Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management

Volume 24(2): December 2024

ISSN 1646-8872

Editor-in-Chief Prof. Francisco Taveira Pinto

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management

Volume 24, Issue 2
December 2024

Editorial Board

Francisco Taveira Pinto
Editor-in-Chief
<fpinto@fe.up.pt>

Paulo Rosa-Santos
Associate Editor
<pjrsantos@fe.up.pt>

Tiago Ferradosa
Associate Editor
<tferradosa@fe.up.pt>

Ana Margarida Bento
Section Editor
<anabento@fe.up.pt>

José Pinho
Section Editor
<jpinho@civil.uminho.pt>

A. Rita Carrasco
Section Editor
<azarcos@ualg.pt>

RGCI/JICZM (ISSN: 1646-8972) is published quaterly
by an editorial pool composed by APRH, FEUP, CIMA, UNIVALI, UFRN and UPORTO
Correspondence: aprh@aprh.pt

Publishers
Editorial consortium comprising:

- APRH - Associação Portuguesa dos Recursos Hidricos, LNEC, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, Portugal.
  e-mail: aprh@aprh.pt. web page: http://www.aprh.pt
- Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA), Rede de infraestrutura em Recursos Aquáticos (ARNET), Universidade do Algarve, Faculdade de Ciencias e Tecnologia, Edificio 7, Campus Universitario de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal.
  e-mail: cima@ualg.pt. web page: http://www.cima.ualg.pt
- UNIVALI - Universidade do Vale do Itajai, Rua Uruguai, 458 - Centro, Itajai, SC, 88302-901 , Brazil
  web page: http://www.univali.br
- UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caixa Postal 1524, Natal, RN, 59078-970 Brazil
  web page: https://www.sistemas.ufm.br
- FEUP/UPORTO - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua Dr. Roberto Frias, s/n 4200-465 Porto Portugal. web page: https://sigarra.up.pt/feup/pt/web_page.inicial

Secretariat
Ana Estêvão (APRH), André Cardoso (APRH)

Copy editing
Francisco Taveira Pinto, Paulo Rosa Santos, Tiago Ferradosa, A. Rita Carrasco, Ana Margarida Bento

Formatting and pagination
André Cardoso (APRH)

Web page
André Cardoso (APRH)

SciELO DTD markup
APRH

Cover design
Francisco Taveira Pinto, Paulo Rosa Santos

ISSN: 1646-8872

Revista de Gestão Costeira Integrada

Journal of Integrated Coastal Zone Management

24(2) – December 2024

Table of Contents

Editorial Note

F. Taveira-Pinto, A. R. Carrasco, P. Rosa-Santos, A. M. Bento, T. Fazeres-Ferradosa
Integrating Remote Sensing and Governance Strategies for Sustainable Coastal and Marine Management..... 97-99

Articles

Jairson Alberto Sam, Cristiane Nunes Francisco, Pedro José Farias Fernandes, Tiago Fernando de Holanda
Mapeamento do índice de sensibilidade no litoral da Guiné-Bissau por Geobia e Machine Learning..... 101-117

Maiane Rodrigues do Nascimento, Henrique Ravi Rocha de Carvalho Almeida, Djane Fonseca da Silva
Análise e mapeamento da degradação costeira do litoral de Maceió – Alagoas, Brasil..... 119-132

Thaiane Santos da Silva, Monica Ferreira da Costa
Padrões de deposição e relação entre lixo marinho e arribadas em praias arenosas na ilha de Itamaracá (PE)..... 133-161

Thaiane Santos da Silva, Monica Ferreira da Costa
Advances and challenges for ocean governance in the republic of Panama..... 163-183

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Journal of Integrated Coastal Zone Management (2024) 24(2): 97-99
© 2024 APRH
ISSN 1646-8872
DOI 10.5894/rgci-n667
url: https://www.aprh.pt/rgci/rgci-n667.html

Editorial note / *Nota editorial*

INTEGRATING REMOTE SENSING AND GOVERNANCE STRATEGIES FOR SUSTAINABLE COASTAL AND MARINE MANAGEMENT

F. Taveira-Pinto[@ 1], A. R. Carrasco[2], P. Rosa-Santos[1], A. M. Bento[1], T. Fazeres-Ferradosa[1]

Marine and coastal areas can now be effectively monitored through remote sensing techniques, which not only facilitate the analysis of vast regions but also enable tracking their changes and trajectories over time. The research presented in this issue offers practical examples, including the use of satellite imagery for monitoring coastal erosion and tracking oil spills. Additionally, two other notable studies focus on diagnosing marine and coastal challenges, specifically related to marine pollution and ocean governance.

By using remote Sensing tools, Rodrigues do Nascimento *et al*. (2025) analyze the degradation of beach features along the coastline of Maceió, Brazil, identifying potential risk points and levels of vulnerability associated with erosion and degradation processes using remote sensing tools. To assess the dynamics of Maceió's shoreline, the study employed the open-source software Coastal Analyst System from Space Imagery Engine, by using Sentinel-2 imagery (Rodrigues do Nascimento *et al*., 2025). The adopted methods enabled the accurate identification of vulnerabilities, including erosion hotspots across the studied beaches, as well as the recommendation of mitigation measures aimed at promoting sustainable coastal management.

In the marine area, Sami *et al*. (2025) generated a Coastal Sensitivity Index map for an area along the Guinea-Bissau coast, also based on Sentinel-2 imagery analysis. The methods involved several steps to create a land cover map using GEOBIA (Object-Based Image Analysis) combined with machine learning classification (Sami *et al*., 2025). This study not only highlights the vulnerability of the Guinean coast to oil spills during tanker passages but also suggests that the methodologies used can be easily adapted and applied to other regions of study.

In addressing challenges faced by coastal areas, particularly pollution, Santos da Silva and Ferreira da Costa (2025) explore the interaction between marine litter and beach wrack on Itamaracá Island. Located in Pernambuco on Brazil's northeastern coast, about 50 km north of Recife, Itamaracá Island is the study area. From an integrated perspective, the research investigates the relationship between marine litter and stranded biomass deposition, both of which are influenced by meteo-oceanographic variables. These components play a crucial role in the flow of marine debris within coastal ecosystems. It is assumed that both litter and stranded biomass are underestimated in regional marine pollution records, limiting the understanding of their actual deposition. The presence of debris with varying degrees of entanglement reflects a lack of adequate mitigation measures to address pollution from diverse marine debris sources. The findings emphasize that effective pollution prevention and transformation of beach dynamics depend on comprehensive environmental management efforts (Santos da Silva and Ferreira da Costa, 2025).

Finally, in the context of opportunities and benefits offered by coastal and marine regions, the study by Samudio *et al*. (2025) underscores the importance of integrating ocean sustainable governance principles into the management of Panama's maritime sector. This approach is vital for addressing present challenges and ensuring long-term benefits within the framework of the 2030 Agenda for Sustainable Development. Their review, based on document analysis from both national and international sources following key

@ Corresponding author: fpinto@fe.up.pt

1 Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Departamento de Engenharia Civil e Georecursos, Secção de Hidráulica, Recursos Hídricos e Ambiente, Porto, Portugal.

2 Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA), Rede de infraestrutura em Recursos Aquáticos (ARNET), Universidade do Algarve, Faro, Portugal.

Submission: 4 JUN 2025; Available on-line: 5 JUN 2025

aspects of the Decalogue, describes Panama's current marine governance status. It highlights a significant lack of adequate governance mechanisms, despite recognition of advances in the international normative framework at the national level. The work stresses the need for interdisciplinary research as a core component for planning, implementing, and evaluating management strategies, advocating for the strengthening of Panama's National Ocean Policy. The authors conclude that an integrated public policy, focused on governing strategic coastal and marine spaces, and aimed at restoration, conservation, and protection through sustainability and social justice, is essential for the nation's overall sustainability (Samudio *et al*., 2025).

DETEÇÃO REMOTA E ESTRATÉGIAS DE GOVERNANÇA PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL COSTEIRA E MARINHA

As áreas marinhas e costeiras podem ser monitorizadas de forma eficaz por meio de técnicas de deteção remota, que não só facilitam a análise de regiões extensas, mas também permitem acompanhar as mudanças e trajetórias ao longo do tempo. Os estudos publicados nesta edição apresentam exemplos práticos desta aplicação, incluindo o uso de imagens de satélite para monitorizar a erosão costeira e mapear derrames de petróleo. Além disso, dois outros estudos abordam formas de diagnóstico de zonas marinhas e costeiras, especificamente relacionadas com a poluição marinha e com estratégias de governança dos oceanos.

Com recurso a ferramentas de deteção remota, Nascimento et al. (2025) analisam a degradação das praias ao longo do litoral de Maceió, Brasil, identificando potenciais locais de risco e avaliando os níveis de vulnerabilidade associados aos processos de erosão e degradação. Para avaliar a dinâmica na posição da linha de costa de Maceió, o estudo utilizou o software de código aberto Coastal Analyst System da Space Imagery Engine, com recurso a imagens Sentinel-2. A metodologia aplicada possibilitou a identificação das vulnerabilidades costeiras, incluindo os focos de erosão nas praias estudadas, bem como a recomendação de medidas de mitigação que visam promover a gestão costeira sustentável.

Sami et al. (2025) geraram um mapa do Índice de Sensibilidade Costeira para uma área ao longo da costa da Guiné-Bissau, também com base na análise de imagens Sentinel-2. Os métodos envolveram várias etapas para criar um mapa de ocupação do solo utilizando a GEOBIA (Object-Based Image Analysis), combinada com uma classificação de análise automática. Este estudo não só evidencia a vulnerabilidade da costa guineense aos derrames de hidrocarbonetos durante a passagem de petroleiros, como também sugere que as metodologias utilizadas podem ser facilmente adaptadas e aplicadas a outras regiões.

