDS	Modelo digital de superfície
MDT	Modelo digital de terreno
NAIP	National Agriculture Imagery Program
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NIR	Infravermelho próximo
PD	Ponto de “ <i>dieback</i> ”
SLR	Aumento do nível do mar

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
EPÍGRAFE	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE SIGLAS	x
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 APRESENTAÇÃO.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	2
1.2.1 Geral	2
1.2.2 Específicos	2
1.3 ÁREA DE ESTUDO	2
1.3.1 Localização	2
1.3.2 Características oceanográficas	3
1.3.3 Clima	3
1.3.4 Vegetação	4
2 ESTADO ATUAL DO CONHECIMENTO	5
2.1 CONTEXTO GEOLÓGICO	5
2.1.1 Evolução geológica	5
2.1.2 Geomorfologia	7
2.2 FERRAMENTAS PARA ESTUDOS PALEOAMBIENTAIS.....	8
2.2.1 Sensoriamento remoto para mapeamento de manguezais	8
2.3 MANGUEZAIS NO SUDOESTE DA FLÓRIDA	9
2.4 FENÔMENOS CLIMÁTICOS E MUDANÇAS NO NÍVEL MÉDIO DO MAR NA DINÂMICA DOS MANGUEZAIS	10

3 MATERIAIS E MÉTODOS	12
3.1 AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO PARA A IDENTIFICAÇÃO DO “ <i>DIEBACK</i> ” NO MANGUEZAL.....	12
3.1.1 “ <i>Dataset</i> ” de dados de satélite.....	14
3.1.2 Avaliação de alta resolução temporal	14
3.2 AVALIAÇÃO TOPOGRÁFICA	15
4 RESULTADOS	17
4.1 CONJUNTO DE DADOS DE PD AO LONGO DA COSTA OESTE DA FLÓRIDA: RESOLUÇÃO MÉDIA	17
4.2 DINÂMICA MULTI-TEMPORAL DO “ <i>DIEBACK</i> ”: ALTA RESOLUÇÃO	23
4.3 ALTURA DA VEGETAÇÃO E ANÁLISE TOPOGRÁFICA	26
5 DISCUSSÃO	31
5.1 DINÂMICA DO MANGUEZAL.....	31
5.2 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E CORRELAÇÃO COM EVENTOS NATURAIS.....	34
5.3 ESTRESSORES DO MANGUEZAL	37
5.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE PRODUTOS DERIVADOS DE SENSORES REMOTOS	39
6 CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS	42

1 INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO

Os manguezais são florestas costeiras tropicais e subtropicais localizadas nas regiões costeiras de intermaré (Giri *et al.* 2011, Romañach *et al.* 2018). As florestas de manguezal servem como protetores contra tempestades em áreas costeiras, estabilizando a linha costeira, reduzindo os processos de erosão (Bouillon *et al.* 2008, Gracia *et al.* 2018), e gerando uma planície de maré (Krauss *et al.* 2014). Além desses serviços ecossistêmicos, as florestas de manguezal representam um armazenamento eficaz de carbono (C), nitrogênio (N) e outros nutrientes (Bulmer *et al.* 2016). Economicamente as florestas de manguezal são importantes nas indústrias da aquicultura, pesca e madeira (Vegh *et al.* 2014), o que as torna um dos ecossistemas costeiros mais produtivos (Trialfhianty *et al.* 2022)

Globalmente, os manguezais têm uma extensão de ~136.000 km² (Spalding & Leal 2021, Leal & Spalding 2022), distribuídos no continente americano entre as latitudes de ~28° 28' S em Santa Catarina, Brasil; e ~29° N no Golfo do México (GoM) e ~30° N no Atlântico, sendo estes os limites boreais no continente Norte Americano (Cohen *et al.* 2020, Cohen *et al.* 2021, Yao *et al.* 2022). O GoM tem um sistema de florestas de manguezal com ~8% da área global de manguezal (Osland *et al.* 2018). O maior cinturão contínuo de manguezal no GoM ocorre no sul da Flórida, com uma área de ~2.200 km² (Thorhaug *et al.* 2019). A distribuição e a estrutura do manguezal no leste do GoM na Flórida e na Louisiana são controladas pela temperatura mínima de inverno (Osland *et al.* 2013, 2017). Cavanaugh *et al.* (2014) documentaram que as áreas de manguezal tendem a se expandir quando há uma redução nos eventos de frio extremo. A frequência desses eventos de frio extremo diminuiu recentemente entre 1984 e 2011.

As atividades antropogênicas afetam a dinâmica dos ecossistemas que margeiam as plataformas costeiras do mundo, como o manguezal (Friess *et al.* 2019). As principais atividades associadas ao estresse da floresta de manguezal são a aquicultura, a agricultura e o desmatamento para o desenvolvimento urbano na costa (Giri *et al.* 2011, Ferreira & Lacerda 2016). A expansão e o desenvolvimento urbano são os principais fatores de degradação dos manguezais na Flórida (Thomas *et al.* 2017).

Nas últimas décadas, vários estudos relataram que o aquecimento global (e.g. IPCC 2007, Rodrigues *et al.* 2021, Yao *et al.* 2022) tem expandido os manguezais em direção às latitudes mais altas como no norte da Flórida. Os eventos climáticos extremos associados às

mudanças climáticas geram mortalidade e grandes buracos no dossel do manguezal, conhecido como “*dieback*” (Sippo *et al.* 2018). Alguns desses eventos, tais como congelamentos e furacões estudados por Cohen *et al.* (2021) e Lagomasino *et al.* (2021), evidenciam a destruição do dossel do manguezal e danos às raízes em regiões dos trópicos. Autores como Zhang (2008) analisou a morfologia dos buracos no dossel do manguezal no sudoeste da Flórida relacionados a furacões sazonais. Esses buracos estão ligados a depressões na planície de maré, que após as tempestades favorece a degradação do manguezal (Morton & Barras 2011). Com base nisso, a perda de manguezal e suas raízes instáveis podem contribuir para a subsidência superficial nas zonas úmidas costeiras, conhecida como “*peat collapse*” (Chambers *et al.* 2019). Essa perda da resistência do solo deixa uma cicatriz de degradação, onde a recuperação ou regeneração do manguezal pode ser inibida.

Para determinar as causas do “*dieback*” nos manguezais e das cicatrizes de degradação, este trabalho procurou implementar uma análise espaço-temporal dos manguezais do sudoeste da Flórida sob a influência das correntes oceânicas do GoM, usando imagens de satélite e dados lidar. O presente estudo pretende revelar o processo que desencadeia a degradação dos manguezais e sua dinâmica em uma perspectiva de perda e regeneração nas últimas duas décadas.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Geral

Identificar as causas do “*dieback*” e a perenidade dos efeitos da degradação nos manguezais da costa oeste da Flórida durante os últimos 20 anos.

1.2.2 Específicos

- Quantificar áreas de “*dieback*” da costa oeste da Flórida.
- Analisar as mudanças nas áreas de “*dieback*”.
- Avaliar a topografia das planícies de maré com maior densidade de pontos de “*dieback*”.
- Determinar os fatores do estresse relacionado ao “*dieback*” na área de estudo.

1.3 ÁREA DE ESTUDO

1.3.1 Localização

A área de estudo (27°40'-24° 31'N, 82°31'-81°55'W) está localizada no sudoeste do estado da Flórida (Figura 1A). A área total foi subdividida em seis (6) áreas menores que apresentam pontos de “*dieback*” (PDs) denominadas como: Crawl Key, Key West, Marco

Island, Pine Island e Charlotte (Figura 1B). Esses locais estão inseridos na planície costeira pertencente ao GoM.



Figura 1-(A) Localização da área de estudo no estado da Flórida (EUA) e (B) Áreas de “dieback” e cobertura do manguezal na costa oeste da Flórida (FL).

1.3.2 Características oceanográficas

A corrente oceânica “Loop” influencia o GoM ingressando pelo sudoeste de Cuba e da Península de Yucatán, com correntes superficiais que formam redemoinhos atingindo o sudoeste da Flórida (Turner & Rabalais 2019). As planícies de maré do sudoeste da Flórida são afetadas principalmente por micro-marés mistas e diurnas ($\leq 1,2$ m) com salinidades de $\sim 30\%$ (Robbins & Lisle 2018).

1.3.3 Clima

O clima no sudoeste da Flórida é quente e úmido, com temperaturas acima de $32,2^{\circ}\text{C}$ e precipitação média de ~ 1250 mm por ano (Black 1993). A estação seca ocorre entre os meses

de dezembro e abril. Eventos climáticos extremos, como furacões tendem a acontecer de junho a novembro, com pico em agosto e setembro. Os furacões são formados no meio do oceano Atlântico com tendência ao oeste do GoM (Turner & Rabalais 2019). Outros eventos ocorrem na transição da zona temperada da América do Norte, tais como as frentes frias que podem afetar eventualmente a costa sudoeste entre dezembro e fevereiro (Osland *et al.* 2020).

1.3.4 Vegetação

Nas planícies costeiras do sudoeste da Flórida, encontram-se comunidades herbáceas e arbustivas, influenciadas por águas salobres (University of Florida 2023). A zona é constituída por áreas úmidas, palustres e estuarinas (Engle 2011). Esses estuários são uma importante fonte de carbono azul, formados por ecossistemas como o manguezal, ervas marinhas e pântanos salgados (Thorhaug *et al.* 2019). As principais espécies de árvores de manguezal na área de estudo são: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* (Nelson 2011). Outra espécie conhecida como o manguezal de botão (*Conocarpus erectus*) cresce em zonas próximas ao manguezal, especialmente no sul da Flórida (Saha *et al.* 2011).

2 ESTADO ATUAL DO CONHECIMENTO

2.1 CONTEXTO GEOLÓGICO

2.1.1 Evolução geológica

Segundo Bostick *et al.* (2005), a Flórida é conhecida como “Plataforma da Flórida”, que é uma planície costeira principalmente subaquática. Devido às flutuações do nível do mar ao longo do tempo geológico, a Plataforma da Flórida esteve totalmente subaquática (durante os períodos interglaciais) e completamente acima do nível do mar (durante os períodos glaciais). Hoje, apenas cerca de um terço da plataforma está acima do nível do mar. A formação da plataforma da Flórida esteve dividida em três fases:

A primeira é conhecida como a idade das placas tectônicas (mais de 450 Ma). Allen & Main (2005) propõem que nessa fase o planalto da Flórida formou-se pela combinação de atividade vulcânica e sedimentação marinha, no início do Ordoviciano. No Devoniano África, América do Sul, Índia, Austrália, Antártica e Flórida foram combinadas no supercontinente meridional de Gondwana (Figura 2). Durante o supercontinente Pangea, a Flórida esteve no meio das Américas e África. Quando Pangea começou a separar-se devido aos movimentos das placas tectônicas, gerou-se a divisão da Pangea em Laurásia (América do Norte, Europa e partes da Ásia) e Gondwana. Posteriormente, a América do Norte separou-se de Laurásia e migrou para o noroeste. Os fragmentos continentais da crosta que formam a base da Península da Flórida foram unidos ao continente Norte Americano.

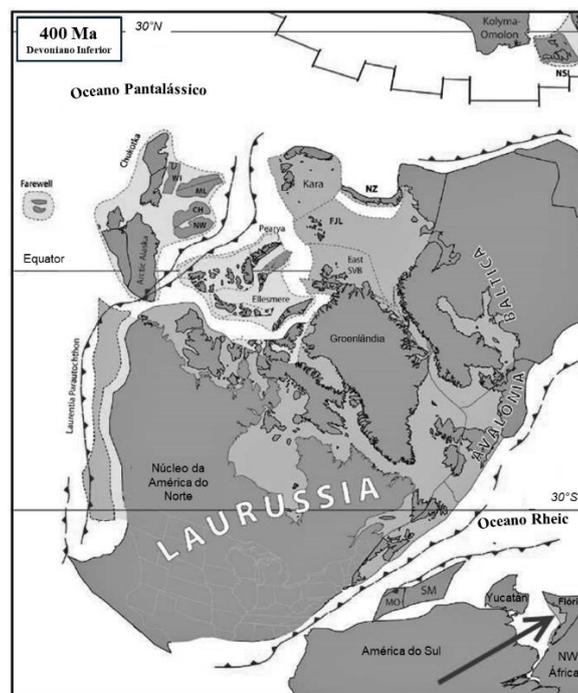


Figura 2- Flórida durante o Devoniano Inferior (400 Ma). Modificado de Cocks *et al.* (2011).

A segunda fase foi chamada de idade de produção dos carbonatos (160-23 Ma). Entre os 160 e 140 Ma a expansão do fundo do mar deslocou blocos continentais. Durante esse período o Bloco de Yucatán migrou para o sul, enquanto o Bloco Flórida-Bahamas moveu-se para o sudeste, criando assim a bacia do Golfo do México (Hine 2019) (Figura 3). Além disso, Bostick *et al.* (2005) sugerem que um clima global mais quente acompanhado de um aumento do nível médio do mar durante o final do Mesozóico (190-66 Ma), permitiu que o embasamento ígneo da Flórida fosse inundado. Com o nível do mar alto, uma corrente oceânica começou a fluir entre a Flórida e a Geórgia, nomeada de “*Georgia Seaway*” (Gardulski *et al.* 1991). Isso evitou que os sedimentos siliciclásticos continentais (produzidos a partir da erosão dos Apalaches) se moverem ao sul, mantendo a plataforma da Flórida e os mares rasos tropicais livres de sedimentos clásticos (Figura 4A e Figura 4B). O continente norte-americano continuou migrando para o noroeste nas latitudes tropicais, enquanto as condições para precipitação de carbonatos foram ideais. A deposição maciça de material calcário tem ocorrido durante os últimos 130 Ma em toda a Plataforma da Flórida.

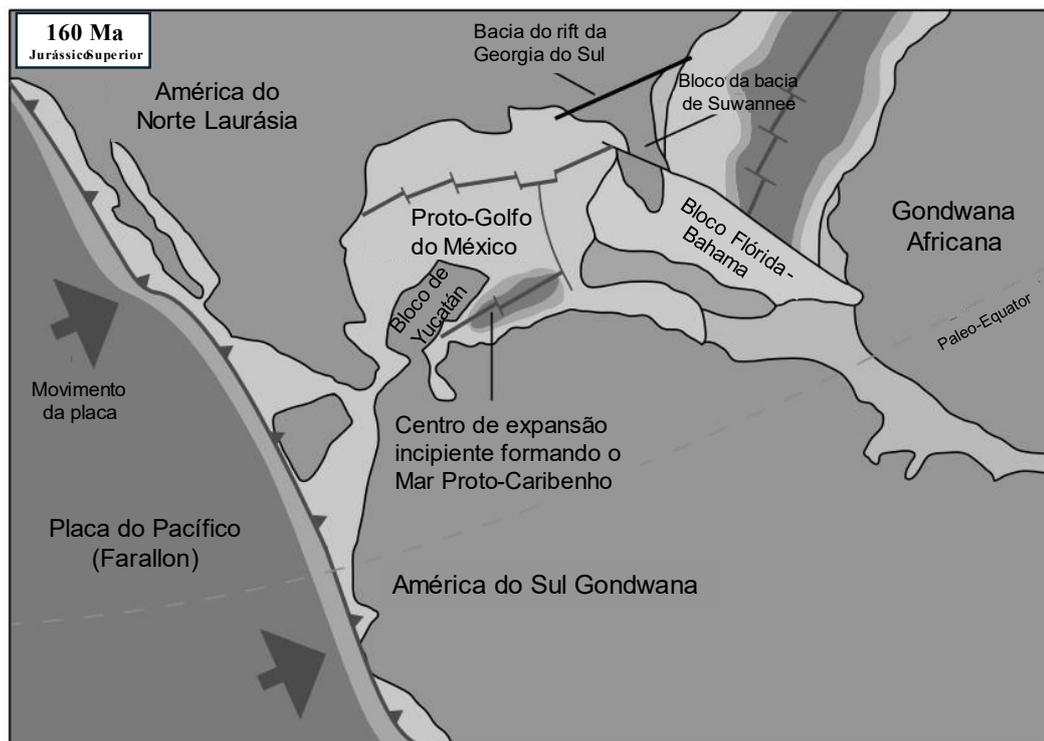


Figura 3-Mapa paleogeográfico mostrando a divisão do supercontinente Pangeia e a formação do Golfo do México. Modificado de Hine (2019).

A última fase é conhecida como a invasão siliciclástica (23 Ma até hoje). Com a separação da América do Sul da Antártica (~ 30 Ma), o clima esfriou significativamente promovendo a formação de grandes mantos de gelo no continente (Crame 1999). A partir da

formação de mantos de gelo, o nível do mar começou a cair significativamente, assim o “*Georgia Seaway*” se tornou mais raso e sua capacidade de redirecionar sedimentos siliciclásticos foi diminuída (Missimer & Maliva 2017). Por volta de 23 Ma, a deposição maciça de sedimentos clásticos começou na Flórida (Lane 1994). Assim, a produção de carbonato reduziu-se substancialmente no norte e centro da Flórida (Figura 4C), enquanto o sul da Flórida, relativamente livre de siliciclásticos, continuou precipitando carbonatos (Bostick *et al.* 2005).



Figura 4-Transição de litologia dominada por carbonato para litologia dominada por siliciclásticos. Modificado de Perez (2022).

2.1.2 Geomorfologia

Flórida é uma região de baixo relevo, com uma elevação máxima de 105 m, e com apenas alguns metros acima do nível do mar (Hine 2019). A origem do relevo da Flórida é complexa, e está associada a erosão e deposição costeira, relevo calcário, processos eólicos, processos fluviais, intemperismo e pedogênese (Rupert & Arthur 1990, Williams *et al.* 2022). Scott (1992) sugere que as flutuações do nível do mar no final do Cenozóico, que inundaram a plataforma da Flórida, resultaram em processos deposicionais marinhos, dominando a geomorfologia da Península da Flórida. Os resquícios das linhas costeiras hoje são identificados em zonas de relevo baixo, perto do litoral; enquanto as zonas do relevo alto localizadas no interior da Península da Flórida estão sujeitas à erosão e subsequente alteração pela ação do vento e da água.

White (1970) dividiu o estado da Flórida em três zonas geomorfológicas: a zona norte ou proximal, a central ou meso-peninsular e a sul ou distal (Figura 5A). A zona norte é caracterizada por terrenos elevados contínuos, formando um planalto em direção ao leste e oeste da Flórida. A zona central é dominada por planaltos descontínuos na forma de cordilheiras subparalelas separadas por vales. A zona sul é plana, com declividades leves e mal drenadas, limitada ao este pela “*Atlantic Coastal Ridge*”.

Williams *et al.* (2022) propõe uma classificação das paisagens da Flórida, dividindo a região em 10 distritos geomorfológicos (Figura 5B). No sudoeste da Flórida encontram-se os

distritos de Everglades e Peace River. Everglades inclui os estratos e as paisagens mais jovens da Flórida do Plioceno-Pleistoceno, com cobertura de zonas húmidas. Peace River é caracterizado por um baixo relevo com declividades em direção à costa do GoM e presença de “*sinkholes*”.

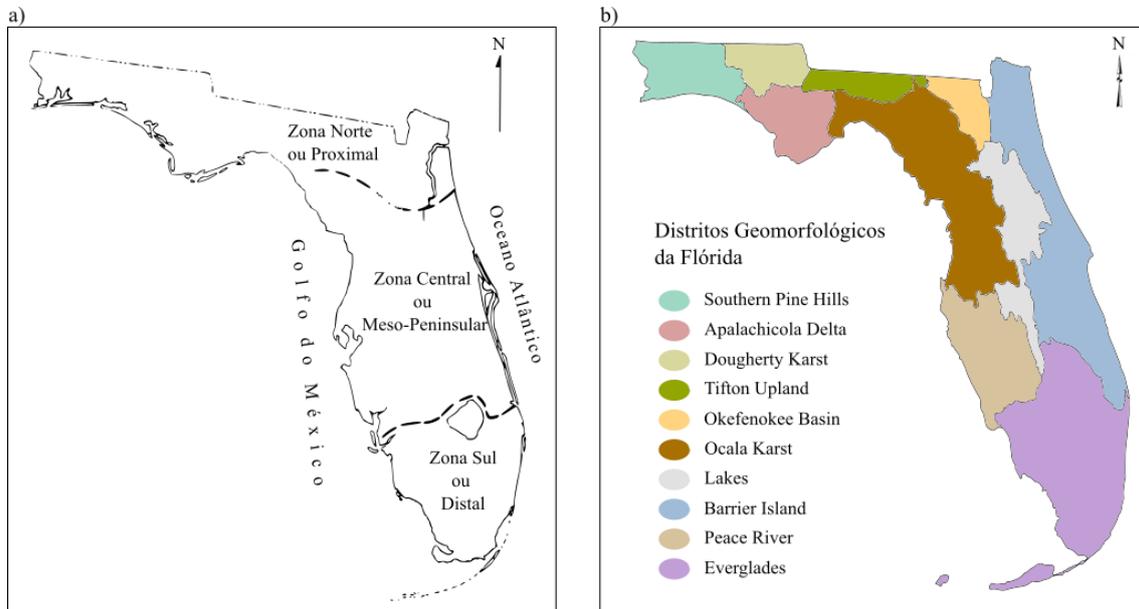


Figura 5- (A) Zonas geomorfológicas da Flórida, modificado de White (1970); e (B) Distritos geomorfológicos da Flórida, modificado de Williams *et al.* (2022).

