



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

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 613

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DOS MANGUEZAIS
DEGRADADOS DE BRAGANÇA, PA, BRASIL, COM BASE
EM IMAGENS DE SATÉLITE E MODELOS DE ELEVAÇÃO
DIGITAL**

Dissertação apresentada por:

SERGIO MAURICIO MOLANO CÁRDENAS

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

**BELÉM- PARÁ
2022**

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)

M717a Molano-Cárdenas, Sergio Mauricio.
Análise espaço-temporal dos manguezais degradados de
Bragança / Sergio Mauricio Molano-Cárdenas. — 2022.
xiii, 56 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, 2022.

1. Manguezal.. 2. Sensoriamento remoto. 3. Modelo digital
de elevação. 4. Aumento do nível do mar. 5. Península de
Bragança. I. Título.

CDD 551.457098115



Universidade Federal do Pará

Instituto de Geociências

Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DOS MANGUEZAIS
DEGRADADOS DE BRAGANÇA, PA, BRASIL, COM BASE
EM IMAGENS DE SATÉLITE E MODELOS DE ELEVAÇÃO
DIGITAL**

DISSERTAÇÃO APRESENTADA POR:

SERGIO MAURICIO MOLANO CÁRDENAS

**Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de
GEOLOGIA, Linha de Pesquisa GEOLOGIA MARINHA E COSTEIRA.**

Data de Aprovação: 22 / 02 / 2022

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen
(Orientadora - UFPA)

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

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

Você pode chorar porque ele se foi ou pode sorrir porque ele viveu. Você pode fechar os olhos e orar a Deus para que ele volte ou pode abri-los e ver tudo o que ele deixou; seu coração pode estar vazio porque você não pode vê-lo, ou pode estar cheio do amor que vocês compartilharam. Você pode chorar, fechar a mente, sentir o vazio da sua ausência e virar nas costas, ou pode fazer o que ele gostaria de fazer: sorrir, abrir os olhos, amar e seguir em frente.

David Harkins

Mauricio

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradecer a Deus por ser minha guia e fortaleza durante o tempo todo.

Agradeço aos meus pais Luxora Cárdenas e Mauricio Molano por seu apoio e incondicionalidade na minha educação. Especialmente ao meu pai, que mesmo não estando hoje conosco, seu espírito empreendedor sempre me motiva.

Agradeço muito ao meu orientador o professor Dr. Marcelo Cancela Lisboa Cohen, por me dar uma das melhores oportunidades da minha vida, e por todas as indicações e conselhos durante o desenvolvimento desse trabalho.

Aos meus irmãos Diego e Santiago Molano, pessoas exemplares, inteligentes e aos que devo muito do que eu sou hoje em dia.

Aos meus amigos Diana Cárdenas e Sebastián Gómez, por toda a ajuda e apoio na escrita do artigo desse trabalho. São pessoas incondicionais que admiro e respeito.

Aos professores do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará, por todo o conhecimento compartilhado, assim como os ensinamentos que aportaram para o mestrado e para a minha vida. Especialmente aos professores Pedro Walfir, Nils Asp, Afonso Nogueira e Vinicius Kutter.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

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

À Agência Espacial Europeia ESA pelo patrocínio das imagens de satélite utilizadas nesse trabalho.

À minha família, à minha avó Irene Diaz, e meus tios John, Jose e Yaneth, e à minha prima Maira por todo o apoio nesse processo.

Ao pessoal do LADIC, Erika, Fernando, Bettina, Sergio e Neuza, pela amizade, os conselhos, sugestões e a ajuda no desenvolvimento desse trabalho.

Aos meus amigos do PPGG, Andressa, Giordana e Larissa; assim como meus amigos colombianos Kike, Jenny e Mayra por fazer da minha passagem pelo Brasil uma excelente experiência.

À Biblioteca do Geociências-IG pela ajuda nas correções e formatação do documento final.

RESUMO

A Península de Bragança, localizada no litoral norte do Brasil-Pa, é parte da maior zona contínua de florestas de manguezal no mundo. A construção da rodovia PA-458 na década de 70, alterou as características hidrodinâmicas da península, provocando a degradação de uma porção considerável dos manguezais na região central da península. Nas últimas décadas as áreas degradadas têm sido recolonizadas por manguezais, principalmente pela espécie *Avicennia germinans*. Esse estudo pretende identificar mudanças dos manguezais degradados das planícies de maré de setores topograficamente mais elevados durante os últimos 35 anos, com base nas seguintes técnicas: a) mapeamento manual das áreas degradadas com imagens de satélite de resolução espacial moderada; b) classificação orientada a objetos das áreas degradadas e de manguezal, utilizando imagens de satélite de alta resolução espacial; c) fotogrametria de imagens de drone; d) modelos digitais de elevação; e e) validação topográfica com teodolito e “*Antenna Catalyst*”. Entre 1986 e 2019 houve uma redução da área degradada de 247,96 ha, conforme as quantificações dos dados de moderada resolução espacial. Os dados de alta resolução espacial mostraram também uma redução da área degradada de 211,65 ha entre os anos de 2003 e 2019. Existem flutuações na tendência de regeneração das florestas de manguezal na área degradada, as quais tem relação com grandes fenômenos climáticos como “El Niño” e “La Niña”, que vem acompanhados com épocas de estiagem e alta precipitação, respectivamente. Os valores de acurácia global e índice Kappa para os dados de alta resolução exibiram valores acima de 0,9. Os valores da acurácia do produtor, usuário e Kappa por classe evidenciaram dificuldades na separação de espécies de manguezal *Avicennia germinans* e *Rhizophora mangle*, devido à falta de resolução radiométrica das imagens analisadas. O modelo digital do terreno que representa a planície de maré, mostrou duas regiões topograficamente diferenciadas na área degradada, separadas pela rodovia PA-458, e influenciadas principalmente pelas características dos estuários Caeté e Taperaçú. Essa mesma diferença foi encontrada no modelo de altura da vegetação, onde as árvores, localizadas a SE da rodovia e sob influência do estuário do rio Caeté, alcançam até os 25 m, enquanto a NW da rodovia sob influência do Taperaçú, oscilaram entre 5 e 15 m. As taxas de regeneração estão controladas principalmente pelo aumento no nível médio do mar, o qual mobilizou a zona de intermaré para áreas topograficamente mais elevadas, favorecendo a lixiviação salina, essencial para o desenvolvimento de florestas de manguezal.

Palavras-chave: manguezal; sensoriamento remoto; modelo digital de elevação; aumento do nível do mar; Península de Bragança.

ABSTRACT

The Bragança Peninsula occurs at the northern littoral of Brazil, in the state of Pará. It is characterized by the largest continuous mangrove belt in the world. The construction of the PA-458 road in the '70s changed the hydrodynamics of the peninsula, causing the degradation of a considerable portion of the mangroves in the central region of the peninsula. Recently, degraded areas are being colonized by mangrove trees, mainly by the *Avicennia germinans* specie. This study intends to identify changes in the degraded areas of the tidal flats in topographically higher sectors during the last 35 years. To reach that objective, we used the following techniques: a) manual mapping of the degraded areas with mid spatial resolution satellite imagery; b) object-based classification of the degraded areas and mangrove species, using high spatial resolution satellite imagery; c) photogrammetry of drone imagery; d) digital elevation models; and e) topographic validation with theodolite and GNSS GPS “Antenna Catalyst”. From 1986 to 2019, there was a reduction in the degraded areas of 247.96 ha according to the mid-resolution “dataset” quantification. However, high-resolution data showed a reduction in the degraded areas of 211.65 ha between 2003 and 2019. The degraded areas quantification presents fluctuations in the regeneration trend; it is related to significant climatic phenomena such as “El Niño” and “La Niña”, accompanied by periods of drought and high rainfall, respectively. Overall accuracy and Kappa index values for the high-resolution data generally exhibited values above 0.9. Producers’ and users’ accuracy and Kappa per class values showed the difficulties separating mangrove species due to the lack of radiometric resolution of the analyzed images. The digital terrain model representing the tidal flat showed two topographically differentiated regions in the degraded areas, separated by the PA-458 road, which are mainly influenced by the Caeté’s and Taperaçú’s characteristics. This same difference was found in the vegetation height model, where the largest trees are located toward the SE side of the road, reaching 25 m, while at the NW side of the road, the tree heights oscillated mainly between 5 and 15 m. The sea-level rise specifically controls regeneration rates. This relocated the intertidal zone to topographically higher areas, increasing tidal flushing processes, essential for the mangrove forests development.

Keywords: mangrove; remote sensing; digital elevation model; sea-level rise; Bragança Peninsula.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1- (A) Localização área de estudo no estado do Pará no litoral norte brasileiro. (B) Região de aquisição das imagens de satélite, e cobertura de manguezal ao longo do litoral norte brasileiro e na península de Bragança. (C) Pontos de controle obtidos.....	3
Figura 1.2- Fluxograma metodológico.....	4
Figura 1.3- Esquema da classificação orientada a objetos utilizada no “dataset” de alta resolução espacial. (A) Segmentação e recolecção de amostras de treinamento para o nível 1. (B) Classificação do nível 1. (C) Máscara de manguezal derivada do nível 2 de classificação. (D) Classificação das espécies de manguezal.....	7
Figura 1.4- (A) Drone Phantom 4 Advanced. (B) Antenna Catalyst, GPS de alta precisão para recolecção dos GCPs. (C) Nuvem de pontos 3D gerada a partir de fotogrametria.....	10
Figura 3.1- Study area: (a) Location of the study area in South America; (b) Mangrove coverage in the AMCC; (c) Positions of Ground Control Points (GCPs) and drone imagery acquisition in the study area.	20
Figura 3.2- Description of high-resolution classification in this study.	25
Figura 3.3- Level 1 accuracy statistics: (a) Producer’s and (b) user’s accuracy per class for 2003, 2015, 2017, and 2019 imagery; (c) Kappa per class index (Level 1 of classification).....	28
Figura 3.4- Level 3 accuracy statistics: (a) Producer’s and (b) user’s accuracy per class for 2003, 2015, 2017, and 2019 imagery; (c) Kappa index.	29
Figura 3.5- Multitemporal changes of the degraded mangrove area using mid-resolution imagery from 1986 to 2019.	30
Figura 3.6- Degraded areas between 1986 and 2019 using mid and high-resolution images.	31
Figura 3.7- Multitemporal changes of the mangrove cover in the Bragança Peninsula using high-resolution images from 2003-2019.....	33

Figura 3.8- Changes in the degraded area between 2003 and 2019 using high-resolution images.	34
Figura 3.9- Digital Models for (a) vegetation height and (b) terrain. (c) Topographic sections of the Bragança Peninsula related to mean sea level with the vegetation units and vegetation height.	36
Figura 3.10- Annual precipitation values in the Bragança peninsula (mm) with the “El Niño” and “La Niña” phenomena for the analyzed scenes (GGWS 2021, INMET 2021).	39
Figura 3.11- Radar imagery showing the changes of the drainage network after the construction of PA-458 road.	42
Figure 3.12- Mean sea-level fluctuations during the last decades: (a) Global map with the mean values of sea-level fluctuation highlining the Bragança Peninsula; (b) Comparison between the main sea level (1993-2008) with ancient and recent values. Modified from Lindsey (2020).	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1- Parameter settings for multi-resolution segmentation (segmentation scale, shape, compactness, and band weights) of high-resolution datasets.	23
Tabela 3.2- Area values change of the mangrove degraded areas from 1986 to 2019 using mid and high-resolution datasets.	31
Tabela 3.3- Acquisition time of scenes and the associated tide height.	38

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA		iv
AGRADECIMENTOS		v
RESUMO		vii
ABSTRACT		viii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES		ix
LISTA DE TABELAS		xi
1	INTRODUÇÃO	1
1.1	APRESENTAÇÃO	1
1.2	ARÉA DE ESTUDO	2
1.3	OBJETIVOS	2
1.4	MÉTODOS	4
1.4.1	Conformação do “ <i>dataset</i> ” de imagens de satélite e pré-processamentos	4
1.4.2	Mapeamento das áreas degradadas a partir do “ <i>dataset</i> ” de moderada resolução espacial	5
1.4.3	Segmentação multi-resolução do “ <i>dataset</i> ” de imagens de alta resolução	6
1.4.4	Classificação supervisionada do “ <i>dataset</i> ” de alta resolução	8
1.4.5	Aquisição e Processamento de Imagens de Drone	9
1.4.6	Nuvem de Pontos 3D	11
1.4.7	Modelos Digitais	11
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1	CONTEXTO GEOLÓGICO E GEOMORFOLÓGICO	13
2.1.1	Evolução geológica	13
2.1.2	Geomorfologia	13
2.2	FENÔMENOS CLIMÁTICOS E MUDANÇAS NO NÍVEL medio DO MAR NA DINÂMICA DOS MANGUEZAIS	15
2.2.1	Aumento no nível do mar e seus impactos nos manguezais no litoral norte brasileiro	15
2.2.2	Mudanças climáticas	16
3	RESULTADOS	18
3.1	SPATIAL-TEMPORAL ANALYSIS OF DEGRADED MANGROVES IN BRAGANÇA, PA, BRAZIL, BASED ON SATELLITE IMAGERY AND DIGITAL ELEVATION MODELS	18
3.2	INTRODUCTION	19

3.2.1	Study area	21
3.2.2	Satellite dataset and digital image processing	22
3.2.3	Mid resolution classification	22
3.2.4	High-resolution image classification	22
3.2.5	High-resolution classification accuracy	24
3.2.6	Drone imagery acquisition and processing	25
3.2.7	3D point cloud	26
3.2.8	Digital models	27
3.3	RESULTS	27
3.3.1	Accuracy assessment of high-resolution multitemporal classification	27
3.3.1.1	<i>Level 1 classification</i>	27
3.3.1.2	<i>Mangrove species (level 3) classification</i>	28
3.3.2	Degraded area evaluation	29
3.3.3	High-resolution vegetation mapping	32
3.3.4	Vegetation height and topographic analysis	34
3.4	DISCUSSION	37
3.4.1	Mid-resolution dataset analysis	37
3.4.2	High-resolution dataset analysis	39
3.4.3	Topographic data considerations	40
3.4.4	Road construction effects in mangrove dynamics	41
3.4.5	Climatic factors and sea-level rise incidence in mangrove regeneration	43
3.5	CONCLUSIONS	45
4	CONSIDERACOES FINAIS	46
	REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO

Os manguezais ocorrem ao longo das costas tropicais, ocupando 8% (137.700 Km²) das áreas costeiras do mundo. Essas florestas têm importantes funções como o sequestro e armazenamento de carbono, conservação da diversidade biológica, e proteção costeira contra os efeitos de tempestades e inundações (Soper *et al.* 2019). O litoral norte brasileiro possui um dos sistemas de manguezais mais extensos do mundo com uma área de 7.590 Km², perfazendo 56,6% dos manguezais brasileiros (Nascimento *et al.* 2013). A península de Bragança localizada na “*Amazon Macrotidal Mangrove Coast*” (AMCC) (Fig. 1-A.), representa um “*hotspot*” global de intensas mudanças na cobertura dos manguezais (Thomas *et al.* 2017). Na parte central da península existem regiões de manguezal degradado, as quais estão relacionadas com a construção da estrada Bragança-Ajuruteua durante a década de 70 (Cohen & Lara 2003). Esta estrada (PA-458) foi construída ao longo de 26 Km dentro do ecossistema de manguezal (Fernandes *et al.* 2007).

Florestas de manguezal representam um desafio para levantamentos de campo e a coleta de dados *in situ* (Brow 2015, Maurya *et al.* 2021, Vaghela *et al.* 2021). O sensoriamento remoto oferece oportunidades e ferramentas para superar estas limitações (Vaiphasa *et al.* 2006). A classificação de espécies é destaque dentro das aplicações do sensoriamento remoto, pois pode fornecer informações necessárias sobre as condições e mudanças geomórficas e ambientais (Pham *et al.* 2019). Além disso, o uso de dados de drone para a caracterização da microtopografia é importante, já que a distribuição e o crescimento das espécies de mangue são afetados por pequenas diferenças na altitude (Oh *et al.* 2017, Cohen *et al.* 2018).

Chima & Larinde (2016) avaliaram os efeitos da degradação dos manguezais causados pela construção de estradas usando produtos de sensoriamento remoto de alta resolução espacial no Delta do Níger. Os resultados desse estudo evidenciam um alto potencial na geração de mapas de vegetação para a avaliação de impactos antrópicos nos manguezais (Ruwaimana *et al.* 2018). Lara & Cohen (2006) indicam a importância do modelamento de alta resolução vertical na descrição dos processos nos manguezais e nas marismas salgadas.

Neste contexto, o presente estudo pretende avaliar a dinâmica dos manguezais na perspectiva da degradação, regeneração e mudanças na estrutura dos manguezais nas últimas quatro décadas (1986-2019), utilizando imagens multiespectrais e de radar, técnicas de fotogrametria, dados topográficos e modelos digitais de elevação.

1.2 ARÉA DE ESTUDO

A área de estudo encontra-se no estado de Pará (PA), litoral norte do Brasil, na península de Bragança, a qual é delimitada pelos estuários dos rios Caeté e Taperaçú. A área de estudo, dista ~3 Km da área urbana da cidade de Bragança e 230 Km da capital do Pará-Belém, ocupa uma área de 9825 ha (Fig. 1.1). O acesso para esta localidade é feito pelas rodovias PA 308 até a cidade de Bragança, e PA 458 desde a cidade até a área de estudo. A área de estudo compreende exatamente as coordenadas: 0°49'50 " - 0°58'60"S e 46°38' - 46°43'W. O clima é tropical úmido, com período chuvoso (janeiro a julho) e seco (agosto a dezembro).

1.3 OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo 1) identificar mudanças nas áreas dos manguezais degradados e manguezais saudáveis (*Avicennia germinans/Rhizophora mangle*), em setores topograficamente mais elevados na Península de Bragança durante os últimos 35 anos; 2) Determinar a micro-topografia das planícies de maré e altura da vegetação das regiões degradadas na Península de Bragança; 3) Compreender os mecanismos que levaram a degradação desses manguezais.

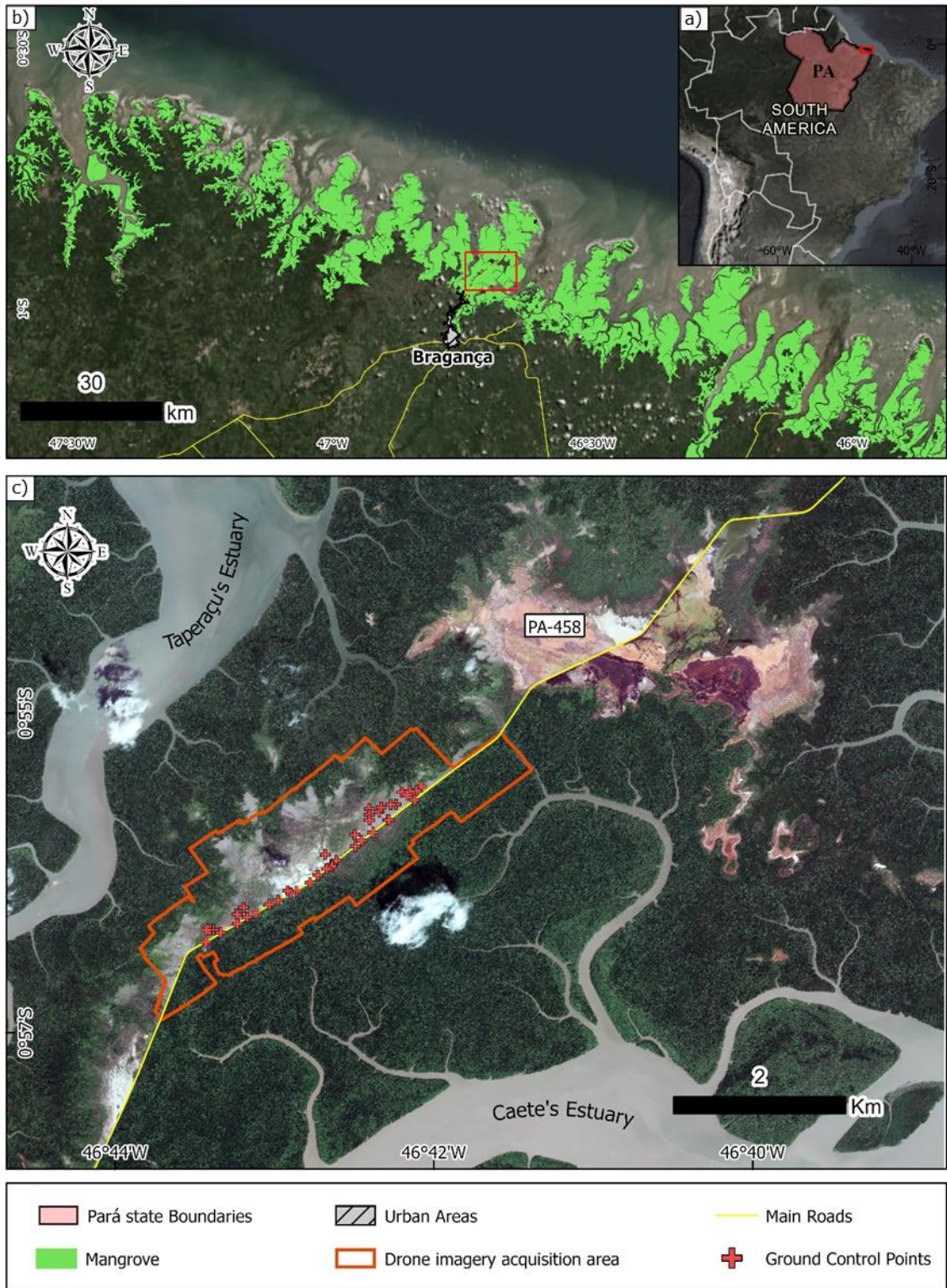


Figura 1.1- (A) Localização da área de estudo no estado do Pará no litoral norte brasileiro. (B) Região de aquisição das imagens de satélite, e cobertura de manguezal ao longo do litoral norte brasileiro e na península de Bragança. (C) Pontos de controle obtidos.