Ao abordar os riscos enfrentados pelas zonas costeiras, em particular a poluição, Silva e Costa (2025) analisam a interação entre o lixo marinho e os resíduos de vegetação nas praias da Ilha de Itamaracá, localizada em Pernambuco, no litoral nordestino do Brasil, cerca de 50 km a norte de Recife. A partir de uma perspetiva integrada, a análise revela a existência de uma relação entre o lixo marinho e a deposição de biomassa ('arribadas'), ambos influenciados por variáveis meteo-oceanográficas. Estes componentes desempenham um papel crucial no transporte de detritos marinhos nos ecossistemas costeiros. Parte-se do princípio de que tanto o lixo como a biomassa são subestimados nos registos regionais de poluição marinha, o que limita a compreensão da sua real deposiçãoa. A presença de vários aglomerados de detritos marinhos reflecte a falta de medidas de atenuação adequadas para lidar com a poluição proveniente de diversas fontes. Os resultados enfatizam que a prevenção eficaz da poluição e a transformação da dinâmica das praias dependem de esforços concertados de gestão ambiental.

Por fim, no contexto das oportunidades e benefícios oferecidos pelas regiões costeiras e marinhas, Samudio et al. (2025) sublinham a importância de se integrarem os princípios da governaça sustentável dos oceanos na gestão do sector marítimo do Panamá. Esta abordagem é vital para enfrentar os desafios actuais e garantir benefícios a longo prazo no âmbito da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. A sua revisão, baseada na análise de documentos de fontes nacionais e internacionais que seguem os principais aspectos do Decálogo, descreve o atual estado da governaça marinha do Panamá. Destaca uma falta significativa de mecanismos de governação adequados, apesar do reconhecimento dos avanços no quadro normativo internacional a nível nacional. O trabalho salienta a necessidade de investigação interdisciplinar como componente central para o planeamento, implementação e avaliação de estratégias de gestão, defendendo o reforço da Política Nacional dos Oceanos do Panamá. Os autores concluem que uma política pública integrada, centrada na governaça de espaços costeiros e marinhos estratégicos, e orientada para o restauro, conservação e proteção através da sustentabilidade e da justiça social, é essencial para a sustentabilidade global da nação.

REFERÊNCIAS

Sami, Jairson Alberto; Francisco, Cristiane Nunes; Fernandes, Pedro José Farias; Fernando de Holanda, Tiago (2024). Mapeamento do índice de sensibilidade no litoral da Guiné-Bissau por Geobia e Machine Learning, 24(2). pp. 101-117. DOI: 10.5894/rgci-n568

Rodrigues do Nascimento, Maiane; Almeida, Henrique Ravi Rocha de Carvalho; Fonseca da Silva, Djane (2024). Análise e mapeamento da degradação costeira do litoral de Maceió – Alagoas, Brasil, 24(2). pp. 119-132. DOI: 10.5894/rgci-n596

Santos da Silva, Thaiane; Ferreira da Costa, Monica (2024). Padrões de deposição e relação entre lixo marinho e arribadas em praias arenosas na ilha de Itamaracá (PE), 24(2). pp. 133-161. DOI: 10.5894/rgci-n617

Samudio, Milagros González; Ferguson, Edgardo Díaz; Granado, Pedro Arenas (2024). Advances and challenges for ocean governance in the republic of Panama, 24(2). pp. 163-183. DOI: 10.5894/rgci-n619

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Journal of Integrated Coastal Zone Management (2024) 24(2): 101-117
© 2024 APRH
ISSN 1646-8872
DOI 10.5894/rgci-n568
url: https://www.aprh.pt/rgci/rgci-n568.html

MAPEAMENTO DO ÍNDICE DE SENSIBILIDADE NO LITORAL DA GUINÉ-BISSAU POR GEOBIA E *MACHINE LEARNING*

Jairson Alberto Sami[@ 1], Cristiane Nunes Francisco[1], Pedro José Farias Fernandes[1], Tiago Fernando de Holanda[1]

RESUMO: Este trabalho tem como objetivo gerar o Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) ao derramamento de óleo na costa da Guiné-Bissau. Localizada na zona tropical da África Ocidental, a Guiné-Bissau possui uma extensa zona costeira, com predominância de amplitude de maré alta, que influencia o interior do continente até 150 km, com 22% do território inundado durante a estação chuvosa. A metodologia foi baseada nas Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração das Cartas de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo (Cartas SAO), desenvolvida pelo Ministério de Meio Ambiente (MMA) do Brasil, utilizando a análise de imagens baseada em objetos geográficos (GEOBIA) e aprendizado de máquina para classificação da cobertura da terra em uma imagem Sentinel (maio de 2020). Após a segmentação da imagem e coleta de amostras, foram extraídos atributos da imagem (média e desvio padrão das bandas espectrais e índices de vegetação). A precisão de diferentes algoritmos de aprendizado de máquina foi avaliada (*Random Forest*, *Support Vector Classifier*, *Gradient Boosting* e *Multilayer Perceptron*). O algoritmo *Random Forest* apresentou o maior acurácia (0.97) e foi utilizado para a classificação final da cobertura da terra, que foram reclassificadas para valores de ISL. A área de estudo apresenta valores de ISL variando de 3 a 10. No entanto, os índices mais altos (8, 9 e 10) representaram 94.4% da área mapeada e são consideradas as unidades onde é mais difícil remover o óleo. Considerando a vulnerabilidade do país à exposição de petroleiros que atravessam o Golfo de Guiné, o ISL é uma ferramenta importante na mitigação dos danos ambientais causados por derramamentos de óleo na costa guineense.

Palavras-chave: risco de derramamento de óleo, gerenciamento costeiro, mangue, aprendizagem de máquina, processamento de imagem.

ABSTRACT: *This work aims to generate the map of the Coastal Sensitivity Index (CSI) to oil spill for an area in the Guinea-Bissau coast. Located in the tropical zone of West Africa, Guinea-Bissau has an extensive coastal zone, with a predominance of high tide amplitude, which influences the interior of the continent by up to 150 km, causing around 22% of the territory to be flooded during the rainy season. The methodology was based on the Technical Specifications and Standards for the Preparation of Environmental Sensitivity Charts for Oil Spills in Brazil (SAO Charts), developed by the Brazilian Ministry of Environmental (MMA), using geographic object-based image analysis (GEOBIA) and machine learning for land cover classification of a Sentinel image (May 2020). After image segmentation and sample collection, image attributes were extracted (mean and standard deviation of spectral bands and vegetation indices). The accuracy of different machine learning algorithms was evaluated (Random Forest, Support Vector Classifier, Gradient Boosting and Multilayer Perceptron). The Random Forest algorithm presented the highest accuracy (0.97) and was used for the final land cover classification, that were reclassified to CSI values. The study area shows CSI values ranging from 3 to 10. However, the highest indices (8, 9 and 10) represented 94.4% of the mapped area and are considered as the most difficult units to remove oil. Considering the country's vulnerability to the exposure of oil tankers crossing the Gulf of Guinea, the CSI is an important tool in mitigating environmental damage caused by oil spills in the Guinean coast.*

Keywords: *oil spillage risk, coastal environment management, mangrove, machine learning, image processing.*

@ Corresponding author: jairsonalberto@id.uff.br

1 Universidade Federal Fluminense

Submission: 2 AGO 2023; Peer review: 7 MAY 2024; Revised: 14 OCT 2024; Accepted: 14 OCT 2024; Available on-line: 19 MAR 2025

1. INTRODUÇÃO

A indústria petrolífera teve o seu início no século XIX e consolidou-se no século XX, tornando-se um dos principais setores económicos do mundo. No entanto, apesar dos grandes avanços tecnológicos verificados no setor, os acidentes ainda são recorrentes (Martins *et al*., 2013) e causam grandes danos aos ecossistemas, com consequências para as populações humanas e para a economia (Nwilo & Badejo, 2006).

Apesar da redução do derramamento de óleo a nível mundial, devido aos avanços tecnológicos e à melhoria de condições de segurança do transporte marítimo, o risco ainda é considerado alto, visto que nos últimos anos houve um aumento significativo do comércio de petróleo a nível mundial. As principais rotas dos navios petroleiros situam-se no Oceano Atlântico, a oeste da Europa, onde ocorreram 57% dos principais acidentes registrados nos últimos 50 anos, enquanto, nas águas próximas da África do Sul, apenas 13%, assim como no continente americano, enquanto os 17% restantes ocorreram em águas asiáticas (Galieriková & Materna, 2020).

Nos últimos anos, a indústria petrolífera tem investido em pesquisas em África, devido aos resultados encorajadores obtidos no Golfo da Guiné e na bacia do Congo, bem como em outras áreas do continente. Observa-se que, em quase todos os países africanos, já está em atividade a exploração ou a produção de petróleo (Graham & Ovadia, 2019). Segundo os dados da *United States Energy Information Administration* (EIA), as reservas petrolíferas existentes em África cresceram mais de 240% entre 1980 e 2013.

Segundo a ANEME (2018), Guiné-Bissau não dispõe de petróleo viável comercialmente, no entanto, a sua presença na costa offshore está comprovada, bem como já há concessionárias operando nas atividades exploratórias. Além disso, com as descobertas de grandes reservas de petróleo nos países vizinhos, localizados na mesma formação geológica -Senegal, Mauritânia e Gâmbia, acredita-se que possa haver viabilidade comercial.

No entanto, apesar dos dados sobre derramamentos de óleo na costa da Guiné-Bissau serem escassos, esse país está situado em uma área de risco de acidentes de óleo, pois, na região da África Ocidental, encontram-se grandes países produtores de petróleo, tais como Nigéria, Costa do Marfim, Gana e Mauritânia. O intenso tráfego de navios e de petroleiros que atravessam sua costa, associado aos desafios enfrentados por países vizinhos, sugerem um risco indireto para o país. A Nigéria, inclusive, registra um histórico de frequentes derramamentos de óleo, decorrente tanto da extração quanto do transporte de petróleo, exacerbados por atividades de pirataria, sabotagem e infraestrutura envelhecida. Entre 1976 e 2019, ocorreram mais de 12 mil eventos na Nigéria, principalmente na região do Delta do Níger, causando danos ambientais de grande escala (Graham & Ovadia, 2019; Nwilo & Badejo, 2006).