2.2 FERRAMENTAS PARA ESTUDOS PALEOAMBIENTAIS

2.2.1 Sensoriamento remoto para mapeamento de manguezais

Tedesco (2015) define o sensoriamento remoto como a interação entre radiação eletromagnética e matéria, com exceção das abordagens baseadas em gravimetria. A interação entre materiais e ondas eletromagnéticas depende tanto das características da radiação eletromagnética (*e.g.* frequência, comprimento de onda) quanto das propriedades químicas e físicas dos alvos. A partir da fonte de energia os dados obtidos por técnicas de sensoriamento remoto podem ser classificados como: ativo e passivo (Musa *et al.* 2015). Análises de séries temporais baseadas em imagens satelitais são uma ferramenta para estudar a dinâmica da superfície terrestre, e entender a magnitude dessas dinâmicas dentro de um intervalo de tempo estabelecido (Lasaponara & Lanorte 2012).

Entre as dinâmicas a analisar pelas técnicas de sensoriamento remoto encontram-se os referentes ao manguezal. Algumas das dinâmicas estudadas com dados de imagens de satélite incluem: mudanças da cobertura do solo, observação de desastres, distribuição e diferenciação das espécies e estado de saúde das florestas de manguezal (Purnamasayangasukasih *et al.* 2016). Para identificar o manguezal mediante dados ópticos de sensoriamento remoto, é necessário

considerar suas características espectrais e texturais do dossel e das folhas (Ramsey III & Jensen 1996). Porém, a distinção espectral das espécies de manguezal é definida pela idade, vitalidade, e as características fenológicas/morfológicas (Blasco *et al.* 1998). A variabilidade climática em termos de chuva, radiação solar, umidade relativa e outros, também pode influenciar a resposta espectral gerando mudanças da folhagem e fisiologia das árvores de manguezal (Wang *et al.* 2008).

Cardenas *et al.* (2022) usaram imagens de satélite óticas, dados radar e modelos digitais de elevação para compreender o impacto da construção da rodovia PA-458 na rede de drenagem da península de Bragança, Brasil. Este estudo revelou que construções antropogênicas podem resultar em condições de alta salinidade que levam à degradação dos manguezais. Já na Península da Flórida, Lagomasino *et al.* (2021) apresentam uma abordagem similar para investigar a degradação e recolonização de manguezais após o furacão Irma em 2007. Utilizando imagens de satélite, os dois trabalhos avaliaram as espécies afetadas e desenvolveram um modelo de elevação topográfica. O principal objetivo era determinar as trajetórias de recuperação e identificar as causas da morte das árvores de manguezal. Portanto, ambos estudos destacam a relevância do uso de tecnologias de sensoriamento remoto no monitoramento de ecossistemas de manguezal.

2.3 MANGUEZAIS NO SUDOESTE DA FLÓRIDA

O GoM possui 8% da extensão de floresta de manguezal global (Osland *et al.* 2018), sendo o sistema de manguezal do sudoeste da Flórida o mais extenso com ~220.000 ha (Thorhaug *et al.* 2019). Os principais fatores que controlam a estrutura e distribuição do manguezal nesta região são: o fluxo de água doce proveniente do Parque Nacional Everglades, as mudanças sazonais na precipitação e a elevação do nível do mar (Lirman *et al.* 2019). O ecossistema fornece importantes serviços ecossistêmicos como: habitat para diversas espécies animais e berçários para espécies aquáticas exploradas para a pesca (Manson *et al.* 2005, Serafy *et al.* 2003). Além disso, os manguezais são eficazes na proteção da linha de costa contra os efeitos das mudanças climáticas, oferecendo proteção contra as tempestades e inundações (Eong 1993, FAO 2007, Tue *et al.* 2014).

Lirman *et al.* (2019) sugerem que um dos principais problemas que os manguezais da Flórida apresentam é o relacionado com a salinidade, principalmente pela redução do fluxo de água doce no século XX, devido a modificações na drenagem, projetos de desenvolvimento (Sklar *et al.* 2005) e mudanças no uso da terra (Volk *et al.* 2017). O estudo de Marshall *et al.*

(2009) na Baía da Flórida, indica que as condições de pré-drenagem comparadas com o fluxo atual eram 2,5 e 4 vezes maiores. Por conseguinte, a salinidade teve variações entre 5-20 ppt maiores comparadas com as condições de salinidade de 1960, que são relacionadas com mudanças na hidrologia regional de ecossistemas costeiros. Essas condições de alta salinidade causaram “*dieback*” em algumas áreas de floresta de manguezal, acompanhada da perda de saúde do manguezal em setores vizinhos (Tweedley *et al.* 2019). Isso afeta a produtividade primária desse ecossistema de manguezal (Lorenz 2014).

O sudoeste da Flórida apresenta assentamentos urbanos que interferem nos ecossistemas costeiros, incluindo o manguezal (Lirman *et al.* 2019). Portanto essa influência urbana gera nutrientes e contaminantes que são descarregados aos ambientes costeiros, provocando perturbações dos processos biogeoquímicos (von Glasow *et al.* 2013). Brand & Compton (2007) estudaram a proliferação de algas na costa sudoeste da Flórida na década de 2000. Eles indicam que essa última proliferação de algas foi entre 13-18 vezes mais dominante, comparada com a desenvolvida na metade do século XX; sendo as atividades antropogênicas a fonte de incremento dos nutrientes. Outra ameaça são as espécies invasoras como a Aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolia*), a Colubrina (*Colubrina asiatica*) e a Casuarina (*Casuarina equisetifolia*), que atingem algumas áreas normalmente ocupadas pelas florestas de manguezais (Davis *et al.* 2005, Makowski & Finkl 2019).

Eventos naturais como os furacões, que atingem as florestas de manguezal são outro fator que influencia os manguezais do sudoeste da Flórida. Esses eventos são intensificados por conta das mudanças climáticas (Bender *et al.* 2010) afetando a estrutura e composição das árvores de manguezal e gerando mudanças na topografia, hidrologia e sedimentos (Smith *et al.* 1994). Alguns dos furacões que impactaram a costa sudoeste da Flórida nas últimas duas décadas foram: Mitch (1998), Harvey (1999), Charley (2004), Wilma (2005), Bonnie (2010) e Irma (2017) (NOAA 2023).

2.4 FENÔMENOS CLIMÁTICOS E MUDANÇAS NO NÍVEL MÉDIO DO MAR NA DINÂMICA DOS MANGUEZAIS

O aumento do nível do mar (SLR) é uma resposta às mudanças climáticas globais (Sweet *et al.* 2022). As projeções para o ano 2100 indicam que a tendência persistirá como resultado ao derretimento das massas de gelo, a expansão térmica da água do mar e as emissões de gases efeito estufa (Le Cozannet *et al.* 2019). Numerosos fatores contribuem para as alterações do nível do mar como a eustasia, compactação de sedimentos e processos glacio-

isostáticos (Rovere *et al.* 2016). O SLR causa a migração da região de intermaré para zonas topograficamente mais elevadas, produzindo uma maior realocação dos ecossistemas de intermaré como os manguezais (Ellison 2015).

Os ambientes costeiros da Flórida são vulneráveis ao SLR (Parkinson & Wdowinski 2023), devido principalmente às baixas elevações, as inundações intermitentes durante chuvas intensas e as tempestades (Mahjabin & Abdul-Aziz 2020, Lagomasino *et al.* 2021). Além disso, os sistemas de barreiras e o mar aberto no litoral são favoráveis à erosão e desbordamento (Wang & Briggs 2015). Considerando a geologia, a Florida encontra-se sobre sedimentos arenosos e calcários não consolidados que permitem a invasão de águas salgadas (Williams *et al.* 2022). Outro fator não menos importante está relacionado com a urbanização que compromete a adaptabilidade dos ecossistemas costeiros (Geselbracht *et al.* 2011).

O estudo de Sklar *et al.* (2021) indica que as florestas de manguezal no sudoeste da Flórida podem acompanhar o SLR atual de 2,1 mm/ano (Bâki Iz *et al.* 2012). No entanto Osland *et al.* (2022) mostra que os manguezais da Flórida estão se expandindo e ocupando lugares onde anteriormente existiam marismas salgadas após eventos de geadas. Outros estudos evidenciam que o SLR favorece a substituição de árvores de floresta de água doce por manguezais (Meeder *et al.* 1993); por exemplo pinheiro por *Avicennia germinans* na ilha de Sugarloaf Key provocado pelo aumento na salinidade das águas da região.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho propôs a metodologia resumida na Figura 6.

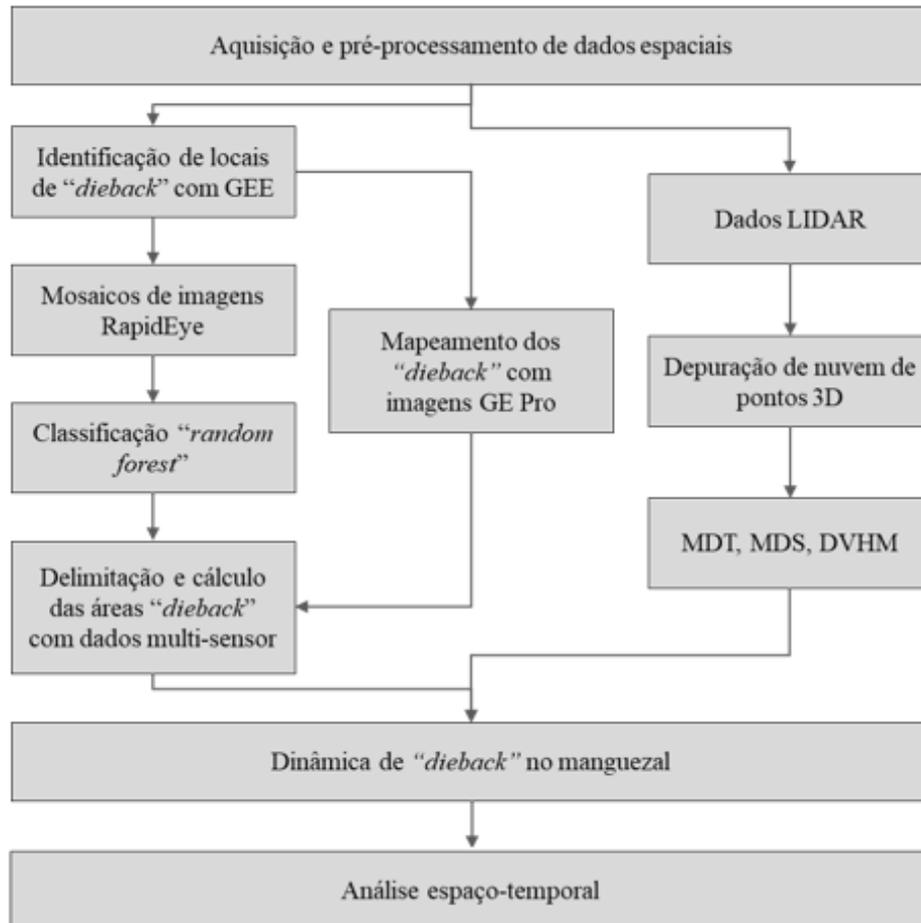


Figura 6- Fluxograma metodológico.

3.1 AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO PARA A IDENTIFICAÇÃO DO “DIEBACK” NO MANGUEZAL

Usando a API Javascript do Google Earth Engine (GEE) foi realizada uma classificação da cobertura vegetal ao longo da costa oeste da Flórida. O conjunto de dados de alta resolução (~0,6 m) usado foi o National Agriculture Imagery Program (NAIP) (Google 2022). O conjunto de dados NAIP tem quatro bandas espectrais: vermelho, verde, azul e infravermelho próximo (NIR) em unidades de refletância de número digital. Para obter informações adicionais para a classificação, o Índice de Vegetação de Clorofila Verde (GCVI) (Equação 1), o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (Equação 2) e uma Razão Simples (SR) (Equação 3) foram calculados e adicionados como bandas às imagens. Para reduzir a complexidade da classificação, foi criada uma máscara com base no “*Mangrove Habitat Florida Land Cover Classification System*” (FWC 2009). O conjunto de dados do GIS Mangrove Habitat representa os manguezais da Flórida, mas somente os manguezais da costa

oeste foram selecionados para criar a máscara. Por fim, uma máscara foi expandida aplicando um buffer de 100 metros, evitando a perda de informações sobre o “dieback” do manguezal. Uma máscara adicional foi criada usando o conjunto de dados NASA SRTM *Digital Elevation* para selecionar pixels com elevação inferior a 65 metros acima do nível do mar (mamsl).

$$GCVI = \left(\frac{NIR}{Verde} \right) - 1 \quad (1)$$

$$NDVI = \frac{NIR - Vermelho}{NIR + Vermelho} \quad (2)$$

$$SR = \frac{Vermelho}{NIR} \quad (3)$$

Dois intervalos de datas foram escolhidos para determinar possíveis regiões de “dieback” de manguezal, sendo o primeiro 2009-2010 e o segundo 2019-2020. Um algoritmo de redução da mediana foi aplicado para obter uma única imagem de cada intervalo. Esse método calcula a mediana de todos os valores em cada pixel de todas as bandas correspondentes; ele pode produzir resultados precisos e resumidos de várias imagens para a classificação (Phan *et al.* 2020). Usando a máscara e a composição de imagens como base, foram definidas três classes de cobertura da terra: vegetação, água e outros. A classe de vegetação corresponde principalmente a florestas de manguezal, mas também inclui em baixa proporção outras unidades de vegetação costeira, como pastagens, marismas, pântanos salgados, arbustos, etc., bem como terras agrícolas. A falta de bandas espectrais adicionais e a extensão da área de estudo evitaram a identificação do manguezal em uma única classe. Foram coletadas amostras de treinamento de pixels a partir de polígonos desenhados manualmente ao longo da costa oeste da Flórida. A metodologia de coleta foi mediante técnicas de interpretação visual sobre as imagens pré-processadas, onde para cada classe foram coletadas ~50 amostras representativas. O modelo de classificação foi o Random Forest, treinado com 100 árvores de iteração. O classificador Random Forest foi escolhido por ter apresentado resultados promissores na análise de cobertura/uso da terra usando o conjunto de dados NAIP (e.g., Kim *et al.* 2020, Prasai *et al.* 2021). O treinamento foi realizado com variáveis preditoras, extraindo valores de bandas do NAIP e suas classes associadas para cada local nos dados de treinamento. Depois que os dados de treinamento foram preparados, as 3 classes de cobertura da terra foram incluídas para as 2 imagens compostas (2009-2010, 2019-2020).

As classificações foram comparadas com uma análise espaço-temporal da cobertura da terra, reconhecendo 9 classes. 3 classes correspondem à cobertura inalterada da terra e 6 à dinâmica da cobertura da terra costeira. Das 6 classes dinâmicas, a mudança vegetação-água e

a vegetação-outros foram usadas para indicar possíveis PD no manguezal. As regiões com perda de vegetação foram categorizadas manualmente como PD, descartando as migrações da linha costeira, a expansão urbana, a perda de vegetação não relacionada a manguezais etc. As áreas de inundação representaram um desafio, pois os PD, são frequentemente inundados devido a depressões na planície de maré que precederam o “*dieback*”. Por fim, os pontos de “*dieback*” foram validados usando imagens históricas de alta resolução do Google Earth Pro, permitindo a criação de um conjunto de dados de “*dieback*” de manguezal.

3.1.1 “*Dataset*” de dados de satélite

Um “*dataset*” de imagens do RapidEye foi utilizado para entender melhor a dinâmica do “*dieback*” dos manguezais ao longo do tempo. O conjunto de dados inclui produtos de nível 3A ortorretificados e corrigidos radiometricamente, com 5 bandas multiespectrais (azul, verde, vermelho, borda vermelha e NIR) e uma resolução espacial de ~5 m. Os dados foram baixados da ferramenta Planet Explorer (Planet Labs Inc. 2022) com base nos PD identificados. Não foi necessário nenhum pré-processamento, pois as unidades de pixel do produto Planet são fornecidas em reflectância de superfície. Foram definidos três intervalos de tempo com base na disponibilidade de imagens e nas datas de aparecimento de “*dieback*”: 2009-2011, 2014-2016 e 2019-2020. Todas as imagens foram adquiridas durante a estação seca da Flórida, entre janeiro e março, para evitar mudanças sazonais na cobertura do manguezal devido à temperatura ou outros fatores climáticos como precipitação. As imagens foram agrupadas em 3 ortomosaicos (um para cada período), os mosaicos de 2019-2020 e 2014-2016 tinham 42 cenas cada e o mosaico de 2009-2011 tinha 41 cenas. Estes mosaicos foram criados usando a caixa de ferramentas Raster do ArcGIS Pro, calculando estatísticas, pirâmides e a construção dos limites para as cenas. Com base na densidade de “*dieback*”, na área de degradação e na distribuição espacial, foram escolhidos 10 PD para realizar uma análise de alta resolução temporal.

3.1.2 Avaliação de alta resolução temporal

Uma análise detalhada do comportamento de “*dieback*” foi realizada em cinco regiões representativas da área de estudo: Terra Ceia (1 ponto), Charlotte (1 ponto), Pine Island (5 pontos), Marco Island (2 pontos) e Crawl Key (1 ponto). Terra Ceia e Crawl Key representaram os limites de presença de “*dieback*” mais boreal e austral, respectivamente. Pine Island e Marco Island apresentaram a maior densidade de pontos de “*dieback*”, assim como a maior área de degradação. A localização do “*dieback*” de Charlotte está fortemente relacionada a amplas regiões de atividade urbana e antropogênica. Esses pontos foram mapeados manualmente para cada imagem disponível no Google Earth Pro entre 1998 e 2021. A disponibilidade de imagens

dos pontos de Charlotte corresponde a cenas de 1998 a 2020, Crawl Key de 2006 a 2020, Terra Ceia de 2007 a 2020 e Marco Island de 2006 a 2020. Os pontos de “*dieback*” de Pine Island tinham cenas que variavam entre 1999-2006 e 2020-2021. Os polígonos mapeados no Google Earth Pro foram exportados como classes de recursos para o ArcGIS Pro para calcular a área geométrica e o perímetro com base em medições do modelo geoidal da ESRI. As taxas de regeneração/degradação e o período de aparecimento do “*dieback*” do manguezal foram estimados com base nas características geométricas.

3.2 AVALIAÇÃO TOPOGRÁFICA

Uma análise topográfica foi realizada para explicar a relação entre o “*dieback*” dos manguezais, as depressões da planície de maré e a altura da vegetação. As áreas de interesse (AOIs) escolhidas para a análise 3D foram Pine Island e Marco Island por ter a maior densidade de PDs por quilômetro quadrado. Os dados topográficos usados foram duas nuvens de pontos lidar baixadas da ferramenta da Web NOAA Digital Coast (NOAA 2021). O primeiro conjunto de dados de nuvem de pontos foi o “FDEM Lidar: Southwest Florida”, com uma precisão vertical de 6,4 cm e um espaçamento de pontos de 0,7 m (OCM Partners 2010). A segunda nuvem de pontos foi a “USGS/NRCS Lidar: Southwest Florida”, com uma precisão vertical de 8,9 cm e um espaçamento de pontos de 0,35m (OCM Partners 2020). Para fins de comparação, o espaçamento do conjunto de dados Lidar de 2018 foi aumentado para 0,7 m. As datas de aquisição nas AOIs para os conjuntos de dados FDEM e USGS/NRCS Lidar foram 17/07/2007 e 29/10/2018, respectivamente. Ambos os conjuntos de dados lidar são fornecidos com um nível de classificação; no entanto, foram usadas apenas as classes: solo, água e não classificada para os fins deste estudo. A classe não classificada foi separada em células, e os pontos lidar em cada célula foram classificados automaticamente como solo, outros ou vegetação usando o software Global Mapper. Por fim, usando a ferramenta Path Profile do software Global Mapper, foram realizadas uma depuração e uma reclassificação manual dos pontos.