1.4 MÉTODOS

A combinação de dados de sensoriamento remoto com atividades de campo permite identificar e quantificar as áreas de manguezais impactadas (Cohen & Lara 2003, Beitzl *et al.* 2019, Lucas *et al.* 2020, Sakti *et al.* 2020). Com base nesse fato e nos procedimentos levados a cabo por Cohen *et al.* (2018), este trabalho propôs a metodologia resumida na Figura 1.2.

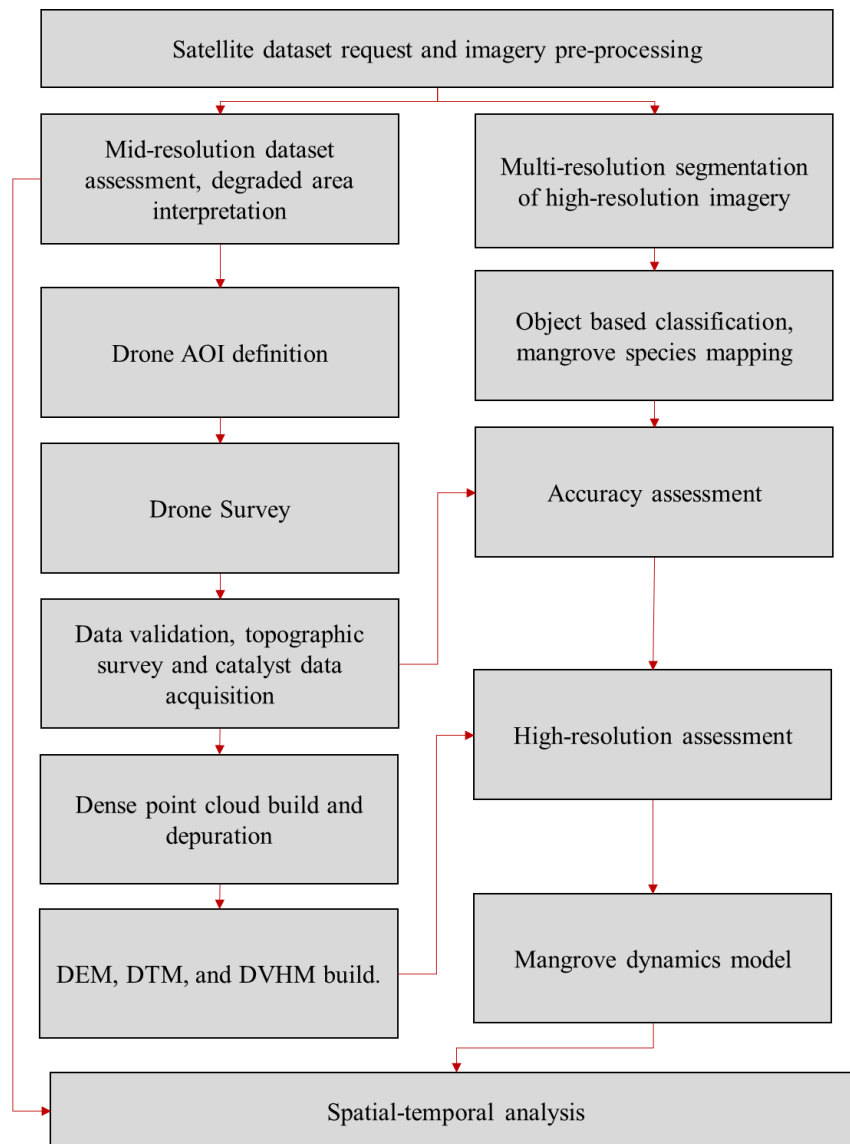


Figura 1.2- Fluxograma metodológico.

1.4.1 Conformação do “dataset” de imagens de satélite e pré-processamentos

O “dataset” de moderada resolução foi conformado por imagens dos sensores: Landsat-5 TM, com data de aquisição em agosto/1986, outubro/1993, setembro/2006 e junho/2010; Landsat-7 ETM+ de agosto/1999; Landsat-8 OLI de dezembro/2015; e Sentinel-2A MSI de setembro/2019. As imagens dos sensores Sentinel-2^a MSI, Landsat 8 OLI e Landsat 7 ETM+ foram solicitadas da base de dados da plataforma Google Earth Engine, utilizando a API da

linguagem Python para estabelecer a comunicação com o servidor. Para ter maior informação da superfície, foram escolhidas as coleções com os maiores níveis de pré-processamento disponíveis, “*Surface Reflectance Tier 2*” para Landsat e “*Level-2A*” para Sentinel os quais incluem correção atmosférica e ortoretificação (Google 2021). Devido à sua limitada disponibilidade, as imagens do sensor Landsat-5 TM foram baixadas diretamente do site do Serviço Geológico Americano da “*Collection 1 Tier 2*” (USGS 2021), cujos valores de pixel encontram-se em número digital. Para ter um “*dataset*” homogêneo, as imagens de Landsat-5 foram corrigidas radiometricamente através do algoritmo ATCOR, e para as imagens mais antigas (1986 e 1993) foram ortoretificadas utilizando o software PCI Geomatics. Além disso, o tamanho do pixel do “*dataset*” de resolução moderada foi normalizado em 30 m.

O “*dataset*” de alta resolução espacial, consiste em 3 imagens do sensor Pléiades-1 (resolução espacial de 2 m para 4 bandas multiespectrais e 0,5 m para a banda pancromática) com data de aquisição em agosto/2015, setembro/2017 e julho/2019, e 1 imagem de Google Earth Pro (Provavelmente do sensor Quickbird com ~ 1 m) com data de aquisição em setembro/2003. As imagens do sensor Pléiades-1 foram liberadas pela Agência Espacial Europeia através do programa de patrocínio “*Nor Sponsorship*”. Para descarregar-las e processá-las, foi necessário criar uma solicitação utilizando a API de Python na plataforma Sentinel-Hub. Para obter imagens multiespectrais de 0,5 m de resolução espacial do sensor Pléiades-1, as bandas multiespectrais foram fusionadas com a pancromática, utilizando o método de fusão espectral “*Gram-Schmidt*” do software ArcGIS Pro. Todas as imagens do “*dataset*” de alta resolução espacial têm valores de pixel de número digital e foram normalizadas para representar valores de 0 a 1.

1.4.2 Mapeamento das áreas degradadas a partir do “*dataset*” de moderada resolução espacial

Para mapear e quantificar as áreas degradadas na Península de Bragança, o “*Optimum Index Factor*” (OIF) foi calculado para cada um dos sensores que conformam o “*dataset*” de resolução moderada. O OIF é um valor estatístico que pode ser usado para selecionar a combinação ideal de três bandas com a menor correlação e máxima variância (Gonçalves *et al.* 2009). As composições RGB selecionadas foram: para o Landsat 5 TM: 7, 4, 1, para Landsat 7 ETM+: 7, 4, 3, para Landsat 8 OLI: 6, 5, 3, e para Sentinel-2A: 4, 8, 2. Uma vez definidas as composições falsa-cor RGB, mediante mapeamento manual foi levada a cabo a delimitação das regiões degradadas. A banda do infravermelho próximo, 4 nos sensores TM e ETM+, 5 no

sensor OLI, e 8 no sensor MSI; permitiu gerar um alto contraste entre as regiões degradadas e a vegetação como o manguezal e a planície herbácea, facilitando o mapeamento. Imagens SAR da banda L JERS-1 (aquisição em 1993) e ALOS PALSAR (aquisição em 2006) foram usados para complementar as regiões cobertas por nuvens sobre as áreas degradadas.

1.4.3 Segmentação multi-resolução do “*dataset*” de imagens de alta resolução

O primeiro passo da aproximação “*Object-based Image Analysis*” (OBIA), consiste na segmentação das imagens satélites em objetos de características espectrais e geométricas homogêneas. Esses objetos representariam coberturas no terreno como árvores, corpos de água, estradas, ervaçais etc.

Para conseguir separar as espécies de manguezal, este estudo definiu uma classificação hierárquica baseada em 3 níveis. O processo de segmentação para os níveis 1 e 2 foi levado a cabo no software eCognition 9.0, o qual possui um fluxo de trabalho otimizado para as classificações hierárquicas, e cujo algoritmo de segmentação tem sido utilizado por vários autores para o mapeamento de manguezal (*e.g.* Heenkenda *et al.* 2014, Heumann 2011, Hu *et al.* 2013, Nascimento *et al.* 2013, Wang *et al.* 2018). O nível 3 de classificação não requiriu processo de segmentação, pois a entidade de área de menor tamanho a ser mapeada como uma área discreta (Saura 2002), já é alcançada no nível 2 de classificação. O processo de segmentação demanda 3 parâmetros definidos pelo usuário: escala, forma e compacidade. A escala refere-se ao limite de heterogeneidade que controla o tamanho dos objetos, a forma responde à influência da resposta espectral dos pixels na definição dos objetos, e a compacidade define quão compactos ou suavizados será a geometria dos objetos gerados (Trimble 2021). Algumas fases da metodologia de classificação do “*dataset*” de alta resolução está resumido na Figura 1.3.

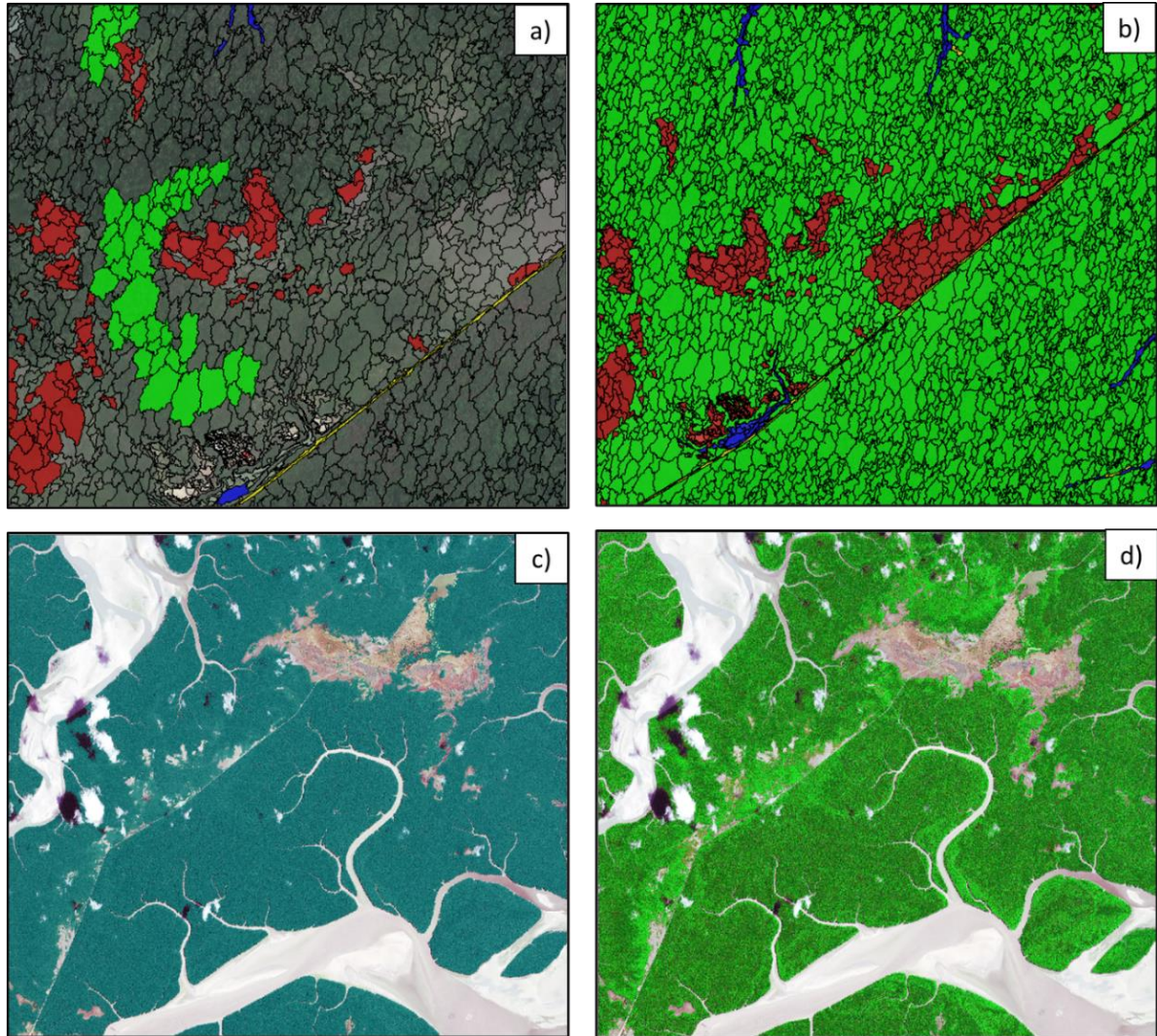


Figura 1.3- Esquema da classificação orientada a objetos utilizada no “dataset” de alta resolução espacial. (A) Segmentação e recolecção de amostras de treinamento para o nível 1. (B) Classificação do nível 1. (C) Máscara de manguezal derivada do nível 2 de classificação. (D) Classificação das espécies de manguezal.

Índices de diferença normalizada foram calculados para as imagens do sensor Pléiades-1, tendo assim mais informação das coberturas da área de estudo e facilitando os processos de segmentação e classificação das imagens. O NDWI (índice de água por diferença normalizada) foi calculado para mapeamento dos estuários dos rios Caeté e Taperaçú. O NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada) aproveita a alta absorção do dossel da vegetação nas bandas visíveis, e alta refletividade no infravermelho próximo para distinguir a vegetação de outras coberturas (Pettorelli 2013), o que é muito útil no mapeamento de manguezal. Os índices foram calculados seguindo as equações utilizados por Zylshal *et al.* (2016) para o sensor Pléiades-1. Com o cálculo dos índices, as bandas para as imagens do sensor Pléiades-1 são, azul (B1), verde (B2), vermelho (B3), infravermelho próximo (B4), NDWI (B5) e NDVI (B6).

Tendo em consideração que a imagem de Google Earth Pro não possui banda do infravermelho próximo, o cálculo dos índices de diferença normalizada não foi possível.

Para o nível 1 de classificação os parâmetros para realizar a segmentação, escala, forma e compacidade foram 100, 0,2 e 0,8. Esses valores foram escolhidos tendo como finalidade obter objetos com uma área de ~1 ha, espectralmente homogêneos, e compactos. Além desses parâmetros, o peso que terá cada uma das bandas espectrais na segmentação pode ser definido. Para as imagens do sensor Pléíades-1, os pesos para as bandas B1, B2, B3, B5 e B6 foi de 1, enquanto para a banda B4 foi de 4, para destacar a diferença entre a vegetação e as outras coberturas. Para a imagem de Google Earth Pro os pesos das três bandas na segmentação foram equivalentes.

No nível 2 de classificação, os parâmetros proporcionados para a segmentação foram 20 para o valor da escala, 0,2 para a forma, e 0,6 para a compacidade. Foram gerados objetos com uma superfície de ~0,04 ha, espectralmente homogêneos e razoavelmente suavizados, o que permitiria seguir melhor a morfologia do dossel das árvores de manguezal. O peso das bandas para o sensor Pléíades-1 foi de 1 para as bandas B1, B2, B3, e B6, de 2 para a banda B5, e 4 para a banda B4, mais uma vez para destacar a vegetação e as diferenças entre as espécies de manguezal.

1.4.4 Classificação supervisionada do “dataset” de alta resolução

O “dataset” de alta resolução espacial foi classificado utilizando a aproximação baseada em objetos OBIA, a qual utiliza objetos como a unidade básica da classificação, reduz os efeitos de sal e pimenta da classificação orientada a pixel, e produz uma precisão relativamente maior em imagens de alta resolução espacial (Myint *et al.* 2011, Robertson & King 2011). A classificação foi realizada adaptando a hierarquia de classes proposta por Wang *et al.* (2018). Para o nível 1, foram definidas 5 classes: “clouds” (1), “construction land and others” (2), “degraded mangrove” (3), “vegetation” (4), e “water” (5); o nível 2 utiliza como base a vegetação classificada no nível 1, para diferenciar as florestas de manguezal (“mangrove”) dos outros tipos de vegetação (“non-mangrove”); e o nível 3 distingue as espécies de manguezal *Avicennia* e *Rhizophora*.

No nível 1 de classificação, todos os objetos com valores de NDWI acima de 0 foram considerados como água, e objetos com valores de NDVI maiores de 0.5 foram classificados como vegetação. A classe “clouds” foi interpretada manualmente e inclui as sombras das

nuvens. Para diferenciar entre a classe “*construction, land and others*” da classe “*degraded mangrove*”, foi realizada uma classificação de multi-resolução usando características espectrais e geométricas (compacidade e o índice de forma) dos objetos. Para o nível 2 só foram utilizados parâmetros espectrais para a classificação correspondente, onde as bandas NDVI e NIR mostraram-se especialmente úteis para diferenciar manguezais de outras vegetações, devido ao alto contraste espectral que foi evidenciado nas amostras coletadas para treinar o modelo de classificação multi-resolução. No nível 3, a classificação das espécies de manguezal foi realizada empregando como base a máscara de mangue derivada do nível 2 de classificação. Para a classificação desse nível, três características de objeto foram selecionadas: espectrais (brilho e valores médios das bandas B1, B2, B3, B4 e B6), geométricas (índice de forma) e texturais (contraste, entropia e correlação). Os valores de textura dos objetos foram calculados com base no valor médio de quatro bandas (B1, B2, B3 e B4). A imagem de Google Earth Pro não incluía parâmetros espectrais como valores médios de NIR, NDVI e NDWI, nem características texturais dos objetos. Para compensar a falta desses dados, foi realizada uma interpretação visual superior, além de uma edição manual dos objetos para produzir resultados mais precisos, principalmente nos níveis 2 e 3.

1.4.5 Aquisição e Processamento de Imagens de Drone

Um ortomosaico da área de estudo foi construído a partir de fotografias aéreas capturadas com o Drone Phantom 4 Advanced DJI (Fig. 1.4A). O drone incorpora uma câmera digital FC 330 4K/12MP posicionada em um gimbal de movimento compensador e calibrada pelo software DJI Assistant 2, permitindo a produção de imagens com resolução espacial de 0.025 a 0.0417 m. As imagens deste estúdio foram obtidas a 100, 80 e 60 m de altitude, resultando em uma Distância de Amostragem do Solo (GSD) para as ortoimagens de 4.17, 3.34 e 2.50 cm/pixel, respectivamente, que foram obtidas usando a seguinte equação:

$$GSD = \frac{(SW * H * 100)}{(Fr * imH)} \quad (1)$$

Onde:

GSD = Distância de Amostragem do Solo (centímetros / pixel), Sw = largura do sensor da câmera (milímetros), H = altura de voo (metros), Fr = a distância focal da câmera (milímetros) e imH = largura da imagem (pixels).