Os estudos sobre o mapeamento do derramamento de óleo e a avaliação dos impactos iniciaram-se na década de 1970 pelo grupo de pesquisadores da Divisão de Pesquisa Costeira do Departamento de Geologia da Universidade da Carolina do Sul, nos Estados Unidos (Hayes *et al*., 1977). A Carta SAO - Cartas de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo, criada na mesma década, tornou-se uma importante ferramenta técnico-gerencial para priorização dos ambientes sensíveis visando a proteção da costa e redução dos impactos em caso de acidentes com derrame de óleo (Michel *et al*., 1978). Martins *et al*. (2013) referem que existem várias metodologias para elaboração das Cartas SAO, que usam o cálculo matricial para avaliar, com base na sensibilidade dos ecossistemas, os impactos culturais, os tipos de costa, os impactos económicos, entre outros fatores.

A metodologia da Carta SAO, conforme as Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração das Cartas SAO, desenvolvida pelo Ministério de Meio Ambiente (MMA) para o Brasil, é baseada em três informações principais: recursos biológicos, usos humanos dos espaços e recursos (atividades socioeconómicas) e sensibilidade dos ecossistemas costeiros e marinhos, sendo que este último incorpora o Índice de Sensibilidade ao Litoral - ISL (Brasil, 2002). Este índice, a mais importante informação da metodologia, é responsável por medir a sensibilidade do ambiente costeiro ao óleo em relação às características geomorfológicas - hidrodinâmica, substrato e declividade do litoral; e às características biológicas - vegetação e animais (Marinho & Nicolodi, 2019; Brasil, 2002).

A maioria dos métodos de classificação de ISL são derivados da *National Oceanic and Atmospheric Administration* - NOAA, que classifica a sensibilidade da costa de acordo com as características geomorfológicas, sensibilidade a derramamentos de óleo, persistência natural do óleo e condições de limpeza e remoção do óleo (Jensen *et al*., 1998; Brasil, 2002). Os costões rochosos são classificados com sensibilidade de 1 a 2, as praias arenosas, de 3 a 6, e as planícies de maré arenosa ou lamosa e margens vegetadas, classificadas de 7 a 10 (Marinho e Nicolodi, 2019; Brasil, 2002).

A metodologia desenvolvida no Brasil para geração do ISL também deriva da NOAA, mas com ligeiras adaptações à realidade local. Mantém-se a escala, porém com variações na atribuição do índice às feições costeiras. Acrescenta-se, também, que os valores da escala não representam a quantificação absoluta da sensibilidade ao óleo, por exemplo: o índice ISL 6 não é seis vezes mais sensível do que o ISL 1 (Brasil, 2002).

Graham & Ovadia (2019) referem-se às leis que regulamentam a indústria petrolífera nos países africanos, que entraram nos últimos anos na exploração e produção de petróleo, como frágeis ou quase inexistentes sob a ótica ambiental. Como o Brasil tem um ambiente tropical semelhante ao da África Ocidental (Christopher *et al*., 2021; Aragão *et al*., 2021), acredita-se que as leis ambientais brasileiras podem servir de base para esta região da África e, entre elas, a necessidade da elaboração das Cartas SAO.

Muitos estudos empregam Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para implementar as normas que regulamentam a elaboração da Carta SAO em diferentes países (Marinho *et al*., 2021; Marinho & Nicolodi, 2019; Aps *et al*., 2016; Pincinato *et al*., 2009). Pincinato *et al*. (2009) propõem uma abordagem de classificação automatizada através dos SIG para gerar ISL. Esta proposta também considera a sazonalidade no habitat quanto à sensibilidade do óleo, pois como as condições ambientais e a sua relevância mudam durante o ano, o ISL precisa ser adaptado a cada estação.

O sensoriamento remoto também constitui uma importante fonte de dados para a elaboração da Carta SAO, uma vez que permite o mapeamento e detecção das mudanças no uso e cobertura de terra (Arvor *et al*., 2013; El Mahrad *et al*., 2020). El Mahrad *et al*. (2020) mostram que a evolução da contribuição de sensoriamento remoto no mapeamento e gestão ambiental costeira e marinha, principalmente os dados obtidos por satélite, possuem a vantagem de mapear grandes áreas com base em séries temporais longas e grande volume de informações espectrais, além de ter um custo menor em comparação a outros meios remotos. Muler *et al*. (2011) também apontam que o uso das geotecnologias constitui uma ferramenta de grande relevância para o estudo das zonas costeiras, pois permite a rapidez e a exatidão na obtenção dos dados que auxiliam na tomada de decisão sobre os diversos problemas do litoral.

O grande volume de dados obtidos nos últimos anos em sensoriamento remoto tornou necessário um processamento robusto, preciso e eficaz. A busca incessante para atender a essa demanda proporcionou aplicações de algoritmos de *machine learning* (aprendizagem de máquina) para a classificação de imagens multiespectrais (Hänsch, 2020). Além disso, há aplicações bem sucedidas na literatura de sensoriamento remoto de *machine learning* em conjunto com GEOBIA (*Geographic object-based image analysis*) na classificação de imagens (Xie & Niculescu, 2021; Maxwell *et al*., 2015).

Beneditti *et al*. (2016) afirmam que as áreas litorais, em geral, são consideradas muito sensíveis ao derramamento de óleo, assim a prevenção e a criação de medidas mitigadoras do derramamento de óleo na zona costeira guineense são de extrema importância. Além disso, Guiné-Bissau possui uma lacuna científica nesta temática, pois há poucos trabalhos produzidos.

Desta forma, este estudo tem como objetivo determinar o Índice de Sensibilidade ao Litoral (ISL) ao derramamento de óleo para Guiné-Bissau com a aplicação da metodologia proposta nas Especificações e Normas Técnicas para Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo, desenvolvida no Brasil no ano 2002. Para isso, foi gerado um mapa de cobertura da terra através da classificação de imagens de satélite por análise baseada em objetos geográficos (*GEOBIA*), com base em algoritmos de aprendizagem de máquina, a fim de indicar a sensibilidade ao óleo no litoral.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo (Figura 1) é representativa da costa da Guiné-Bissau, um país com relevo plano a suave ondulado, situado na zona costeira oeste do continente africano, formada por uma parte continental e um conjunto de mais 88 ilhas e ilhéus (ANEME, 2018). Situado na região tropical, apresenta duas estações no ano, a chuvosa, que começa em meados de maio e termina em meados de novembro e, a seca, que corresponde aos seis meses restantes (Weather Spark, 2022).

Segundo a projeção da Organização das Nações Unidas (ONU) para 2022, a população guineense é de 2 milhões de habitantes (ONU, 2022) A maioria vive na zona litorânea, e a capital do país, Bissau, a mais populosa, alberga aproximadamente 25% dos habitantes (Fandé *et al*., 2020). A população guineense é muito dependente do litoral, apenas a região de Gabú situa-se exclusivamente no interior, com a sua economia baseada na agricultura e pesca. As áreas do litoral, como são inundadas periodicamente, na sua maioria, são compostas por campos e cultivo de arroz das comunidades tradicionais (ANEME, 2018).

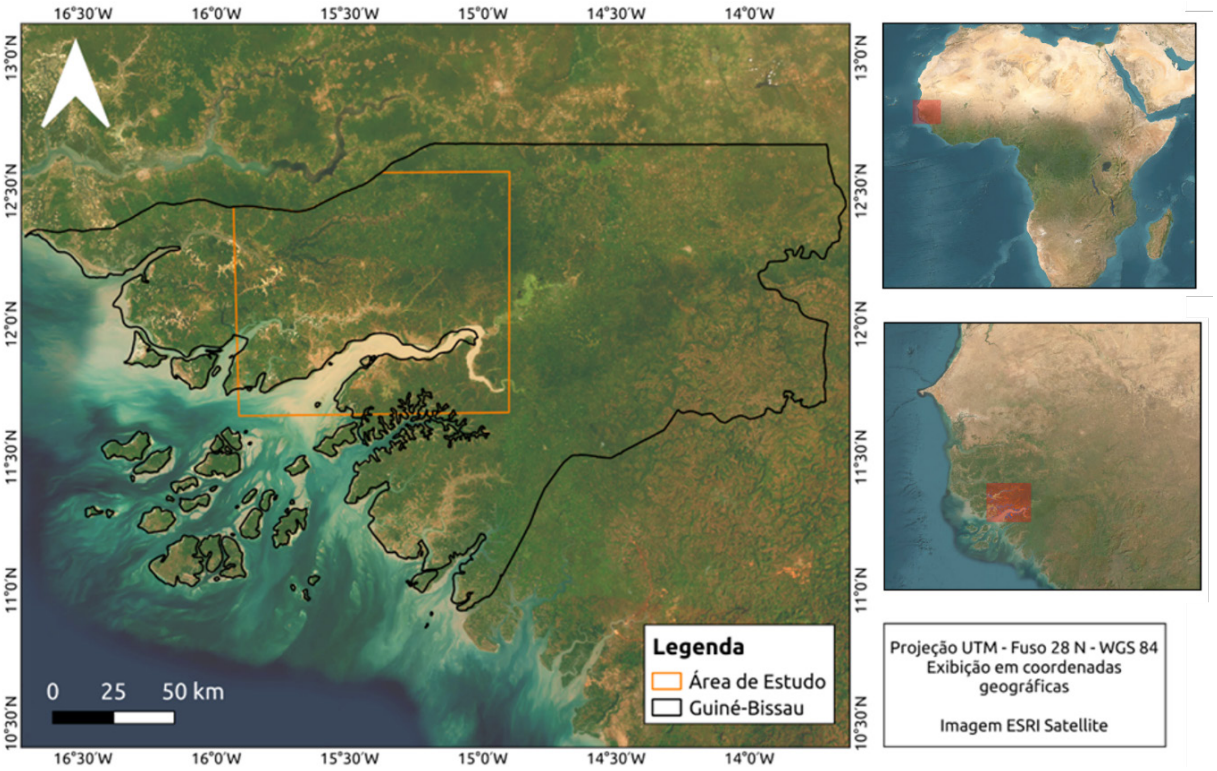

Figura 1. Localização da área de estudo.