Para a criação dos modelos de elevação, o Global Mapper fornece ferramentas de triangulação de todos os pontos derivados em um Modelo Digital de Superfície (MDS) e a filtragem dos pontos do solo em um Modelo Digital de Terreno (MDT). O MDT discrimina apenas a superfície do substrato, sem cobertura vegetal, podendo ser entendida como a planície de maré da área de estudo. O modelo de altura da vegetação foi obtido usando a ferramenta Combine/Compare Terrain Layers (Combinar/Comparar camadas de terreno) do Global Mapper. Esse método subtraiu a camada de elevação em grade que representava o MDS do MDT para obter o modelo digital de altura da vegetação (DVHM). Modelos digitais e perfis

transversais foram elaborados e comparados para entender a dinâmica da altura da vegetação entre 2007 e 2018.

4 RESULTADOS

4.1 CONJUNTO DE DADOS DE PD AO LONGO DA COSTA OESTE DA FLÓRIDA: RESOLUÇÃO MÉDIA

Baseados nas análises de mudança da vegetação das imagens NAIP, foram identificados 86 PDs ao longo da costa sudoeste da Flórida (Tabela 1 e Figura 7A). A dinâmica dos PDs consiste em perda e regeneração das áreas de manguezal nas últimas duas décadas. A maior parte dos PDs é registrada nas áreas de Marco Island e Pine Island. Ao contrário, a menor quantidade de PDs acontece em Charlotte, Crawl Key, Key West e Terra Ceia (Figura 7B).

Tabela 1- Localização dos PDs.

(continua)

ID	Data registro	Latitude	Longitude	Local
FD01	1998	27,6722	-82,5213	Terra Ceia
FD02	2017	27,5991	-82,5596	Terra Ceia
FD03	2007	27,5946	-82,5793	Terra Ceia
FD04	2010	27,5813	-82,5739	Terra Ceia
FD05	2006	27,5667	-82,6048	Terra Ceia
FD06	2002	27,5651	-82,6165	Terra Ceia
FD07	2007	27,5402	-82,6109	Terra Ceia
FD08	2005	26,6555	-82,1929	Pine Island
FD09	2005	26,6518	-82,1881	Pine Island
FD10	1998	26,6488	-82,1460	Pine Island
FD11	2010	26,5775	-82,1161	Pine Island
FD12	2005	26,5311	-82,1052	Pine Island
FD13	2007	26,3780	-81,8363	Pine Island
FD14	2004	26,0282	-81,7625	Marco Island
FD15	2007	26,0159	-81,7505	Marco Island
FD16	2007	26,0112	-81,7485	Marco Island
FD17	2004	26,0035	-81,7429	Marco Island
FD18	2018	25,9630	-81,6777	Marco Island
FD19	2018	25,9064	-81,6462	Marco Island
FD20	2018	25,8791	-81,6840	Marco Island
FD21	2006	24,5282	-81,9258	Key West
FD22	2006	24,5605	-81,8904	Key West
FD23	2004	24,7004	-81,0914	Crawl Key
FD24	2007	25,8990	-81,6554	Marco Island
FD25	2005	25,8742	-81,6808	Marco Island
FD26	2018	25,9087	-81,6893	Marco Island
FD27	2018	25,9152	-81,6905	Marco Island
FD28	2018	25,9264	-81,6849	Marco Island
FD29	2007	25,9403	-81,6490	Marco Island
FD30	2007	25,9488	-81,6716	Marco Island
FD31	1985	25,9307	-81,6615	Marco Island
FD32	2007	25,9559	-81,6632	Marco Island

(continuação)

ID	Data registro	Latitude	Longitude	Local
FD33	2004	25,9646	-81,6571	Marco Island
FD34	2007	25,9744	-81,7161	Marco Island
FD35	2007	25,9768	-81,7223	Marco Island
FD36	2004	26,0233	-81,7481	Marco Island
FD37	2006	26,0334	-81,7685	Marco Island
FD38	2010	26,0474	-81,7745	Marco Island
FD39	2004	26,0579	-81,7808	Marco Island
FD40	2013	26,4200	-81,8481	Pine Island
FD41	2005	26,4402	-81,9117	Pine Island
FD42	2008	26,4844	-81,9688	Pine Island
FD43	2006	26,4841	-81,9756	Pine Island
FD44	2006	26,4846	-81,9854	Pine Island
FD45	2007	26,5157	-82,0058	Pine Island
FD46	2007	26,4536	-82,0928	Pine Island
FD47	2006	26,4871	-82,1010	Pine Island
FD48	2007	26,4961	-82,0591	Pine Island
FD49	2007	26,5061	-82,0673	Pine Island
FD50	2006	26,4971	-82,0967	Pine Island
FD51	2010	26,5132	-82,0925	Pine Island
FD52	2005	26,5337	-82,1111	Pine Island
FD53	2005	26,5362	-82,1119	Pine Island
FD54	2005	26,5394	-82,1103	Pine Island
FD55	2005	26,5422	-82,1106	Pine Island
FD56	2005	26,5437	-82,1086	Pine Island
FD57	2005	26,5451	-82,1132	Pine Island
FD58	1999	26,5460	-82,1107	Pine Island
FD59	2005	26,5474	-82,1134	Pine Island
FD60	2005	26,5498	-82,1139	Pine Island
FD61	2005	26,5498	-82,1122	Pine Island
FD62	2005	26,5518	-82,1130	Pine Island
FD63	2005	26,5498	-82,0526	Pine Island
FD64	2017	26,5648	-82,1133	Pine Island
FD65	2005	26,5759	-82,1195	Pine Island
FD66	2004	26,5809	-82,1181	Pine Island
FD67	2005	26,6037	-82,1277	Pine Island
FD68	2005	26,6105	-82,1305	Pine Island
FD69	2005	26,6138	-82,1286	Pine Island
FD70	2004	26,6270	-82,1332	Pine Island
FD71	2004	26,6297	-82,1341	Pine Island
FD72	2005	26,6327	-82,1336	Pine Island
FD73	2005	26,6349	-82,1315	Pine Island
FD74	2005	26,6364	-82,1362	Pine Island
FD75	2005	26,6469	-82,1434	Pine Island
FD76	2005	26,6381	-82,1750	Pine Island
FD77	2005	26,6421	-82,1846	Pine Island
FD78	1998	26,9052	-82,0944	Charlotte

(conclusão)

ID	Data registro	Latitude	Longitude	Local
FD79	2007	26,9413	-82,1910	Charlotte
FD80	2006	26,8936	-82,1722	Charlotte
FD81	1999	26,8730	-82,3131	Charlotte
FD82	2008	27,4653	-82,6785	Terra Ceia
FD83	2006	24,7463	-80,9771	Crawl Key
FD84	2005	26,5533	-82,1131	Pine Island
FD85	2005	26,6156	-82,1329	Pine Island
FD86	2005	26,6166	-82,1300	Pine Island

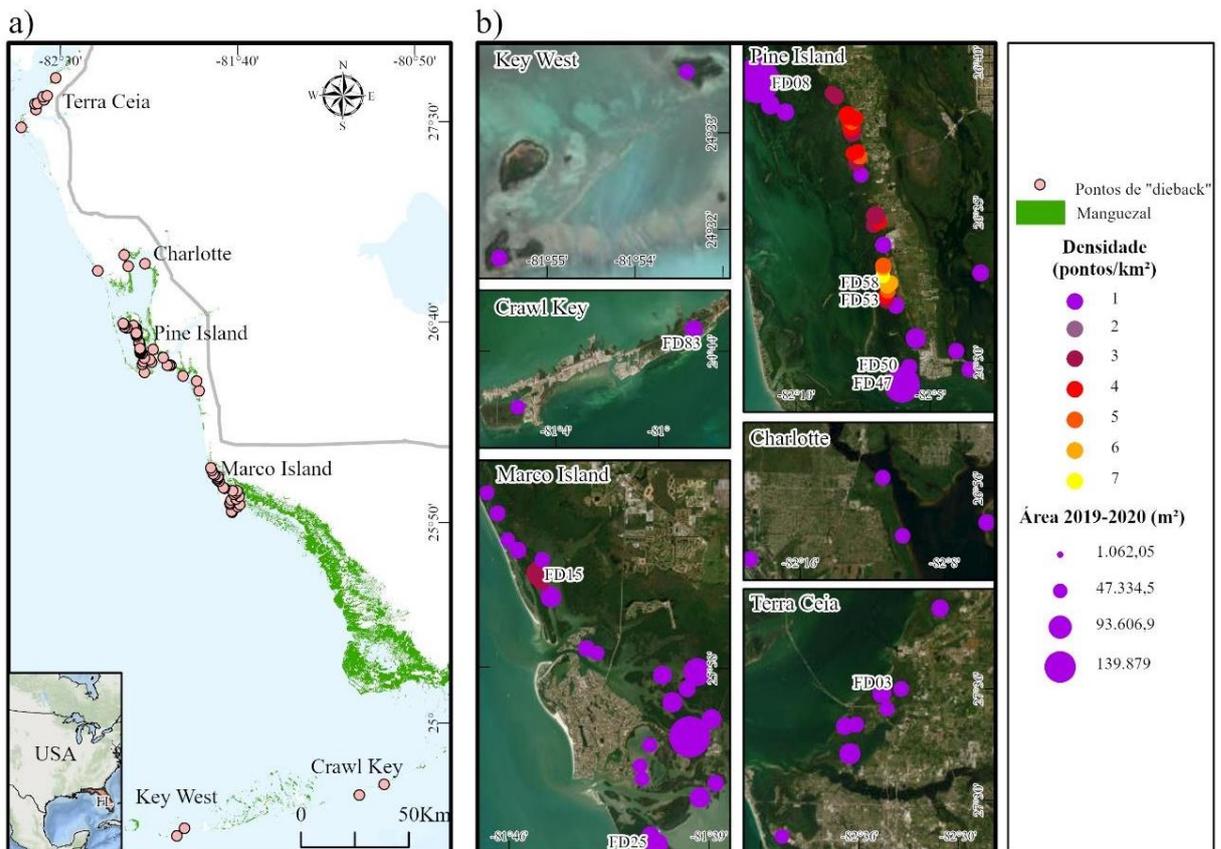


Figura 7- (A) Localização dos PDs e (B) Densidade e área dos PDs no ano de 2019.

As áreas dos PDs extraídas das imagens de RapidEye e sua distribuição espacial são resumidas na Figura 8. Nessa figura pode ser observado que nas regiões de Marco Island e Terra Ceia existe uma tendência leve de expansão das áreas de “dieback” na floresta de manguezal. De forma oposta, na região de Pine Island, apesar de ter a maior quantidade de PDs, as áreas de “dieback” estão diminuindo. Os PDs de Crawl Key e Key West estão em constante expansão ao longo do tempo. Os PDs de Marco Island que apresentam a expansão mais considerável (de ~5000-8000 m² para ~60000-130000 m²) não são os mais próximos das grandes áreas urbanas, e sim os mais próximos às rodovias. Esse mesmo comportamento pode ser observado em Crawl Key, onde os PDs se expandem de ~1500-8000 m² para ~3000-21000 m² próximos à “Oversea Highway” do sul da Flórida.

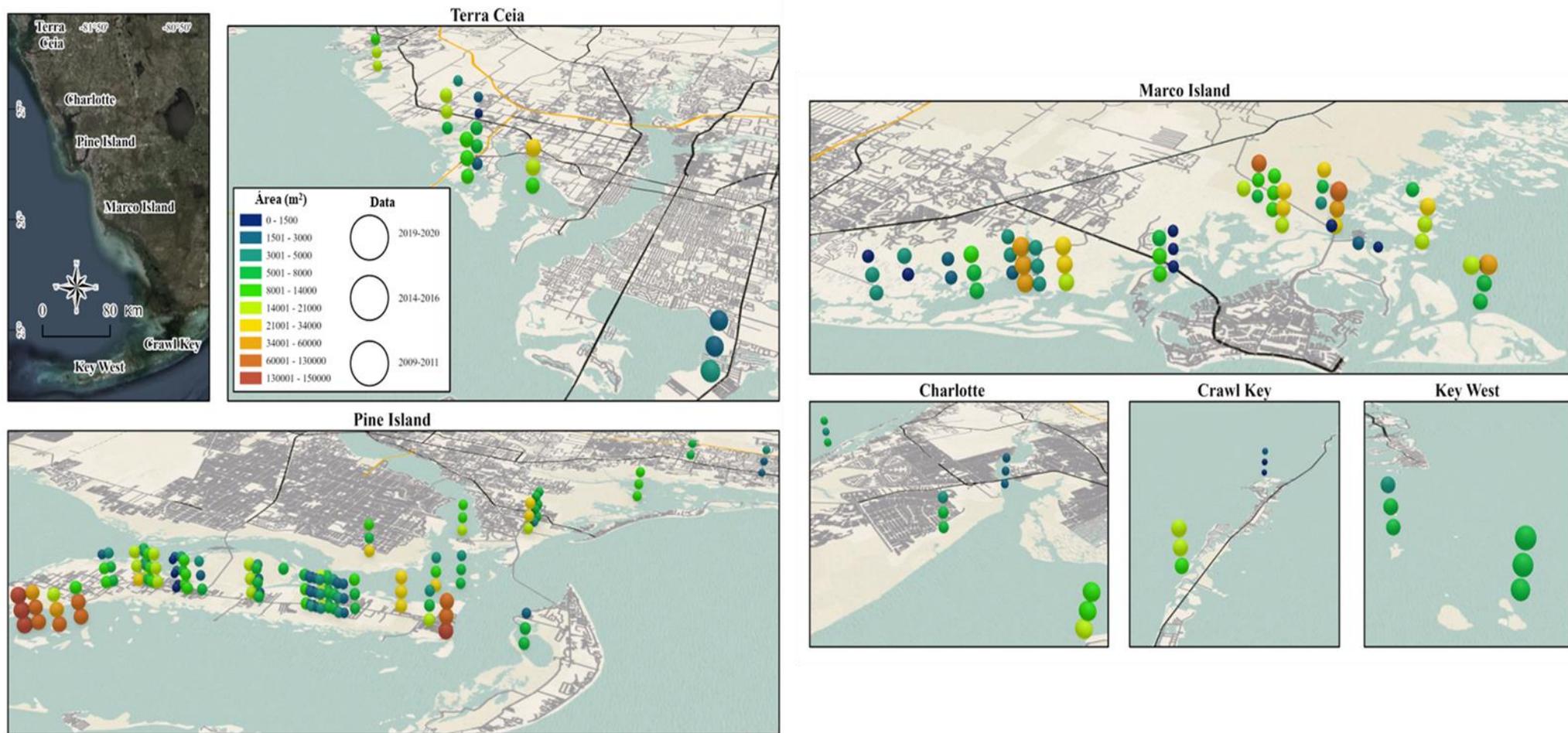


Figura 8- Dinâmica de degradação/regeneração nos PDs, baseado em dados Rapid Eye.

Em Charlotte, foram encontrados 4 PDs, com data de aparecimento entre 1998 e 2007, registrados nas imagens do Google Earth Pro. A área média de “*dieback*” é de 6.493 m² nos 11 anos de análise do conjunto de dados do Rapideye (Tabela 2). No mosaico de 2009-2011, a extensão de “*dieback*” teve valores entre 2.365 para 16.210 m² com uma área média de 7.804 m². A área média de “*dieback*” para o mosaico de 2014-2016 foi de 6.190 m² com valores entre 2.271-12.796 m². As mudanças na área dos 4 PDs mostraram regeneração do manguezal com taxas de 17 a 569 m²/ano para o período 2009-2014. A área média foi de 5.485 m² no mosaico de 2019-2020, variando de 2.436-10.066 m². Entre 2015 e 2020, 2 PDs apresentaram degradação do manguezal, enquanto os outros 2 registraram uma regeneração. As taxas de regeneração nesse intervalo atingiram 276 a 546 m²/ano, e a taxa de degradação foi de 28 a 213 m²/ano. A densidade de PDs é menor a 1 ponto/km².para o período 2019-2020 em Charlotte.

Tabela 2- Resumo das estatísticas dos PDs.

	Charlotte	Crawl Key/Key West	Marco Island	Pine Island	Terra Ceia
Total PDs	4	4	23	47	8
Area média geral (m ²)	6.492,76	6.851,57	15.134,23	17.662,45	10.030,41
(continua)					
Áreas de “<i>dieback</i>” (m²)					
Período 2009-2011					
Média	7.804,13	5.889,01	11.574,13	22.203,20	8.574,47
Mínima	2.364,68	1.051,76	1.299,97	827,60	2.628,06
Máxima	16.210,04	11.255,59	36.208,87	187.997,37	16.096,19
Período 2014-2016					
Média	6.189,59	7.848,64	12.203,15	18.002,74	10.425,73
Mínima	2.270,79	1.456,96	993,02	517,06	772,58
Máxima	12.796,49	17.077,05	40.340,35	182.271,70	20.867,46
Período 2019-2020					
Média	5.484,57	6.817,07	19.622,48	1.2981,96	10.776,45
Mínima	2.436,43	1.638,17	403,34	393,37	1.545,17
Máxima	10.065,92	15.659,12	122.903,52	140.548	2.8971,50
Degradação (m²/ano)					
Período 2009-2014					
Média	254,08	603,62	509,08	308,86	788,86
Mínimo	16,81	67,53	35,23	28,39	17,44
Máximo	568,93	1.455,36	1.503,43	1.555,65	1.620,57
Número de pontos	4	3	14	14	6
Período 2015-2020					
Média	120,09	45,30	3.438,04	384,97	819,79
Mínimo	27,61	45,30	1,75	2,80	133,56
Máximo	212,58	45,30	22.120,91	1.778,00	2.026,01

Número de pontos	2	1	18	14	5
Regeneração (m²/ano)					
Período 2009-2014					
Média	254,08	19,32	97,13	1.101,70	452,27
Mínimo	16,80	19,32	10,66	2,97	452,27
Máximo	568,92	19,32	219,35	8.718,23	452,27
Número de PDs	4	1	3	32	1
Período 2015-2020					
Média	411,24	358,96	300,51	1.496,67	377,61
Mínimo	276,37	278,19	3,17	13,02	96,89
Máximo	546,11	444,20	601,75	1.4871,92	572,33
Número de PDs	2	3	5	33	3

Em Crawl Key e Key West, cada região tinha 2 PDs, com uma extensão média de 6.852 m² para todo o período de análise (2009-2020). O primeiro registro do PDs data de 2004 e 2006. No mosaico de 2009-2011, a área de “*dieback*” de manguezal apresentou os menores valores, com uma variação entre 1.052 e 11.256 m² e uma área média de 5889 m². No mosaico de 2014-2015, a área média dos PDs foi de 7849 m², o que indica um aumento na área de “*dieback*” variando entre 1.457-17.077 m². Dessa forma, houve degradação do manguezal com taxas de 68 a 1.455 m²/ano, sendo a média de 604 m²/ano. A área de “*dieback*” apresentou uma redução geral no mosaico de 2019-2020, com valores que variaram de 1.638-15.659 m², com uma média de 6.817 m². Portanto, a dinâmica predominante nesse intervalo (2015-2020) foi a regeneração, com taxas que variaram de 278 a 444 m²/ano, e uma média de 359 m²/ano. Nestas regiões para o período 2019-2020, a densidade de pontos também é inferior a 1 ponto/km².

Marco Island registrou 23 PDs. A área média de “*dieback*” para o período 2009-2020 foi 15.134 m². Os PDs nessa região aparecem pela primeira vez nas imagens do Google Earth Pro em 2004, 2007 e 2018. Na primeira década de 2000, foram encontrados 17 pontos de “*dieback*”, enquanto 6 apareceram na década de 2010. Na análise do conjunto de dados do RapidEye, as áreas variaram entre 1.300-36.209 m² para o mosaico de 2009-2011, com um valor médio de 11.574 m². As áreas de “*dieback*” para o mosaico de 2014-2016 estavam entre 993-40.340 m², com um valor médio de 12.203 m². Esse mosaico apresentou um aumento na área de “*dieback*” do manguezal em comparação com os dados de 2009-2011, com uma taxa média de degradação do manguezal de 509 m²/ano, com taxas que variam entre 1.503-35 m²/ano. Apenas 3 pontos (FD16, FD32 e FD34) mostraram uma regeneração de manguezal com uma média de 97 m²/ano. No mosaico mais recente de 2019-2020, 7 PDs apareceram, expandindo as áreas de “*dieback*” entre 403-122.904 m², com um valor médio de 19.622 m².