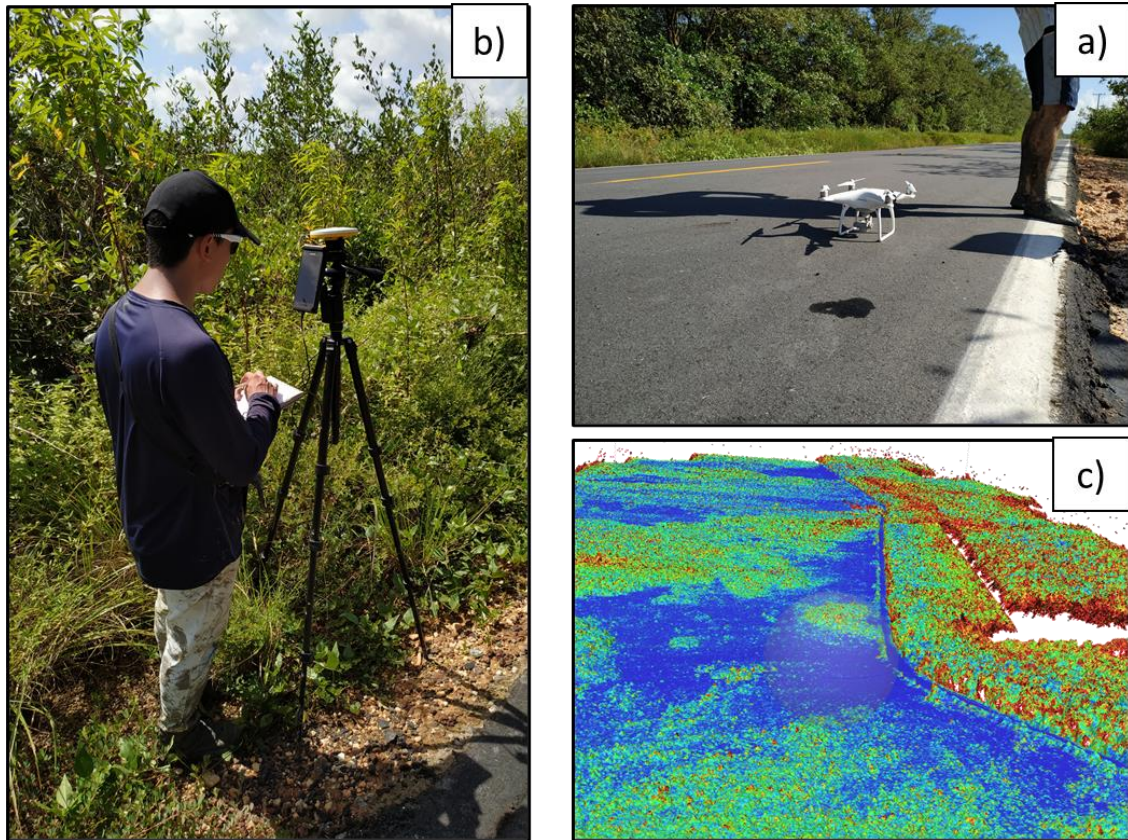


Figura 1.4- (A) Drone Phantom 4 Advanced. (B) Antenna Catalyst, GPS de alta precisão para recollecção dos GCPs. (C) Nuvem de pontos 3D gerada a partir de fotogrametria.

O levantamento com drone foi realizado em 12 missões (11.335 imagens) e estabelecidas de forma autônoma no software DJI Ground Station Pro, com uma sobreposição frontal de 85% e lateral de 75%, e um ângulo ortogonal de câmera (90°). A aquisição dos dados foi feita em maio / 2019 na Península de Bragança, cobrindo uma área de 571 ha. Cada missão mapeou ~ 48,17 ha, com uma sobreposição individual entre 10-15% e uma duração aproximada de 15 a 18 minutos. Devido a extensão da área de estudo, vários pontos de referência (GCPs) foram usados como base topográfica para as missões (Fig. 1.4B), esses pontos precisaram de correções entre suas diferenças topográficas mediante o software Global Mapper. As imagens foram obtidas na descida do nível da água para o nível baixo com exposição da planície de maré (CHMB 2021)

O software Agisoft Metashape Professional foi usado para a realização do processamento fotogramétrico das imagens e a geração de dados espaciais 3D e ortomosaicos com alto nível de precisão. O processamento incluiu a geração de uma nuvem de pontos e de modelos digitais. Detalhes sobre o processamento das imagens de drones podem ser consultados em Cohen *et al.* (2018).

1.4.6 Nuvem de Pontos 3D

Uma nuvem de pontos foi criada a partir de imagens aéreas do drone (4-5 Mbs cada imagem) (Fig. 1.4C). A geração da nuvem de pontos foi realizada mediante a avaliação dos parâmetros internos e externos que tem relação com a orientação da câmera, no Agisoft Metashape Professional. Este software permite estabelecer um sistema de resolução sub-métrica, usando dados planimétricos e altimétricos dos GCPs, baseados em uma Antenna Trimble Catalyst com um Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS) e teodolito. A precisão altimétrica dos GCPs esteve na ordem de 30 cm. Um total de 44 GCPs foram usados para calibrar a nuvem de pontos.

Os pontos da nuvem 3D precisaram de uma filtragem, feito da seguinte maneira: a) remoção de pontos com localização deficiente, evitando assim erros de reprojeção altos, a fim de melhorar a precisão da etapa de otimização subsequente; b) reconstrução de pontos com alta incerteza de fotos vizinhas com pequena linha de base, para prevenir ruído na nuvem de pontos; c) remoção de pontos não confiáveis de baixa precisão da nuvem; e d) filtragem de pontos com baixa projeção devido a seu tamanho maior.

Devido ao longo período de estabilização da Antenna Catalyst, os dados planimétricos obtidos com esse dispositivo foram usados como pontos de referência para o levantamento topográfico. Os pontos adquiridos no levantamento topográfico com o teodolito eletrônico e GPS são conhecidos como pontos de verificação, e posicionaram-se em locais diferentes do GCPs, permitindo avaliar a nuvem de pontos densa (espaçamento entre pontos de 3-5 cm). As divergências verticais entre os pontos de verificação do teodolito e as nuvens de pontos densas, foram obtidas usando a equação definida por Cohen *et al.* (2018):

$$Z_{dif} = Z_{3D} - Z_{grd} \quad (2)$$

Onde:

Zdif =Diferenças verticais, Z3D = valor Z da nuvem de pontos densa 3D e Zgrd = valor Z do ponto de verificação do teodolito. Considerando que os dados da Antena Catalyst têm um erro de ± 30 cm, uma margem de erro vertical de ± 30 cm foi reconhecida para os modelos 3D.

1.4.7 Modelos Digitais

Após o desenvolvimento da nuvem de pontos densa, foi realizada uma classificação automática dos GCPs. A nuvem de pontos densa foi dividida em células, e os pontos de cada célula foram classificados como solo ou vegetação usando o software Global Mapper. A

triangulação de todos os pontos resultou no Modelo Digital da Superfície (DSM), e a filtração de pontos de solo permitiu gerar o Modelo Digital do Terreno (DTM), que só caracteriza a superfície do substrato, sem cobertura vegetal. Posteriormente, novos pontos são incluídos ao DTM, tendo em vista os seguintes critérios: eles devem ocorrer em uma determinada distância dentro do modelo de terreno, e o ângulo entre o modelo do terreno e uma linha que conecta os novos pontos deve ser menor que 15 graus. Esse valor de ângulo é recomendado para terrenos planos.

O procedimento anterior extrapola os gradientes topográficos de áreas sem cobertura vegetal ou com vegetação herbácea esparsa para substratos com densa cobertura vegetal. Em áreas degradadas e planícies de maré o procedimento é aplicável, permitindo a avaliação da superfície topográfica abaixo da cobertura vegetal. O modelo da altura da vegetação foi obtido com a ferramenta “*Combine/Compare Terrain Layers*”. O comando gera novos modelos de malha poligonal, a partir da combinação e/ou comparação de valores de elevação de outras duas camadas carregadas. Por exemplo, esse método foi usado para subtrair a camada malha de elevação ou DSM do DTM, resultando no modelo digital da altura da vegetação (DVHM):

$$DVHM = DSM - DTM \quad (3)$$

Os modelos obtidos no software Global Mapper foram analisados com base em áreas e volumes dentro de uma determinada distância e seguindo um gradiente topográfico, permitindo a geração de perfis topográficos e delineamento da rede de drenagem.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 CONTEXTO GEOLÓGICO E GEOMORFOLÓGICO

2.1.1 Evolução geológica

A península de Bragança localiza-se na bacia sedimentar Bragança-Viseu, que constitui um sistema de riftes (semi-grábens e grábens) da margem equatorial brasileira (Mohriak 2003). O substrato rochoso da península de Bragança consiste em uma ampla superfície ondulada, composta por depósitos carbonáticos da Formação Pirabas e sedimentos miocênicos do grupo Barreiras (Souza Filho *et al.* 2009). A zona costeira foi afetada por episódios regressivos e transgressivos representados por sedimentos arenoargilosos pleistocênicos do Pós-Barreiras (Souza Filho 2000). O arcabouço estrutural de baixo gradiente junto com o amplo aporte de sedimentos, permitiram a deposição e progradação da planície lamosa acompanhado pelo desenvolvimento do sistema de manguezal (Souza Filho & El-Robrini 1995, Souza Filho 2000). A base da sedimentação quaternária é representada por depósitos de areia e cascalho do pré-Holoceno que são interpretados como um canal fluvial, sedimentos finos recobrem este canal, sendo interpretados como uma fase transgressiva, e nos depósitos mais superiores tem-se areias quartzosas e lama com estruturas típicas de regiões de intermaré, tais como estratificação flaser (Souza Filho *et al.* 2009).

A evolução da planície de mare foi acompanhada pela formação de um sistema estuarino de ilhas de barreira. Durante a formação das mesmas, existiu uma queda do nível relativo do mar entre 5.913 e 2.800 anos antes do presente (Souza Filho *et al.* 2009). Nesse período começaram a ser desenvolvidos os primeiros habitats de manguezal da Península de Bragança, no que hoje seria a zona do campo salgado, uma das regiões topograficamente mais elevadas da península atualmente (Cohen *et al.* 2005). Nos últimos 2.000 anos, um nível do mar relativamente mais estável aparentemente conduziu à fase de progradação mais significativa, quando os manguezais progradaram por mais de 20 km (Souza Filho *et al.* 2009). Cohen *et al.* (2005) registrou um aumento gradual do nível relativo do mar durante os últimos 1.000 anos antes do presente, onde o nível relativo do mar do presente foi atingido.

2.1.2 Geomorfologia

Souza Filho & El-Robrini (1995) definiram na planície costeira Bragantina quatro domínios morfo-sedimentares, planalto costeiro, planície aluvial, planície estuarina e planície

costeira. A área de estudo localiza-se na planície costeira (Fig. 2.1), que por sua vez é dividida em marismas salinas, manguezais, cheniers, planície arenosa e manguezal degradado/regenerado (Souza Filho & Paradella 2005). A unidade morfo-sedimentar de manguezal predomina na área de estudo. Esse domínio consiste em extensas planícies lamosas situadas nos níveis de maré alta de sizígia e a região de intermaré, os sedimentos lamosos que a constituem têm sido colonizados principalmente pelas espécies de manguezal *Rhizophora mangle* e *Avicennia germinans* (Souza Filho & El-Robrini 1995). A unidade de manguezal degradado encontra-se no centro da península e constitui planícies lamosas quase secas que estão associadas com vegetação de manguezal *Avicennia* incipiente (Cohen & Lara 2003), o que representaria o manguezal regenerado. A última unidade relevante corresponde às marismas salinas que estão sob a influência do domínio de supramaré (Souza Filho & El-Robrini 1995). Essa região na área de estudo é denominada por Cohen *et al.* (2005) como campo salgado, e corresponde às zonas topograficamente mais elevadas da península (Cohen *et al.* 2018).

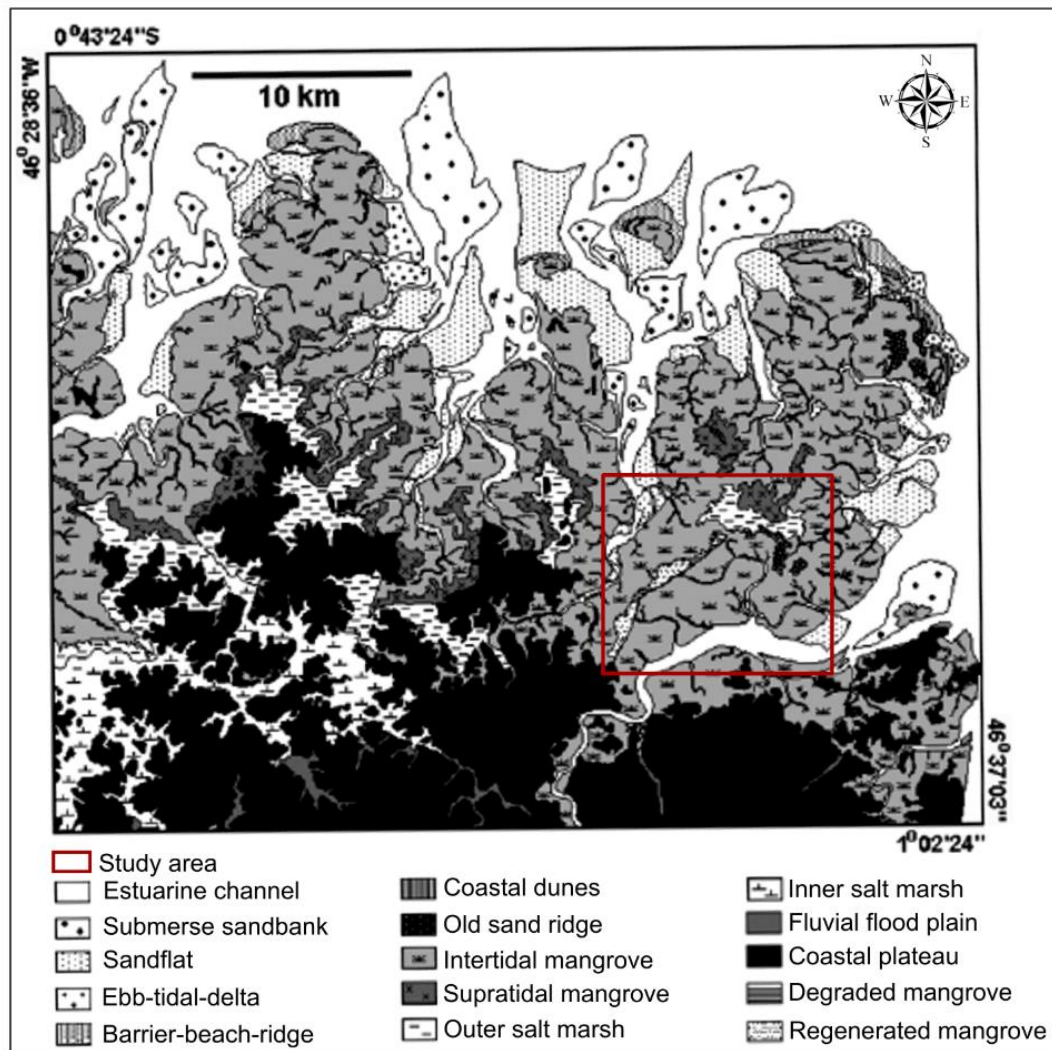


Figura 2.1- Unidades morfo-sedimentares da península de Bragança (Modificado de Souza Filho *et al.* 2009).

2.2 FENÔMENOS CLIMÁTICOS E MUDANÇAS NO NÍVEL MEDIO DO MAR NA DINÂMICA DOS MANGUEZAIS

2.2.1 Aumento no nível do mar e seus impactos nos manguezais no litoral norte brasileiro

Os manguezais estão distribuídos globalmente nos trópicos e subtropicais, em latitudes aproximadas entre 32 ° N e 38 ° S (Woodroffe & Grindrod 1991, Woodroffe 1995) em regiões determinadas por controladores relacionados à temperatura. Devido à sua localização na interface continente-oceano, os manguezais são mais propensos a responder às mudanças do nível do mar e a climática global (Godoy & Lacerda 2015). Existe um aumento global no nível médio do mar que tem apresentado uma aceleração considerável nas décadas recentes (Nerem *et al.* 2018). Essa aceleração está intimamente ligada ao derretimento glacial da região antártica

que tem sido registrada desde 1991 (Marzeion *et al.* 2014), além do aumento na absorção de calor pelos oceanos em resposta a uma intensificação e mudança latitudinal dos ventos ocidentais do hemisfério sul (Dangendorf *et al.* 2019).

Alterações no nível do mar podem ser causadas tanto por mudanças no volume das massas oceânicas (eustasia), quanto por mudanças na elevação do continente em relação à superfície do mar (Rovere *et al.* 2016). O aumento relativo do nível do mar pode ocorrer em uma determinada linha costeira e refere-se à mudança causada por fatores de subsidência ou tectonismo em conjunto com os fatores eustáticos (Woodroffe *et al.* 2016). O aumento relativo do nível do mar 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). Ao mesmo tempo isso aumenta a duração da inundação das marés ao longo do gradiente topográfico das planícies de maré, levando à remoção ou diluição de sal dos sedimentos pela ação da água percolante na planície de maré em que manguezais e pântanos salinos se desenvolvem (Lara & Cohen 2006). Vários autores registraram o aumento do nível relativo do mar como um fenômeno ativo no litoral norte brasileiro (*e.g.* Cohen *et al.* 2018, Nascimento *et al.* 2013, Cohen *et al.* 2009, Souza Filho *et al.* 2009), especialmente evidenciado pela migração de florestas de manguezal para regiões de vegetação herbácea, que ocorrem em zonas topograficamente mais elevadas.

2.2.2 Mudanças climáticas

As mudanças climáticas também podem afetar a distribuição global, abundância e riqueza de espécies e florestas de manguezal predominantemente por meio da precipitação e temperatura (Osland *et al.* 2017). Um aumento nas temperaturas médias globais, assim como as mudanças na precipitação e evaporação aumentam a formação de uma barreira de salinidade estuarina e costeira que evita a troca de água dos manguezais com o oceano (Jennerjahn *et al.* 2017), o que pode resultar em formação de condições hipersalinas que são estressantes para os manguezais (Wolanski *et al.* 1992). O litoral norte brasileiro é dominado por marés e pela descarga hídrica do rio Amazonas, com uma área de captação de águas de mais de $6 \times 10^6 \text{ Km}^2$, e uma carga de sedimentos em suspensão da ordem de $3,5 \times 10^6$ toneladas por dia (Meade *et al.* 1985). Mudanças significativas na vazão dos rios da Bacia do Amazonas afetam os gradientes de salinidade estuarina ao longo da costa e a distribuição de manguezais em planícies de maré (Cohen *et al.* 2012).

Fenômenos de variabilidade climática podem gerar impactos na distribuição espacial dos manguezais. El Niño Oscilação Sul (ENSO) é um fenômeno de variabilidade climática de grande escala que influencia na precipitação sazonal e nas temperaturas do oceano (Moon *et al.* 2015). O baixo nível do mar impulsionado pelo ENSO e as altas temperaturas têm impactos severos nos ecossistemas próximos à costa, onde os intervalos de recorrência desses eventos podem ser críticos para a lenta recuperação dos ecossistemas costeiros, como os manguezais (Glynn 1988). Historicamente na região amazônica os ENSO são caracterizados por fortes épocas de seca (Meggers 1994). Por tanto, fortes eventos ENSO criam condições hipersalinas nos estuários, causando eventos de mortalidade de manguezais, como já tem sido registrado por Servino *et al.* (2018) no sudeste do Brasil.

3 RESULTADOS

Artigo a ser submetido à CATENA.

3.1 SPATIAL-TEMPORAL ANALYSIS OF DEGRADED MANGROVES IN BRAGANÇA, PA, BRAZIL, BASED ON SATELLITE IMAGERY AND DIGITAL ELEVATION MODELS

Sergio M.M. Cárdenas^{a*}; Marcelo C.L. Cohen^a; Diana P.C. Ruiz^a; Adriana V.de Souza^a; Juan. S. Gomez-Neita^a

^a Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-graduação em Geologia e Geoquímica, Belém, PA, 66075-750, Brazil.

* Corresponding author's address: R. Augusto Corrêa, 01, Belém PA 66075-110, Brazil.