O litoral guineense é caracterizado pela baixa altitude, com maior parte do território localizado abaixo de 40 m e, máxima altitude, de 300 m, correspondente à colina de Boé (Banco Mundial, 1992). Dos 36.1 mil km² que compõem o território nacional, 77% são superfícies emersas, e o restante fica total ou parcialmente inundado em alguma época do ano. A baixa declividade do terreno associada à predominância de elevada amplitude das marés fazem com que os seus efeitos sejam sentidos até 150 km para o interior do continente. As planícies costeiras são recortadas por um sistema complexo de canais, onde os principais rios do país - Cacheu, Geba e Corubal, que drenam os planaltos no interior, atravessam e desaguam em largos estuários, invadidos periodicamente pela maré (Banco Mundial, 1992).

No presente artigo, a zona costeira foi delimitada com base na cota 10 m do MDE Copernicus, que abrange 7.9 mil km² e corresponde a 22% do território nacional guineense (Figura 2). ANEME (2018) indica que 23% do território da Guiné-Bissau está parcial ou completamente inundado em algum período do ano, devido à penetração da maré no interior do continente e às ocorrências de chuvas, aumentando a vulnerabilidade das residências construídas nas zonas úmidas/litorâneas de Guiné-Bissau (Fandé *et al*., 2020).

A vegetação é dividida em três principais zonas: litoral - composto por mangue; palmares de transição - formada de mistura de floresta e savana; e interior - dominado pelas savanas arbóreas e gramíneas (Banco Mundial, 1992). Na extensa faixa litoral guineense, observam-se oito espécies de mangue: *Acrostichum aureum, Avicennia germinans, Conocarpus erectus, Laguncularia racemosa, Machaerium lunatum, Rhizophora mangle, R. harrisoniae e R. racemosa* (Banco Mundial, 1992), sendo que a *Avicennia* e a *Rhizophora mangleas* são as espécies dominantes (UNEP, 2007).

Esta floresta constitui uma das áreas mais ricas da África Ocidental no que diz respeito à diversidade e produtividade biológica (Maretti, 2002). O manguezal é um dos principais ecossistemas de transição que estabiliza a linha costeira e reduz impactos ambientais, fundamental para a manutenção da costa. No entanto, devido ao excesso de exploração, torna-se um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (Viegas *et al*., 2019), além de também ser considerado sensível às mudanças bruscas, entre elas, causadas por vazamento do petróleo e derivados (Beneditti *et al*., 2016).

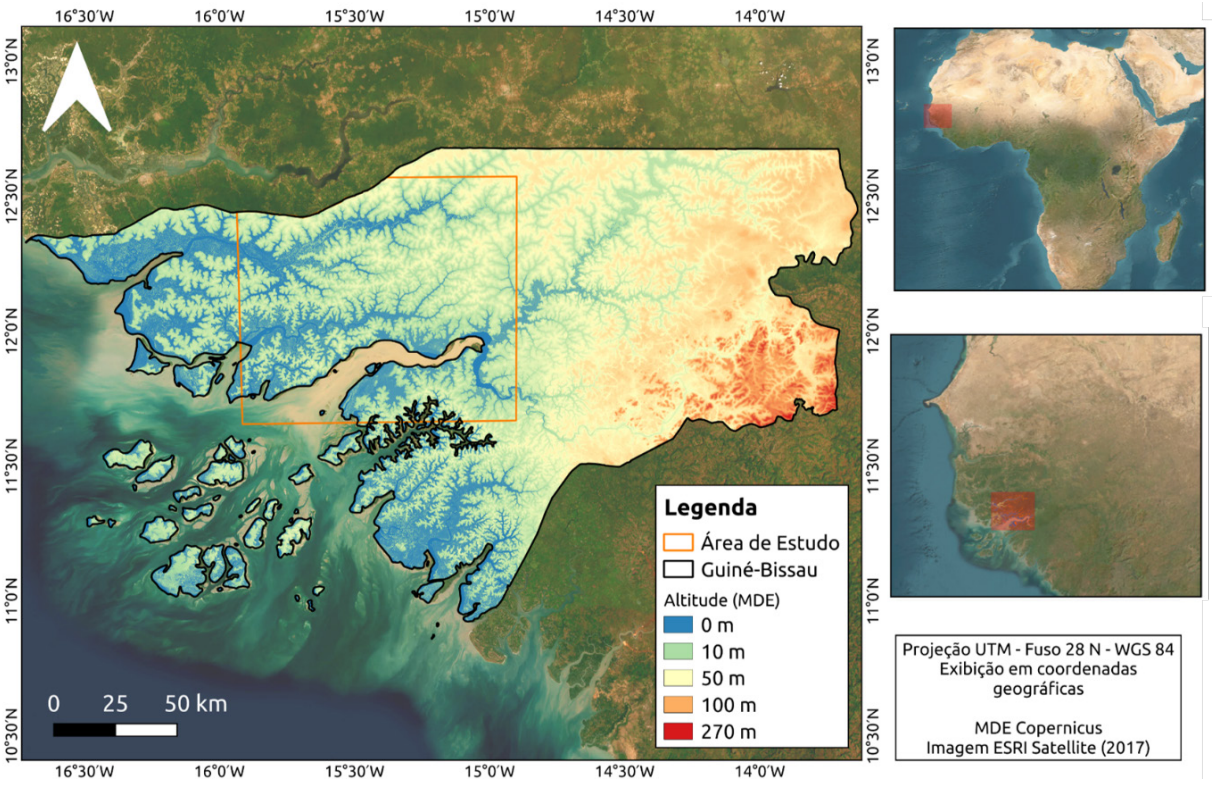

Figura 2. Modelo Digital de Elevação da Guiné-Bissau.

A particularidade do ecossistema costeiro guineense e o seu papel na conservação das espécies têm muita relevância na conservação da fauna, como é o caso de aves migratórias, golfinhos, hipopótamos e tartarugas. A Guiné-Bissau é frequentada por três espécies de tartarugas-marinhas: a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), a tartaruga-olivácea (*Lepidochelys olivacea*) e tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), sendo que esta última está em perigo de extinção (IBAP, 2022).

Segundo o IBAP (2022), 23% do território nacional é constituído por áreas protegidas, na qual ⅔ correspondem a espaços marinhos ou estuarinos. Ressalta-se que no delta do Cacheu, situado no Parque Natural dos Tarrafes de Cacheu, destinado à preservação de mangue, encontra-se o maior bloco contínuo de manguezal da África Ocidental, que corresponde a 66% do mangue existente na Guiné-Bissau (Rabelo *et al*., 2018).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo focou-se na cena do Sentinel localizada nas coordenadas 12°43'48.9"N, 15°55'31.8"W e 11°42'08.3"N, 15°00'25.9"W na zona litoral guineense (Figura 1), constituída por uma área plana localizada entre a linha de costa até a altitude de 7 m, correspondente a área atingida pela maré média em Guiné-Bissau (Tábua de Maré, 2022). Considerando o aumento da magnitude dos eventos extremos (Barry *et al*., 2018), face às alterações climáticas, bem como a forte ruptura de declive entre a planície e as encostas abruptas do relevo, considerou-se a cota de 10 m como limite da zona costeira em estudo (Figura 2).

3.1. Materiais

Neste trabalho, foram utilizadas as imagens do satélite Sentinel-2/MIS de maio de 2020 (mês correspondente ao auge do período seco da região para facilitar a discriminação da vegetação) disponíveis na página do *United States Geological Survey* (USGS). Foram transferidas as seguintes bandas espectrais: B02 - azul (*Blue*) 490 nm, B03 - verde (*Green*) 560 nm, B04 - vermelho (*Red*) 665 nm, B08 - infravermelho próximo (*NIR*) 842 nm; e B011 - infravermelho de ondas curtas (*SWIR*) 1.610 nm. As imagens do Sentinel-2 apresentam a maior resolução espacial, entre as imagens gratuitas disponíveis (bandas do visível e a *NIR* com 10 m e banda do *SWIR* com 20 m).

Como dados auxiliares, foram utilizados o Modelo Digital de Elevação (MDE) Copernicus, com resolução espacial de 10 m, adquirido no repositório de dados PANDA (Planetary Data Access) da Agência Espacial Europeia (ESA) para a delimitação da zona costeira; e também as imagens SAR/Sentinel-1 de maio de 2020 na polarização VH, modo de aquisição IW com 10 m de resolução espacial, órbita descendente, para a discriminação dos corpos de águas no ambiente *Google Earth Engine* (Gorelick *et al*., 2017).

3.2. Métodos

Os procedimentos metodológicos (Figura 3) consistiram nas etapas que visaram a geração de um mapa de cobertura da terra, através de GEOBIA e classificação via *machine learning*, para, por fim, associá-lo ao ISL

A primeira etapa constituiu no pré-processamento dos dados georreferenciados e o cálculo dos índices espectrais; a segunda consistiu na segmentação das imagens e extração dos atributos; a terceira correspondeu à classificação dos atributos através de *machine learning*, visando a geração do mapa de cobertura da terra; por fim, a quarta etapa constitui na geração de ISL com base no mapa classificado.