Esse aumento das áreas de “*dieback*” se reflete em taxas de degradação entre 22.121 e 2 m²/ano. Apenas 5 PDs apresentaram regeneração de manguezal, com média de 300 m²/ano de 2015 a 2020. Além disso, a área central de Marco Island apresentou uma densidade de PDs de 3 pontos/km² para o intervalo de 2019-2020.

Pine Island é a região com a maior quantidade de PDs (47), a área média é de 17.662 m² para o período de análise 2009-2020. A maior parte dos PDs reportados (40) apareceram na década de 2000, principalmente em 2004, 2005 e 2006. A área média de “*dieback*” para o mosaico de 2009-2011 foi de 22.203 m², variando entre 828-187.997 m². No mosaico de 2014-2016, os valores da área de “*dieback*” se encontram entre 517-182.272 m², com uma área média de 18.003 m². Portanto, a dinâmica do manguezal entre 2009 até 2014 representou uma regeneração com taxas de 3 a 8.718 m²/ano; entretanto, os PDs que apresentaram degradação variaram de 28 a 1.556 m²/ano. No mosaico de 2019-2020, a área média de “*dieback*” foi de 12.982 m², com valores entre 393-140.548 m². Além disso, para o intervalo 2015-2020, as áreas de “*dieback*” continuaram sendo recolonizadas por árvores de manguezal, com taxas de regeneração oscilando entre 13 e 14.872 m²/ano. No mesmo intervalo, as taxas para PDs com degradação de manguezal ficaram entre 3 e 1778 m²/ano.

Apenas oito PDs foram encontrados em Terra Ceia, com uma média de 10.030 m² para todo o período de análise. Sete PDs apareceram na década de 2000 e apenas 1 em 2017. No mosaico de 2009-2011, a área de “*dieback*” oscilou entre 2.628-16.096 m², com uma área média de 8.574 m². No mosaico 2014-2016, a maior parte dos PDs aumentou sua área, com valores entre 773-20.867 m², e uma área média de “*dieback*” de 10.426 m². No intervalo 2009-2015, 6 pontos apresentaram degradação do manguezal com taxas variando de 17 a 1.621 m²/ano. A área média do PDs para o mosaico 2019-2020 foi de 10.776 m², com valores entre 1.545 e 28.972 m². Além disso, no intervalo de 2015 a 2020, a dinâmica de “*dieback*” foi caracterizada por 5 pontos com degradação e 3 pontos com regeneração de manguezal. A taxa de degradação ficou entre 134 e 2.026 m²/ano, e a de regeneração do manguezal teve valores entre 97 e 572 m²/ano. Nesta região a densidade de PDs para 2019-2020 foi de 1 ponto/km².

4.2 DINÂMICA MULTI-TEMPORAL DO “*DIEBACK*”: ALTA RESOLUÇÃO

Para esta seção foram analisados 10 PDs na costa oeste da Flórida, escolhidos em função da sua relevância e localização espacial. A maior parte de áreas de “*dieback*” foram registrados pela primeira vez na primeira década dos anos 2000, particularmente no ano de 2006, com 6 PDs. Os outros 4 PDs foram reconhecidos pela primeira vez em 1998, 1999 e 2007. Além disso,

metade dos PDs (FD08, FD53, FD58, FD78, FD83) apresentaram um aumento em sua área, principalmente em 2007, 2010 e 2014 (Figura 9). Entre os anos de 2010 e 2020 esses pontos registraram regeneração de manguezal. Os PDs conhecidos como FD03, FD15 e FD25 tenderam a aumentar a área de “*dieback*”, passando de 1083 a 20.185 m² (FD03), 18.394 a 43.177 (FD15) m² e 1706 a 39297 m² (FD25). Esse aumento de degradação do manguezal foi constante durante todo o período de estudo de alta resolução (1999-2020). Os PDs FD47 e FD50, registrados pela primeira vez em 2006, apresentaram regeneração contínua após o primeiro registro.

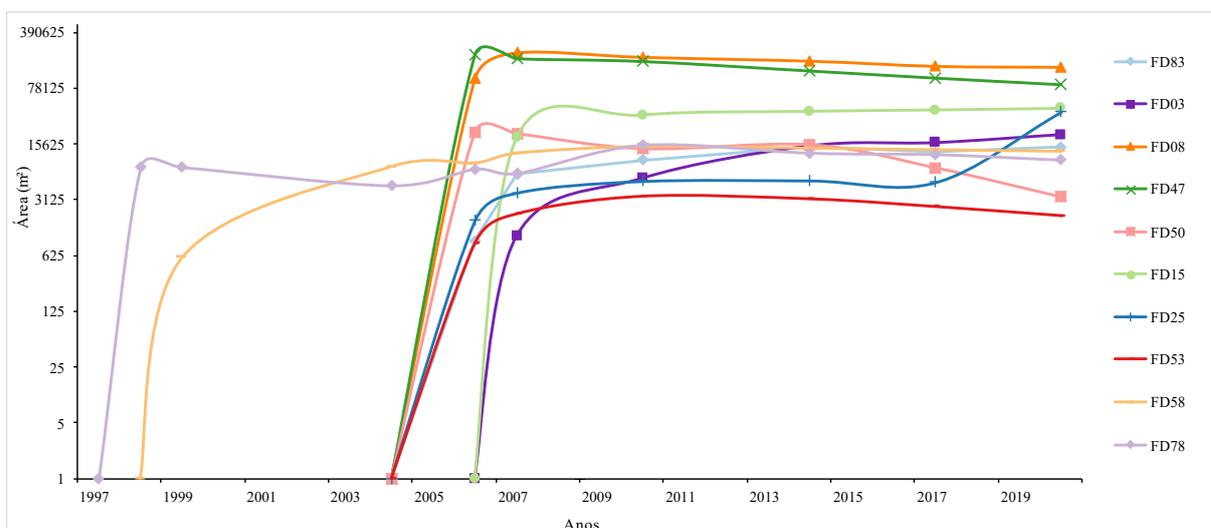


Figura 9- Áreas de “*dieback*” para os 10 PDs entre os anos de 1998-2021.

O PD denominado FD83, localizado em Crawl Key, apresentou uma área média de 9.709 m². A área mínima de “*dieback*” do FD83 foi de 957 m² em 2006 (Tabela 3), correspondendo ao ano de aparecimento do “*dieback*”. A área máxima de “*dieback*” foi de 14.287 m², registrada em 2014. De 2014 a 2017, a área de “*dieback*” se estabilizou e diminuiu. No entanto, de 2018 a 2020, a área aumentou novamente, reiniciando o processo de degradação. A taxa média de degradação para esse PD foi de 2.095 m²/ano, com uma taxa máxima de degradação de 5.541 m²/ano durante o período de 2006-2007, com um único período de regeneração ocorrendo entre 2014 e 2017, que correspondeu a 621 m²/ano.

Tabela 3- Area de "dieback" dos 10 PDs (m²).

ID	Anos e área de "dieback" (m ²)									
	1998	1999	2004	2006	2007	2010	2014	2017	2020	2021
FD83				957	6498,24	9819,51	14287	12425	14270	
FD03					1083	5736	14590	16011	20185	
FD08				103169	215670	190408	170373	146878		142766
FD47				203471	180712	167189	127056	103500		85544
FD50				21898	20757	13499	15131	7771		3353
FD15					18394	35590	39637	41186	43177	
FD25				1706	3793	5321	5407	5140,2	39297	
FD53				893	2057	3413	3162	2531		1949
FD58		584	8110	8964	11973	14479	13798	13180	12600	
FD78	7870		4658	7553	6662	15020	11947	11458	9781	

O FD78 foi registrado pela primeira vez em 1999 na região de Charlotte. A área média foi de 9.202 m², com uma área mínima mapeada de 4.658 m² em 2004 e uma área máxima de 15.020 m² atingida em 2010. Esse PD apresentou dois períodos de degradação, entre 2004 e 2006 e 2007-2010, com taxas de 1.447 e 2.786 m²/ano, respectivamente. Em geral, esse ponto apresenta uma taxa média de regeneração de 605 m²/ano, uma taxa mínima de 163 m²/ano em 2014-2017 e uma taxa máxima de 768 m²/ano entre 2010 e 2014.

Os PDs identificados como FD15 e FD25 ocorrem na região de Marco Island. A área média do FD15 foi de 35.597 m², com um valor mínimo de área de 18.394 m² em 2007, coincidindo com o primeiro registro de "dieback". Pelo contrário, apresentou um valor máximo de área de 43.177 m² em 2020. Portanto, esse PD mostra apenas processos de degradação, com uma taxa média de 1.981 m²/ano, uma taxa mínima de 516 m²/ano em 2014-2017 e uma taxa máxima de 5.732 m²/ano entre 2007 e 2010. Para o PD FD25, a área média de "dieback" foi de 10.110,7 m², com uma área mínima de 1.706 m² registrada em 2006 e uma área máxima de 39.297 m² estimada em 2020. Apenas um evento de regeneração ocorreu em 2014-2017, com uma taxa de 88 m²/ano. No geral, o FD25 apresentou uma tendência de degradação, com média de 3501 m²/ano. Ele apresentou uma taxa de degradação mínima de 21 m²/ano no período de 2010 a 2014 e uma taxa máxima de 11.386 m²/ano entre 2018 e 2020.

No sul de Pine Island, foram analisados os PDs FD47 e FD50, que surgiram em 2006. Para o FD47, a área média de "dieback" foi de 144.579 m², com um valor mínimo de 85.544 m² em 2020 e um valor máximo de 203.471 m² em 2006. A tendência geral para a FD47 foi a regeneração do manguezal. A taxa média de regeneração foi de 10.227 m²/ano, com a maior

taxa entre 2006-2007 que apresenta um valor de 22.759 m²/ano. Da mesma forma, a FD50 apresenta uma tendência de regeneração de manguezal. Sua área média de “*dieback*” foi de 13.735 m², com um mínimo de 3.353 m² em 2020 e um máximo de 21.898 m² em 2006. Esse ponto evidenciou um período único de degradação entre 2010 e 2014, com uma taxa de 408 m²/ano. As taxas de regeneração foram em média de 1.872 m²/ano, com uma taxa mínima de 1.141 m²/ano exibida em 2006-2007 e uma taxa máxima de 2.453 m²/ano durante 2014-2017.

Na região central de Pine Island, os PDs analisados foram FD53 e FD58. Os dois PDs tiveram uma expansão da área de “*dieback*” durante a primeira década, entre 1999 e 2010. No caso do FD53, sua área média foi de 2.334 m². A área máxima foi de 3.413 m² em 2010. A área mínima ocorreu em 2006, com um valor de 893 m², coincidindo com o primeiro ano de registro do FD53. A área média de “*dieback*” do FD58 foi de 10.461 m², com uma área mínima de 584 m² em 1999 (também seu primeiro ano de registro) e uma área máxima de 14.479 m² em 2010. As taxas gerais de degradação foram em média 808 e 1444 m²/ano para FD53 e FD58, respectivamente. No entanto, após 2010, iniciou-se uma leve regeneração do manguezal, com uma taxa média de 156 m²/ano para a FD53 e 190 m²/ano para a FD58.

O FD50 no norte de Pine Island apresenta uma área média de “*dieback*” de 13.735 m². Seu valor máximo de área foi de 21.898 m² em 2006, correspondendo ao seu ano de surgimento. A área mínima de “*dieback*” para esse PD foi de 3.353 m² em 2020. Durante o período 2010-2014, a taxa de degradação apresentou um valor de 408 m²/ano. Os outros períodos avaliados indicam uma média de regeneração de 1872 m²/ano, com um valor mínimo de 1.141 m²/ano entre 2006 e 2007 e um valor máximo de 2.453 m²/ano para 2014-2017.

Em Crawl Key, o FD83 tem uma área média de “*dieback*” corresponde a 9709 m². A área mínima de “*dieback*” foi de 957 m² em 2006, sendo o ano de surgimento. A área máxima de “*dieback*” foi de 14.287 m² em 2014. Esse ponto teve um único evento de regeneração a uma taxa de 621 m²/ano entre 2014 e 2017. Os outros períodos exibem uma tendência de degradação com uma taxa média de 2095 m²/ano. A degradação máxima ocorreu entre 2006 e 2007, com uma taxa de 5.541 m²/ano e uma taxa mínima de 615 m²/ano entre 2018 e 2020.

4.3 ALTURA DA VEGETAÇÃO E ANÁLISE TOPOGRÁFICA

Os modelos 3D de vegetação e topografia permitiram uma análise morfológica dos manguezais em duas regiões com a maior densidade de PD, Pine Island e Marco Island. Os modelos de altura da vegetação das florestas de manguezal em Pine Island mostram uma altura média do dossel de 6,35 m e 5,73 m em 2007 e 2018, respectivamente (Figura 10A). Algumas

das árvores de manguezal mais altas estão nas pequenas e isoladas ilhas de manguezal formadas na lagoa. Além disso, na região sul de Pine Island, muitas árvores de manguezal ultrapassam 10 m de altura de dossel. Com relação à mudança temporal, as alturas máximas do dossel são 20,36 m e 19,87 para 2007 e 2018, respectivamente. As árvores de manguezal de menor altura ocorrem na parte de trás do cinturão de vegetação de manguezal, em regiões próximas a construções antropogênicas. Os PDs nos modelos 3D são representados principalmente como pontos de manguezal de altitude muito baixa ou, ocasionalmente, como áreas desprovidas de vegetação. Em geral, os perfis longitudinais que cruzam os PDs em Pine Island revelaram uma redução na altura da vegetação em todos os PDs de 2007 a 2018 (Figura 10B). Os pontos FD74, o FD72 e o FD73, localizados no perfil a-a', os pontos FD62 e FD58 no perfil b-b' indicam um desaparecimento quase total das árvores de manguezal entre 2007 e 2018. Os outros PDs têm uma mudança de altura menos expressiva. A maioria dos PDs identificados em Pine Island em 2007 exibiram alturas inferiores às das árvores circundantes, assemelhando depressões na vegetação. A única exceção foi o FD73, onde a altura das árvores de manguezal adjacentes não mostrou alterações notáveis.

Assim como em Pine Island, em Marco Island, a altura média das árvores de manguezal diminuiu de 10,01 m em 2007 para 8,54 m em 2018 (Figura 11A). As árvores de manguezal mais altas ocorrem nas regiões centro-sul e nas ilhas isoladas da zona de Marco Island. Essas árvores podem atingir uma altura máxima de até ~20 m; essa altura não variou entre 2007 e 2018. As árvores e os arbustos de manguezal mais baixos estão localizados nas áreas norte e sul da Ilha Marco. As seções transversais longitudinais exibem a menor densidade de PDs em Marco Island em comparação com Pine Island. Apenas o PD FD15 no perfil c-c' e o FD27 no perfil d-d' mostram uma redução aparente da altura da vegetação de 2007 a 2018 (Figura 11B). Todos os outros PDs mostram uma altura estável entre 2007 e 2018, ou até mesmo um crescimento do manguezal como o FD14. No entanto, os PDs ainda são representados como manchas baixas de arbustos de manguezal adjacentes a árvores mais altas.

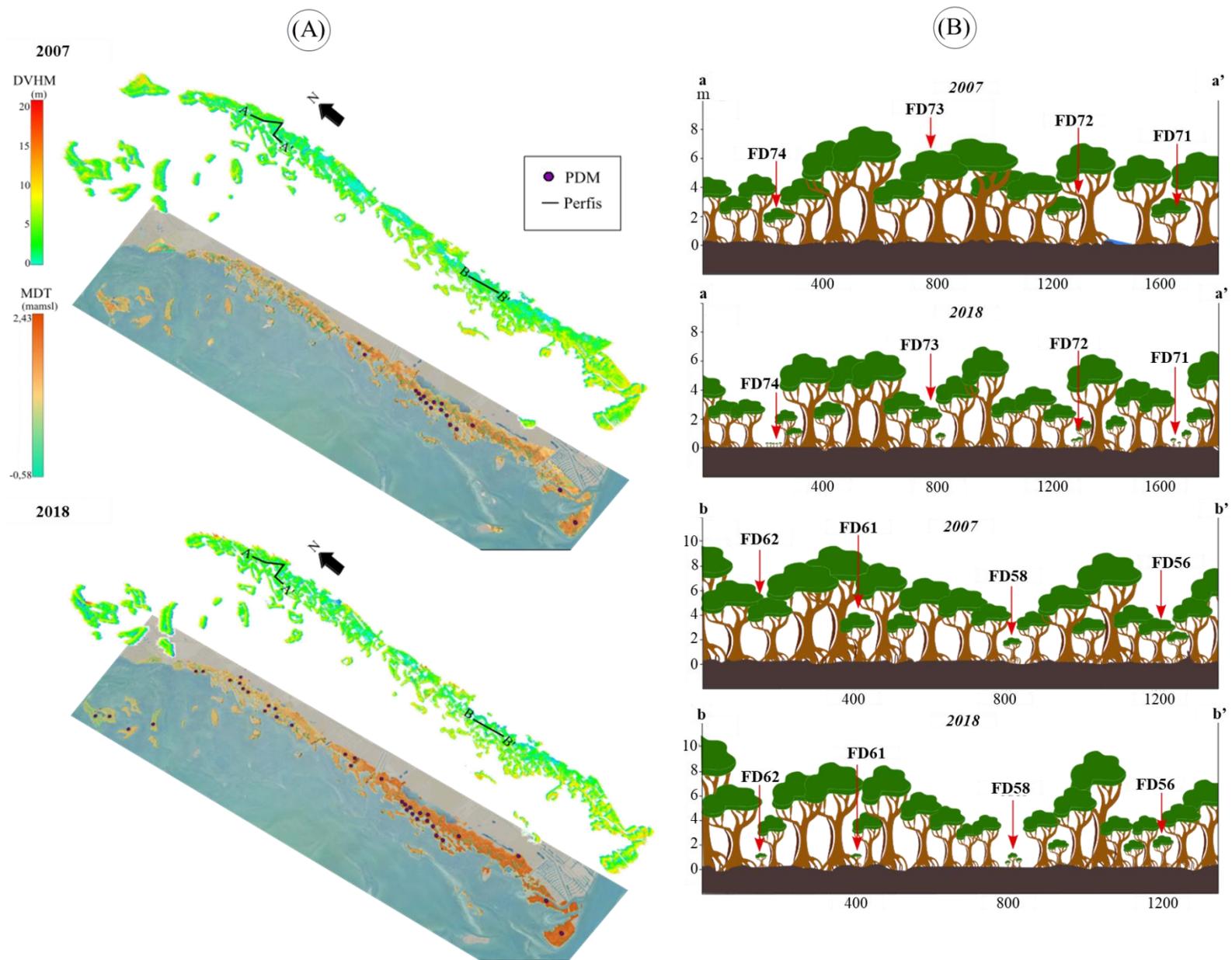


Figura 10- (A) DVHM e MDT da região de Pine Island e (B) Perfis da altura da vegetação a - a' y b - b' mostrando os PDs.