Phone: +57 3144024632

E-mail address: sergio.cardenas@ig.ufpa.br

ABSTRACT

The Amazon Macrotidal Mangrove Coast has the most extensive and continuous mangrove belt globally, occupying an area of ~7590 km². The most exuberant mangroves in the Amazon occur on the Bragança Peninsula. However, part of the mangroves was degraded by the PA-458 road construction in the '70s, which altered the natural hydrodynamical flow and physical-chemical of porewater. Nevertheless, the mangrove degraded areas have decreased at about 247.96 ha (1986 – 2019) and 211.65 ha (2003 – 2019), according to mid and high-resolution data, respectively. Previous mangrove degraded area has been recolonized mainly by *Avicennia germinans* due to the high tolerance of this mangrove species to hypersalinity conditions. The digital elevation models reveal the dynamic of mangrove regeneration priming in topographically lower zones. The regeneration of mangrove species is attributed mainly to the mean sea-level rise over the last decades, allowing the mangrove migration onto higher elevations. Fluctuations in the regeneration rates could be related to extreme climatic events like “La Niña” and “El Niño,” followed by long periods of high and low precipitation, respectively. Urban construction in or near mangrove areas requires better management and planning to reduce the negative impact on these valuable natural ecosystems.

Key words: Mangrove; Bragança Peninsula; remote sensing; digital elevation model; sea-level rise; climate variability.

3.2 INTRODUCTION

Mangroves are tropical coastal forests, covering 8% (137,700 km²) of the world's coastal areas (Woodroffe & Grindrod 1991, Woodroffe 1995, Spalding *et al.* 2010, Giri *et al.* 2011, Twilley 2012). Mangroves serve as sources, sinks, and transformers of nutrients and organic matter, being one of the most productive ecosystems on the planet (Mitsch & Gosselink 2007). In addition, these forests act on essential socio-economic and environmental functions, such as coastal sequestration and storage of carbon; conservation of biological diversity; and coastal protection against the effects of storms and inundation by sea-level rise (FAO 2007, Mitsch & Mander 2018, Soper *et al.* 2019). The equilibrium between mangrove substrates and tidal level turns it susceptible to sea-level rise (Doyle *et al.* 2003, Kirwan & Murray 2007, Cohen *et al.* 2012). In the last decades, global mangrove losses were 1.04% per year from 1980 to 2000 (FAO 2007) and 0.39% per year from 2000 to 2014, whereby Brazil had a net loss of mangrove coverage of 930 Km² (Hamilton & Casey 2016).

According to Thomas *et al.* (2017), the leading cause of mangrove loss in the world between 1996 and 2010 is the anthropogenic conversion of mangroves to aquaculture/agriculture; nevertheless, in South America, mangroves areas have been under the influence of colonization/regrowth. The northern Brazilian coast has the most extensive mangrove system globally, with an area of 7590 km², performing the 56% of the Brazilian mangroves (Souza Filho 2005, Nascimento *et al.* 2013). This region locates in the Amazon Macrotidal Mangrove Coast (AMCC) (Fig. 3.1a), where occurs a global hotspot of intensive changes in mangrove coverage (Thomas *et al.* 2017). The Bragança-PA littoral, positioned at the AMCC, has an extensive mangrove area (Fig. 3.1b), with trees height up to 25 m (Cohen *et al.* 2018).

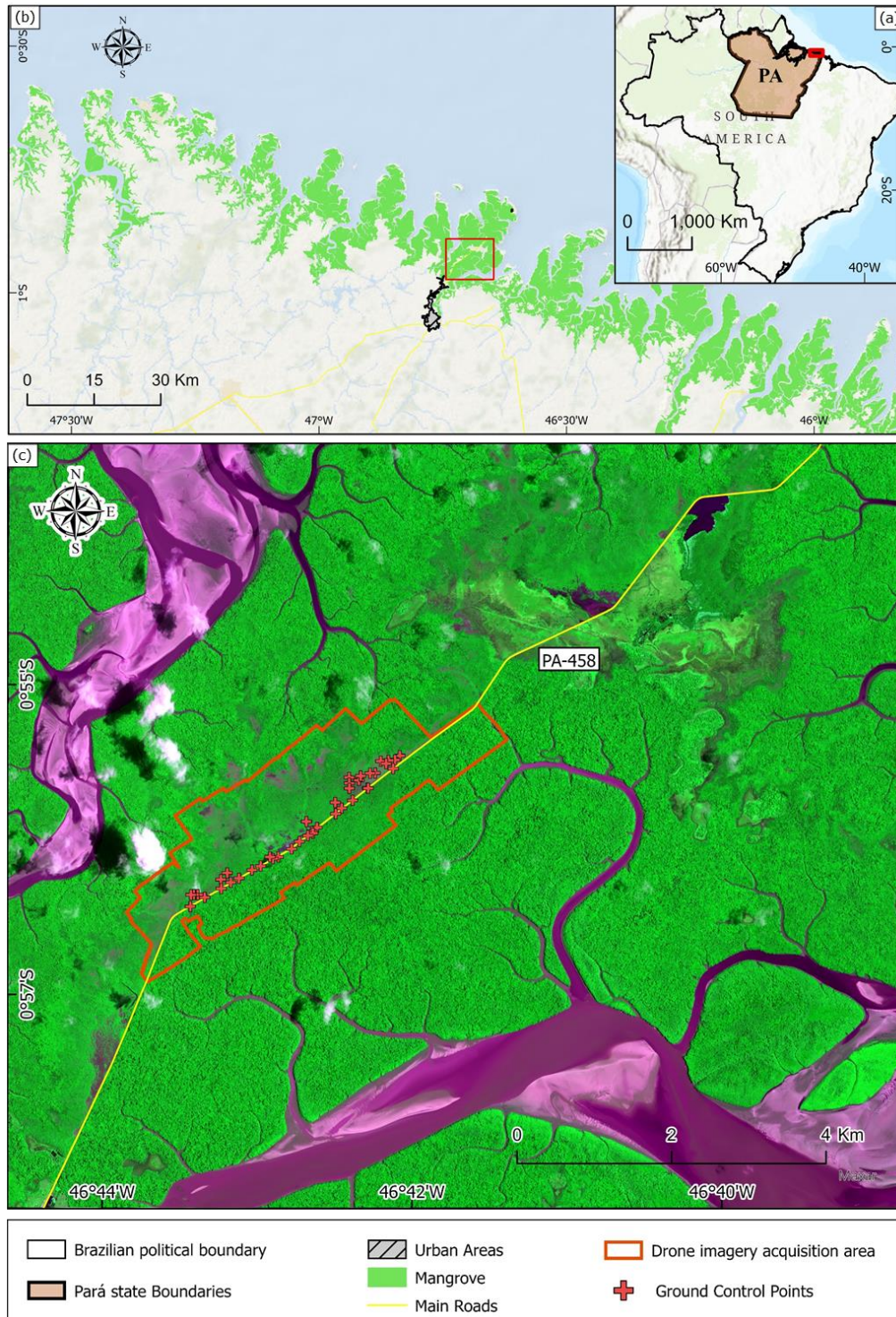


Figura 3.1- Study area: (a) Location of the study area in South America; (b) Mangrove coverage in the AMCC; (c) Positions of Ground Control Points (GCPs) and drone imagery acquisition in the study area.

Degraded mangrove areas are found close to the center of the Bragança Peninsula, on the highest tidal flats (Cohen & Lara 2003). This degradation may be related to the construction of the road Bragança-Ajuruteua during the '70s decade (Cohen & Lara 2003, Lara & Cohen 2006). Authors like (Young 2018) in Akumal, Mexico, and Chima & Larinde (2016) in the

Niger Delta assessed the effects of mangrove degradation caused by road building using remote sensing products. This road (PA-458) was built along 26 km of dense mangrove forests (Fernandes *et al.* 2007). Before road construction, the mangrove cover was homogeneous even in the middle of the peninsula. However, the road may have interrupted the hydrodynamic system formed by small tidal creeks, linking the Taperaçú's and Caeté's estuaries, affecting the tidal inundation regime and the physicochemical characteristics of the sediments (Cohen & Lara 2003, Lara & Cohen 2006). The impacts of the road are not restricted to the ecosystem degradation but also socio-economic effects, such as uncontrolled population growth and increase of demand for fishing and extractive products (Oliveira & Henrique 2018). Cohen & Lara (2003) inferred a mangrove degradation to the western sector of the road; nevertheless, more recent studies show mangrove forests under stress on both sides of the road (Fernandes *et al.* 2007).

Over the last decades, several studies reported the recolonization of degraded mangrove areas mainly by *Avicennia* trees on topographically elevated flats (Lara *et al.* 2002, Souza Filho & Paradella 2002, Cohen & Lara 2003, Lara & Cohen 2006, Cohen *et al.* 2018), and this process may be attributed to an increase in the duration of tidal inundation related to sea-level rise, and climate changes such as variations in rainfall or river discharge (Cohen *et al.* 2018). However, questions about the impacts of PA-458 construction on mangroves remain unanswered: 1) Why did the mangrove degradation occur mainly on the northwest side of the road? 2) How does the highway interfere in the drainage system and affect the sediment's physical chemistry? 3) Where should the road have been built to minimize impacts on mangroves? These questions were answered through a spatial-temporal analysis (1986 – 2019) based on optical, SAR, drone images, and altimetric data obtained by photogrammetry and validated by a topographic survey.

3.2.1 Study area

The Bragança Peninsula is located in the state of Pará, on the northeastern Brazilian Amazon (Fig. 3.1a), where the intertidal zone is mainly dominated by mangrove and herbaceous flats that occupy ~3090 and ~90 km², respectively (Cohen *et al.* 2009). It is under the influence of the Caeté's and Taperaçú's estuaries. The main hydrodynamic feature of the region is the mean tidal range of 4.5m (Asp *et al.* 2012, 2013). The climate is tropical humid, with a rainy (January to July) and dry season (August to December). The study area occurs in this peninsula between 0°49'50"- 0°58'60"S and 46°38' - 46°43'W. The morphodynamics of the Taperaçú's estuary is driven by the macro-tidal regime (with an ebb tide dominance) and an insignificant

fluvial discharge (Asp *et al.* 2012). The Caeté's estuary is subjected mainly to the influence of the freshwater discharge, having a higher concentration of suspended particle matter; therefore, the porewater salinity in the peninsula will be higher toward the Taperaçu's estuary (Asp *et al.* 2013). Considering the need for sediment supply and porewater salinity limits for the mangrove development, the Caeté's salinity gradient and tidal inundation frequency will be more relevant for mangrove growth (Lara & Cohen 2006). Asp *et al.* (2018) documented a taller mangrove trees pattern close to the Caeté's estuary. The main mangrove species present in the peninsula are *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, and *Laguncularia racemosa* (Cruz *et al.* 2013).

3.2.2 Satellite dataset and digital image processing

This study used optical Imagery from Landsat 5 TM, with acquisition dates in August/1986, October/1993, September/2006, and July/2010; Landsat 7 ETM+ from August/1999; Landsat 8 OLI from December/2015; and Sentinel-2A from September/2019. The imagery was acquired during the dry season, August to December to have a minimal cloud coverage. SAR data from L-band JERS-1 (acquisition 1993) and ALOS PALSAR (acquisition 2006) complemented cloud-covered regions over the degraded areas. Optical imagery was geometrically corrected using ortho-rectification. Besides, Landsat-5 TM imagery was radiometrically corrected through the ATCOR algorithm of the PCI Geomatics software. According to the availability, we used high-resolution images from Google Earth Pro (~1 m spatial resolution) for 2003; and Pléiades-1 (spatial resolution of 2 m for multispectral and 0.5 m for panchromatic) for 2015, 2017, and 2019. Pléiades-1 data was fused by the Gram–Schmidt spectral sharpening method to produce 0.5 m pan-sharpened imagery.

3.2.3 Mid resolution classification

To discriminate and quantify the degraded areas in the mid resolution dataset, the optimal three-band RGB combination selected was: for Landsat 5 TM: 7, 4, 1; for Landsat 7 ETM+: 7, 4, 3; for Landsat 8 OLI: 6, 5, 3; and for Sentinel-2A: 4, 8, 2; chosen through the calculate of the OIF (Optimum Index Factor). Visual interpretation methods allowed delineating the degraded areas for its spatial-temporal assessment based on these RGB compositions.

3.2.4 High-resolution image classification

In the high-resolution dataset, mangroves were classified following a three-level hierarchy proposed by Wang *et al.* (2018). It was adapted for each sensor following a decision

tree defined in Table 1. For level 1, we described five classes: clouds (1), construction land and others (2), degraded mangrove (3), vegetation (4), and water (5); level 2 separates mangrove from non-mangrove vegetation, and level 3 differentiates the mangrove species *Avicennia* and *Rhizophora*. Levels 1 and 2 were carried out through an Object-Based Image Analysis (OBIA). This method is based on segmentation, dividing the image into meaningful, spatially continuous, and spectrally homogeneous objects or pixel groups (Heumann 2011, Heenkenda *et al.* 2014). The segmentation process was conducted in the eCognition 9.0 software by its multiresolution segmentation algorithm (*e.g.* Heumann 2011, Hu *et al.* 2013, Nascimento *et al.* 2013, Heenkenda *et al.* 2014, Wang *et al.* 2018). Parameters for segmentation (scale, shape, compactness, and band weights) and band names for each dataset are in Table 3.1. At level 1 for Pleiades and Google Earth Pro datasets, two normalized difference indices were calculated: 1) for water (NDWI) (Eq. 3.1); 2) for vegetation (NDVI) (Eq. 3.2).

Tabela 3.1- Parameter settings for multi-resolution segmentation (segmentation scale, shape, compactness, and band weights) of high-resolution datasets.

		Pléiades-1 and RapidEye				Google Earth			
Bands (B):		B1: Blue, B2: Green, B3: Red, B4: NIR, B5: NDWI, B6: NDVI				B1: Blue, B2: Green, B3: Red			
Level	Classes	Scale	Shape	Comp	Weights	Scale	Shape	Comp	Weights
1	Clouds, Construction land and others, Degraded mangrove, Vegetation, Water	100	0.2	0.8	B1: 1, B2: 1, B3: 1, B4: 4, B5: 1, B6: 1	100	0.2	0.5	B1: 1, B2: 1, B3: 1
	2								
3	<i>Avicennia</i> , <i>Rhizophora</i>								

$$NDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR}$$

Equation 3.1. Normalized Difference Water Index (NDWI), where Green, Red, and NIR represent the atmospheric reflectance for each band channel.

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$$

Equation 3.2. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), where Green, Red, and NIR represent the atmospheric reflectance for each band channel.

Every object with NDWI values greater than 0 were classified as water, and objects with NDVI values greater than 0.5 were classified as vegetation. Cloud class was manually interpreted, and it includes cloud shadows. A multiresolution classification was carried out using spectral and geometrical features of objects to individualize vegetation, degraded mangrove, construction, land, and others. At level 2, only spectral parameters were considered to separate mangrove from non-mangrove vegetation. NDVI and NIR bands showed to be especially useful to differentiate mangroves from other vegetation units due to the low overlap of the samples collected to train the multiresolution classification model. At level 3, the mangrove species classifications were performed within the mangrove mask. For multiresolution classification, three kinds of object features were selected: spectral (mean value of four layers R/G/B/NIR, brightness, and NDVI), geometrical (shape index), and textural (contrast, entropy, and correlation). Google Earth Pro dataset (Tab. 3.1) did not include spectral parameters such as mean values of NIR, NDVI, and NDWI, or texture features. To compensate for that, a higher visual examination and manual edition were carried out to produce more precise results, especially at levels 2 and 3.

3.2.5 High-resolution classification accuracy

The thematic maps, obtained by visual interpretation of the high-resolution dataset, were validated through accuracy assessment. To avoid challenges and uncertainties that represent polygon sampling, such as the lack of polygons from a higher resolution reference data and difficulties for polygon borders creation in the field (Ye *et al.* 2018), we opted for point samples. This approach provides an area-based accuracy, assessing the classification by a confusion matrix. To define the point samples, we used the “Create Accuracy Assessment Points” tool from ArcGIS Pro to generate 475 randomly stratified points, where each class has points proportional to its relative area in the imagery (Fig. 3.2) (ESRI 2021). Besides, the kappa index per class was calculate (Congalton & Green 2019).



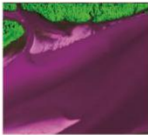













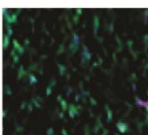

Clas. level	Classes	Satellite image	Fieldwork photograph	Descripción	Samples for training	Samples for validation
Level 1	Vegetation			It includes mangrove forests, incipient mangroves, and herbaceous vegetation with heights varying from 1 to 25 m	Vegetation = 850	2003: 238 2015: 267 2017: 258 2019: 267
	Water			Rivers, tidal channels, and small lakes. It comprises water bodies with high and low content of suspended sediments	Water = 300	2003: 48 2015: 65 2017: 75 2019: 67
	Degraded area			Tidal flat. It comprises previously colonized areas by mangrove forests composed of sandy and muddy sediments	Degraded area = 1500	2003: 118 2015: 104 2017: 114 2019: 109
	Constructions, lands and other			Roads, constructions, pasturelands, soil, and non vegetated areas	Constructions, lands and other = 900	2003: 69 2015: 39 2017: 28 2019: 31
	Clouds			-	Clouds = 0. Obs. Visual interpretation	-
Level 2	Mangrove			Healthy mangroves, represented by <i>Avicennia</i> and <i>Rhizophora</i> trees	Mangrove = 11000	-
	Non-mangrove			It includes herbs and pasture lands	Non - mangrove = 10000	-
Level 3	<i>Avicennia</i>			Subaerial roots with a stronger reflectance peak in the green band. Leafy canopy	<i>Avicennia</i> = 900	2003: 133 2015: 124 2017: 120 2019: 119
	<i>Rizophora</i>			Subaerial roots with a weaker reflectance peak in the green band	<i>Rizophora</i> = 800	2003: 163 2015: 174 2017: 180 2019: 170

Figura 3.2- Description of high-resolution classification in this study.

3.2.6 Drone imagery acquisition and processing

An ortho-mosaic was created from aerial photography obtained from a Drone Phantom 4 Advanced DJI. This Drone has an FC 330 digital 4 K/12MP camera with focal length and sensor width of 3.61 mm and 6.17 mm, respectively, which generated image width with 4096

pixels. This camera is positioned on a motion-compensated gimbal and calibrated by the DJI Assistant 2 software, allowing the production of orthoimages with Ground Sampling Distance (GSD) (Eq. 3.3) of 4.17 (100 m altitude), 3.34 (80 m), and 2.5 cm/pixel (60 m).

$$GSD = \frac{(SW * H * 100)}{(Fr * imH)}$$

Equation 3.3. GSD = Ground Sampling Distance (centimeters/pixel), Sw= sensor width of the camera (millimeters), H= the flight height (meters), Fr= the focal length of the camera (millimeters) and imH = the image width (pixels).

The drone surveying was carried out with a frontal overlap of 85%, lateral overlap of 75%, and an orthogonal to ground camera angle (90°). A total of 11335 images were recorded in May/2019 at the Bragança Peninsula and covered an area of 571 ha. Agisoft PhotoScan software was used to process the drone images. This software performs photogrammetric processing over the images and generates highly accurate 3D spatial data and orthomosaics. Processing included the generation of a point cloud and digital models. Details about the processing of drone images can be obtained in Cohen *et al.* (2018).

3.2.7 3D point cloud

A dense point cloud was created from the drone aerial imagery. Agisoft PhotoScan software allows adjusting the 3D Models using planimetric and altimetric data through GCPs based on an Antenna Trimble Catalyst (sub-metric correction) with a differential Global Navigation Satellite System (GNSS) and theodolite. The altimetric accuracy of the GCPs was in the order of 20 cm. Due to the long stabilization period of the Catalyst, the planimetric data obtained by GNSS were used as reference points for the topographic survey development by an electronic theodolite. A total of 44 GCPs (Fig. 3.1c) were used to calibrate the point cloud. Vertical divergences between theodolite checkpoints and the 3D dense point clouds were obtained using Eq. 3.4 Cohen *et al.* (2018). Considering that GNSS data have an error of ± 20 cm, a vertical margin of error of ± 20 cm was acknowledged for the 3D models.

$$Z_{dif} = Z_{3D} - Z_{grd}$$

Equation 3.4. Vertical differences (Zdif), Z3D = the Z value of the 3D dense point cloud, and Zgrd = the Z value of the theodolite checkpoint.