3.2.1. Pré-processamento de imagens

Foi feito o mosaico das cenas que cobrem a área de estudo dentro do território da Guiné-Bissau, com os *scripts* da linguagem de programação R e uso da biblioteca *raster* (Hijmans *et al*. 2015). A banda B011 (*SWIR*) foi reamostrada para a mesma resolução espacial das demais bandas, 10 m, pelo método de interpolação do vizinho mais próximo. Posteriormente, foram gerados os seguintes índices de vegetação espectrais (IVs) utilizados para discriminar as classes de cobertura da terra:

Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) – corresponde à razão normalizada entre as bandas *NIR* e *Red* (Equação 1), a fim de destacar a cobertura vegetal e diferenciá-la das regiões de sombra (Rouse *et al*., 1974).

$$NDVI = (Red - NIR) / (Red + NIR) \quad (1)$$

Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI) - corresponde à razão normalizada entre as bandas *NIR* e *Green* (Equação 2)

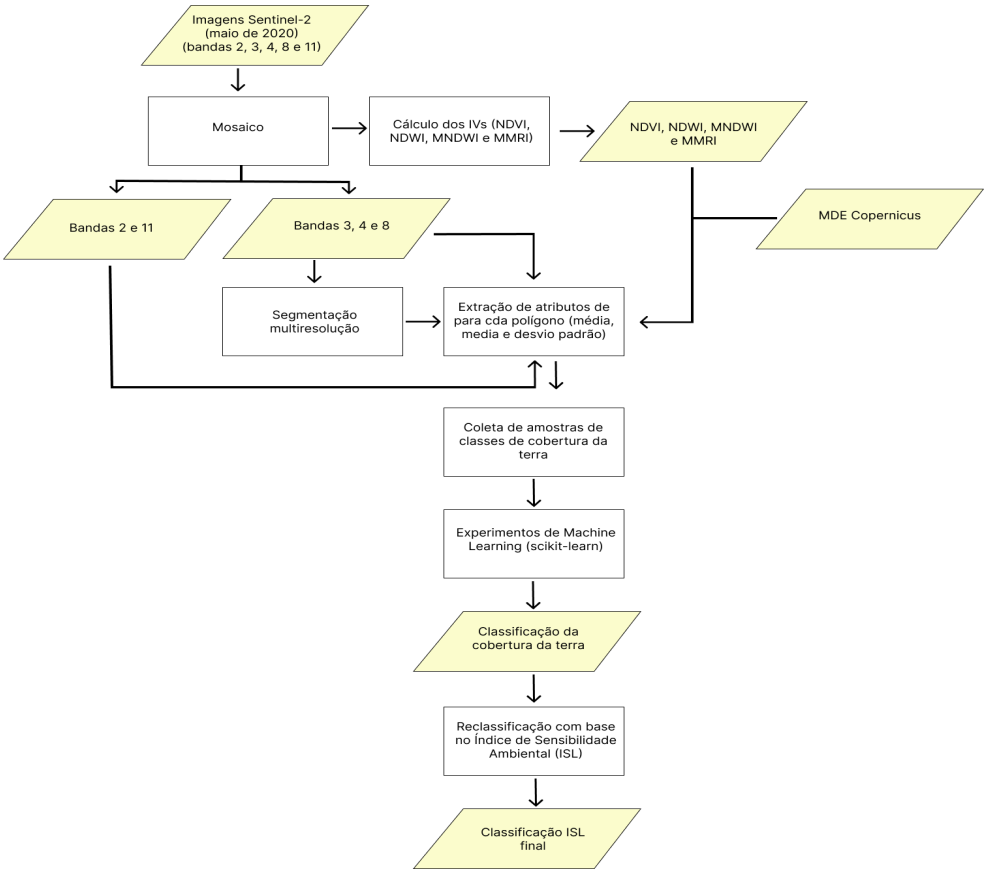

Figura 3. Fluxograma das etapas do trabalho.

a fim de auxiliar na definição de feições de corpos de água (McFeeters, 1996).

$$NDWI = (Green - NIR) / (Green + NIR) \quad (2)$$

Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI) - corresponde à razão normalizada entre as bandas *Green* e *SWIR* (Equação 3), para facilitar a delimitação de áreas inundadas (Brubacher *et al*., 2017).

$$MNDWI = (Green - SWIR) / (Green + SWIR) \quad (3)$$

Índice Modular de Reconhecimento de Mangue (*MMRI*) corresponde à razão normalizada entre os *MNDWI* e *NDVI* (Equação 4), que facilita a separação da floresta de mangue das demais formações florestais (Diniz *et al*., 2019).

$$MMRI = |MNDWI| - |NDVI| / |MNDWI| + |NDVI| \quad (4)$$

Além disso, a partir do MDE Copernicus, foram extraídas as curvas de nível da área de estudo, bem como foi utilizado como um atributo para a classificação das imagens (Cremon *et al*., 2022).

Portanto, no total, a base de dados georreferenciada, utilizada para a realização dos testes de classificação por GEOBIA, foi formada por dez camadas, correspondendo a cinco bandas espectrais (Banda 2, Banda 3, Banda 4, Banda 8 e Banda 11), e quatro índices espectrais (*NDVI*, *NDWI*, *MNDWI* e *MMRI*), além do MDE Copernicus.

3.2.2. Segmentação das imagens e extração dos atributos

A automatização da extração de informações das imagens de sensores remotos, a partir da GEOBIA, corresponde a duas etapas de execução. A primeira etapa, denominada segmentação, consiste em um processo na qual a imagem é repartida em pequenas regiões (objetos) com base em critérios de homogeneidade dos pixels (Gonzalez e Woods, 2009), enquanto a classificação propriamente dita, segunda etapa, consiste em rotular os objetos a partir de seus atributos - espectrais, texturais, forma, contexto e semânticos (Benz *et al*., 2004). A GEOBIA apresenta algumas vantagens em comparação aos métodos tradicionais, baseados nos pixels, por considerar o objeto como base da análise da imagem, reduz a heterogeneidade interna das entidades a serem mapeadas e disponibiliza atributos de alto nível mais próximos a interpretação humana (Lui *et al*., 2020; Benz *et al*., 2004).

No presente trabalho, a segmentação das imagens foi feita no *software* eCognition Developer 9 (Trimble, 2022) a partir do algoritmo de segmentação multirresolução (Baatz & Schape, 2000). Este algoritmo possui como entrada as imagens e seus respectivos pesos referentes à influência no processo de segmentação, além de mais três parâmetros: a escala - medida de heterogeneidade que define o tamanho dos objetos, forma - peso da forma na segmentação, e compacidade - peso da compacidade dos objetos (Baatz & Schape, 2000).

Para definir a configuração de segmentação das imagens, foram feitos testes com base na combinação de diferentes camadas de entrada e parâmetros de segmentação (escala, forma e compacidade). Com base na interpretação visual, os resultados mostraram que as bandas 3, 4 e 8, com pesos iguais, foram as mais apropriadas para a segmentação da área de estudo. Posteriormente, foram realizados mais quatro testes de segmentação, utilizando as bandas selecionadas, visando encontrar a combinação ideal dos parâmetros (Tabela 1). O teste I - escala 150, forma 0.1 e compacidade 0.3 - foi o que apresentou melhor resultado para a área de estudo.

Tabela 1. Parâmetros dos testes de segmentação de imagens Sentinel-2 no *eCognition*.

Teste	Parâmetro de escala	Forma	Compacidade
I	150	0.1	0.3
II	150	0.1	0.2
III	200	0.1	0.2
IV	100	0.1	0.2

A seguir, foram extraídos os atributos - média (*mean*), mediana (q50) e desvio padrão (sd), das imagens espectrais, dos IVs e do MDE Copernicus. Os objetos gerados pela segmentação compuseram o banco de dados final, constituído por trinta atributos, a serem utilizados na classificação dos objetos com base nos algoritmos de *machine learning*.

Posteriormente, no sistema *QGIS*, que permite a visualização, a edição e a análise de dados georreferenciados, foram coletadas as amostras de treinamento correspondentes às classes de cobertura da terra. O treinamento corresponde ao processo de aprendizagem sobre os objetos de interesse, com base nas amostras das referidas classes, para que sejam utilizadas pelos algoritmos de classificação supervisionada. A coleta das amostras foi feita manualmente observando os alvos na composição colorida do Sentinel-2 e nas imagens dos índices, assim como no *Google Earth*. Foram coletadas, no mínimo, 200 amostras de objetos gerados pela segmentação para cada classe de cobertura da terra, que estão descritas no Tabela 2.

Tabela 2. Chave de interpretação das classes de cobertura da terra.

Classes	Definição	Sentinel-2 - Composição 234
Áreas descobertas	Áreas construídas, ocupações, praias, dunas e extensões de areia ou seixos no litoral ou no continente, incluindo leitos de canais de fluxo com regime torrencial; dunas com vegetação esparsa ou sem vegetação, desenvolvidas no interior do continente ou nas zonas de praias; áreas de extração abandonadas e sem cobertura vegetal; áreas cobertas por rocha nua exposta.	
Área úmida	Área periodicamente inundada pelo transbordamento lateral do rio, lagoa, ou pelo afloramento de lençol freático.	
Agrocampestre	Área de campo com presença de árvores esparsas, tipicamente de savana, onde ocorrem as atividades agrícolas e pastagem de gado, com a presença de baixa densidade de residências de comunidades.	
Mangue	Formações florestais, densas, sempre-verdes, frequentemente inundadas pela maré e associadas ao ecossistema costeiro de Manguezal.	
Vegetação Densa	Estrutura florestal com cobertura arbórea espacial contínua.	

Fonte: Map Biomas (2018), IBGE (2013).

3.3. Classificação da cobertura da terra

A etapa de classificação supervisionada é o processo de rotular os objetos com base nas amostras de treinamento (Earthal *et al*., 1991). Para isto, a tabela de atributos do arquivo vetorial (*shapefile*) gerado na segmentação, com os atributos extraídos das imagens e as amostras de treinamento, foi convertida para o formato CSV. A seguir, este arquivo foi inserido no ambiente Google Collaboratory, para a realização dos testes de *machine learning*, a partir do uso da linguagem Python e da biblioteca *Scikit-learn*. As amostras foram divididas em duas partes: 30% para testes e 70% para treinamento.