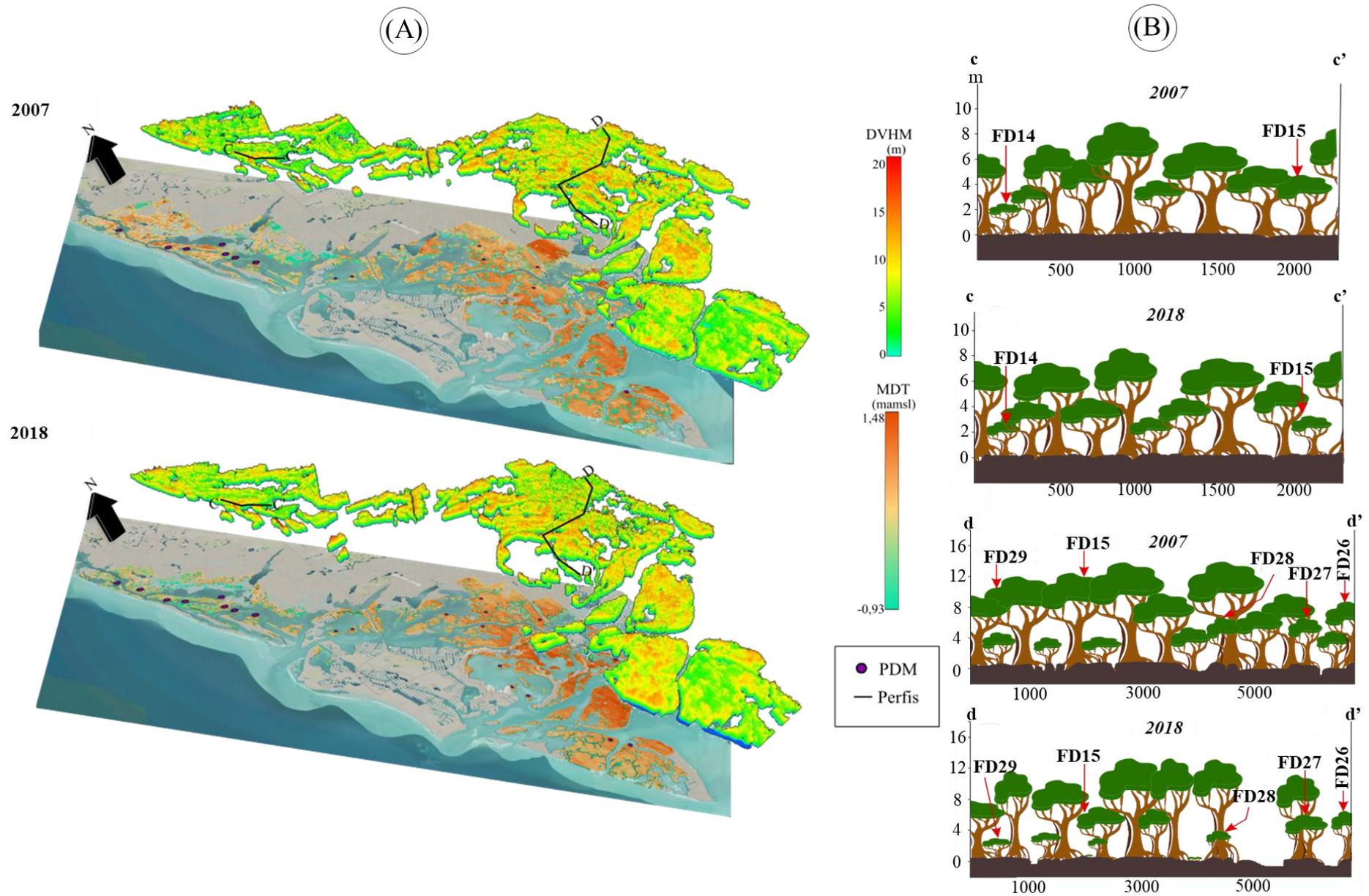


Figura 11- (A) DVHM e MDT da região de Marco Island e (B) Perfis da altura da vegetação a - a' y b - b' mostrando os PDs.

Os dados topográficos do MDT representam a planície de maré onde os manguezais da costa oeste da Flórida se desenvolvem. Conforme o esperado, a planície de maré em Pine Island e Marco Island apresenta variações topográficas mínimas e inclinações inferiores a 5%. Para detalhar as variações topográficas da planície de maré, a Figura 12 mostra os valores topográficos médios e o desvio padrão dos PDs para 2007 e 2018 em Pine Island e Marco Island, respectivamente. O valor da média é de 0,09 mamsl em Pine Island, e 0,23 mamsl em Marco Island. O fenômeno principal é o aumento da altura da planície de maré em 14 dos 16 PDs analisados. O FD08 e FD76 localizados em Pine Island mostram um afundamento na planície de maré. O valor de elevação mediano para Pine Island é de 0,07 mamsl, enquanto no Marco Island os valores correspondem a 0,25 mamsl. Comparando tanto a média como a mediana, as duas derivam em valores parecidos, por conseguinte, a planície de maré nos pontos de “dieback” apresenta uma distribuição simétrica.

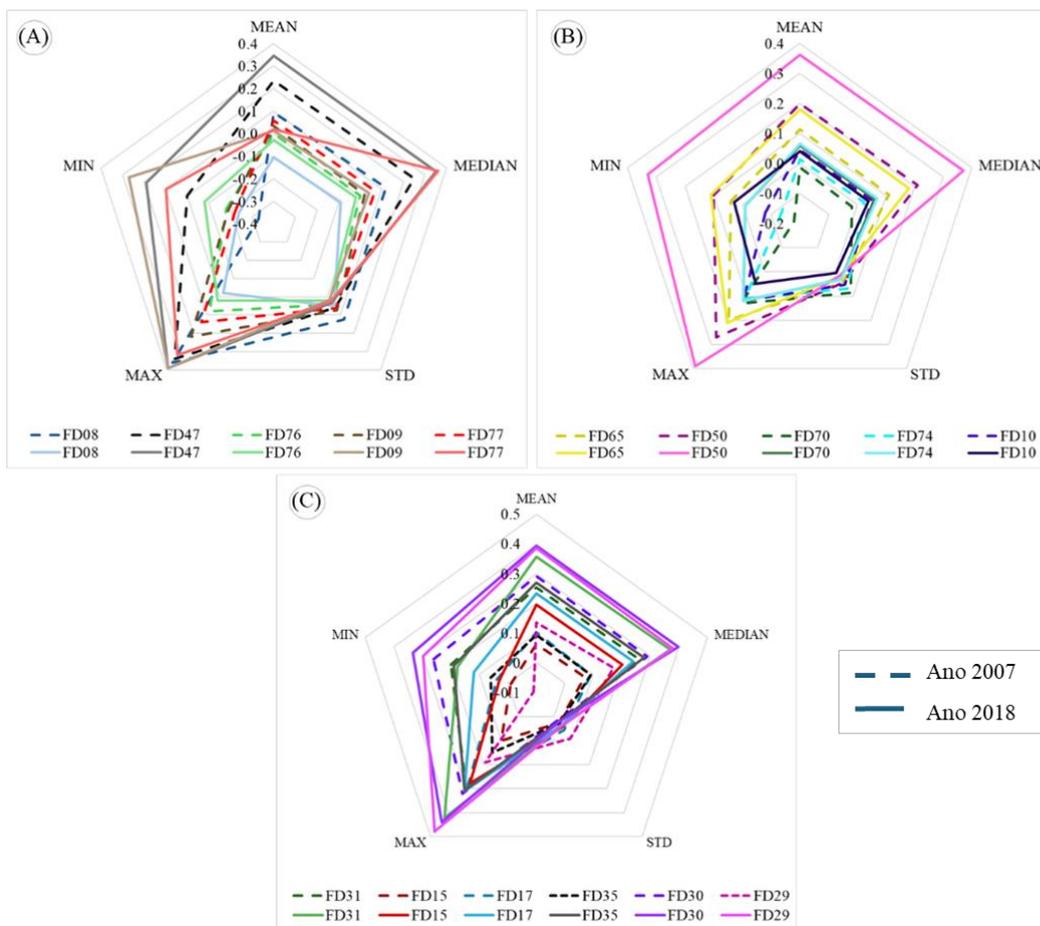


Figura 12- Variações na planície de maré (A) e (B) Pine Island; (C) Marco Island.

5 DISCUSSÃO

5.1 DINÂMICA DO MANGUEZAL

Um total de 86 PDs foram encontrados, mapeados e analisados na costa oeste da Flórida nas duas primeiras décadas do século XXI (Figura 7), com a maioria deles aparecendo no período entre 2004 e 2007. O estado da Flórida é conhecido por sua vulnerabilidade a eventos climáticos extremos devido à sua geografia, baixa elevação e alta densidade populacional (Gilliam 2021). Entre esses eventos climáticos estão furacões, tempestades tropicais, depressões tropicais e outros (Figura 13A). Os PDs identificados nas regiões de Marco Island (Figura 13B) e Pine Island (Figura 13C) mostram influência direta de furacões, como: Charley (240 km/h) (Milbrandt *et al.* 2006), Wilma (295 km/h, 2005) (Morton & Barras 2011) e Irma (185 km/h) (Feher *et al.* 2020).

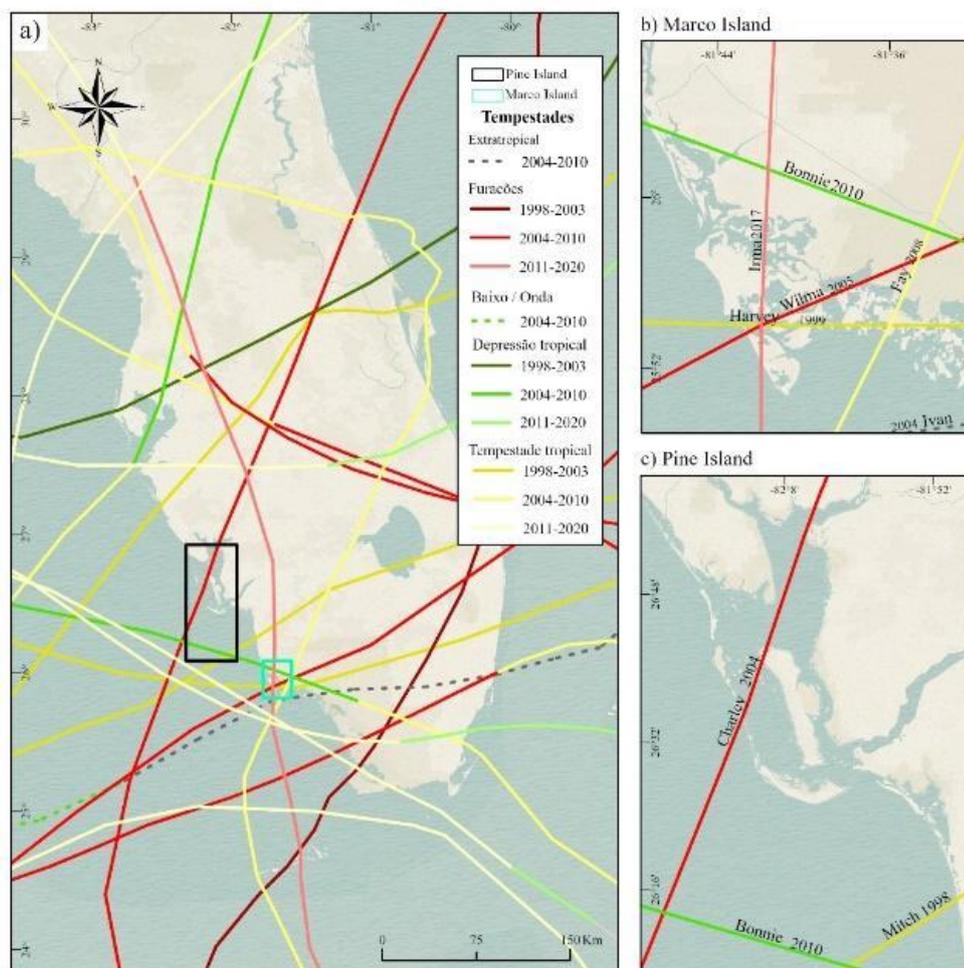


Figura 13- (A) Tempestades entre 1998 e 2020 na FL; (B) Furacões na região de Marco Island e (C) Furacões na região de Pine Island. Modificado de NOAA (2023).

Lagomasino *et al.* (2021), explica que o “dieback” nos manguezais é gerado pela maré de tempestade que afeta áreas mal drenadas e semifechadas da planície de maré, no entanto a

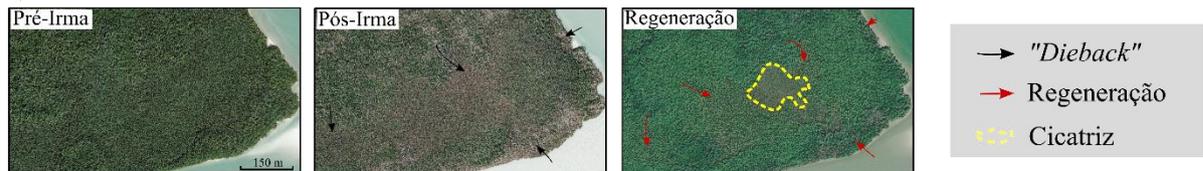
desfolhação das árvores está relacionada aos ventos característicos dos furacões. Em algumas ocasiões essa degradação desencadeada pelos efeitos das tempestades pode chegar a ser permanente, deixando cicatrizes na floresta que podem chegar a formar pequenos lagos de água salobra.

Das regiões de estudo, Pine Island foi afetada pelo furacão Charley em 2004, coincidindo com a data de aparição de 3 PDs. Além disso, até o 2007 registraram-se mais 37 PDs, correspondendo a 85% do total de PDs na região de Pine Island. Isso sugere que a passagem do furacão causou a desfolhação das árvores de manguezal. Os dados de áreas dos PDs tanto para alta e média resolução mostram que Pine Island apresenta uma regeneração de manguezal, com uma redução da área de “*dieback*” de ~ 61% para o período 2009-2020 (999 km² a 610 km²). A dinâmica consistiu em um processo de degradação durante a primeira década do século, seguida de uma regeneração desde 2010. A altura das árvores, porém, mostra uma redução relativa à data inicial (2007). Esse processo de regeneração pode estar relacionado à distância do local em que o furacão atingiu o continente. Na medida que os locais de “*dieback*” se afastam do ponto de chegada dos furacões, a perda de folhas e ramos diminuiu exponencialmente, como já revelado por Doyle *et al.* (1995). Análises posteriores devem ser feitas para corroborar se os manguezais conseguem se recuperar totalmente em termos da sua estrutura. Outro fator que favoreceu a recolonização é a proteção das ilhas barreiras Sanibel, Captiva e North Captiva localizadas perto de Pine Island. A função delas é salvaguardar do impacto direto das inundações aos manguezais do interior, devido à existência de uma zona de transição entre as águas profundas e as rasas que permitem que as ondas se quebrem e se dissipem antes de propagar-se em direção ao continente (Sheng & Zou 2017).

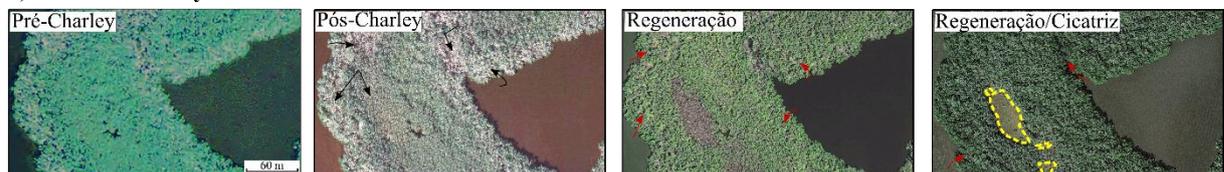
Nos PDs analisados, as florestas de manguezal após a passagem de um furacão mostraram perda dos ramos e folhagem, seguida geralmente de um processo de regeneração (Figura 14A-B). Esse processo é na maioria das vezes lento, com árvores que crescem com uma altura inferior às condições prévias ao evento climático (Imbert 2018). Por exemplo, para 2007, a altura do manguezal no FD62 (Figura 10B) era de aproximadamente 5 m, uma década depois no mesmo PD, as alturas das árvores são inferiores a 1 m. Apesar da regeneração, a floresta de manguezal tem a tendência de manter uma cicatriz, expondo a planície de maré. As mudanças na altura das árvores de manguezal têm relação principalmente com as condições hidrogeomórficas, alteradas pela passagem do furacão que comprometem o crescimento e a recuperação do manguezal (Chambers *et al.* 2019) (Figura 14C). Mudanças na planície de maré devida ao sedimento e à maré de tempestade ocasiona a morte do manguezal, que pode originar

o colapso do sistema interconectado das raízes, a decomposição de matéria orgânica e a perda da porosidade e do turgor nas raízes (DeLaune *et al.* 1994). Isso pode conduzir à compactação e ao colapso da turfa associada ao solo do manguezal, podendo produzir afundamentos entre 4 - 8 cm num período de 0,5 a 1,5 anos (Lane *et al.* 2016, Lang'at *et al.* 2014, Portnoy & Giblin 1997).

a) Furacão Irma



b) Furacão Charley



c) Processo de “dieback” desencadeado pelo passo dos furacões Charley e Irma

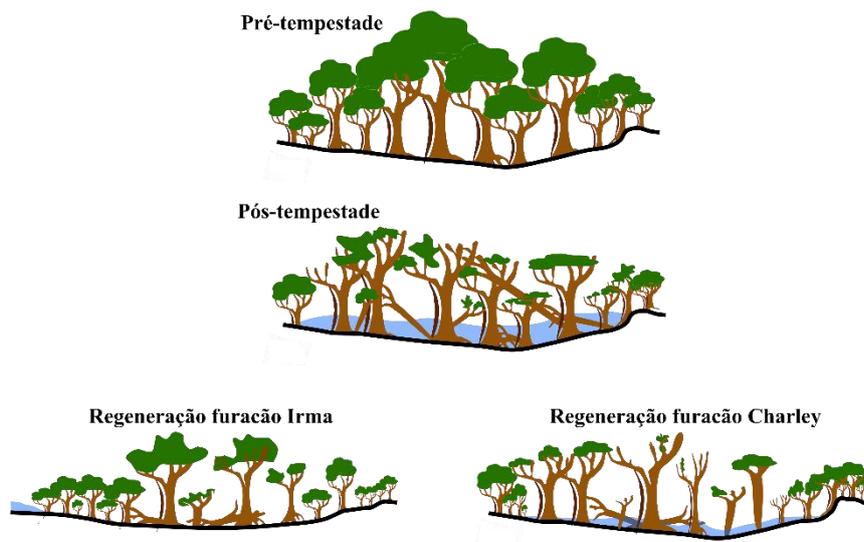


Figura 14- Dinâmica do manguezal antes e depois dos furacões, evidenciando a regeneração e cicatriz para (A) furacão Irma (2017), (B) furacão Charley (2004) e (C) processo de “dieback” desencadeado pelo passo dos furacões Irma e Charley. Modificado de Lagomasino *et al.* (2021).

O impacto dos furacões na costa sul é maior do que no norte devido à maior intensidade e frequência dos furacões no setor sul (Doyle & Girod 1997). Outro fator para considerar é que a regeneração, após a passagem dos furacões ocorre de uma maneira mais lenta em lugares onde a frequência e a intensidade das tempestades são maiores. Portanto, zonas ao sul da península da Flórida tais como, Marco Island e Crawl Key para o período de 2015-2020 apresentam taxas inferiores de regeneração 300,51 e 358,96 m²/ano respectivamente, comparado com a região de

Pine Island localizada mais ao norte que registra 1.496,67 m²/ano de regeneração de manguezal no mesmo período.

5.2 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E CORRELAÇÃO COM EVENTOS NATURAIS

As mudanças climáticas incluem principalmente o aumento no nível do mar, além de modificações nas precipitações, temperatura atmosférica, intensidade das tempestades, níveis de CO₂, padrões de circulação oceânica e alterações nos ecossistemas (Gilman *et al.* 2008, Ward *et al.* 2016). As causas do aumento do nível do mar estão relacionadas com o aumento da temperatura oceânica, devido ao efeito estufa que implica o aquecimento dos oceanos (expansão termal) (Kopp *et al.* 2016). Outras causas são o derretimento das camadas de gelo que adicionam água doce aos oceanos (Khojasteh *et al.* 2023).

O nível médio global do mar durante o período de 1901 até 2018 elevou-se entre 15 e 25 cm, com uma taxa que aumentou desde a década de 1960, atingindo os 3,7 mm/ano (IPCC 2021). Registros históricos na Flórida evidenciam que a partir da década de 1950 o nível relativo do mar aumentou aproximadamente 20 cm. Modelos apontam que a subida do nível relativo do mar continuará acelerando-se (Florida Climate Center 2024). Medições do nível relativo do mar nas estações (6) do oeste da Flórida apresentam uma média de $3,72 \pm 0,39$ mm/ano, mostrando o contínuo aumento do nível relativo do mar (Figura 15), que por vezes coincide com as projeções globais. O aumento do nível relativo do mar na Flórida intensificará a erosão nas praias, o ingresso de água salgada e ecossistemas costeiros serão submersos. Esses efeitos têm o potencial de aumentar a vulnerabilidade das regiões costeiras à erosão e às inundações (Parkinson 2009). A floresta de manguezal da Flórida registra migração às áreas continentais que previamente foram ocupadas por marismas. Esse fenômeno tem relação direta com o aumento do nível do mar (Stevens *et al.* 2006, Giri & Long 2016, Kennedy *et al.* 2017).