3.2.8 Digital models

An automatic GCP classification was carried out following the dense point cloud development. The dense point cloud was separated into cells, and the points in each cell were classified as soil or vegetation using the Global Mapper Software. Triangulation of all points derived into a Digital Surface Model (DSM) and the filtering of soil points into a Digital Terrain Model (DTM), which discriminates just the substrate surface, without vegetal covering. Then, new points were added to the DTM, following these criteria: 1) they occurred within a certain distance from the terrain model, and 2) the angle between the terrain model and a line connecting the new points was less than a certain angle. It is recommended to use a default value of 15 deg for nearly flat terrain. This procedure was applied to the degraded areas and tidal flats without vegetation and allowed the evaluation of the topographic surface below the vegetation cover. The vegetation height model was obtained by the Combine/Compare Terrain Layers tool. This command permits the generation of a new gridded elevation layer by combining and/or comparing the elevation values from two other loaded layers. For instance, this method subtracted the gridded elevation layer that represented the DSM from the DTM to obtain the digital vegetation height model (DVHM).

3.3 RESULTS

3.3.1 Accuracy assessment of high-resolution multitemporal classification

Point sample accuracy assessment was carried out for classification levels 1 and 3 to evaluate the OBIA classification's accuracy. Level 2 was not assessed because level 1 (vegetation class) and level 3 (mangrove species) accuracy information were enough to validate how wrong or correct are the estimations in this study.

3.3.1.1 Level 1 classification

The overall accuracies are 0.93 for 2003 and 2015, 0.95 for 2017, and 0.92 for 2019. In general, the producer's accuracy for the vegetation class is above 0.9, and for the degraded-area class is above 0.97 (Fig. 3.3a). Broadly, users' accuracy for vegetation class is above 0.94 and 0.9 for the degraded areas (except in 2019) (Fig. 3.3b). Then, both degraded area and vegetation classes represent reliable data, which is the main objective of this work. Furthermore, the overall Kappa indices were 0.82 for 2003 and 2015, 0.85 for 2017, and 0.79 for 2019. The Kappa per class for vegetation is above 0.93, and for degraded areas class oscillates between 0.77 and 0.89 (Fig. 3.3c).

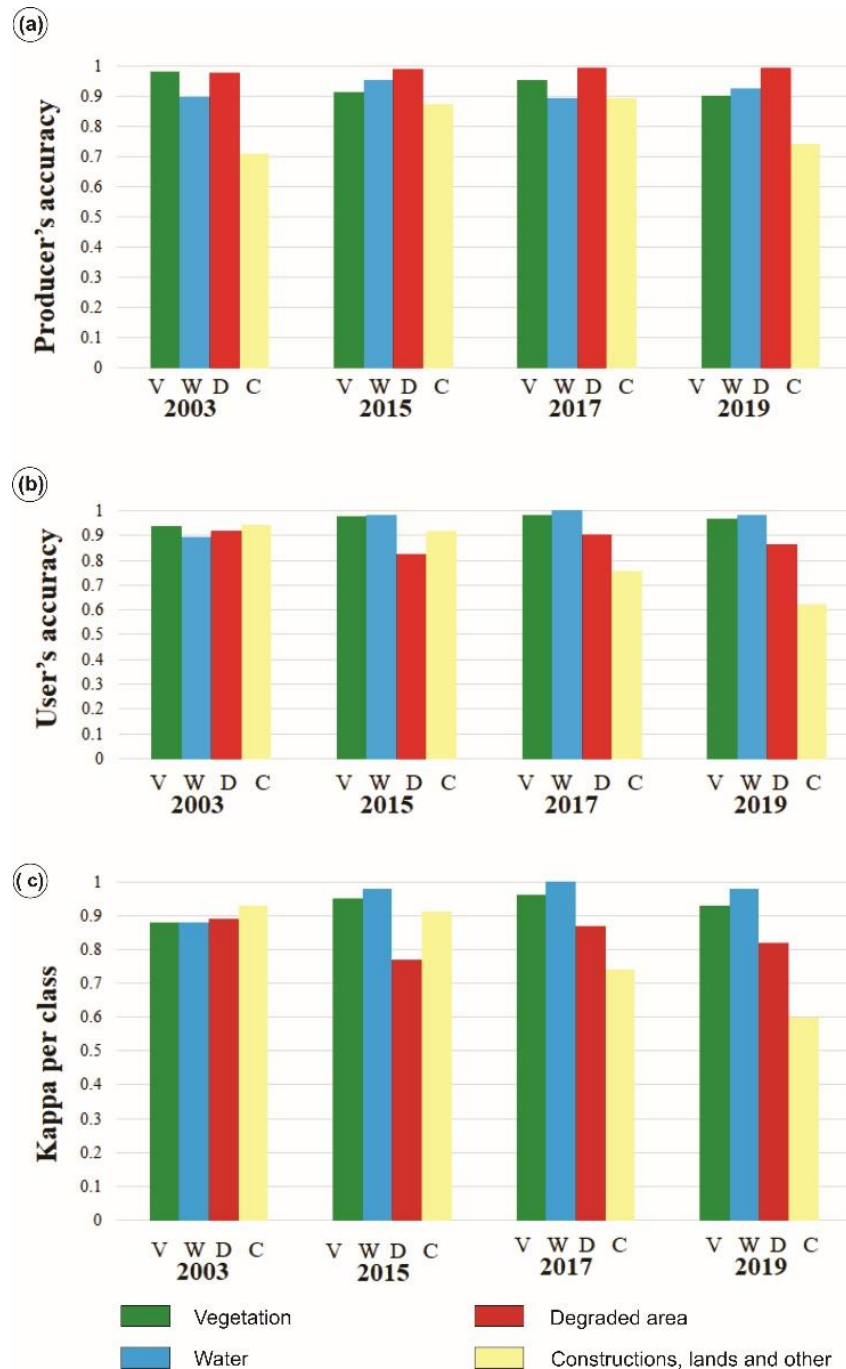


Figure 3.3- Level 1 accuracy statistics. (a) Producer's and (b) user's accuracy per class for 2003, 2015, 2017, and 2019 imagery; (c) Kappa per class index (Level 1 of classification).

3.3.1.2 Mangrove species (level 3) classification

In general, the overall accuracies are above 0.8. For years 2003, 2015, 2017, and 2019, in *Avicennia* class Producer's accuracies are 0.77, 0.93, 0.93, and 0.82 respectively, while in *Rhizophora* class are 0.94, 0.85, 0.91 and 0.95 (Fig. 3.4a). However, user's accuracies for years 2003, 2015, 2017, and 2019 in *Avicennia* class are 0.9, 0.8, 0.87, and 0.91, and in *Rhizophora* class are 0.83, 0.94, 0.95 and 0.87, respectively (Fig. 3.4b). Kappa overall indices are above

0.7, and Kappa per class indices oscillate between 0.6 and 0.8 (Fig. 3.4c). Although the Kappa values are considerably low for some years, these are consistent with similar studies that classify mangrove species (*e.g.* Kongwongjan *et al.* 2012, Wang *et al.* 2018, Zulfa *et al.* 2021).



Figure 3.4- Level 3 accuracy statistics: (a) Producer's and (b) user's accuracy per class for 2003, 2015, 2017, and 2019 imagery; (c) Kappa index.

3.3.2 Degraded area evaluation

The degraded-areas mapping using mid-resolution imagery revealed retreat and regeneration of mangrove species trees (Fig. 3.5), with mangrove area gain of 247.96 ha

between 1986 and 2019 (Tab. 3.2). In 1986, 18.6% of the degraded area was at the SE side of the road, and in 2019 the east side represented only 2.9%.

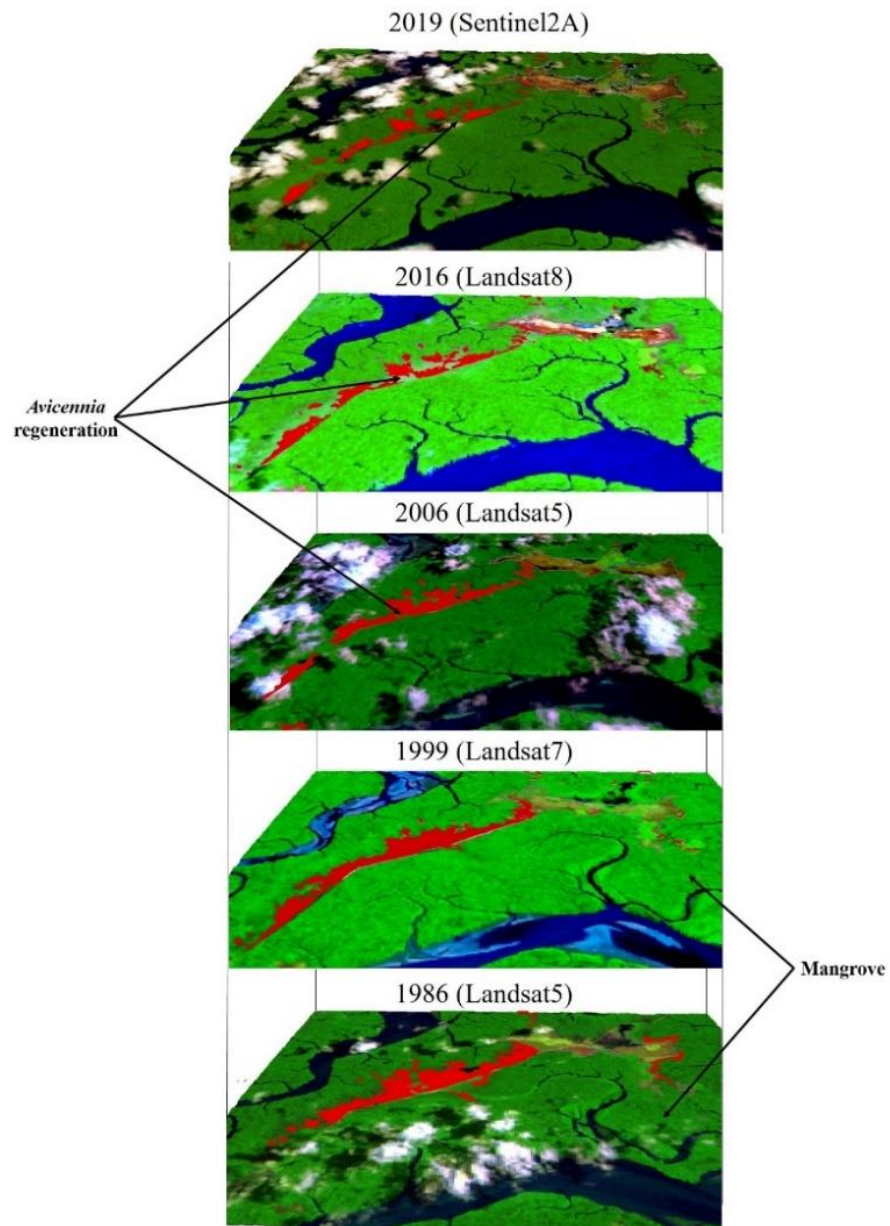


Figura 3.5- Multitemporal changes of the degraded mangrove area using mid-resolution imagery from 1986 to 2019.

Tabela 3.2- Area values change of the mangrove degraded areas from 1986 to 2019 using mid and high-resolution datasets.

Mid-resolution dataset			High-resolution dataset		
Sensor	Date	Area (ha)	Sensor	Date	Area (Ha)
LT5 MSS & TM	27/8/1986	429.08			
LT5 MSS & TM	1/10/1993	349.03	Google Earth (Quick bird)	21/9/2003	284.55
LT7 ETM+	7/8/1999	386.95			
LT5 MSS & TM	3/9/2006	269.65			
LT5 MSS & TM	26/6/2010	211.95		8/8/2015	151.6
LT8 OLI & TIRS	17/12/2015	223.08	PLEIADES-1	13/9/2017	199.06
ST2 MSI	5/9/2019	181.12		13/7/2019	72.9

Degraded area dynamics are summarized in Fig 3.6. This figure exhibits a trend reduction with two increment pulses between 1993-1999 and 2010-2015 for the mid-resolution dataset. By contrast, the high-resolution dataset shows only an increment of the degraded area between 2015 and 2017.

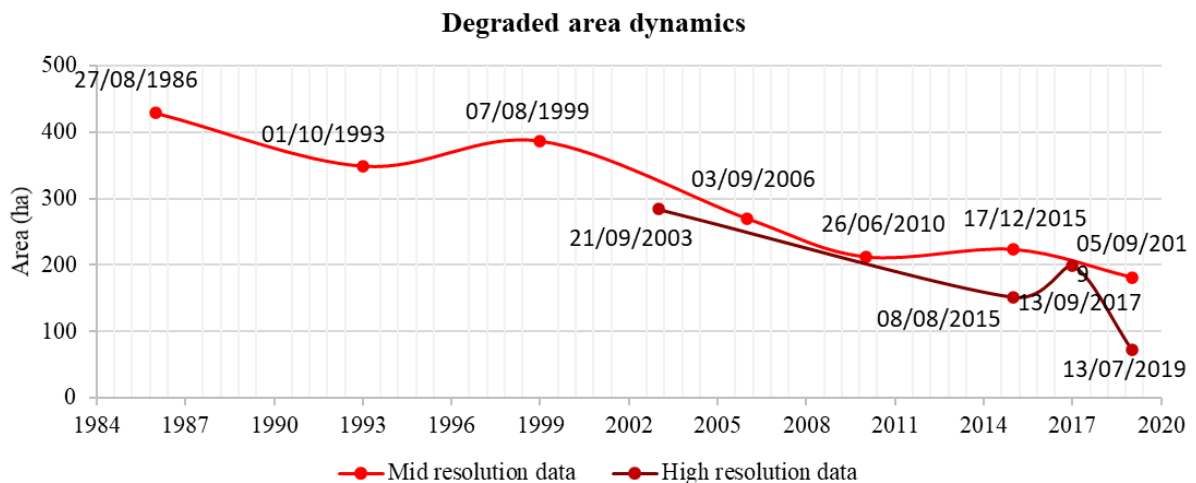


Figure 3.6- Degraded areas between 1986 and 2019 using mid and high-resolution images.

3.3.3 High-resolution vegetation mapping

High-resolution data allowed to quantify more precisely the degraded area and distinguish mangrove species such as *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle* according to the spectral feature of these mangrove trees (Fig. 3.7) (Rebelo-Mochel & Ponzoni 2007). In 2003, the degraded area occupied 284.6 ha (Fig. 3.7), with recolonization mainly by *Avicennia* trees located at the edges of the degraded area. In 2015, the degraded area had an extension of 151.6 ha (Fig. 3.7) with *Avicennia* recolonization in the borders and the middle of the degraded area.

In 2017, the degraded area reached 199.1 ha (Fig. 3.7), showing a higher value than previous years (2015). In 2019, the degraded area had a value of 72.9 ha (Fig. 3.7), presenting the lower value of the degraded area in this study. For this year, *Rhizophora* started to colonize areas previously occupied by *Avicennia*.

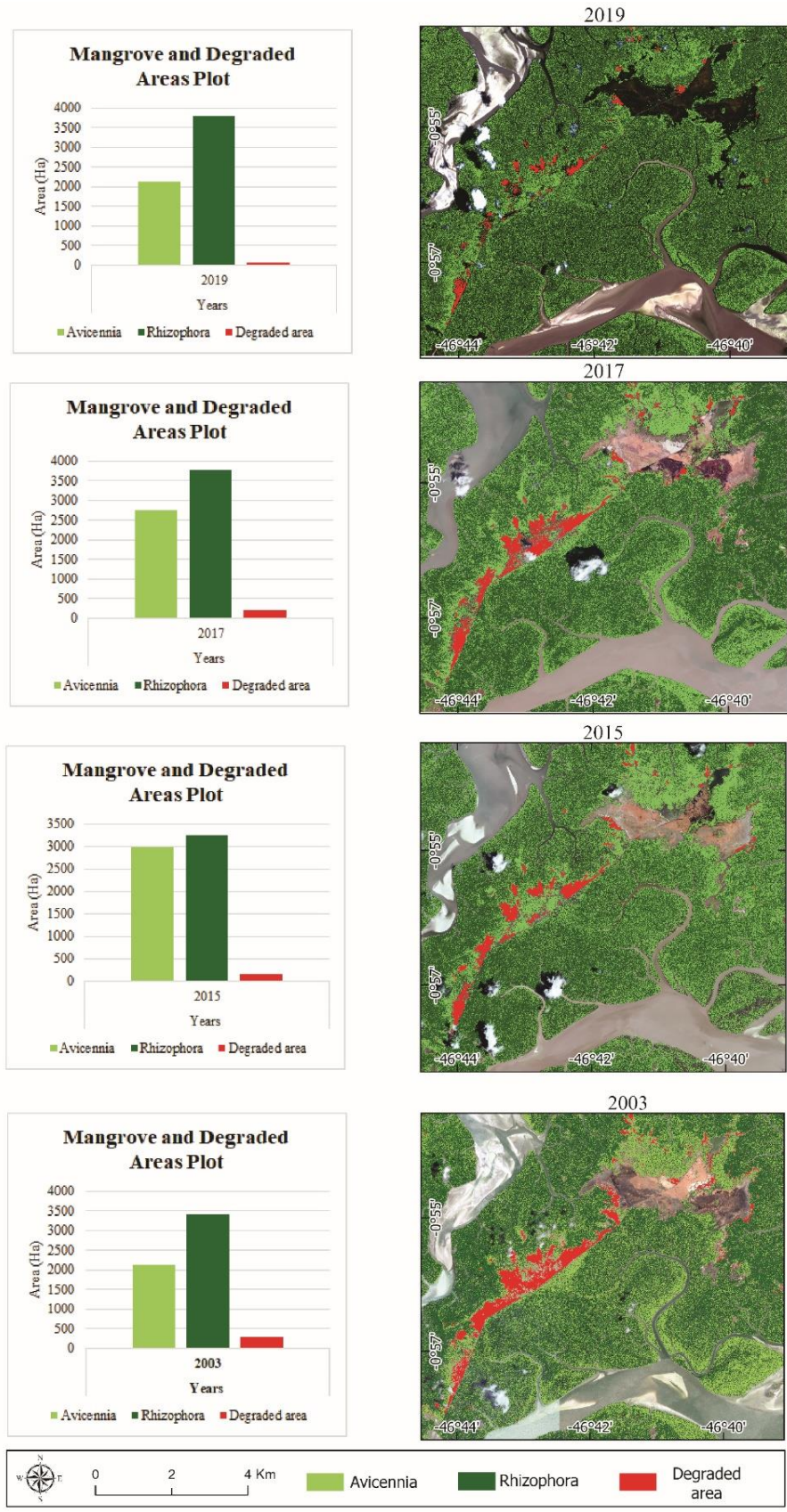


Figura 3.7- Multitemporal changes of the mangrove cover in the Bragança Peninsula using high-resolution images from 2003-2019.

Between 2003 and 2019, occurred a significant contraction of the degraded area from 284.6 to 72.9 ha, presenting recolonization by *Avicennia* (72 ha), *Rhizophora* (55 ha), and incipient mangrove (85.7 ha) (Fig. 3.8). In this time interval (16 years), 74.5% of the degraded areas were regenerated mainly by *Avicennia* trees and incipient mangrove trees. The low tree stature and dispersion of incipient mangrove recolonization hampered a clear identification of the mangrove genus. However, considering the *Avicennia* trees are the pioneers in the recolonization of the degraded area, the incipient mangrove area should probably be represented by the seedling of *Avicennia*.