Inicialmente, foi realizado um teste de desempenho, a partir do treinamento do algoritmo *Random Forest* (Breiman, 2001) com 1.000 árvores randómicas, avaliado com a métrica *F1-Score* para verificar o efeito do balanceamento de classes na performance pelo uso do algoritmo *RandomUnderSampler* da biblioteca *Scikit-learn*.

Após o teste inicial, foram utilizados quatro classificadores supervisionados de *machine learning* com bons resultados em sensoriamento remoto: *Random Forest* (Breiman, 2001; Belgiu e Dragut, 2016) e *Support Vector Classifier* (Mountrakis *et al*., 2011), *eXtreme Gradient Boosting* (*XGBoost*) (Joharestani *et al*., 2019; Bhagwat *et al*., 2019) e *Multilayer Perceptron* (Saha *et al*., 2021).

O classificador *Random Forest* baseia-se na metodologia de classificação por *ensemble learning* para criar de forma randómica várias árvores de decisão e combinar os múltiplos resultados para a decisão final, sendo altamente preciso (Breiman, 2001; Segal e Xiao, 2011). Além de apresentar bons resultados para a classificação de dados de sensoriamento remoto, fornece o grau de importância de cada atributo utilizado na classificação (Belgiu e Dragut, 2016).

O *Support Vector Classifier* (SVC) é um método de maximização de margens entre as amostras de treinamento de classes diversas (Faceli *et al*., 2021), em que os dados são separados no espaço de atributos a partir dos vetores de suporte que representam fronteiras de decisão (Faceli *et al*., 2021).

O *Multilayer perceptron* (MLP) faz uso de uma rede neural de múltiplas camadas baseado na técnica de aprendizado supervisionado, inspirado no cérebro humano, onde cada neurónio recebe sinais de entrada e processa os sinais de saída. Os neurónios são conectados entre si, e as conexões são avaliadas usando o coeficiente de pesos (Svozil *et al*., 1997).

O *XGBoost* é um algoritmo similar ao *Random Forest* que combina múltiplas árvores de decisão e faz uso do método *Gradient Boosting* (*Scikit-Learn*, 2022; Chen & Guestrin, 2016).

Foram feitos testes com diferentes configurações de hiperparâmetros a partir do código em Python, desenvolvido por Paiva e Pereira (2021) para a classificação de textos. Com a utilização de busca exaustiva em *grid*, que automatiza o processo (algoritmo *GridSearchCV*), disponível na biblioteca *Scikit-Learn*, foi feita a seleção dos modelos com os melhores ajustes de hiperparâmetros para cada algoritmo utilizado (Tabela 3).

A avaliação dos modelos foi realizada pela métrica *F1 Score* (Equação 5), definida como a média harmónica entre a medida de Precisão (Equação 6) e de *Recall* (Equação 7), sendo 1 a pontuação máxima e 0 a mínima (Scikit-Learn, 2022).

$$F1\ Score = (2 * \text{Precisão} * Recall) / (\text{Precisão} + Recall) \quad (5)$$

$$\text{Precisão} = (VP + VN)/T \quad (6)$$

$$Recall = VP/(VP + FN) \quad (7)$$

em que: VP representa os verdadeiros positivos, VN os verdadeiros negativos, FN os falsos negativos e T o total de amostra

Correção da classificação e geração do ISL

Nesta etapa, foi aplicada a máscara de água, criada a partir das imagens SAR/Sentinel-1, para a remoção de polígonos referentes aos corpos de água na classificação da cobertura da terra. Foram editados pequenos polígonos de Área Descoberta referentes às áreas urbanas com base na interpretação visual das imagens do *Google Earth*. O mesmo procedimento foi adotado nas pequenas áreas úmidas e corpos de água. A seguir, feitas todas as correções, aplicou-se a máscara gerada com o MDE para delimitar as áreas situadas abaixo de 10 m e, assim, definir a zona costeira utilizada.

Tabela 3. Hiperparâmetros usados na busca exaustiva em *grid* (*Grid*SearchCV).

RANDOM FOREST		**MLP**		**SVC**		*XGBClassifier*	
parâmetro	**valor**	**parâmetro**	**valor**	**parâmetro**	**valor**	**parâmetro**	**valor**
max_depth':	[5,7,9]	*activation':*	*['identity', 'logistic', 'tanh', 'relu']*	*gamma':*	*['auto', 'scale']*	*n_estimators':*	[100]
min_samples_ split':	[2,3],	*solver':*	*['lbfgs','sgd','relu']*	*C':*	*[0.5, 1]*	*subsample' :*	[.8,.45]
min_samples_ leaf':	[1,2]	*alpha':*	*[1]*	*kernel':*	*['linear', 'poly', 'rbf', 'sigmoid']*	*learning_rate':*	[0.01]
max_samples':	[.8 1]	*max_iter':*	*[1000]*			*min_child_weight':*	[1]
n_estimators':	[100, 500, 1000]					*max_depth':*	[3,4,7]
						random_state':	[DEFAULT_ RANDOM_STATE]
						reg_lambda':	[2]

No ambiente *QGIS*, o mapa da cobertura da terra foi reclassificado para as classes ISL, que variam 1 a 10, de acordo com a geomorfologia do litoral (Tabela 4), sendo que o menor valor corresponde à menor sensibilidade e vice-versa, seguindo as Especificações e Normas Técnicas para Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo da República Federativa do Brasil (Brasil, 2002).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Algoritmos de *machine learning*

Em relação ao teste inicial do efeito do balanceamento de classes no desempenho, o teste indicou valores semelhantes de *F1-Score* (~0.98) para o treinamento do *Random Forest* com e sem o balanceamento de classes. Por conta dos valores de *F1-Score* serem próximos e pelo fato de não haver grande desbalanceamento de amostras por classe de cobertura da terra (Figura 4), os demais testes foram executados com os dados sem o balanceamento de classes.

No teste realizado pela busca exaustiva em *grid* (*GridSearchCV*) com os quatro algoritmos de *machine learning*, não foi verificada diferença expressiva entre o desempenho (*F1-Score*) dos modelos selecionados com as melhores configurações de hiperparâmetros. Todos os modelos apresentaram valores de *F1-Score* maiores que 0.90: *Random Forest* – 0.97; *XGBClassifier* – 0.96; SVC – 0.95; e MLP - 0.92 (Figura 5).

No entanto, como o *Random Forest* obteve o maior valor de *F1-Score*, foi selecionado para a classificação da cobertura da terra com a melhor configuração de hiperparâmetros selecionados pela busca exaustiva em *grid* (Tabela 5). Tal fato é corroborado pela literatura de sensoriamento remoto, que indica o uso do *Random Forest* em dados com alta multicolinearidade e alta dimensionalidade, como as imagens de sensoriamento remoto (Belgiu e Dragut, 2016).

Além disso, Purwanto *et al*. (2022) descrevem que o *Random Forest* alcançou a acurácia de até 97% em estudo realizado na Indonésia em ambientes de manguezais, com a base de dados composta por bandas espectrais e índices de vegetação do Landsat, além do MDE. Especificamente sobre a costa oeste africana, Mondal *et al*. (2019) obtiveram acurácia de 93% com o *Random Forest* no mapeamento de manguezais em Gâmbia e Senegal, países vizinhos de Guiné-Bissau, no entanto com a base de dados formada por apenas bandas e índices de vegetação espectrais do Sentinel.

Tabela 4. Tipos de costas conforme o Índice de Sensibilidade ao Litoral (ISL).

ÍNDICE	TIPOS DE COSTA
SL 1	Costões rochosos lisos e expostos de alta declividade
	Falésias em rochas sedimentares expostas
	Estruturas artificiais lisas (paredões marítimos artificiais) expostas
ISL 2	Costões rochosos lisos, de declividade média a baixa, expostos
	Terraços ou substratos de declividade média expostos (terraço ou plataforma de abrasão, terraço arenítico exumado bem consolidado, etc.)
ISL 3	Praias dissipativas de areia média a fina, expostas
	Faixas arenosas contíguas à praia, não vegetadas, sujeitas à ação de galgamentos (restingas isoladas ou múltiplas, feixes alongados de restingas tipo "long beach")
	Escarpas e taludes íngremes (formações do grupo Barreiras e Tabuleiros Litorâneos) expostos
	Campos de dunas expostos
ISL 4	Praias de areia grossa
	Praias intermediárias de areia fina a média, expostas
	Praias de areia fina a média, abrigadas
ISL 5	Praias mistas de areia e cascalho, ou conchas e fragmentos de corais
	Terraço ou plataforma de abrasão de superfície irregular ou recoberta de vegetação
	Recifes areníticos em franja
ISL 6	Praias de cascalho (seixos e calhaus)
	Costa de detritos calcários
	Depósito de tálus
	Enrocamentos ("rip-rap", guia corrente, quebra-mar) expostos
	Plataforma ou terraço exumado recoberto por concreções lateríticas (disformes e porosas)
ISL 7	Planície de maré arenosa exposta
	Terraço de baixa-mar
ISL 8	Escarpa / encosta de rocha lisa, abrigada
	Escarpa / encosta de rocha não lisa, abrigada
	Escarpas e taludes íngremes de areia, abrigados
	Enrocamentos ("rip-rap" e outras estruturas artificiais não lisas) abrigados
ISL 9	Planície de maré arenosa / lamosa abrigada e outras áreas úmidas costeiras não vegetadas
	Terraço de baixa-mar lamoso abrigado
	Recifes areníticos servindo de suporte para colónias de corais
ISL 10	Deltas e barras de rio vegetadas
	Terraços alagadiços, banhados, brejos, margens de rios e lagoas
	Brejo salobro ou de água salgada, com vegetação adaptada ao meio salobro ou salgado; apicum
	Marismas
	Manguezal (mangues frontais e mangues de estuários

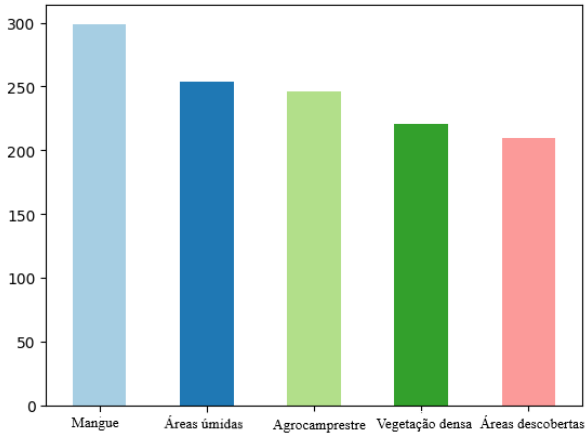

Figura 4. Número de amostras por classe de cobertura da terra.