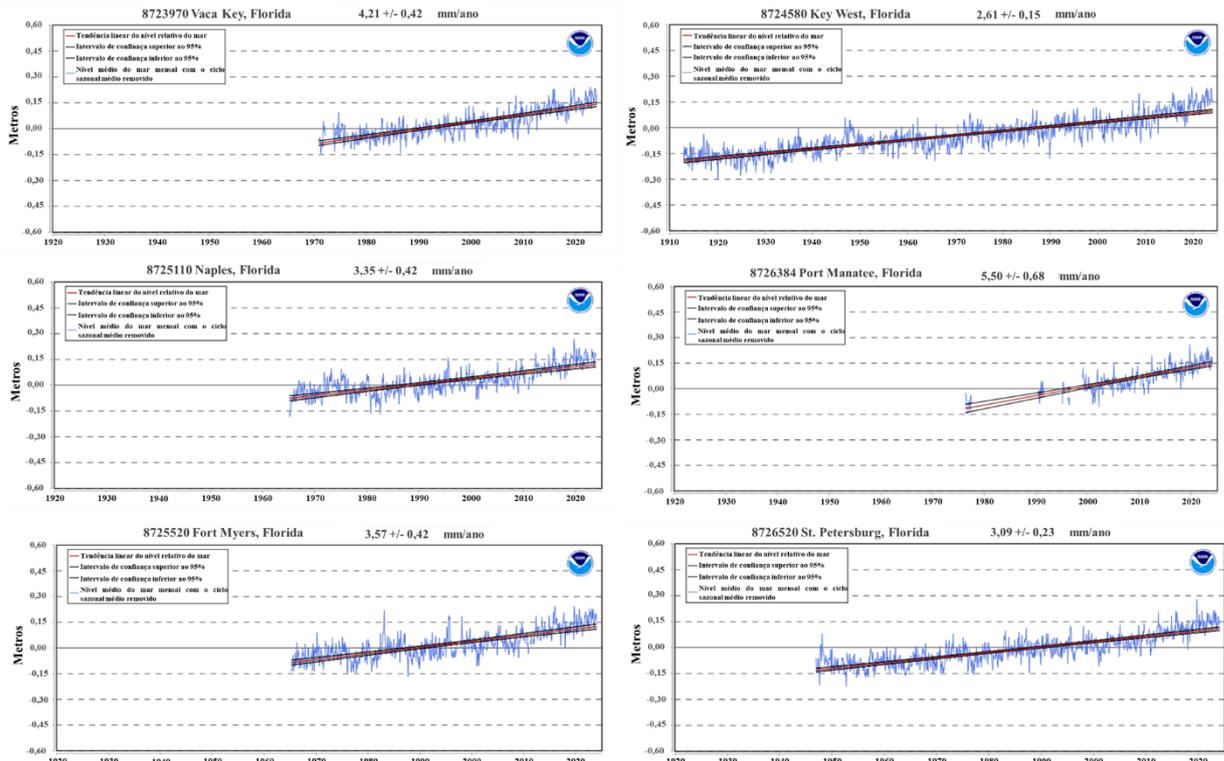


Figura 15- Medições do nível relativo do mar em 6 estações do oeste da Flórida. Modificado de NOAA (2024).

Os ecossistemas costeiros contribuem para o intercâmbio de CO_2 entre a atmosfera e o oceano. Alterações nos processos biogeoquímicos de origem antropogênica mudam as propriedades da água, como o pH, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido que impactam negativamente esses ecossistemas (Doney *et al.* 2009). Estudos realizados em 10 estuários da Flórida evidenciam a diminuição no pH, especialmente os localizados no Golfo do México (Robbins & Lisle 2018). Além disso, altas concentrações de carbono inorgânico dissolvido (DIC) e a queda do pH na costa da Flórida estão relacionadas com as tendências de aumento da acidificação oceânica, particularmente em zonas de *offshore* (Palácio-Castro *et al.* 2023).

Essa acidificação das águas na costa oeste da Flórida obedece a tendência global de mudanças da química oceânica (Denman *et al.* 2011, Gattuso & Hansson 2011, Gruber *et al.* 2019). A acidificação é produzida pelo aumento da absorção do CO_2 atmosférico pelos oceanos (Mikaloff Fletcher *et al.* 2006). Os oceanos vêm absorvendo aproximadamente 30% das emissões antropogênicas de CO_2 nos últimos 270 anos (Feely *et al.* 2004, Orr *et al.* 2005). Considerando que a plataforma continental oeste da Flórida (e suas planícies de maré associadas) é predominantemente composta por sedimentos carbonáticos (Doyle *et al.* 1980), a acidificação dos oceanos tem um potencial de impacto maior sobre os ecossistemas costeiros dessa região.

A subsidência da planície de maré favorece a perpetuidade dos efeitos do “*dieback*” do manguezal. Isso é evidente para alguns PDs (e.g. FD08, FD76) comparando as estatísticas da planície de maré (Figura 12), com a altura da vegetação (Figura 10 e Figura 11). Os oceanos mais ácidos favorecem a dissolução de estruturas carbonáticas (Doney 2006), como é o caso dos sedimentos que formam planícies de maré da costa oeste da Flórida. Portanto, condições cada vez mais ácidas dos oceanos que já são previstas em alguns modelos (Denman *et al.* 2011), podem favorecer a perpetuação da degradação dos manguezais via processos de “*dieback*” desencadeados pelos furacões.

Por outro lado, as florestas de manguezais são conhecidas pela capacidade de elevar a alcalinidade das águas circundantes a esses ecossistemas, conforme destacado por Sippo *et al.* (2016). Isso pode se contrapor aos efeitos da acidificação dos oceanos. Conseqüentemente, os esforços de conservação desses ecossistemas devem estar focados também na preservação e restauração das condições físico-químicas das planícies de maré. Isso permitirá a não perpetuidade dos efeitos do “*dieback*” e o combate mediante soluções naturais aos efeitos das mudanças climáticas globais nos oceanos.

Além do carbono dissolvido, o CO₂ atmosférico pode chegar a afetar os manguezais com o incremento da produtividade e crescimento, junto com a resiliência ao aumento do nível do mar (Krauss *et al.* 2014). A expansão do manguezal em outros limites latitudinais também está associada às mudanças climáticas relacionadas ao aumento das concentrações de CO₂ atmosférico (Gilman *et al.* 2008). A expansão e distribuição dos manguezais é controlada pela temperatura mínima durante os invernos (Osland *et al.* 2017, Ward *et al.* 2016, Yao *et al.* 2022), onde os manguezais no sudoeste da Flórida apresentam perdas de dossel relacionadas com eventos naturais como os furacões (Lagomasino *et al.* 2021). Durante o século XXI, as previsões indicam que os ciclones tropicais terão um aumento na sua frequência e intensidade devido especialmente ao aumento das temperaturas dos oceanos (IPCC 2007, Varotsos *et al.* 2015).

O aumento da intensidade e a frequência dos furacões aumentará a perda das folhas e prolongará os efeitos de degradação das árvores de manguezal (Gilman *et al.* 2008). No sul da Flórida, os furacões são uma perturbação constante e natural, onde os manguezais ajudam a proteger a costa dos efeitos dos furacões (Romañach *et al.* 2018). Além da perda ou regeneração dos manguezais, os furacões podem modificar a elevação da planície de maré devido à erosão (Chambers *et al.* 2019, Smith *et al.* 1994). Em uma situação mais severa haveria a conversão

de manguezais em planícies de lama, com perda dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelo manguezal (Smith *et al.* 2009).

5.3 ESTRESSORES DO MANGUEZAL

Estressores afetam os ecossistemas costeiros, incluindo o manguezal devido ao aumento da atividade humana na costa (Ostrowski *et al.* 2021). Entre os principais estressores encontram-se: mudanças no regime hidrológico, excesso de nutrientes, erosão e construção de infraestrutura (Das *et al.* 2016, Odum & Johannes 1975). A resistência do manguezal aos estressores varia dependendo das espécies, pois algumas têm resiliência à alta salinidade e períodos prolongados de inundação (Lv *et al.* 2019).

Os efeitos do desenvolvimento urbano nos ecossistemas de manguezal têm sido importantes, resultando em seu declínio em algumas regiões da América do Norte (Khan & Kumar 2009). As alterações relacionadas à influência humana incluem água estagnada, níveis baixos de oxigênio dissolvido e decomposição intensificada. Esses efeitos acabam contribuindo para o colapso da turfa e a mortalidade dos manguezais (Radabaugh *et al.* 2021). Krauss *et al.* (2018) documentou a morte de manguezal na região de Marco Island (FL), e que está relacionado com alterações no fluxo de maré e perdas na elevação do terreno devido às mudanças no uso do solo. No presente estudo as áreas de Terra Ceia, Charlotte e Marco Island tem construções principalmente residenciais (Figura 16) junto com rodovias, associadas ao desenvolvimento de cidades como Tampa, Clearwater, Charlotte Harbor e Naples. Os PDs nessas regiões estão ao redor de grandes cidades, porém as mudanças no uso do solo junto com outros estressores como os furacões influem na degradação/regeneração do manguezal. Apesar das indústrias terem o potencial para emitir mais poluentes às regiões costeiras (Hu & Shen 2021), a influência deve ser muito baixa ou negligenciável pela ausência delas na área de estudo.

Um fenômeno que chama a atenção no sudoeste da Flórida é a proximidade das rodovias que parece favorecer a degradação do manguezal, posterior ao aparecimento de “dieback”, como aconteceu na região de Marco Island e Crawl Key (Figura 8). Esse fenômeno pode ser explicado como um caso semelhante ao estudado por Cárdenas *et al.* (2022), onde as rodovias contribuem para a alteração da hidrodinâmica dos canais de maré, propiciando ou desencadeando a degradação de florestas de manguezal.

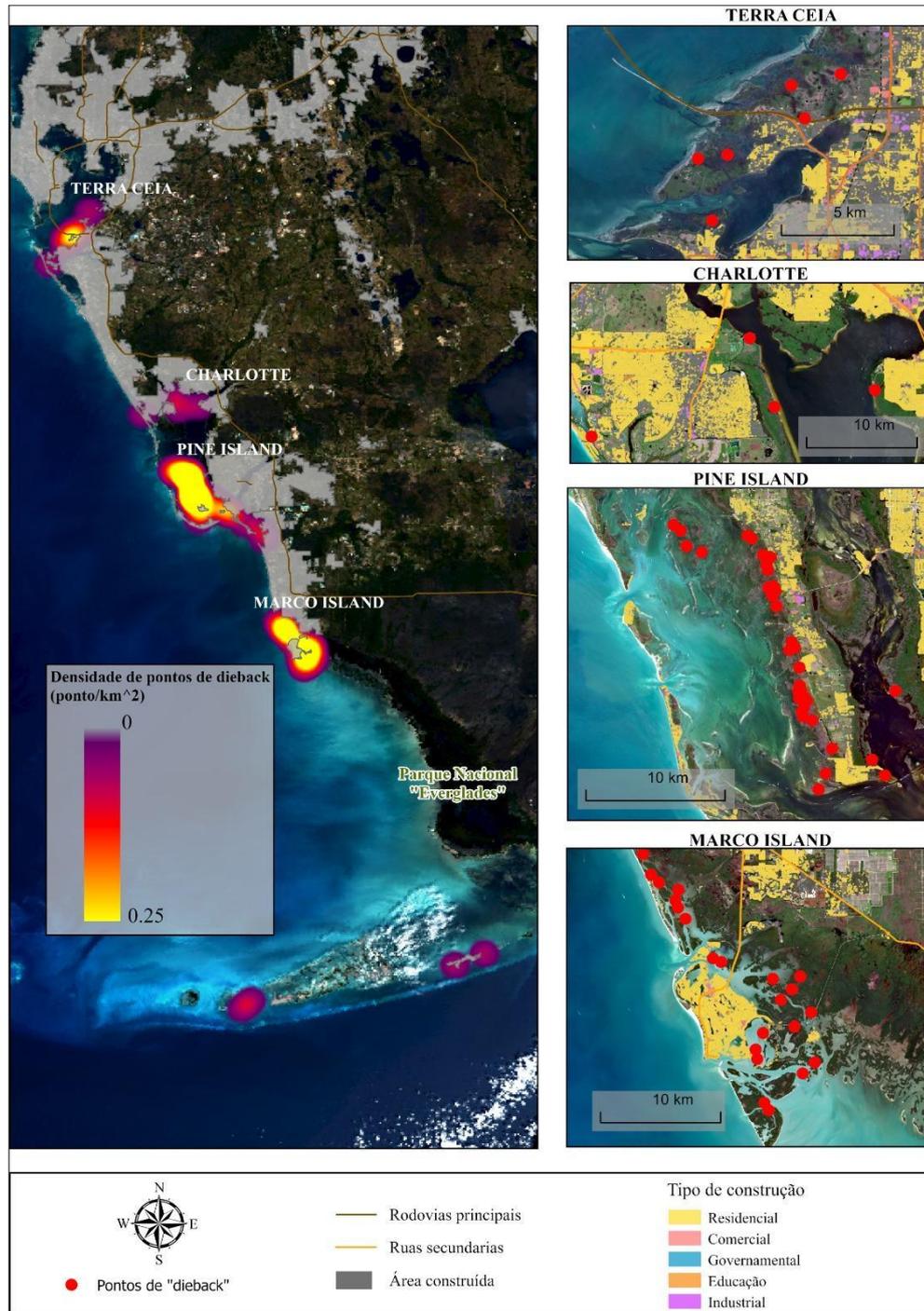


Figura 16- Desenvolvimento urbano da costa sudoeste da Flórida. Modificado de FEMA (2024) e NGDA (2024).

Outros estressores como a agricultura, especialmente o uso de herbicidas, tem um impacto negativo no ecossistema de manguezal (Duke *et al.* 2005, Peters *et al.* 1997). No período de 2000-2016, aproximadamente 62% das perdas de manguezal resultaram na conversão de terras com fins agrícolas como reportado por Goldeberg *et al.* (2020). Além disso, Duke *et al.* (2005) evidenciaram uma correlação entre o uso de herbicidas e “dieback” nos manguezais da região nordeste da Austrália conhecida como Mackay. No presente estudo, a

região de Pine Island (Figura 17) é caracterizada pela presença de plantações de uso agrícola e uma baixa presença de construções urbanas, comparada com as outras regiões. Por conseguinte, o fator que mais favorece a perpetuidade dos efeitos do “*dieback*” em Pine Island é a agricultura e, portanto, é preciso avaliar o impacto das atividades agrícolas nas árvores de manguezal de Pine Island.

Em contraste, o Parque Nacional de Everglades (região de maior preservação de florestas de manguezal na zona de estudo) não registrou a presença de PDs. Os motivos poderiam estar relacionados com uma recuperação do manguezal mais rápida após passagem dos furacões (Radabaugh *et al.* 2020), comparada com uma recuperação lenta devido à pressão dos estressores de origem antropogênica. Uma recuperação rápida após a passagem do furacão Irma (2007) foi evidenciada no Everglades nas áreas bem drenadas (Lagomasino *et al.* 2021), onde novos brotos de folhas apareceram em 83% das árvores de manguezal após um ano do evento climático.



Figura 17- Plantações e uso agrícola da região de Pine Island. Modificado de SFWMD (2024).

5.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE PRODUTOS DERIVADOS DE SENSORES REMOTOS

O uso de dados de sensoriamento remoto de múltiplos sensores sempre apresenta desafios para descrever fenômenos naturais (Kuenzer *et al.* 2011, Sanam *et al.* 2024). Em geral, esse estudo compreendeu o uso de três tipos de dados distintivos: Imagens de alta resolução espacial de sensores aerotransportados (NAIP), imagens multitemporais de sensores orbitais

(RapidEye, Google Earth Pro) e nuvens de pontos derivadas de sensores laser aerotransportados (LIDAR). Esse trabalho não pretende comparar os três tipos de dados utilizados, porém emprega tais sensores de forma complementar para aplicações específicas do fenômeno de “*dieback*”. Os dados de alta resolução disponibilizados para processamento na nuvem (NAIP) foram úteis para automatização da detecção dos PDs. As imagens multiespectrais/multitemporais permitiram as mudanças na área de cobertura dos PDs dentro das florestas de manguezal. Finalmente os dados de elevação permitiram o entendimento da dinâmica da altura da vegetação em vários PDs. Levando em consideração que as mudanças nas áreas de manguezal mapeadas através das imagens multi-temporais são de milhares de metros quadrados, a resolução espacial das imagens utilizadas (~5m para o dataset RapidEye, e ~2m para Google Earth Pro) é adequada para entender a dinâmica do fenômeno de “*dieback*” nas florestas de manguezal do oeste da Flórida.

Os dados topográficos derivados das jornadas de aquisição com LIDAR (FDEM Lidar para 2007, e USGS/NRCS Lidar 2018) tem uma resolução espacial entre ~6,4 e 8,9 cm (OCM Partners 2010, 2020). Embora seja uma resolução satisfatória para detectar mudanças da altura da vegetação, as mudanças nas alturas da planície de maré inferiores a 10 cm devem ser desestimadas já que se encontram dentro da margem de erro vertical dos dados de elevação derivados. Os erros derivados da diferença nas trajetórias das duas jornadas de aquisição LIDAR podem ser superados relativamente com a equivalência no espaçamento das nuvens de pontos e a interpolação delas na geração dos modelos digitais de elevação. Já os erros inerentes ao georreferenciamento das nuvens de pontos foram corrigidos pela NOAA seguindo os padrões de acurácia horizontal “ASPRS Positional Accuracy Standards for Digital Geospatial Data” para o modelo de 2018 (Smith & Heidemann 2015), e “Positional Accuracy Standards, Part 3: NSSDA” para o modelo de 2007 (FGDC 1998). O presente estudo só pretende apresentar variações na altura da vegetação que estejam dentro dos valores de acurácia descritos anteriormente. No entanto, para análises mais específicas que visem entender a estrutura da vegetação, como tomografias vegetais ou modelamento 3D, é recomendável realizar processamentos adicionais para a comparação desses dados LIDAR.

6 CONCLUSÕES

Um total de 86 PDs foram identificados ao longo da costa da Flórida no Golfo do México distribuídos em 6 regiões: Charlotte, Crawl Key, Key West, Marco Island, Pine Island e Terra Ceia. Entre 2019 e 2020 a área total de “*dieback*” foi de 119,69 ha (1.196.887,203 m²) na área de estudo. O “*dieback*” é produzido como uma resposta natural dos manguezais aos furacões que muito afligem zonas costeiras. Em condições normais, as florestas de manguezal estão adaptadas para se regenerarem após essas tempestades, como aconteceu em Pine Island e Crawl Key/Key West. Porém, em regiões como Charlotte e Marco Island os processos de degradação foram dominantes durante o período total de análise 2009-2020. A degradação é favorecida pela presença de atividade antrópica como construções ou rodovias muito próximas das florestas de manguezal.

Dados altimétricos baseados em LIDAR evidenciou que embora em regiões como Pine Island estejam apresentando processos de regeneração de manguezal, a estrutura das árvores não está sendo recuperada totalmente. Por exemplo, árvores de PDs com alturas que originalmente atingiram entre 4 e 6 metros, ao se recuperarem medem entre 1 e 3 metros. Esse fenômeno permite afirmar que embora os mecanismos naturais de restauração de manguezal permitiram recuperar as áreas degradadas, a estrutura original dos manguezais não foi restabelecida após a passagem dos furacões. Também a análise da planície de maré realizada nesse estudo indicou que as zonas que apresentam algum afundamento tendem a ser mais propícias a se tornarem uma cicatriz de manguezal após a ocorrência do “*dieback*”.

Contudo, existe uma relação direta entre a presença de atividade antrópica e a perenidade dos efeitos do “*dieback*”. Em regiões de conservação como o Parque Nacional Everglades não foram registrados efeitos duradouros dos processos de “*dieback*” no manguezal. Sugere-se aumentar os esforços de preservação das áreas intactas do cinturão de manguezal do litoral oeste da Flórida. No caso das regiões já alteradas, orientar os esforços de conservação à regeneração das cicatrizes de “*dieback*” mediante plantações de arbustos de manguezal, ao mesmo tempo de tentar melhorar as condições físico-químicas das planícies de maré.