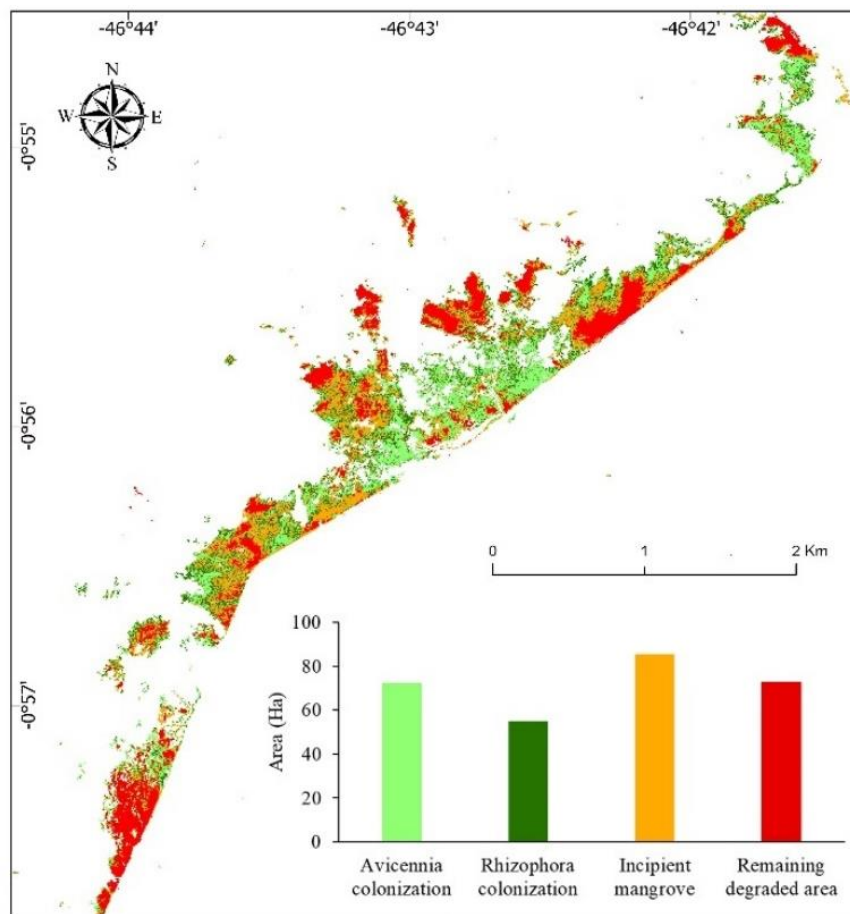


Figura 3.8- Changes in the degraded area between 2003 and 2019 using high-resolution images.

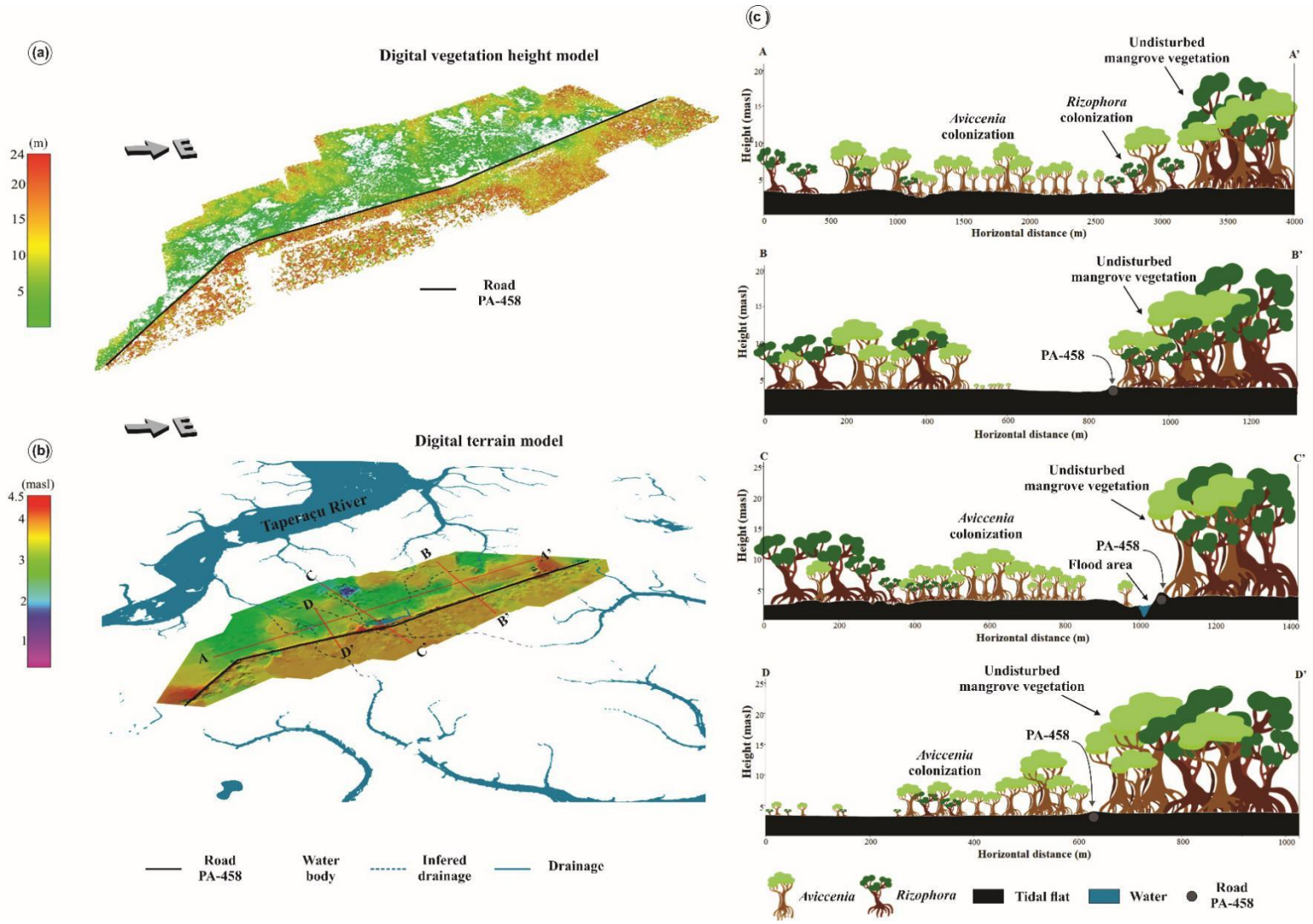
3.3.4 Vegetation height and topographic analysis

3D models (DSM, DTM, and DVHM) and longitudinal sections revealed the topographic features of the degraded mangrove areas in the Bragança Peninsula. The road PA-458 marks a threshold between two different vegetation height regions. At the SE side of the road, the vegetation height oscillates between 10 to 25 m, while on the NW side, the vegetation height is predominantly lesser than 10 m (Fig. 3.9a). These changes degraded the mangrove

areas and affected the growth rates of the trees, explaining why higher trees are found just at the SE side (Fig. 3.9a).

The DTM model shows the tidal flat topography in the degraded areas (Fig. 3.9b). The topographically higher regions occur at the SE side of the road, which could be related to higher sedimentation input from the Caete's estuary, due to the damming of the tidal distributary channels. Depressions close to the road usually represent flooded regions at the NW side (Fig. 3.9b); these are consequences of the drainage network interruption. Despite the mangrove regeneration in the peninsula, the remains of the degraded areas are directly related to the topographically elevated regions (3.5 – 3.8 mamsl) at the NW side of the road. This could be explained by the higher porewater salinity levels that inhibit mangrove growth (Lara & Cohen 2006).

Four sections, three transverse (B, C, and D) and one longitudinal (A) to the PA-458 road of the Bragança Peninsula, revealed the regeneration dynamics of the degraded areas. The A-A' section (Fig. 3.9c) highlights an *Avicennia* colonization at the center site of the degraded region, where vegetation reaches a height of ~6 m. In a lower proportion exists a *Rhizophora* colonization with a height of ~2m, suggesting that *Rhizophora* trees are younger. Therefore, their colonization took place after the *Avicennia* trees, when adequate salinity and moisture values were reached.



1
 2 Figura 3.9- Digital Models for (a) vegetation height and (b) terrain. (c) Topographic sections of the Bragança Peninsula related to mean sea level
 3 with the vegetation units and vegetation height.

The B-B' section (Fig. 3.9c) shows remains of the degraded areas, characterized by topographically-low regions which are flooded often in the high tide periods. Due to the negative slope toward the road, the water damns during the flood-ebb tide cycle create high salinity conditions that do not allow mangrove regeneration. It explains why does not exist vegetation cover in this part of the section. The C-C' section (Fig. 3.9c), like the A-A' remarks a dominant regeneration by *Avicennia* trees, here it is even more evident how water damns close to the road, producing permanent lakes. The D-D' section starts with the remaining degraded areas slightly colonized by *Avicennia* and some *Rhizophora* trees (Fig. 3.9c); due to the positive slope toward the road, there does not occur the damn water effect.

3.4 DISCUSSION

3.4.1 Mid-resolution dataset analysis

It is argued that visual interpretation techniques come with uncertainties due to human-related limitations and inconsistent results among various interpreters (Van Coillie *et al.* 2014). Nevertheless, in this study, due to the high contrast in the spectral response between degraded areas and mangrove forests, it was relatively easy to manually map the degraded areas in the mid-resolution dataset. Besides, the OIF calculation and SAR imagery in cloudy scenes helped better distinguish the degraded areas. The advantage of mid-resolution remote sensing data is its historical dataset (Wulder *et al.* 2019), which allowed us to analyze the dynamics of the mangroves since the construction of the PA-458 road. However, the high temporal resolution of this data contrasts with differentiated objects smaller than the pixel size (900 m²). Therefore, the degraded area borders mapping will be restricted by the uncertainties caused by the pixels with mixed coverages (*e.g.* herbaceous plants, soil, and water). These areas will have a spectral response resulting from an average reflectance between the different types of coverage that the pixel contains (Pop *et al.* 1995).

Mid-resolution mapping (Fig. 3.5) shows that degradation occurred mainly at the NW side of the road and could be related to higher salinity values of the Taperaçú's estuary and limited sediment apport from fluvial sources, revealing inadequate environmental conditions for mangrove development (Fig. 3.5) (Menezes *et al.* 2003, Asp *et al.* 2012). Also, *Avicennia's* recolonization of the degraded area occurred due to the high adaptation capability of this species to high soil salinity (Sherman *et al.* 2003, Madrid *et al.* 2014). The spatial-temporal analysis indicated a decreasing trend in the degraded area as a response to mangrove recolonization by *Avicennia* and *Rhizophora* mangrove trees. Cohen & Lara (2003) indicated a reduction in the

rate of mangrove regeneration in the '90s. Although this study shows a pulse of increase in the degraded areas in the '90s, the trend in more recent times (2000 to 2019) for the degraded areas is to a constant reduction rate (Fig. 6). It shows the importance of having a high amount of available data for the statistical analysis of coastal dynamics in the Bragança Peninsula.

Considering the tidal range data at the capture time of the mid-resolution satellite imagery (Tab. 3.3), the tide height reaches values up to 3 mamsl in August of 1986, August of 1999, and September of 2006. Regarding the topography of the studied tidal flats, it oscillates between ~2 to 3 mamsl (Fig. 3.9c), only 1 to 2 m of mangrove shrubs substrate could be covered by the tide. Besides, due to the spatial resolution of sensors of this dataset, those small mangrove shrubs cannot be detected. In this way, tide height was not a problem to map mangrove and degraded area limits.

Tabela 3.3- Acquisition time of scenes and the associated tide height.

MID RESOLUTION DATASET			
Sensor	Date	Area (ha)	Tide height (m)
LT5 MSS and TM	27/8/1986	429.08	3.6 (high tide)
LT5 MSS and TM	1/10/1993	349.03	0.6 (low tide)
LT7 ETM+	7/8/1999	386.95	3 (low to high tide)
LT5 MSS & TM	3/9/2006	269.65	3.2 (low to high tide)
LT5 MSS & TM	26/6/2010	211.95	0.6 (low tide)
LT8 OLI & TIRS	17/12/2015	223.08	2.6 (low to high tide)
ST2 MSI	5/9/2019	181.12	1.6 (high to low tide)
HIGH RESOLUTION DATASET			
Sensor	Date	Area (ha)	Tide height (m)
Google Earth (Quick bird)	21/9/2003	284.55	-
PLEIADES-1	8/8/2015	151.6	4.1 (low to high tide)
PLEIADES-1	13/9/2017	199.06	4 (high tide)
PLEIADES-1	13/7/2019	72.9	2.6 (low to high tide)

Two increase pulses of degraded area were identified between from August of 1999 and December of 2015 (Fig. 3.10); those images did not show a relation between tide height and the degraded area increase pulses (CHMB 2021). Furthermore, these pulses seem to be related

to extreme weather events, such as strong “El Niño” episodes in 1997-1998 and 2015 (Fig. 3.10). This is supported by below-average annual rainfall (Fig. 3.10) and an exceptionally low or non-existent percentage of clouds in the scenes. It suggests that dry climatic conditions in the study area favor mangrove degradation due to dry soil’s high salinity values and lack of regular tidal flushing (Mafi-Gholami *et al.* 2017, Carugati *et al.* 2018).

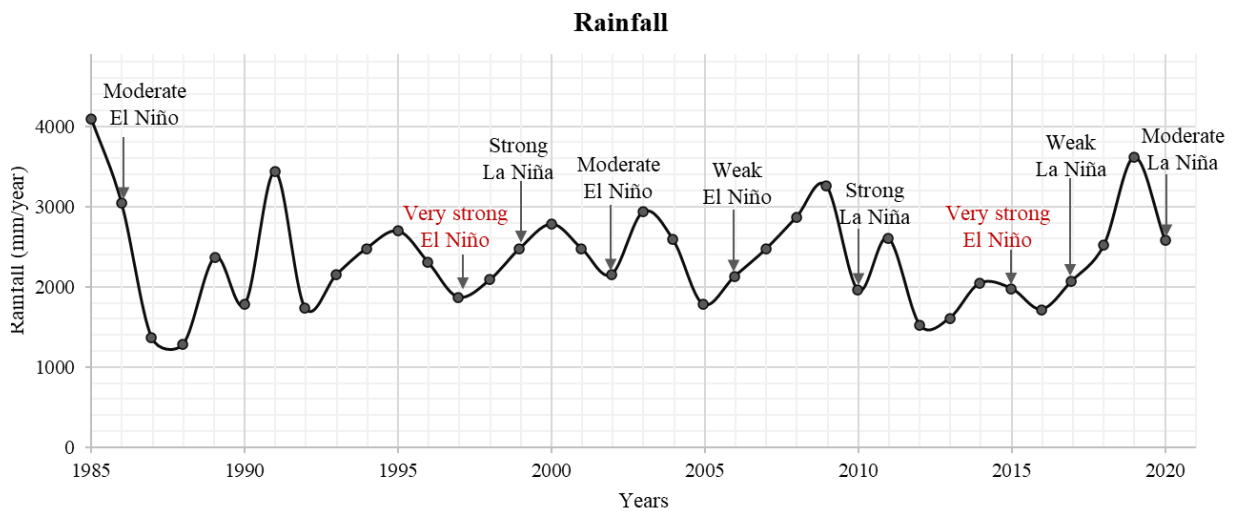


Figura 3.10- Annual precipitation values in the Bragança peninsula (mm) with the “El Niño” and “La Niña” phenomena for the analyzed scenes (GGWS 2021, INMET 2021).

3.4.2 High-resolution dataset analysis

The accuracy of the high-resolution dataset was primarily satisfactory, but some considerations must be carried out, especially in the mangrove species classification (Level 3). The degraded areas class presented users’ accuracy below 0.9 in 2015 and 2019, which could be explained by the high presence of clouds in these scenes. Clouds generate changes in the spectral response of the coverages, and therefore a greater difficulty in differentiating coverages with classification algorithms. Since the high-resolution imagery was used as reference data, there are uncertainties regarding the reliability of the classification. To mitigate these issues, the GCPs used to validate the 3D models were also used to calculate the accuracy of the 2019 image classification; however, it was constrained by accessibility to the mangrove forests. Another challenge presented by this classification was the lack of acquisition data for the high-resolution imagery (both Pleiades and Google Earth Pro data). Thus, it was impossible to carry out atmospheric corrections to the scenes, leading to more arduous manual corrections. To perform the mangrove species separation, we took advantage of the difference in the spectral response that the two species have between the wavelengths of 500 and 600 nm (Rebello-Mochel

& Ponzoni 2007), which in the case of the Pleiades-1 sensor, corresponds to the green band. This difference in the green band response was also seen in the 2003 Google Earth Pro image; even so, this classification was much more challenging and presented the lowest accuracy values.

The spatial-temporal distribution of species indicated an increase in the area occupied by *Rhizophora* between 2003 and 2019 because of a general reduction in porewater salinity. Dense *Avicennia* forests are mainly concentrated around the Caeté's estuary's tidal channels, particularly in the 2003 image. The mangrove regenerated regions and the northern zone of the herbaceous plain also present *Avicennia* forests which can be visualized in every high-resolution image. Those regions could be interpreted as higher porewater salinity localities due to *Avicennia*'s higher tolerance to saline conditions (Madrid *et al.* 2014). Toward the Taperaçú's tidal channels occur mangrove forests with both *Avicennia* and *Rhizophora* trees.

Comparing the mid and high-resolution data results, both have the same tendency of degraded areas reduction (Fig. 3.6). However, there is a difference in the quantification of the results (Tab. 3.2), which is related to the low capability of the mid-resolution sensors to detect mangrove isolated shrubs or trees, incipient mangrove, and low-density vegetation due to the spatial resolution of the selected images. On the other hand, high-resolution imagery has pixel sizes between 0.5 m and 2 m, allowing the identification of the incipient mangrove class (Fig. 3.8); this class corresponds to low-height mangrove sprouts and shrubs.

3.4.3 Topographic data considerations

Regarding drone imagery acquisition, challenges such as the influence of viewing geometry, geometric corrections, shadows, acquisition time, among others, are factors that can reduce the capability to generate detailed quantitative information (Kelcey & Lucieer 2012). The GCPs acquired during fieldwork mostly corrected these error factors. However, the post-processing, especially 3D cloud manual depuration, took great relevance to produce digital models more approximated to the actual terrain data in the Bragança Peninsula. Photogrammetry data combined with theodolite survey represented key information to validate the mangrove dynamics in the degraded area. Morphological features such as depressions served as a tool to interpret small tidal creeks (Fig. 3.9b), which are essential to understand how the road construction affected the hydrodynamics affected of the study area. In this context, the digital models and the cross profiles show how degradation has been much more substantial in the regions where more tidal channels were cut (Fig. 3.9). It is evident in the cross-profile A-

A' (Fig. 3.9c), where the mangrove trees were undisturbed to the rightward side, despite being at the same distance from the road.

The topographic control over the mangrove development is evident in section B-B' (Fig.3.9c). The mangrove regeneration tends to occur on surfaces subject to a regular tidal flood regime. However, depressions with channels obstructed by the road tend to accumulate tidal water subject to evaporation, causing a significant increase in the porewater salinity. This process causes hypersalinization of the porewater, hampering the mangrove regeneration. Here, the microtopography associated with the drainage system and the road position plays a key role since the elevations of the tidal flat are frequently above 3.8 m. Asp *et al.* (2012) recorded an average tidal height for the Taperaçú's estuary of 3.7 m. This tidal height does not reach higher topographic regions registered in the B-B' cross-profile. It is necessary to clarify that the dissipation of the tide can vary along the tidal channels of the Taperaçú's estuary. However, it provides an idea of the causes of remanent degraded areas at the higher topographic regions in the Bragança Peninsula.

Although mangrove forests develop under saline conditions, salinity changes have a crucial role in mangrove development (Munns & Tester 2008). Vegetation does not need salt for growing, but mangroves have morphological and physiological adaptations to survive saline conditions (Cohen *et al.* 2018). The variation of the salinity gradients in time and space controls the mangrove distribution (Nguyen *et al.* 2015). Ball (1988) manifests that the salinity gradient domains the maximal mangrove growth and the sustainability of growth rates. In this way, mangrove species can grow in a wide range of soil porewater salinity, even in conditions of about three times of seawater salinity (~90 ppt) (Zhao *et al.* 2020). The formation of ephemeral lakes in regions with negative slopes and depressions near the road (Fig. 3.9) can substantially increase porewater salinity. By evaporating during low rainfall episodes, these lakes could create high salinity conditions, which would delay the mangrove regeneration close to the PA-458 road.

3.4.4 Road construction effects in mangrove dynamics

The construction of the PA-458 road modified the hydrodynamics at the center of the Bragança Peninsula. The effect of road building in ecosystems includes the variation of some hydrological factors such as water movement, infiltration patterns, and tidal pumping (Coffin *et al.* 2021). The variation in these features is a consequence of the interruption of tidal channels that controlled the pore-water salinity values and subsequently the development of mangrove

forests (Lara & Cohen 2006) (Fig. 3.11). Then, the roads significantly affect vegetation types and play an important role in defining vegetation distribution (Liu *et al.* 2013). It explains why *Avicennia* trees colonized the degraded area next to the PA-458 road and why the reduced height of the vegetation is restricted to the NW side of the study area.