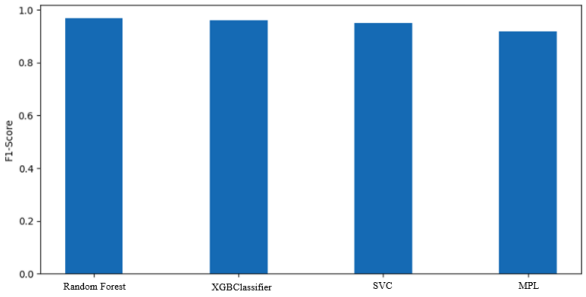

Figura 5. Avaliação dos modelos de machine learning testados.

Tabela 5. Hiperparâmetros usados na classificação pelo algoritmo *Random Forest*.

Hiperparâmetro	Valor
max_depth	9
min_samples_split	2
min_samples_leaf	1
max_samples	0.8
n_estimators	1000
randon_state	42

Dos atributos utilizados para a classificação das imagens, a mediana (q50) de *MMRI* obteve o maior valor de importância relativa (0.0772), seguida dos outros cinco atributos mais importantes: mediana e média de *MMRI* (0.0769), mediana do MDE (0.0629), média da banda 4 (vermelho) (0.0555) e média de MDE (0.0553), como pode-se constatar na Figura 6.

O fato dos dois atributos mais importantes serem relativos ao *MMRI* é explicado pela grande extensão de manguezais na costa guineense (Diniz, 1994), evidenciando o potencial do índice na separação espectral entre essa vegetação e os demais alvos (Diniz, *et al*., 2019), conforme pode ser visto na Figura 7 (a) e (b), que mostra a mediana e a média do *MMRI* do manguezal com valor menor, próximo a 1.0, do que dos demais alvos, com valores entre -0.5 a 0.5. A mediana do MDE foi considerado terceiro atributo importante na classificação, pois os manguezais e, também, as áreas úmidas e descobertas (apicuns) estão localizados nas áreas planas de menor elevação no litoral (menor 4 m) e próximos aos cursos de água que entram pelo interior (Figura 7c) (Diniz, 1994), o que é corroborado por Thomas *et al*. (2018) ao mencionarem a importância do uso do MDE no mapeamento de manguezais em escala global. Por fim, na banda 4, o manguezal junto com a vegetação densa possuem os menores valores de reflectância do que os demais alvos (Figura 7d), pois apresentam maior absorção da faixa de vermelho devido à fotossíntese.

4.2. Classificação da cobertura da terra

A classificação obtida para a cena em estudo a partir do algoritmo *Random Forest* está apresentada na Figura 8. A capital da Guiné-Bissau, Bissau, está aí localizada, correspondendo à região mais povoada do país e, assim, não apresenta somente a vulnerabilidade às mudanças climáticas, como afirma o estudo da Fandé *et al*., (2020), mas também ao derramamento de óleo, que pode impactar diretamente o ambiente e as atividades económicas.

A zona costeira, nesta cena, ou seja, com a altitude até 10 m, corresponde a 2925.6 km² e, segundo os resultados da classificação, as classes de cobertura da terra estão assim distribuídas: Área Úmida com 43%, Mangue com 20%, Agrocampestre com 31%, Área Descoberta com 0.7%, e Vegetação Densa com 5%.

4.3. Índice de Sensibilidade do Litoral

Na classificação do ISL foram definidos os índices 3, 7, 8, 9 e 10 (Figura 9), os demais valores não foram identificados na região. Devido à limitação do nosso método, não foi medida a granulometria da areia das praias, um dos parâmetros utilizados para atribuir os índices nestas feições, porém como as praias aí presentes são dissipativas de areia média a fina, atribuiu-se o índice 3.

Os índices 8, 9 e 10 representam 94.4% da zona costeira da cena, considerados os locais mais difíceis para remover o óleo, devido à sua composição e dinâmica. A área de índice 8, abaixo da cota de 10 m, é ocupada por residências e comércios, localizados na área urbanizada da capital. A área de índice 9, na sua maioria, corresponde ao cultivo de arroz das comunidades tradicionais (ANEME, 2018), enquanto o índice 10 corresponde aos mangues e áreas úmidas, onde as comunidades tradicionais retiram os seus alimentos, além de ser considerado lugar de culto para muitas etnias (Rabelo *et al*., 2018).

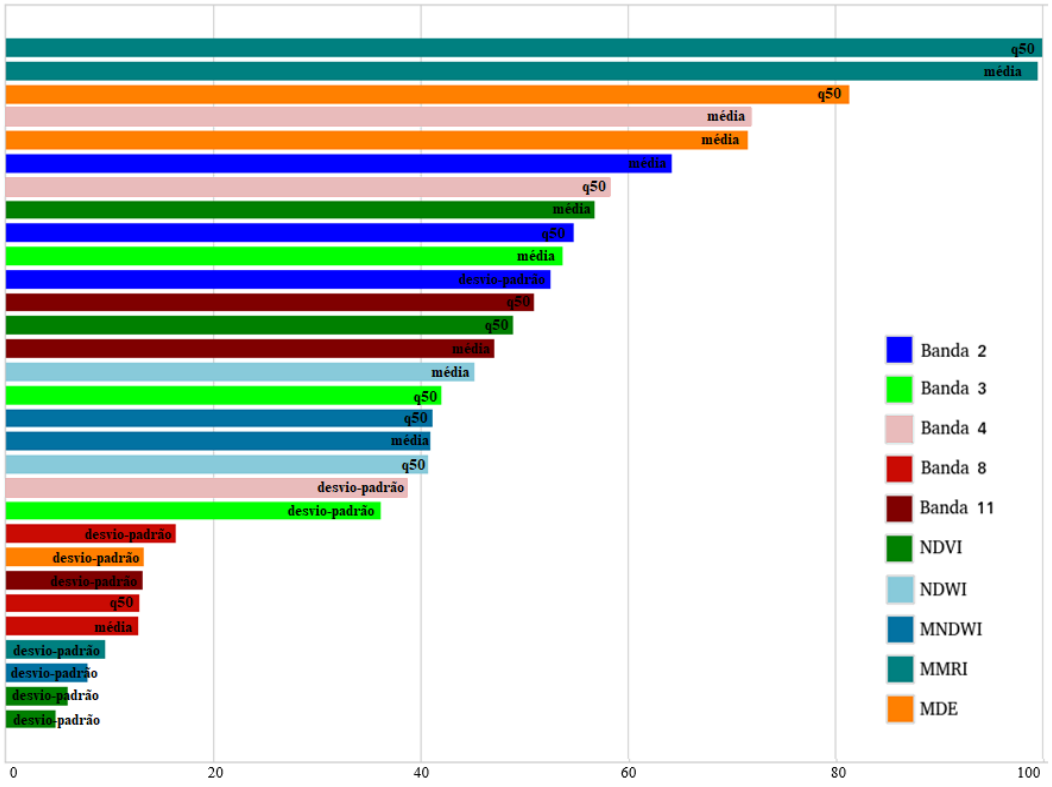

Figura 6. Importância relativa dos atributos na classificação por *Random Forest*.

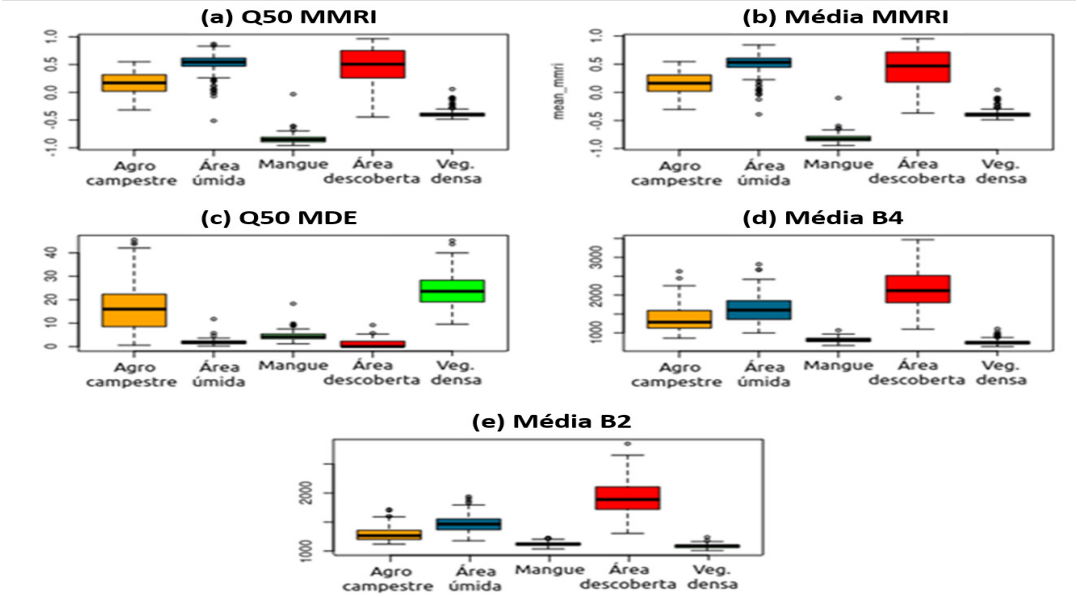

Figura 7. Boxplot dos cinco atributos mais importantes (*Random Forest*).