REFERÊNCIAS

- Allen G. M. & Main M. B. 2005. Florida's Geological History. *Department of Wildlife Ecology and Conservation, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida*. Disponível em: https://chnep.wateratlas.usf.edu/upload/documents/257_Florida_Geological_History.pdf. Acesso em: 10 ago. 2023.
- Bâki Iz H., Berry, L., Koch M. 2012. Modeling regional sea level rise using local tide gauge data. *Journal of Geodetic Science*, **2**(3): 188-199. <https://doi.org/10.2478/v10156-011-0039-2>.
- Bender M. A., Knutson T. R., Tuleya R. E., Sirutis J. J., Vecchi G. A., Garner S. T., Held I. M. 2010. Modeled impact of anthropogenic warming on the frequency of intense Atlantic hurricanes. *Science*, **327**(5964): 454-458. doi: 10.1126/science.1180568.
- Black R. 1993. Florida Climate Data. *Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida*. Disponível em: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=754b214509319156f4fe615ba0907b324c26e3e3>. Acesso em: 06 jul. 2023.
- Blasco F., Gauquelin T., Rasolofoharinoro M., Denis J., Aizpuru M., Caldairou V. 1998. Recent advances in mangrove studies using remote sensing data. *Marine and Freshwater Research*, **49**(4): 287-296. <https://doi.org/10.1071/MF97153>.
- Bostick K. W., Johnson S. A., Main M. B. 2005. Florida's geological history. *Department of Wildlife Ecology and Conservation, UF/IFAS Extension, University of Florida*. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Kyle-Bostick-2/publication/346254847_Florida's_Geologic_History/links/6133841938818c2eaf81c058/Floridas-Geologic-History.pdf. Acesso em: ago. 2023.
- Bouillon S., Borges A. V., Castañeda-Moya E., Diele K., Dittmar T., Duke N. C., Kristensen E., Lee S. Y., Marchand C., Middelburg J. J., Rivera-Monroy V. H., Smith III T. J., Twilley, R. R. 2008. Mangrove production and carbon sinks: A revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, **22**(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2007GB003052>.
- Brand L. E. & Compton A. 2007. Long-term increase in *Karenia brevis* abundance along the Southwest Florida Coast. *Harmful Algae*, **6**(2): 232-252. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2006.08.005>.
- Bulmer R. H., Schwendenmann L., Lundquist C. J. 2016. Carbon and nitrogen stocks and below-ground allometry in temperate mangroves. *Frontiers in Marine Science*, **3**: 150. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00150>.
- Cardenas S. M. M., Cohen M. C. L., Ruiz D. P. C., Souza, A. V., Gomez-Neita J. S., Pessenda L. C. R., Culligan N. 2022. Death and Regeneration of an Amazonian Mangrove Forest by Anthropogenic and Natural Forces. *Remote Sensing*, **14**(24). <https://doi.org/10.3390/rs14246197>.

- Cavanaugh K. C., Kellner J. R., Forde A. J., Gruner D. S., Parker J. D., Rodriguez, W., Feller, I. C. 2014. Poleward expansion of mangroves is a threshold response to decreased frequency of extreme cold events. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **111**(2): 723-727. <https://doi.org/10.1073/pnas.1315800111>.
- Chambers L. G., Steinmuller H. E., Breithaupt J. L. 2019. Toward a mechanistic understanding of “peat collapse” and its potential contribution to coastal wetland loss. *Ecology*, **100**(7): 1-15. <https://doi.org/10.1002/ecy.2720>.
- Cocks L. R. M., Torsvik T. H. 2011. The Palaeozoic geography of Laurentia and western Laurussia: a stable craton with mobile margins. *Earth-Science Reviews*, **106**(1-2): 1-51. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.007>.
- Cohen M. C. L., Souza A. V.de, Liu K. B., Rodrigues E., Yao Q., Ryu J., Dietz M., Pessenda L. C. R., Rossetti D. 2021. Effects of the 2017–2018 winter freeze on the northern limit of the American mangroves, Mississippi River delta plain. *Geomorphology*, **394**: 107968. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107968>.
- Cohen M. C. L., Rodrigues E., Rocha D. O. S., Freitas J., Fontes N. A., Pessenda L. C. R., Souza, A. V.de, Gomes V. L. P., França M. C., Bonotto D. M., Bendassolli J. A. 2020. Southward migration of the austral limit of mangroves in South America. *Catena*, **195**: 104775. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104775>.
- Crame J. A. 1999. An evolutionary perspective on marine faunal connections between southernmost South America and Antarctica. *Scientia Marina*, **63**(S1): 1-14. <https://doi.org/10.3989/scimar.1999.63s11>.
- Das S. K., Patra J. K., Thatoi H. 2016. Antioxidative response to abiotic and biotic stresses in mangrove plants: A review. *International Review of Hydrobiology*, **101**(1-2): 3-19. <https://doi.org/10.1002/iroh.201401744>.
- Davis S. M., Childers D. L., Lorenz J. J., Wanless H. R., Hopkins T. E. 2005. A conceptual model of ecological interactions in the mangrove estuaries of the Florida Everglades. *Wetlands*, **25**(4): 832-842. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2005\)025\[0832:ACMOEI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2005)025[0832:ACMOEI]2.0.CO;2).
- DeLaune R. D., Nyman J. A., Patrick Jr W. H. 1994. Peat collapse, ponding and wetland loss in a rapidly submerging coastal marsh. *Journal of Coastal Research*, **10**(4):1021-1030.
- Denman K., Christian J. R., Steiner N., Pörtner H. O., Nojiri Y. 2011. Potential impacts of future ocean acidification on marine ecosystems and fisheries: Current knowledge and recommendations for future research. *ICES Journal of Marine Science*, **68**(6): 1019-1029. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr074>.
- Doney S. C. 2006. The dangers of ocean acidification. *Scientific American*, **294**(3): 58-65. <http://www.jstor.org/stable/26061378>.

Doney S. C., Fabry V. J., Feely R. A., Kleypas J. A. 2009. Ocean acidification: The other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science*, **1**: 169-192. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>

Doyle L. J., Neurauter T. W., Pyle T. E. 1980. Sands and Sand Transport on Palimpsest Carbonate Shelf: *AAPG Bulletin*, **64**(5): 700-701. <https://archives.datapages.com/data/bulletns/1980-81/data/pg/0064/0005/0700/0700c.htm>.

Doyle T. W., Smith III T. J., Robblee M. B. 1995. Wind damage effects of Hurricane Andrew on mangrove communities along the southwest coast of Florida, USA. *Journal of Coastal Research*, 159-168. <https://www.jstor.org/stable/25736006>.

Doyle T. W. & Girod G. F. 1997. The frequency and intensity of Atlantic hurricanes and their influence on the structure of south Florida mangrove communities. *In*: Diaz H.F., Pulwarty R.S. (ed.). *Hurricanes*. Berlin, Heidelberg, Springer, p. 109-120. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60672-4_6.

Duke N. C., Bell A. M., Pederson D. K., Roelfsema C. M., Nash, S. B. 2005. Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area. *Marine Pollution Bulletin*, **51**(1-4): 308-324. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.040>.

Ellison J. C. 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, **23**: 115-137. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9397-8>.

Engle V. D. 2011. Estimating the Provision of Ecosystem Services by Gulf of Mexico Coastal Wetlands. *Wetlands*, **31**(1): 179-193. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0132-9>.

Eong O. J. 1993. Mangroves - a carbon source and sink. *Chemosphere*, **27**(6): 1097-1107. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90070-L](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90070-L).

Federal Geographic Data Committee (FGDC). 1998. *National Standard for Spatial Data Accuracy*. Disponível em: <https://www.fgdc.gov/standards/projects/FGDC-standards-projects/accuracy/part3/chapter3>. Acesso em: 30 mar. 2024.

Federal Emergency Management Agency (FEMA). 2024. *USA Structures*. Disponível em: <https://gis-fema.hub.arcgis.com/pages/usa-structures>. Acesso em: 27 mar. 2024.

Feely R. A., Sabine C. L., Lee K., Berelson W., Kleypas J., Fabry V. J., Millero F. J. 2004. Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science*, **305**(5682): 362-366. DOI: 10.1126/science.1097329.

Feher L. C., Osland M. J., Anderson G. H., Vervaeke, W. C., Krauss K. W., Whelan K. R. T., Balentine K. M., Tiling-Range G., Smith T. J., Cahoon D. R. 2020. The Long-Term Effects of Hurricanes Wilma and Irma on Soil Elevation Change in Everglades Mangrove Forests. *Ecosystems*, **23**(5): 917-931. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00446-x>.

Ferreira A. C. & Lacerda L. D. 2016. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, **125**: 38-46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011>.

Florida Climate Center. 2024. *Sea Level Rise*. Disponível em: [https://climatecenter.fsu.edu/topics/sea-level-rise#:~:text=2022\)%2C%20sea%20level%20rise%20over,years%20from%201920%20to%202020](https://climatecenter.fsu.edu/topics/sea-level-rise#:~:text=2022)%2C%20sea%20level%20rise%20over,years%20from%201920%20to%202020). Acesso em: 29 abr. 2024.

Florida Fish and Wildlife Conservation Commission (FWC). 2009. *Florida land cover classification system*. Disponível em: <https://myfwc.com/research/gis/wildlife/land-cover-classification/>. Acesso em: jun. 2022.

Friess D. A., Rogers K., Lovelock C. E., Krauss K. W., Hamilton S. E., Lee S. Y., Lucas R., Primavera J., Rajkaran A., Shi, S. 2019. The State of the World's Mangrove Forests: Past, Present, and Future. *Annual Review of Environment and Resources*, **44**(1): 89-115. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>.

Food Agriculture Organization (FAO). 2007. The world's mangroves 1980-2005. FAO Forestry Paper, 89 p. Disponível em: <https://www.fao.org/3/a1427e/a1427e.pdf>.

Gardulski A. F., Gowen M. H., Milsark A., Weiterman S. D., Wise S. W., Mullins H. T. 1991. Evolution of a deep-water carbonate platform: Upper Cretaceous to Pleistocene sedimentary environments on the west Florida margin. *Marine Geology*, **101**(1-4): 163-179. [https://doi.org/10.1016/0025-3227\(91\)90069-G](https://doi.org/10.1016/0025-3227(91)90069-G).

Gattuso J.P. & Hansson L. (ed.). 2011. *Ocean acidification*. USA, Oxford University Press.

Geselbracht L., Freeman K., Kelly E., Gordon D. R., Putz F. E. 2011. Retrospective and prospective model simulations of sea level rise impacts on Gulf of Mexico coastal marshes and forests in Waccasassa Bay, Florida. *Climatic Change*, **107**: 35-57. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0084-y>.

Gilman E. L., Ellison J., Duke N. C., Field C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, **89**(2): 237-250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>

Gilliam F. S. 2021. Impacts of tropical cyclones on longleaf pine ecosystems of Florida: Tropical cyclogenesis, landfall frequencies, and climate change. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **9**: 595791. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.595791>.

Giri C. & Long J. 2016. Is the geographic range of mangrove forests in the conterminous United States really expanding?. *Sensors*, **16**(12): 2010. <https://doi.org/10.3390/s16122010>.

Giri C., Ochieng E., Tieszen L. L., Zhu Z., Singh A., Loveland T., Masek J., Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, **20**(1): 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>.

Goldberg L., Lagomasino D., Thomas N., Fatoyinbo T. 2020. Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, **26**(10): 5844-5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>.

Google. 2022. *Earth engine data catalog*. Disponível em: <https://developers.google.com/earth-engine/datasets>. Acesso em: nov. 2021.

Gracia A., Rangel-Buitrago N., Oakley J. A., Williams A. T. 2018. Use of ecosystems in coastal erosion management. *Ocean & Coastal Management*, **156**: 277-289. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.009>.

Gruber N., Clement D., Carter B. R., Feely R. A., van Heuven S., Hoppema M., Ishii M., Key R. M., Kozyr A., Lauvset S. K., Monaco C. L., Mathis J. T., Murata A., Olsen A., Perez F. F., Sabine C. L., Tanhua T., Wanninkhof R. 2019. The oceanic sink for anthropogenic CO₂ from 1994 to 2007. *Science*, **363**(6432): 1193-1199. <https://doi.org/10.1126/science.aau5153>.

Hine A. C. 2019. *Geologic history of Florida: major events that formed the Sunshine State*. Gainesville, University Press of Florida, 256 p.

He B., Lai T., Fan H., Wang W., Zheng H. 2007. Comparison of flooding-tolerance in four mangrove species in a diurnal tidal zone in the Beibu Gulf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **74**(1-2): 254-262. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.04.018>.

Hu Q. & Shen W. 2021. Effects of industrial land conveyance on coastal marine pollution: an spatial durbin econometric analysis. *Sustainability*, **13**(13): 7209. <https://doi.org/10.3390/su13137209>.

Imbert D. 2018. Hurricane disturbance and forest dynamics in east Caribbean mangroves. *Ecosphere*, **9**(7): e02231. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2231>.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. *Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability*. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar4_wg2_full_report.pdf. Acesso em: 05 may. 2023.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2021. *Climate change 2021- the physical science basis: working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 2391 p. doi:10.1017/9781009157896.

Kennedy J. P., Garavelli L., Truelove N. K., Devlin D. J., Box S. J., Chérubin L. M., Feller I. C. 2017. Contrasting genetic effects of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) range expansion along West and East Florida. *Journal of Biogeography*, **44**(2): 335-347. <https://doi.org/10.1111/jbi.12813>.

Khan M. A. & Kumar A. 2009. Impact of "urban development" on mangrove forests along the west coast of the Arabian Gulf. *Earth Science India*, **2**(III):.159-173.

Khojasteh D., Haghani M., Nicholls R. J., Moftakhari H., Sadat-Noori M., Mach K. J., Fagherazzi S., Vafeidis A. T., Barbier A. S., Glamore, W. 2023. The evolving landscape of sea-level rise science from 1990 to 2021. *Communications Earth & Environment*, **4**(1): 257. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00920-4>.

Kim J., Popescu S. C., Lopez R. R., Wu X. Ben, Silvy N. J. 2020. Vegetation mapping of No Name Key, Florida using lidar and multispectral remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, **41**(24): 9469-9506. <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1800125>.

Kopp R. E., Kemp A. C., Bittermann K., Horton B. P., Donnelly J. P., Gehrels W. R., Hay C. C., Mitrovica J. X., Morrow E. D., Rahmstorf S. 2016. Temperature-driven global sea-level variability in the Common Era. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113**(11): E1434-E1441. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517056113>.

Krauss K. W., Mckee K. L., Lovelock C. E., Cahoon D. R., Saintilan N., Reef R., Chen L. 2014. How mangrove forests adjust to rising sea level. *New Phytologist*, **202**(1): 19-34. <https://doi.org/10.1111/nph.12605>.

Krauss K. W., Demopoulos A. W. J., Cormier N., From A. S., McClain-Counts J. P., Lewis III R. R. 2018. Ghost forests of Marco Island: Mangrove mortality driven by belowground soil structural shifts during tidal hydrologic alteration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **212**: 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.06.026>.

Kuenzer C., Bluemel A., Gebhardt S., Quoc T. V., Dech S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing*, **3**(5): 878-928. <https://doi.org/10.3390/rs3050878>.

Lagomasino D., Fatoyinbo T., Castañeda-Moya E., Cook B. D., Montesano P. M., Neigh C. S. R., Corp L. A., Ott L. E., Chavez S., Morton D. C. 2021. Storm surge and ponding explain mangrove dieback in Southwest Florida following Hurricane Irma. *Nature Communications*, **12**: 4003. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24253-y>

Lane E. 1994. *Florida's geological history and geological resources*. Tallahassee (FL), Geological Survey, 80 p. (Special Publication, 35).

Lane R. R., Mack S. K., Day J. W., DeLaune R. D., Madison M. J., Precht P. R. 2016. Fate of soil organic carbon during wetland loss. *Wetlands*, **36**: 1167-1181. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0834-8>.

Lang'at J. K. S., Kairo J. G., Mencuccini M., Bouillon S., Skov M. W., Waldron S., Huxham M. 2014. Rapid losses of surface elevation following tree girdling and cutting in tropical mangroves. *Plos One*, **9**(9): e107868. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107868>.

Lasaponara R. & Lanorte A. 2012. Satellite time-series analysis. *International Journal of Remote Sensing*, **33**(15): 4649–4652. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.638342>.

Leal M. & Spalding M. D. (ed.). 2022. *The state of the world's mangroves 2022*. Global Mangrove Alliance, 92 p. Disponível em: https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2022/09/The-State-of-the-Worlds-Mangroves-Report_2022.pdf.

- Le Cozannet, G., Thiéblemont R., Rohmer J., Idier D., Manceau J.C., Quique R. 2019. Low-end probabilistic sea-level projections. *Water*, **11**(7):1507. <https://doi.org/10.3390/w11071507>.
- Lirman D., Ault J. S., Fourqurean J. W., Lorenz J. J. 2019. The coastal marine ecosystem of south Florida, United States. *In: Sheppard C. (ed). World seas: an environmental evaluation*. Academic Press, p. 427-444. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00021-8>.
- Lorenz J. J. 2014. A review of the effects of altered hydrology and salinity on vertebrate fauna and their habitats in northeastern Florida Bay. *Wetlands*, **34**(Suppl 1): 189-200. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0377-1>.
- Lv X., Li D., Yang X., Zhang M., Deng Q. 2019. Leaf enzyme and plant productivity responses to environmental stress associated with sea level rise in two Asian mangrove species. *Forests*, **10**(3): 250. <https://doi.org/10.3390/f10030250>.
- Mahjabin T. & Abdul-Aziz O. I. 2020. Trends in the magnitude and frequency of extreme rainfall regimes in Florida. *Water*, **12**(9): 2582. <https://doi.org/10.3390/w12092582>.
- Makowski C. & Finkl C. W. 2019. Invasive species within south Florida coastal ecosystems: an example of a marginalized environmental resource base. *In: Makowski C., Finkl C. (ed.). Impacts of Invasive Species on Coastal Environments: Coast in Crisis*. Springer, p. 3-62. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91382-7_1.
- Manson F. J., Loneragan N. R., Skilleter G. A., Phinn S. R. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *In: Gibson R. N., Atkinson R. J. A., Gordon J. D. M. (ed.). Oceanography and marine biology - an annual review*. [S.l.], CRC Press, p. 483-513.
- Marshall F. E., Wingard G. L., Pitts P. 2009. A simulation of historic hydrology and salinity in Everglades National Park: coupling paleoecologic assemblage data with regression models. *Estuaries and Coasts*, **32**(1): 37-53. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9120-1>.
- Meeder J. F., Ross M. S., Ford R. G. 1993. Mangrove ecosystem expansion in South Florida under conditions of accelerating rate of sea level rise: results of conceptual depositional and spatial models. *In: International Coastal Symposium, Proceedings[...]*, Hilton Head Island. SC, USA, p. 431-445.
- Mikaloff Fletcher S. E., Gruber N., Jacobson A. R., Doney S. C., Dutkiewicz S., Gerber M., Follows M., Joos F., Lindsay K., Menemenlis D., Mouchet A., Müller S. A., Sarmiento J. L. 2006. Inverse estimates of anthropogenic CO₂ uptake, transport, and storage by the ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, **20**(2): 1-16. <https://doi.org/10.1029/2005GB002530>.
- Milbrandt E. C., Greenawalt-Boswell J. M., Sokoloff P. D., Bortone S. A. 2006. Impact and response of southwest Florida mangroves to the 2004 hurricane season. *Estuaries and Coasts*, **29**(6): 979-984. <https://doi.org/10.1007/BF02798659>.