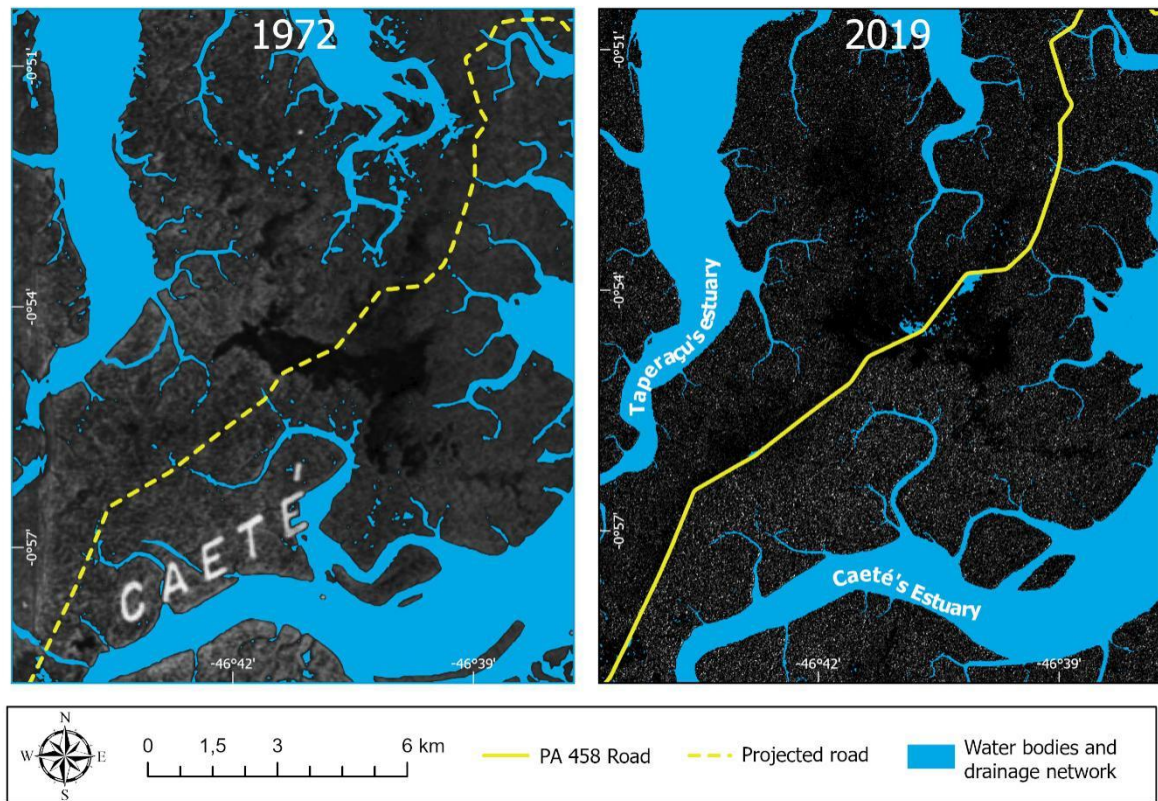


Figura 3.11- Radar imagery showing the changes of the drainage network after the construction of PA-458 road.

The effect of road construction in the environment has been described in other localities affecting some properties such as pH, bulk density, moisture, conductivity, organic matter, etc., causing several changes in the vegetation cover, soil properties, and light regimes (Deljouei *et al.* 2018). The ecological effect of the road expansion includes habitat fragmentation, affecting the flora and fauna populations (Trombulak & Frissell 2000). In Bragança, this phenomenon contributed to the rapid degradation of mangrove forests combined with other agents like the reduced precipitation rates and high temperatures values.

The sediment input within mangrove environments has vital importance due to the supply of nutrients and the healthy development of the muddy substrate in which the mangrove grows (Anthony & Goichot 2020). Thus, it represents another negative impact of the road on the mangroves of the Bragança Peninsula, as it cut off the flow of sediment between the two

estuaries. The consequences are evident in Fig. 3.9, where the topography of the tidal flats under the influence of the Caeté's estuary (with higher fluvial sediment supply) is considerably higher than the tidal flats under the influence of the Taperaçú's estuary. Besides, the transformation of tidal channels with high connectivity to low connectivity causes a reduction in the sediment transport speed (McLachlan *et al.* 2020), which results in a lesser amount of suspended sediment to feed the mangrove.

Similar studies reveal that the buffer of environmental changes related to road construction is ~1 km (*e.g.* Liu *et al.* 2013, Feng *et al.* 2021). In the Bragança Peninsula, this buffer reached up to 2 km, but mainly in tidal flats under the influence of the Taperaçú's estuary. The negative ecological impact of the PA-458 road suggests the importance of accurate design studies for construction in pristine coastal environments. A good investment in road construction provides excellent opportunities to avoid unnecessary adverse road effects in the vegetation cover in terrestrial and aquatic ecosystems (Trombulak & Frissell 2000, Deljouei *et al.* 2018).

3.4.5 Climatic factors and sea-level rise incidence in mangrove regeneration

Changes in the precipitation modified the regeneration rates of the degraded area. High amounts of rainfall result in high values of regeneration. It is associated with a higher input of sediments and nutrients from the Taperaçú's and the Caete's estuaries, decreasing pore-water salinity and increasing soil moisture. Also, extreme temperature and precipitation values could be related to "El Niño" and "La Niña" phenomena. The effect of very strong "El Niño" caused an increase in the degraded area due to the dominance of drier conditions during these periods in the study area (1998 and 2015), while strong "La Niña" contributes to the decrease of the degraded area (2000 and 2010). Although the climatic factor seems to alter the regeneration rates, it is not the primary agent in the mangrove regeneration trend.

The Holocene Sea level rise along the Brazilian coast has been reported in several studies (*e.g.* Suguio *et al.* 1985, Martin *et al.* 1993, 1996, Cohen *et al.* 2005, 2021). The identification of marine deposits in the inland portion reflects a maximum sea-level position ~5.1 ka ago (Suguio *et al.* 1985). However, due to the temporal scale used in this study for the estimation of mangrove dynamic is impossible to consider sea-level fluctuations greater than 1.5 m in a time interval of 4 decades (Fig. 3.12). Historically, relative sea-level rise controlled mangrove dynamics at the Bragança Peninsula. During episodes of relative sea-level rise, mangroves migrate predominantly to topographically more elevated areas. In contrast, during

relative sea-level fall, mangroves migrate downward, and herbaceous vegetation colonizes those topographically more elevated areas in the Bragança Peninsula (Cohen *et al.*, 2021).

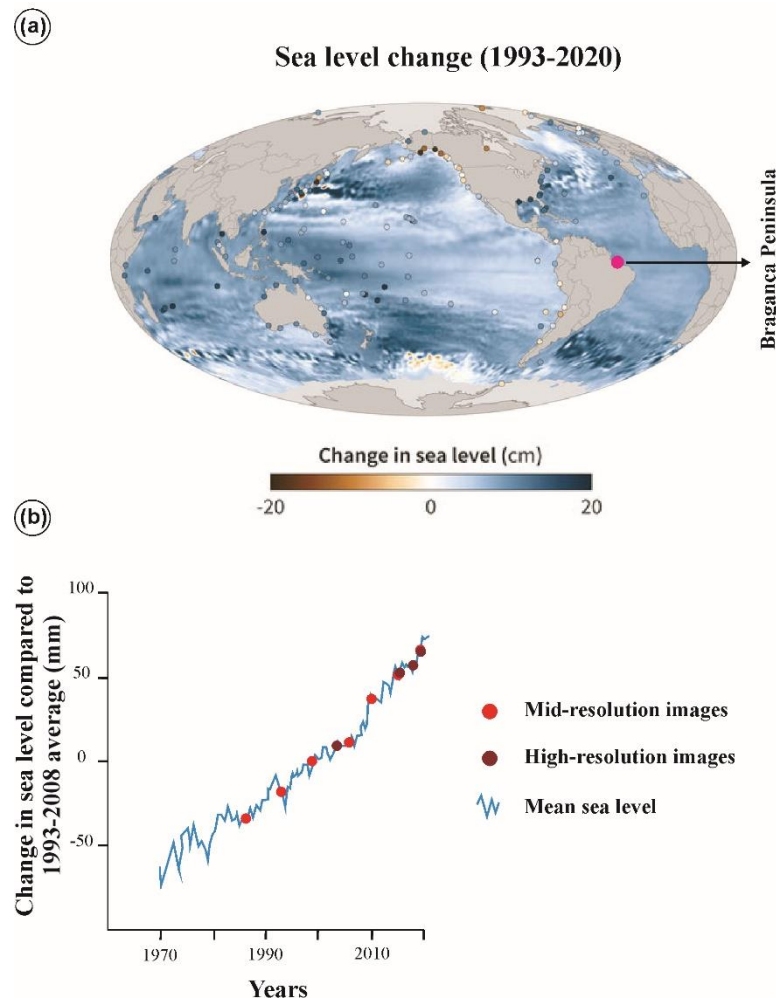


Figure 3.12- Mean sea-level fluctuations during the last decades: (a) Global map with the mean values of sea-level fluctuation highlighting the Bragança Peninsula; (b) Comparison between the main sea level (1993-2008) with ancient and recent values. Modified from Lindsey (2020).

Several authors registered relative sea-level rise as an active effect in the northern coast of Brazil so far, based on mangrove migration to topographically more elevated areas (*e.g.* Cohen *et al.* 2009, Souza Filho *et al.* 2009, Nascimento *et al.* 2013, Cohen *et al.* 2018). This sea-level rise, combined with the low elevation values of the tidal flat in the Bragança Peninsula, seems to be stabilizing the hydrological dynamics affected by the PA-458 road construction. Thus, relative sea-level rise triggered the regeneration of the degraded area with the colonization of *Avicennia* and *Rhizophora* mangrove trees.

3.5 CONCLUSIONS

The methodology approach adopted in this study combines the advantages of high-spatial-resolution data and a vast historical mid-spatial resolution dataset. The analysis of the degraded area using both methodologies presented a coherent trend in the mangrove regeneration, although the quantification was different in some periods. From 1986 to 2019, 247.96 ha were recolonized based on mid-resolution data. High-resolution data indicated that 211.65 ha were recolonized from 2003 to 2019. We concluded that the main trigger of the mangrove degradation was the tidal channels interruption due to the road PA-458 construction between the Taperaçú's and Caeté's estuaries in the Bragança Peninsula. This road altered the hydrological regime of the area, as the tidal flat properties, causing the mangrove dieback. The main cause to the mangrove recolonization may be attributed to relative sea-level rise during the last decades that moves the intertidal zone onto higher elevations. The recolonization of the topographically elevated areas comprises the development of both *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans* species. The mangrove degradation represented a tremendous negative environmental and socioeconomic impact, revealing the importance of implementing good practices for road design and construction in coastal and especially in mangrove environments.

ACKNOWLEDGMENTS

We want to thank the Laboratory of Coastal Dynamic (LADIC-UFPA), and to the Geotechnologies teaching and research laboratory (LEPGEO-UFPA) for their support. The imagery used in this research was sponsored by the “NoR Sponsorship program” from the European Space Agency. Besides, we want to thank CAPES for financing this study.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi quantificada a dinâmica da área degradada na península de Bragança, junto com modelamentos topográficos e distribuição geral das espécies de manguezal. A análise da área degradada foi realizada combinando as vantagens das imagens de sensoriamento remoto de alta resolução espacial e o amplo histórico dos dados de moderada resolução espacial. Desde um ponto de vista holístico, as informações obtidas dos dados de sensores remotos permitiram entender como a estrada PA-458 afetou a rede de drenagem da península, criando condições de alta salinidade intersticial e finalmente produzindo a morte dos manguezais das regiões topograficamente mais elevadas da península. A morte dos manguezais ocorreu nos dois lados da estrada, embora fosse muito mais forte ao noroeste da mesma, isso como consequência da diferença nas condições hidrodinâmicas entre os estuários dos rios Caeté e Taperaçú. Sendo o estuário do rio Taperaçú aquele com uma área de captação de água da chuva insignificante e uma descarga fluvial negligenciável, produzindo uma hiper salinidade intersticial ao noroeste da estrada e como consequência degradação das árvores de manguezal. Por outro lado, o estuário do rio Caeté possui uma maior carga de sedimentos fluviais em suspensão e uma menor salinidade, criando condições mais favoráveis para a supervivência dos manguezais do lado sudeste, mesmo tendo afetado o regime hidrodinâmico. Essas diferenças são evidenciadas nas seções transversais da topografia da planície de maré, onde existe uma elevação maior no lado sudeste da estrada, provavelmente devido à diferença na contribuição dos sedimentos fluviais por parte do rio Caeté. Durante décadas recentes está ocorrendo uma regeneração constante dos manguezais, que pode ser atribuída principalmente ao aumento global do nível médio do mar. Esse aumento desloca a zona intermaré para regiões topograficamente mais elevadas, propiciando a recolonização da área degradada, inicialmente por espécies de manguezal de maior tolerância à salinidade intersticial como a *Avicennia germinans* e mais recentemente por uma espécie de menor tolerância à salinidade como a *Rhizophora mangle*. De 1986 a 2019, 247,96 ha foram recolonizados com base em dados de resolução média, no entanto os dados de alta resolução indicaram que 211,65 ha foram recolonizados de 2003 a 2019. Hoje em dia, há remanescentes da área degradada do lado noroeste da estrada, que consistem em depressões com escoamento obstruído pela estrada, essas depressões são vestígios da rede de drenagem que foi cortada pela construção da estrada. Nessas depressões produzem-se represamentos das águas que atingem esses níveis durante a maré de sizígia, formando lagos efêmeros que criam condições hipersalinas e não permitem a regeneração dos manguezais nessas regiões. Concluindo, a construção da estrada foi realizada com pouco planejamento para evitar impactos

no ambiente de manguezal da península, de grão importância ecológica e econômica no mundo. Obras de conservação como canais que garantissem a troca de água entre os estuários nos setores onde a rede de água seria cortada, bem como uma análise topográfica mais detalhada, poderiam ter evitado a degradação das árvores de manguezal.

REFERÊNCIAS

- Anthony E. & Goichot M. 2020. *Sediment Flow in the Context of Mangrove Restoration and Conservation*. World Wide Fund for Nature. Game Changer Creatives, 44 p. https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/wwf_mcr_sediment_flow_in_the_context_of_mangrove_restoration_and_conservation_v6_5_web.pdf.
- Asp N. E., Gomes V. J. C., Schettini C. A. F., Souza Filho P. W. M., Siegle E., Ogston A. S., Nittrouer C. A., Silva J. N. S., Nascimento W. R., Souza S. R., Pereira L. C. C., Queiroz M. C. 2018. Sediment dynamics of a tropical tide-dominated estuary: Turbidity maximum, mangroves and the role of the Amazon River sediment load. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **214**: 10-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.004>.
- Asp N.E., Amorim de Freitas P. T., Gomes, V. J. C., Gomes J. D. 2013. Hydrodynamic overview and seasonal variation of estuaries at the eastern sector of the Amazonian coast. *Journal of Coastal Research*, **65**(2): 1092-1097. <https://doi.org/10.2112/si65-185.1>.
- Asp N.E., Schettini C. A. F., Siegle E., Silva M. S., Brito R. N. R. 2012. The dynamics of a frictionally-dominated amazonian estuary. *Brazilian Journal of Oceanography*, **60**(3): 391-403. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592012000300011>.
- Ball M. C. 1988. Salinity tolerance in the mangroves *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*. I. Water use in relation to growth, carbon partitioning, and salt balance. *Australian Journal of Plant Physiology*, **15**(3): 447-464. <https://doi.org/10.1071/PP9880447>.
- Beitl C. M., Rahimzadeh-Bajgiran P., Bravo M., Ortega-Pacheco D., Bird K. 2019. New valuation for defying degradation: Visualizing mangrove forest dynamics and local stewardship with remote sensing in coastal Ecuador. *Geoforum*, **98**: 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.10.024>.
- Brown M. J. 2015. Estimating Mangrove in Florida : Trials Monitoring Rare Ecosystems. In: Stanton S., Christensen G. (eds.) *Pushing boundaries: new directions in inventory techniques and applications: Forest Inventory and Analysis (FIA) symposium 2015*. Portland, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p. 303-309. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/53636>.
- Carugati L., Gatto B., Rastelli E., Lo Martire M., Coral C., Greco S., Danovaro R. 2018. Impact of mangrove forests degradation on biodiversity and ecosystem functioning. *Scientific Reports*, **8**(1): 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31683-0>.
- Chima U. D. & Larinde S. L. 2016. Deforestation and degradation of mangroves in the Niger Delta Region of Nigeria : Implications in a changing climate. In: 38th Annual Conference of the Forestry Association of Nigeria (FAN). Port Harcourt, p. 521-537. https://www.researchgate.net/profile/Uzoma-Chima/publication/299285693_Deforestation_and_degradation_of_mangroves_in_the_Niger_Delta_Region_of_Nigeria_Implications_in_a_changing_climate/links/59bb68bc458515e9cf37670/Deforestation-and-degradation-of-mangroves-in-the-Niger-Delta-Region-of-Nigeria-Implications-in-a-changing-climate.pdf.

Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil (CHMB). 2021. *Dados de maré da Costa Brasileira*. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>. Acesso em: 5 abr. 2021.

Coffin A. W., Ouren D. S., Bettez N. D., Borda-de-Água L., Daniels A. E., Grilo C., Jaeger J. A. G., Navarro L. M., Preisler H. K., Rauschert E. S. J. 2021. The ecology of rural roads: Effects, management and research. *Issues in Ecology*, **23**: 1-35.

Cohen M. C. L., Camargo P. M. P., Pessenda L. C. R., Lorente F. L., De Souza A. V., Corrêa J. A. M., Bendassolli J., Dietz M. 2021. Effects of the middle Holocene high sea-level stand and climate on Amazonian mangroves. *Journal of Quaternary Science*, **36**(6): 1013-1027. <https://doi.org/10.1002/jqs.3343>.

Cohen M. C. L., Souza A. V., de Rossetti D. F., Pessenda L. C. R., França M. C. 2018. Decadal-scale dynamics of an Amazonian mangrove caused by climate and sea level changes: Inferences from spatial-temporal analysis and digital elevation models. *Earth Surface Processes and Landforms*, **43**(14): 2876-2888. <https://doi.org/10.1002/esp.4440>.

Cohen M. C. L. & Lara R. J. 2003. Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazonia: Application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Management*, **11**(4): 223-231. <https://doi.org/10.1023/A:1025007331075>.

Cohen M. C. L., Souza Filho P. W. M., Lara R. J., Behling H., Angulo R. J. 2005. A model of Holocene mangrove development and relative sea-level changes on the Bragança Peninsula (northern Brazil). *Wetlands Ecology and Management*, **13**(4): 433-443. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-0413-2>.

Cohen M. C. L., Behling H., Lara R. J., Smith C. B., Matos H. R. S., Vedel V. 2009. Impact of sea-level and climatic changes on the Amazon coastal wetlands during the late Holocene. *Vegetation History and Archaeobotany*, **18**(6): 425-439. <https://doi.org/10.1007/s00334-008-0208-0>.

Cohen M. C. L., Pessenda L. C. R., Behling H., Rossetti D. de Fátima, França M. C., Guimarães J. T. F., Friaes Y., Smith C. B. 2012. Holocene palaeoenvironmental history of the Amazonian mangrove belt. *Quaternary Science Reviews*, **55**: 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2012.08.019>.

Congalton R. G. & Green K. 2019. *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices*. Boca Raton, CRC press. <https://doi.org/10.1201/podes/9780429052729>.

Cruz C. C. da, Mendoza U. N., Queiroz J. B., Berrêdo J. F., Costa Neto S. V. da, Lara R. J. 2013. Distribution of mangrove vegetation along inundation, phosphorus, and salinity gradients on the Bragança Peninsula in Northern Brazil. *Plant and Soil*, **370**(1): 393-406. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1619-y>.

Dangendorf S., Hay C., Calafat F. M., Marcos M., Piecuch C. G., Berk K., Jensen J. 2019. Persistent acceleration in global sea-level rise since the 1960s. *Nature Climate Change*, **9**(9): 705-710. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0531-8>.

Deljouei A., Sadeghi S. M. M., Abdi E., Bernhardt-Römermann M., Pascoe E. L., Marcantonio M. 2018. The impact of road disturbance on vegetation and soil properties in a beech stand, Hyrcanian forest. *European Journal of Forest Research*, **137**(6): 759-770. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1138-8>.

Doyle T. W., Girod G. F., Books M. A. 2003. Chapter 12: modeling mangrove forest migration along the southwest coast of Florida under climate change. *In: Ning Z.H., Turner R.E., Doyle T.W., Abdollahi K. (eds.). Integrated assessment of the climate change impacts on the gulf coast region.* [S.l.,s.n]. p. 211-221. Disponível em: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70201525>. Acesso em: nov 20. 2020.

Ellison J. C. 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, **23**(2): 115-137. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9397-8>.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). 2021. *Create Accuracy Assessment Points (Image Analyst)*. Disponível em: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/image-analyst/create-accuracy-assessment-points.htm>. Acesso em: 30 ago. 2021.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2007. *The world's mangroves 1980-2005.* FAO Forestry Paper, 75 p. Disponível em: <https://www.fao.org/3/a1427e/a1427e.pdf>.

Feng S., Liu S., Jing L., Zhu Y., Yan W., Jiang B., Liu M., Lu W., Ning Y., Wang Z., Li Q., Jia J. 2021. Quantification of the environmental impacts of highway construction using remote sensing approach. *Remote Sensing*, **13**(7): 1340. <https://doi.org/10.3390/rs13071340>.

Fernandes M. E. B., Fernandes J. S., Muriel-Cunha J., Sedovim W. R., Gomes I. A., Santana D. S., Sampaio D. S., Andrade F. A. G., Oliveira F. P., Brabo L. B., Silva Júnior M. G., Elias M. P. 2007. Efeito da construção da rodovia PA-458 sobre as florestas de mangue da península bragantina, Bragança, Pará, Brasil. *Scientific Magazine UAKARI*, **3**(1): 55-63. <https://doi.org/10.31420/uakari.v3i1.19>.

Golden Gate Weather Services (GGWS). 2021. *El Niño and La Niña years and intensities.* Disponível em: <http://ggweather.com/enso/oni.htm>. Acesso em: 19 jun. 2021.

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>.

Glynn P. W. 1988 El Niño—Southern Oscillation 1982-1983: nearshore population, community, and ecosystem responses. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **19**(1): 309-346. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.001521>.

Godoy M. D. P. & Lacerda L. D. de. 2015. Mangroves response to climate change: A review of recent findings on mangrove extension and distribution. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, **87**(2): 651-667. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520150055>.

Gonçalves F., Souza Filho P., Paradella W., Miranda F. 2009. Fusão de dados multisensor para a identificação e o mapeamento de ambientes flúvio-estuarinos da Amazônia. *Revista Brasileira de Geofísica*, **27**: 57-67. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2009000500005>.

Google. 2021. *Google Earth Engine*. Disponível em: <https://developers.google.com/earth-engine/datasets>. Acesso em: 10 jan. 2021.

Hamilton S. E. & Casey D. 2016. Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, **25**(6): 729-738. <https://doi.org/10.1111/geb.12449>.

Heenkenda M. K., Joyce K. E., Maier S. W., Bartolo R. 2014. Mangrove species identification: Comparing WorldView-2 with aerial photographs. *Remote Sensing*, **6**(7): 6064-6088. <https://doi.org/10.3390/rs6076064>.

Heumann B. W. 2011. An object-based classification of mangroves using a hybrid decision tree-support vector machine approach. *Remote Sensing*, **3**(11): 2440-2460. <https://doi.org/10.3390/rs3112440>.

Hu Q., Wu W., Xia T., Yu Q., Yang P., Li Z., Song Q. 2013. Exploring the use of google earth imagery and object-based methods in land use/cover mapping. *Remote Sensing*, **5**(11): 6026-6042. <https://doi.org/10.3390/rs5116026>.

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). 2021. *Tempo (chuva acumulada mensal)*. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/Graficos>. Acesso em: 26 mai. 2021.

Jennerjahn T. C., Gilman E., Krauss K. W., Lacerda L. D., Nordhaus I., Wolanski E. 2017. Mangrove Ecosystems under Climate Change. In: Rivera-Monroy V. Lee H., S. Y., Kristensen E, Twilley R. R. (eds.). *Mangrove ecosystems: a global biogeographic perspective: structure, function, and services*. [S.l.], Springer International Publishing, p. 211-244. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62206-4_7.

Kelcey J. & Lucieer A. 2012. Sensor correction of a 6-band multispectral imaging sensor for UAV remote sensing. *Remote Sensing*, **4**(5): 1462-1493. <https://doi.org/10.3390/rs4051462>.

Kirwan M. L. & Murra A. B. 2007. A coupled geomorphic and ecological model of tidal marsh evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**(15): 6118-6122. <https://doi.org/10.1073/pnas.0700958104>.

Kongwongjan J., Suwanpravit C., Thongchumnum P. 2012. Comparison of vegetation indices for mangrove mapping using THEOS data. *Proceedings of the Asia-Pacific Advanced Network*, **33**: 56-64. <https://doi.org/10.7125/apan.33.6>.

Lara R. J. & Cohen M. C. L. 2006. Sediment porewater salinity, inundation frequency and mangrove vegetation height in Bragança, North Brazil: An ecohydrology-based empirical model. *Wetlands Ecology and Management*, **14**(4): 349-358. <https://doi.org/10.1007/s11273-005-4991-4>.

Lara R., Szlafsztein C., Cohen M. C. L., Berger U., Glaser M. 2002. Implications of mangrove dynamics for private land use in Bragança, North Brazil: a case study. *Journal of Coastal Conservation*, **8**(1): 97-102. [https://doi.org/10.1652/1400-0350\(2002\)008\[0097:IOMDFP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1652/1400-0350(2002)008[0097:IOMDFP]2.0.CO;2).

Lindsey R. 2020. *Climate change: global sea level*. Climate Watch Magazine. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-global-sea-level>

Liu S.-L., Liu Q., Wan C., Yan J.-J., Deng L. 2013. Effects of road construction on regional vegetation types. *The Journal of Applied Ecology*, **24**(5): 1192-1198. <http://europepmc.org/abstract/MED/24015533>.

Lucas R., Van de Kerchove R., Otero V., Lagomasino D., Fatoyinbo L., Omar H., Satyanarayana B., Dahdouh-Guebas F. 2020. Structural characterisation of mangrove forests achieved through combining multiple sources of remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, **237**: 111543. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111543>.

Madrid E. N., Armitage A. R., Lopez-Portillo J. 2014. Avicennia germinans (black mangrove) vessel architecture is linked to chilling and salinity tolerance in the Gulf of Mexico. *Frontiers in Plant Science*, **5**: 503. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00503>.

Mafi-Gholami D., Mahmoudi B., Zenner E. K. 2017. An analysis of the relationship between drought events and mangrove changes along the northern coasts of the Persian Gulf and Oman Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **199**: 141-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.10.008>.

Martin L., Suguio K., Flexor J. M. 1993. As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de "deltas" brasileiros. *Boletim IG-USP Publicação Especial*, **15**: 01-186 <https://doi.org/https://doi.org/10.11606/issn.2317-8078.v0i15p01-186>.

Martin L., Suguio K., Flexor J. M., Dominguez, J. M. L., Bittencourt A. C. S. P. 1996. Quaternary Sea-level History and Variation in Dynamics along the Central Brazilian Coast: Consequences on Coastal Plain Construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **68**(3): 303-354.

Marzeion B., Jarosch A. H., Gregory J. M. 2014. Feedbacks and mechanisms affecting the global sensitivity of glaciers to climate change. *Cryosphere*, **8**(1): 59-71. <https://doi.org/10.5194/tc-8-59-2014>.

Maurya K., Mahajan S., Chaube N. 2021. Remote sensing techniques: mapping and monitoring of mangrove ecosystem—a review. *Complex & Intelligent Systems*, **7**(6): 2797-2818. <https://doi.org/10.1007/s40747-021-00457-z>.

McLachlan R. L., Ogston A. S., Asp N. E., Fricke A. T., Nittrouer C. A., Gomes V. J. C. 2020. Impacts of tidal-channel connectivity on transport asymmetry and sediment exchange with mangrove forests. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **233**: 106524. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106524>.

Meade R. H., Dunne T., Richey J. E., Santos U. D. M., Salati E. 1985. Storage and remobilization of suspended sediment in the lower Amazon River of Brazil. *Science*, **228**(4698): 488-490. <https://doi.org/10.1126/science.228.4698.488>.

Meggers B. J. 1994. Archeological evidence for the impact of mega-Niño events on Amazonia during the past two millennia. *Climatic Change*, **28**(4): 321-338. <https://doi.org/10.1007/BF01104077>.

Menezes M., Berger U., Worbes M. 2003. Annual growth rings and long-term growth patterns of mangrove trees from the Braganca Peninsula, North Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, **11**(4): 233-242. <https://doi.org/10.1023/A:1025059315146>.

Mitsch W. J. & Gosselink J. G. 2007. *Wetlands* (4th ed.). Hoboken, John Wiley & Sons, Inc.

Mitsch W. J. & Mander Ü. 2018. Wetlands and carbon revisited. *Ecological Engineering*, **114**: 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.027>.

Mohriak W. 2003. Bacias Sedimentares da Margem Continental Brasileira. In: Bizzi L. A., Schobbenhaus C., Vidotti R. M., Gonçalves J. H. (eds.). *Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil*. Brasília, DF, CPRM, p. 87-165. http://www.cprm.gov.br/publique/media/recursos_minerais/livro_geo_tec_rm/capIII-a.pdf.

- Moon J., Song Y. T., Lee H. 2015. PDO and ENSO modulations intensified decadal sea level variability in the tropical Pacific. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, **120**(12): 8229-8237. <https://doi.org/10.1002/2015JC011139>.
- Munns R. & Tester M. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Review of Plant Biology*, **59**: 651-681. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911>.
- Myint S. W., Gober P., Brazel A., Grossman-Clarke S., Weng, Q. 2011. Per-pixel vs. object-based classification of urban land cover extraction using high spatial resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, **115**(5): 1145-1161. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.12.017>.
- Nascimento W. R., Souza Filho P. W. M., Proisy C., Lucas R. M., Rosenqvist A. 2013. Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **117**: 83-93. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.10.005>.
- Nerem R. S., Beckley B. D., Fasullo J. T., Hamlington B. D., Masters D., Mitchum G. T. 2018. Climate-change-driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **115**(9): 2022-2025. <https://doi.org/10.1073/pnas.1717312115.podes>
- Nguyen D., Clauss K., Cao S., Naeimi V., Kuenzer C., Wagner W. 2015. Mapping rice seasonality in the Mekong Delta with multi-year Envisat ASAR WSM data. *Remote Sensing*, **7**(12): 15868-15893. <https://doi.org/10.3390/rs71215808>.
- Oh R. R. Y., Friess D. A., Brown B. M. 2017. The role of surface elevation in the rehabilitation of abandoned aquaculture ponds to mangrove forests, Sulawesi, Indonesia. *Ecological Engineering*, **100**: 325-334. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.021>.
- Oliveira M. V. C. & Henrique M. C. 2018. No meio do caminho havia um mangue: impactos socioambientais da estrada Bragança-Ajuruteua, Pará. *História, Ciências, Saúde-Manguinhos*, **25**(2): 497-514. <https://doi.org/10.1590/s0104-59702018000200011>.
- Osland M. J., Feher L. C., Griffith K. T., Cavanaugh K. C., Enwright N. M., Day R. H., Staggs 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>.
- Pettorelli N. 2013. *The normalized difference vegetation index*. Oxford, Oxford University Press.
- Pham T. D., Yokoya N., Bui D. T., Yoshino K., Friess D. A. 2019. Remote sensing approaches for monitoring mangrove species, structure, and biomass: Opportunities and challenges. *Remote Sensing*, **11**(3): 230. <https://doi.org/10.3390/rs11030230>.
- Pop A., Zoran M., Braescu C. L., Necsoiu M., Serban F., Petrica A. 1995. Spectral reflectance signification in satellite imagery. In: Photon Transport in Highly Scattering Tissue. International Symposium on Biomedical Optics Europe, *SPIE Proceedings*. Lille, v. 2326, p. 436-447. <https://doi.org/10.1117/12.200851>.
- Rebello-Mochel F. & Ponzoni F. J. 2007. Spectral characterization of mangrove leaves in the Brazilian Amazonian Coast: Turiaçu Bay, Maranhão State. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, **79**(4): 683-692. <https://doi.org/10.1590/s0001-37652007000400009>.

- Robertson L. D. & King D. J. 2011. Comparison of pixel-and object-based classification in land cover change mapping. *International Journal of Remote Sensing*, **32**(6): 1505-1529. <https://doi.org/10.1080/01431160903571791>
- Rovere A., Stocchi P., Vacchi M. 2016. Eustatic and relative sea level changes. *Current Climate Change Reports*, **2**(4): 221-231. <https://doi.org/10.1007/s40641-016-0045-7>.
- Ruwaimana M., Satyanarayana B., Otero V., Muslim A. M., Muhammad Syafiq A., Ibrahim S., Raymaekers D., Koedam N., Dahdouh-Guebas F. 2018. The advantages of using drones over space-borne imagery in the mapping of mangrove forests. *PLoS ONE*, **13**(7): 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200288>.
- Sakti A. D., Fauzi A. I., Wilwatikta F. N., Rajagukguk Y. S., Sudhana S. A., Yayusman L. F., Syahid L. N., Sritaripat T., Principe J. A., Quynh Trang N. T., Sulistyawati E., Utami I., Arief C. W., Wikantika K. 2020. Multi-source remote sensing data product analysis: Investigating anthropogenic and naturogenic impacts on mangroves in Southeast Asia. *Remote Sensing*, **12**(17): 2720. <https://doi.org/10.3390/RS12172720>.
- Saura S. 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing*, **23**(22): 4853-4880. <https://doi.org/10.1080/01431160110114493>.
- Servino R. N., de Oliveira Gomes L.E., Bernardino A. F. 2018. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of the Total Environment*, **628**: 233-240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068>.
- Sherman R. E., Fahey T. J., Martinez P. 2003. Spatial Patterns of Biomass and Aboveground Net Primary Productivity in a Mangrove Ecosystem in the Dominican Republic. *Ecosystems*, **6**(4): 384-398. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0191-8>.
- Soper F. M., MacKenzie R. A., Sharma S., Cole T. G., Litton C. M., Spark J. P. 2019. Non-native mangroves support carbon storage, sediment carbon burial, and accretion of coastal ecosystems. *Global Change Biology*, **25**(12): 4315-4326. <https://doi.org/10.1111/gcb.14813>.
- Souza Filho P. W. M. 2005. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, **23**(4): 427-435. <https://doi.org/10.1590/s0102-261x2005000400006>.
- Souza Filho P. W. M. 2000. Tectonic control on the Coastal Zone geomorphology of the Northeastern Pará State. *Revista Brasileira de Geociências*, **30**(3): 527-530. <https://doi.org/10.25249/0375-7536.2000303527530>.
- Souza Filho P. W. M. & El-Robrini M. 1995. Morfologia, processos de sedimentação e litofácies dos ambientes morfo-sedimentares da planície costeira bragantina, Nordeste do Pará, Brasil. *Geonomos*, **4**(2): 1-16. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v4i2.197>.
- Souza Filho P. W. M. & Paradella W. R. 2002. Recognition of the main geobotanical features along the Bragança mangrove coast (Brazilian Amazon Region) from Landsat TM and RADARSAT-1 data. *Wetlands Ecology and Management*, **10**(2): 121-130. <https://doi.org/10.1023/A:1016527528919>.

- Souza Filho P. W. M. & Paradella W. R. 2005. Use of RADARSAT-1 fine mode and Landsat-5 TM PCA for geomorphological mapping in a microtidal mangrove coast in the Amazon region. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **31**(3): 214-224. <https://doi.org/https://doi.org/10.5589/m05-009>.
- Souza Filho P. W. M., Lessa G. C., Cohen M. C. L., Costa F. R., Lara R. J. 2009. The subsiding macrotidal barrier estuarine system of the Eastern Amazon Coast, Northern Brazil. In: Dillenburg S. R. & Hesp P.A. (eds.). *Geology and geomorphology of Holocene coastal barriers of Brazil*. Berlin, Springer, p.347-375. (Lecture Notes in Earth Sciences, 107). https://doi.org/10.1007/978-3-540-44771-9_11.
- Spalding M., Kainuma M., Collins L. 2010. *World Atlas of Mangroves*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849776608>.
- Suguió K., Martín L., Bittencourt A. C. S. P., Domínguez J. M. L., Flexor J. M., de Azevedo A. 1985. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. *Revista Brasileira de Geociências*, **15**(4): 273-286. <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rbg/article/view/12026/11570>.
- 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>.
- Trimble. 2021. *eCognition*. <https://geospatial.trimble.com/products-and-solutions/ecognition>.
- Trombulak S. C. & Frissell C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, **14**(1): 18-30. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>.
- Twilley R. R. 2008. Mangrove wetlands. In: Fath B. (eds.) *Encyclopedia of ecology*. Amsterdam, Elsevier, 2, p. 546-556. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63768-0.00346-2>.
- United States Geological Survey (USGS). 2021. *EarthExplorer*. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 20 jan. 2021.
- Vaghela B., Chirakkal S., Putrevu D., Solanki H. 2021. Modelling above ground biomass of Indian mangrove forest using dual-pol SAR data. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, **21**: 100457. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100457>.
- Vaiphasa C., Skidmore A. K., Boer W. F. de. 2006. A post-classifier for mangrove mapping using ecological data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **61**(1): 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2006.05.005>.
- Van Coillie F. M. B., Gardin S., Anseel F., Duyck W., Verbeke L. P. C., Wulf R. R. de. 2014. Variability of operator performance in remote-sensing image interpretation: The importance of human and external factors. *International Journal of Remote Sensing*, **35**(2): 754-778. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.873152>.
- Wang D., Wan B., Qiu P., Su Y., Guo Q., Wu X. 2018. Artificial mangrove species mapping using Pléiades-1: An evaluation of pixel-based and object-based classifications with selected machine learning algorithms. *Remote Sensing*, **10**(2): 294. <https://doi.org/10.3390/rs10020294>.
- Wolanski E., Mazda Y., Ridd P. 1992. Mangrove hydrodynamics. In: Robertson A. & Alongi D. (eds.) *Tropical mangrove ecosystems*. Washington, AGU, p. 43-62.

Woodroffe C.D. 1995. Response of tide-dominated mangrove shorelines in Northern Australia to anticipated sea-level rise. *Earth Surface Processes and Landforms*, **20**(1): 65-85. <https://doi.org/10.1002/esp.3290200107>.

Woodroffe C.D. & Grindrod J. 1991. Mangrove biogeography: the role of Quaternary environmental and sea-level change. *Journal of Biogeography*, **18**(5): 479-492. <https://doi.org/10.2307/2845685>.

Woodroffe C.D., Rogers K., McKee K. L., Lovelock C. E., Mendelssohn I. A., Saintilan N. 2016. Mangrove sedimentation and response to relative sea-level rise. *Annual Review of Marine Science*, **8**: 243-266. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-034025>.

Wulder M. A., Loveland T. R., Roy D. P., Crawford C. J., Masek J. G., Woodcock C. E., Allen R. G., Anderson M. C., Belward A. S., Cohen W. B., Dwyer J., Erb A., Gao F., Griffiths P., Helder D., Hermosilla T., Hipple J. D., Hostert P., Hughes M. J., Zhu Z. 2019. Current status of Landsat program, science, and applications. *Remote Sensing of Environment*, **225**: 127-147. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.015>.

Ye S., Pontius R. G., Rakshit R. 2018. A review of accuracy assessment for object-based image analysis: From per-pixel to per-polygon approaches. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **141**: 137-147. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.04.002>.

Young L. B. 2018. *The effects of anthropogenic degradation on tropical mangrove forests and surrounding ecosystems in Akumal, Mexico*. BSc Dissertation, University of Dundee, Dundee, 89 p.

Zhao X., Rivera-Monroy V. H., Wang H., Xue Z. G., Tsai C. F., Willson C. S., Castañeda-Moya E., Twilley R. R. 2020. Modeling soil porewater salinity in mangrove forests (Everglades, Florida, USA) impacted by hydrological restoration and a warming climate. *Ecological Modelling*, **436**: 109292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109292>.

Zulfa A. W., Norizah K., Hamdan O., Faridah-Hanum I., Rhyma P. P., Fitrianto A. 2021. Spectral signature analysis to determine mangrove species delineation structured by anthropogenic effects. *Ecological Indicators*, **130**: 108148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108148>.

Zylshal Sulma S., Yulianto F., Nugroho J. T., Sofan P. 2016. A support vector machine object based image analysis approach on urban green space extraction using Pleiades-1A imagery. *Modeling Earth Systems and Environment*, **2**(2): 54. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0108-8>.