- Missimer T. M. & Maliva R. G. 2017. Late Miocene fluvial sediment transport from the Southern Appalachian Mountains to Southern Florida: an example of an old mountain belt sediment production surge. *Sedimentology*, **64**(7): 1846-1870. <https://doi.org/10.1111/sed.12377>.
- Morton R. A. & Barras J. A. 2011. Hurricane impacts on coastal wetlands: a half-century record of storm-generated features from Southern Louisiana. *Journal of Coastal Research*, **27**(6 A): 27-43. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00185.1>.
- Musa Z. N., Popescu I., Mynett A. 2015. A review of applications of satellite SAR, optical, altimetry and DEM data for surface water modelling, mapping and parameter estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, **19**(9): 3755–3769. <https://doi.org/10.5194/hess-19-3755-2015>.
- Nelson G. 2011. (ed.). *The trees of Florida: a reference and field guide*. Sarasota (FL), Pineapple Press Inc., 284 p.
- National Geospatial Data Asset (NGDA). 2024. *Transportation*. Disponível em: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=f42ecc08a3634182b8678514af35fac3>. Acesso em: 30 mar. 2024.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2021. *Digital coast: data access viewer*. Disponível em: <https://coast.noaa.gov/dataviewer/#/lidar/search/>. Acesso em: 10 maio 2021.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2023. *Historical hurricane tracks*. Disponível em: <https://oceanservice.noaa.gov/news/historical-hurricanes/>. Acesso em: 03 jun. 2023.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2024. *Relative sea level trends*. Disponível em: <https://tidesandcurrents.noaa.gov/sltrends/>. Acesso em: 26 mar. 2024.
- Odum W. E. & Johannes R. E. 1975. The response of mangroves to man-induced environmental stress. In: Ferguson E. J., Johannes R. E. (ed.). *Elsevier oceanography series*. Athens, Elsevier, p. 52–62. [https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(08\)71108-5](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(08)71108-5).
- Office for Coastal Management (OCM) Partners. 2010. *2007 Florida division of emergency management (FDEM) lidar project: Southwest Florida*. Disponível em: <https://www.fisheries.noaa.gov/inport/item/49677>. Acesso em: 12 maio 2022.
- Office for Coastal Management (OCM) Partners. 2020. *2018 USGS/NRCS lidar: Southwest Florida 2018-05-08*. Disponível em: <https://www.fisheries.noaa.gov/inport/item/59066>. Acesso em: 12 maio 2022.
- Orr J. C., Fabry V. J., Aumont O., Bopp L., Doney S. C., Feely R. A., Gnanadesikan A., Gruber N., Ishida A., Joos F. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, **437**: 681-686. <https://doi.org/10.1038/nature04095>.

Osland M. J., Enwright N., Day R. H., Doyle T. W. 2013. Winter climate change and coastal wetland foundation species: Salt marshes vs. mangrove forests in the southeastern United States. *Global Change Biology*, **19**(5): 1482-1494. <https://doi.org/10.1111/gcb.12126>.

Osland M. J., Feher L. C., Griffith K. T., Cavanaugh K. C., Enwright N. M., Day R. H., Stagg C. L., Krauss K. W., Howard R. J., Grace J. B., Rogers K. 2017. Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. *Ecological Monographs*, **87**(2): 341-359. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecm.1248>.

Osland M. J., Feher L. C., López-Portillo J., Day R. H., Suman D. O., Guzmán Menéndez J. M., Rivera-Monroy V. H. 2018. Mangrove forests in a rapidly changing world: Global change impacts and conservation opportunities along the Gulf of Mexico coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **214**: 120-140. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.006>.

Osland M. J., Day R. H., Michot T. C. 2020. Frequency of extreme freeze events controls the distribution and structure of black mangroves (*Avicennia germinans*) near their northern range limit in coastal Louisiana. *Diversity and Distributions*, **26**(10): 1366-1382. <https://doi.org/10.1111/ddi.13119>.

Osland M. J., Hughes A. R., Armitage A. R., Scyphers S. B., Cebrian J., Swinea S. H., Shepard C. C., Allen M. S., Feher L. C., Nelson J. A. 2022. The impacts of mangrove range expansion on wetland ecosystem services in the southeastern United States: Current understanding, knowledge gaps, and emerging research needs. *Global Change Biology*, **28**(10): 3163-3187. <https://doi.org/10.1111/gcb.16111>.

Ostrowski A., Connolly R. M., Sievers M. 2021. Evaluating multiple stressor research in coastal wetlands: A systematic review. *Marine Environmental Research*, **164**: 105239. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105239>.

Palacio-Castro A. M., Enochs I. C., Besemer N., Boyd A., Jankulak M., Kolodziej G., Hirsh H. K., Webb A. E., Towle E. K., Kelble C. 2023. Coral reef carbonate chemistry reveals interannual, seasonal, and spatial impacts on ocean acidification off Florida. *Global Biogeochemical Cycles*, **37**(12): e2023GB007789. <https://doi.org/10.1029/2023GB007789>.

Parkinson R. W. 2009. Adapting to rising sea level: a Florida perspective. In: AIP Conference Sustainability 2009: the Next Horizon. Melbourne (FL), 1157. *Proceedings[...]*, v.1, p.19-25. <https://doi.org/10.1063/1.3208022>.

Parkinson R. W. & Wdowinski S. 2023. A unified conceptual model of coastal response to accelerating sea level rise, Florida, U.S.A. *Science of The Total Environment*, **892**: 164448. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164448>.

Peters E. C., Gassman N. J., Firman J. C., Richmond R. H., Power E. A. 1997. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, **16**(1): 12-40. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160103>.

Phan T., Kuch V., Lehnert L. W. 2020. Land cover classification using google earth engine and random forest classifier-the role of image composition. *Remote Sensing*, **12**(15): 2411. <https://doi.org/10.3390/RS12152411>.

Planet Labs Inc. 2022. *Planet explorer*. Disponível em: <https://www.planet.com/products/explorer/>. Acesso em: 01 fev. 2022.

Perez V. J. 2022. The chondrichthyan fossil record of the Florida Platform (Eocene–Pleistocene). *Paleobiology*, **48**(4): 622-654. <https://doi.org/10.1017/pab.2021.47>.

Portnoy J. W. & Giblin A. E. 1997. Biogeochemical effects of seawater restoration to diked salt marshes. *Ecological Applications*, **7**(3): 1054-1063. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1054:BEOSRT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1054:BEOSRT]2.0.CO;2).

Prasai R., Schwertner T. W., Mainali K., Mathewson H., Kafley H., Thapa S., Adhikari D., Medley P., Drake J. 2021. Application of Google earth engine python API and NAIP imagery for land use and land cover classification: A case study in Florida, USA. *Ecological Informatics*, **66**: 101474. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101474>.

Purnamasayangasukasih P. R., Norizah K., Ismail A. A. M., Shamsudin I. 2016. A review of uses of satellite imagery in monitoring mangrove forests. *In: 8th IGRSM International Conference and Exhibition on Geospatial & Remote Sensing (IGRSM 2016)*. Kuala Lumpur. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, **37**: 12034. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/37/1/012034>.

Radabaugh K. R., Moyer R. P., Chappel A. R., Dontis E. E., Russo C. E., Joyse K. M., Bownik M. W., Goeckner A. H., Khan N. S. 2020. Mangrove damage, delayed mortality, and early recovery following Hurricane Irma at two landfall sites in Southwest Florida, USA. *Estuaries and Coasts*, **43**(5): 1104-1118. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00564-8>.

Radabaugh K. R., Dontis E. E., Chappel A. R., Russo C. E., Moyer R. P. 2021. Early indicators of stress in mangrove forests with altered hydrology in Tampa Bay, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **254**: 107324. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107324>.

Ramsey III E. W. & Jensen J. R. 1996. Remote sensing of mangrove wetlands: relating canopy spectra to site-specific data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **62**(8): 939-948.

Robbins L. L. & Lisle J. T. 2018. Regional acidification trends in florida shellfish estuaries: a 20+ year look at pH, oxygen, temperature, and salinity. *Estuaries and Coasts*, **41**(5): 1268-1281. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0353-8>.

Rodrigues E., Cohen M. C. L., Liu K., Pessenda L. C. R., Yao Q., Ryu J., Rossetti D., Souza A. de, Dietz M. 2021. The effect of global warming on the establishment of mangroves in coastal Louisiana during the Holocene. *Geomorphology*, **381**: 107648. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2021.107648>.

- Romañach S. S., DeAngelis D. L., Koh H. L., Li Y., Teh S. Y., Raja Barizan, R. S., Zhai L. 2018. Conservation and restoration of mangroves: global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, (154): 72-82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>.
- Rovere A., Stocchi P., Vacchi M. 2016. Eustatic and relative sea level changes. *Current Climate Change Reports*, (2): 221-231. <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0045-7>.
- Rupert F. R. & Arthur J. D. 1990. *Geology and geomorphology of Florida's coastal marshes*. Disponível em: <https://aquadocs.org/handle/1834/19351>. Acesso em: 20 jul. 2023.
- Saha A. K., Saha S., Sadle J., Jiang J., Ross M. S., Price R. M., Sternberg L. S. L. O., Wendelberger K. S. 2011. Sea level rise and South Florida coastal forests. *Climatic Change*, **107**(1): 81-108. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0082-0>.
- Sanam H., Thomas A. A., Kumar A. P., Lakshmanan G. 2024. Multi-sensor Approach for the Estimation of Above-Ground Biomass of Mangroves. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s12524-024-01811-7>.
- Scott T. M. 1992. *A geological overview of Florida*. Disponível em: <https://aquadocs.org/handle/1834/19378>. Acesso em: 20 jul. 2023.
- Serafy J. E., Faunce C. H., Lorenz J. J. 2003. Mangrove shoreline fishes of Biscayne Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science*, **72**(1): 161-180.
- Sheng Y. P. & Zou R. 2017. Assessing the role of mangrove forest in reducing coastal inundation during major hurricanes. *Hydrobiologia*, **803**(1): 87-103. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3201-8>.
- Sippo J. Z., Maher D. T., Tait D. R., Holloway C., Santos I. R. 2016. Are mangroves drivers or buffers of coastal acidification? Insights from alkalinity and dissolved inorganic carbon export estimates across a latitudinal transect. *Global Biogeochemical Cycles*, **30**(5): 753-766. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2015GB005324>.
- Sippo J. Z., Lovelock C. E., Santos I. R., Sanders C. J., Maher D. T. 2018. Mangrove mortality in a changing climate: An overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **215**: 241-249. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.10.011>.
- Sklar F. H., Chimney M. J., Newman S., McCormick P., Gawlik D., Miao S., McVoy C., Said W., Newman J., Coronado C., Crozier G., Korvela M., Rutchey K. 2005. The Ecological-Societal Underpinnings of Everglades Restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **3**(3): 161-169. <https://doi.org/10.2307/3868544>.
- Sklar F. H., Carlson C., Coronado-Molina C., Maran A. C. 2021. Coastal ecosystem vulnerability and sea level rise (SLR) in South Florida: A mangrove transition projection. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **9**: 646083. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.646083>.

Smith D., Heidemann H. K. 2015. New standard for new era: Overview of the 2015 ASPRS positional accuracy standards for digital geospatial data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **81**(3): 173-176. [https://doi.org/10.1016/S0099-1112\(15\)30334-7](https://doi.org/10.1016/S0099-1112(15)30334-7).

Smith T. J., Robblee M. B., Wanless H. R., Doyle T. W. 1994. Mangroves, hurricanes, and lightning strikes. *BioScience*, **44**(4): 256-262. <https://doi.org/10.2307/1312230>.

Smith T. J., Anderson G. H., Balentine K., Tiling G., Ward G. A., Whelan K. R. T. 2009. Cumulative impacts of hurricanes on Florida mangrove ecosystems: Sediment deposition, storm surges and vegetation. *Wetlands*, **29**(1): 24-34. <https://doi.org/10.1672/08-40.1>.

South Florida Water Management District (SFWMD). 2024. *SFWMD land cover land use 2014-2016*. Disponível em: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=d5d63afb753a4e0389f3a4641c8ae950>. Acesso em: 27 mar. 2024.

Spalding M. D. & Leal M. 2021. *The State of the world's mangroves*. Disponível em: <https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2021/07/The-State-of-the-Worlds-Mangroves-2021-FINAL.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2022.

Stevens P. W., Fox S. L., Montague, C. L. 2006. The interplay between mangroves and saltmarshes at the transition between temperate and subtropical climate in Florida. *Wetlands Ecology and Management*, **14**(5): 435-444. <https://doi.org/10.1007/s11273-006-0006-3>.

Sweet W. V, Hamlington B. D., Kopp R. E., Weaver C. P., Barnard P. L., Bekaert D., Brooks W., Craghan M., Dusek G., Frederikse T. 2022. *Global and regional sea level rise scenarios for the United States: updated mean projections and extreme water level probabilities along US coastlines*. Silver Spring, National Oceanic and Atmospheric Administration, 111 p. Disponível em: <https://aambpublicoceanservice.blob.core.windows.net/oceanserviceprod/hazards/sealevelrise/noaa-nos-techrpt01-global-regional-SLR-scenarios-US.pdf>.

Tedesco M. 2015. Remote sensing and the cryosphere. In: Tedesco M. *Remote sensing of the cryosphere*. [S.l.], Jhon Wiley & Sons, p. 1-16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781118368909.ch1>.

Thomas N., Lucas R., Bunting P., Hardy A., Rosenqvist A., Simard, M. 2017. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996-2010. *PLoS ONE*, **12**(6): 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>.

Thorhaug A. L., Poulos H. M., López-Portillo J., Barr J., Lara-Domínguez A. L., Ku T. C., Berlyn G. P. 2019. Gulf of Mexico estuarine blue carbon stock, extent and flux: Mangroves, marshes, and seagrasses: A North American hotspot. *Science of the Total Environment*, **653**: 1253-1261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.011>.

- Trialfhianty T. I., Muharram F. W., Suadi Quinn C. H., Beger M. 2022. Spatial multi-criteria analysis to capture socio-economic factors in mangrove conservation. *Marine Policy*, **141**: 105094. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105094>.
- Tue N. T., Dung L. V., Nhuan M. T., Omori K. 2014. Carbon storage of a tropical mangrove forest in Mui Ca Mau National Park, Vietnam. *Catena*, **121**: 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.008>.
- Turner R. E. & Rabalais N. N. 2019. The gulf of Mexico. *In*: Sheppard C. (ed.). *World seas: an environmental evaluation*. [S.l.], Academic Press, p. 445-464. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00022-X>.
- Tweedley J. R., Dittmann S. R., Whitfield A. K., Withers K., Hoeksema S. D., Potter I. C. 2019. Hypersalinity: global distribution, causes, and present and future effects on the biota of estuaries and lagoons. *In*: Wolanski E., Day J., Elliot M., Ramachandran R. (ed.). *Coasts and estuaries*. [S.l.], Elsevier, p. 523-546. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00030-7>.
- University of Florida. 2023. *South Florida vegetation classification scheme crosswalks*. Disponível em: <https://crocdoc.ifas.ufl.edu/projects/crosswalk/index.php?cw=ffwcclandcover>. Acesso em: 10 jan. 2023.
- Varotsos C. A., Efstathiou M. N., Cracknell A. P. 2015. Sharp rise in hurricane and cyclone count during the last century. *Theoretical and Applied Climatology*, **119**(3): 629-638. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1136-9>.
- Vegh T., Jungwiwattanaporn M., Pendleton L., Murray B. 2014. Mangrove ecosystem services valuation: state of the literature. *NI WP 14-06*. Durham, Duke University. 15 p. Disponível em: <https://keneamazon.net/Documents/Taller/8/VALORACION-SERVICIOS-ECOSISTEMICOS-MANGLARES.pdf>.
- Volk M.I., Hctor T. S., Nettles B. B., Hilsenbeck R., Putz F. E., Oetting J. 2017. Florida land use and land cover change in the past 100 years. *In*: Chassignet E. P., Jones J. W., Misra V., Obeysekera J. (ed.). *Florida's climate: changes, variations, & impacts*. [Florida], Florida Climate Institute, p. 51-82.
- von Glasow R., Jickells T. D., Baklanov A., Carmichael G. R., Church T. M., Gallardo L., Hughes C., Kanakidou M., Liss P. S., Mee L., Raine R., Ramachandran P., Ramesh R., Sundseth K., Tsunogai U., Uematsu M., Zhu T. 2013. Megacities and large urban agglomerations in the coastal zone: interactions between atmosphere, land, and marine ecosystems. *AMBIO*, **42**(1): 13-28. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0343-9>.
- Wang L., Silván-Cárdenas J. L., Sousa W. P. 2008. Neural network classification of mangrove species from multi-seasonal Ikonos imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **74**(7): 921-927. <https://doi.org/10.14358/PERS.74.7.921>.

Wang P. & Briggs T. M. R. 2015. Storm-Induced morphology changes along barrier islands and poststorm recovery. *In*: Shroder J. F, Ellis J. T, Sherman D. J. (ed.). *Coastal and marine hazards, risks, and disasters*. [S.l.], Academic Press, p. 271-306.

Ward R. D., Friess D. A., Day R. H., Mackenzie R. A. 2016. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, **2**(4). <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>.

White W. A. 1970. *The geomorphology of the Florida peninsula*. Disponível em: <https://ufdc.ufl.edu/UF00000149/00001>.

Williams C. P., Scott T. M., Upchurch S. B., Survey F. G. 2022. *Florida geomorphology atlas*. Tallahase, Florida Geological Survey, 238 p. (Special Publication, 59). Disponível em: https://publicfiles.dep.state.fl.us/FGS/Geological_Investigations/Geomorphology/SpecialPublication59//FloridaGeomorphologyAtlas_SP59.pdf#page=73.

Yao Q., Cohen M. C. L., Liu K. B, Fan D., Rodrigues E., Maiti K., Souza A.de, Aragón-Moreno A. A., Rohli R., Yin D., Pessenda, L. C. R. 2022. Mangrove expansion at poleward range limits in North and South America: Late-Holocene climate variability or anthropocene global warming? *Catena*, **216**: 106413. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106413>.

Zhang K. 2008. Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. *Remote Sensing of Environment*, **112**(5): 2309-2325. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.10.003>.



Ministério da Educação
Universidade Federal do Pará
Sistema de Bibliotecas

DECLARAÇÃO DE AUTORIA

Autor: Diana Paola Cardenas Ruiz

CPF: 106.245.591-65 Matrícula: 202001770024

Telefone (91) 985033113 e-mail: cardenasruiz.paola@gmail.com

Curso/Programa: Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

Orientador: Marcelo Cancela Lisboa Cohen

Coorientador: _____

Data da Defesa: 05/08/2022

Título/Subtítulo: Estudo dos manguezais degradados da costa oeste da Flórida durante os últimos
20 anos baseado em imagens de satélite e dados lidar

Tipo do documento: () TCC¹ () TCCE² () Dissertação () Tese () Artigo Científico
() Livro () Capítulo de livro () Outro: _____

Declaro que, para os devidos fins, o presente trabalho é de minha autoria e que estou ciente:

- Dos Artigos 297 a 299 do Código Penal, Decreto-Lei n. 2.848 de 7 de dezembro de 1940;
- Da Lei n. 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, que dispõe sobre os Direitos Autorais;
- Do Regimento Interno da Universidade Federal do Pará;
- Da lei 12.527 de novembro de 2011, que trata da Lei de Acesso à Informação;
- Da utilização da licença pública internacional *Creative Commons 4.0*;
- Que plágio consiste na reprodução de obra alheia e submissão da mesma como trabalho próprio ou na inclusão, em trabalho próprio, de ideias, textos, tabelas ou ilustrações transcritos de obras de terceiros sem a devida e correta citação referencial.

Autor

Belém, PA, 20 de junho de 2024

Local e Data

¹ Trabalho de Conclusão de Curso

² Trabalho de Conclusão de Especialização



Ministério da Educação
Universidade Federal do Pará
Sistema de Bibliotecas

**TERMO DE AUTORIZAÇÃO E DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO EXCLUSIVA PARA
PUBLICAÇÃO DIGITAL NO PORTAL INSTITUCIONAL DE ACESSO ABERTO DA UFPA**

1. Tipo de documento: () TCC³ () TCCE⁴ (x) Dissertação () Tese () Artigo Científico () Livro () Capítulo de Livro () Trabalho Apresentado em evento

2. Informações sobre a obra:

Autor: Diana Paola Cardenas Ruiz

RG: AW269392 CPF: 106.245.591-65 E-mail: cardenasruiz.paola@gmail.com

Telefone: (91) 985033113 Curso/Programa: Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

Orientador: Marcelo Cancela Lisboa Cohen

Coorientador: _____

Título do documento:

Estudo dos manguezais degradados da costa oeste da Flórida durante os últimos 20 anos

baseado em imagens de satélite e dados lidar

Data da defesa: 05/08/2022 Área do Conhecimento: Geologia

Agência de Fomento (*se houver*): Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)

3. Informação de disponibilização do documento:

Restrição para publicação: () Total () Parcial (x) Sem restrição

Justificativa de restrição total*: _____

Em caso de restrição parcial, especifique os capítulos restritos: _____

A partir de qual data esse documento poderá ser disponibilizado: 20 / 06 / 2024

4. Permissões⁵

Permite o uso comercial da obra? (x) Sim () Não / Permitir modificações na obra? (x) Sim () Não

O documento está sujeito a patentes? () Sim (x) Não

5. T&D defendidas fora da instituição

É Tese ou Dissertação defendida fora da UFPA? (x) Sim () Não

Belém, 20 de junho de 2024

Local e Data

Assinatura do autor

³Trabalho de Conclusão de Curso

⁴Trabalho de Conclusão de Curso em Especialização

⁵Creative Commons Internacional 4.0