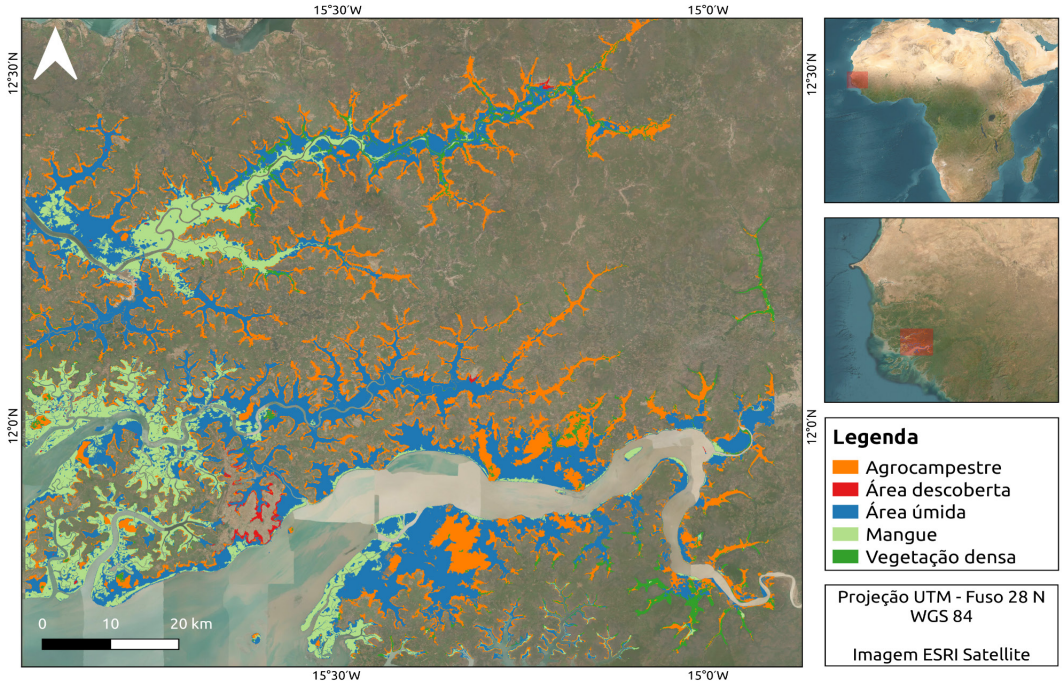

Figura 8. Classificação da cobertura da terra do ano de 2020, faixa da zona costeira, Guiné-Bissau.

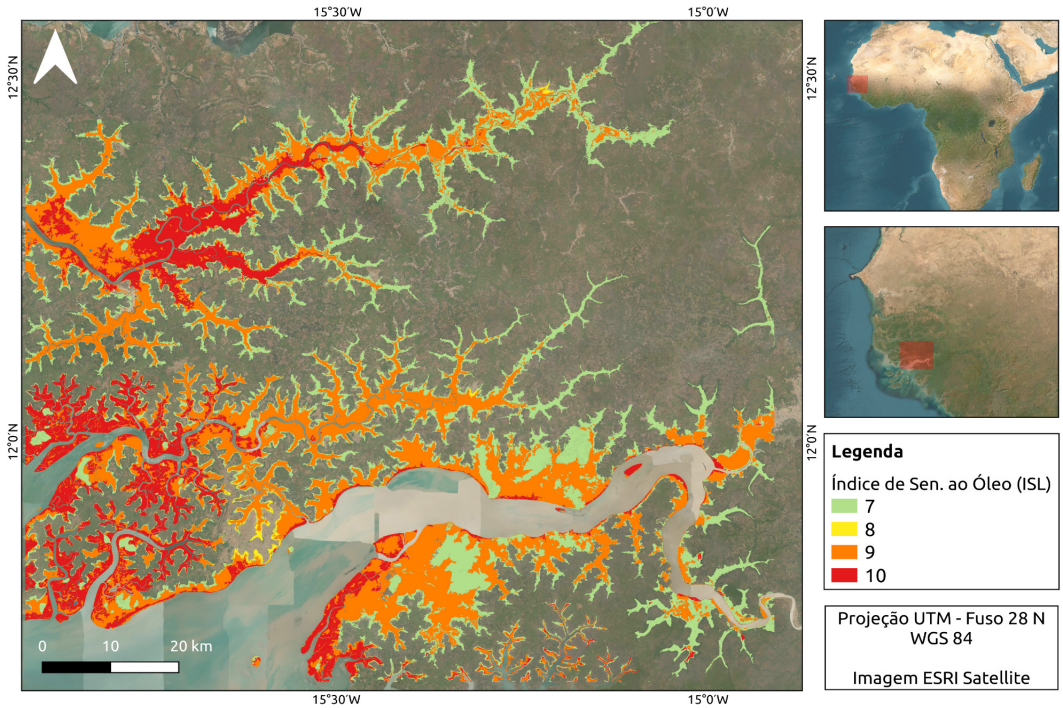

Figura 9: Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) ao Óleo, faixa da zona costeira, Guiné Bissau.

5. CONCLUSÕES

A classificação do ISL ao derrame de óleo de parte da zona costeira de Guiné-Bissau, com 94.4% da área de estudo apresentando índice acima de 8, mostra a importância de estudos e da adoção de medidas para a redução dos riscos de exposição ao óleo, ainda mais considerando que se localiza próxima da rota de petroleiros de países vizinhos produtores de petróleo. Os resultados obtidos para esta área podem ser extrapolados para o restante do litoral, pois apresentam feições geomorfológicas semelhantes à cena classificada.

Também deve ser enfatizado que a elevada amplitude da maré conjuntamente com a baixa declividade facilitam que a contaminação por óleo atinja distantes áreas no interior do continente, como no caso da cena estudada cuja presença de alto ISL ocorre até 95 km da linha de costa. Na ocorrência de eventos extremos, mais comuns com as alterações climáticas, a área atingida pode ser ampliada. No caso, por exemplo, de ocorrer uma estiagem severa, provocando a redução da vazão, o fluxo de maré pode atingir o leito dos canais de drenagem em áreas mais interiores.

Não menos relevante, é a importância da zona costeira para a sobrevivência das comunidades tradicionais, seja no fornecimento de alimentos e habitação, seja na sua importância cultural. Desta forma, enfatiza-se a importância da avaliação da vulnerabilidade socioambiental ao derramamento de óleo no litoral da Guiné-Bissau.

Desta forma, este trabalho, além de alertar sobre a vulnerabilidade da zona costeira guineense, contribui para o futuro detalhamento e extensão da classificação de ISL a todo o litoral guineense, bem como para a criação da Carta SAO.

Por fim, este trabalho também visa encorajar os pesquisadores a darem atenção ou a terem visão crítica face às atividades petrolíferas na Guiné-Bissau, já que os resultados aqui alcançados mostram o quanto a região apresenta elevada vulnerabilidade ao derramamento de óleo.

CONTRIBUIÇÕES

- Jairson Alberto Sami - jairsonalberto@id.uff.br - https://orcid.org/0009-0009-7844-5783 Desenvolvimento da metodologia, coleta e análise dos dados, redação do artigo.
- Cristiane Nunes Francisco - cristianenf@id.uff.br - https://orcid.org/0000-0002-8688-9810 - Concepção da pesquisa, revisão da análise dos dados, e orientadora do estudo.
- Pedro José Farias Fernandes - pj_fernandes@id.uff.br - http://orcid.org/0000-0002-1862-2401- Desenvolvimento da metodologia, revisão da análise dos dados, e coorientador do estudo.
- Tiago Fernando de Holanda - tiagofh@id.uff.br - https://orcid.org/0000-0001-6898-5027 - Desenvolvimento da metodologia, revisão da análise dos dados.

Todos os autores contribuíram na revisão e edição do artigo, e aprovam a versão final do documento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANEME (2018). *Enquadramento perspetivas de desenvolvimento, levantamento e caracterização das empresas comerciais e industriais*. Associação Nacional das Empresas Metalúrgicas e Electromecânicas ANEME, Lisboa, Portugal. Disponível on-line em https://www.aneme.pt/site/2018/07/03/estudo-guine-bissau/

Aps, R; Tõnisson, H.; Suursaar, U; Orviku, K. (2016). Regional environmental sensitivity index (RESI) classification of Estonian shoreline (Baltic Sea). *Journal of Coastal Research*, 75(1), 972-976. DOI: 10.2112/SI75-195.1

Aragão, J.R.V.; Zuidema, P.A.; Groenendijk, P. (2021) Climate-growth relations of congeneric tree species vary across a tropical vegetation gradient in Brazil. *Dendrochronologia*. DOI: 10.1016/j.dendro.2021.125913

Arvor, D.; Durieux, L.; Andrés, S.; Laporte, M. (2013). Advances in Geographic Object-Based Image Analysis with ontologies: A review of main contributions and limitations from a remote sensing perspective. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 82, 125-137. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2013.05.003

Baatz, M.; Schape, A. (2000). Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: Strobl, J., Blaschke, T. and Griesbner, G., Eds., Angewandte Geographische Informations-Verarbeitung, XII, Wichmann Verlag, Karlsruhe, Germany, 12-23.

Banco Mundial. (1992). *Avaliação hidrológica da África Sul-Saariana, Países da África d'Oeste*. Guiné-Bissau. Disponível on-line em https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers17-05/010004456.pdf

Barry, A.A.; Caesar, J.; Tank, A.M.G.K.; Aguilar, E.; McSweeney, C.; Cyrille, A.M.; Nikiema, M.P.; Narcisse, K.B.; Sima, F.; Stafford, G. *et al*. (2018) West Africa climate extremes and climate change indices. *International Journal of Climatology*, v. 38, p. e921-e93. DOI: 10.1002/joc.5420

Belgiu, M.; Dragut, L. (2016). Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, v. 114, p. 24-31. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011

Beneditti, C.A.; Riedel, P.S.; Lupinacci, C. M.; Milanelli, J.C.C.; Aguilar, R. L. (2016). Mapeamento dos índices de sensibilidade ambiental ao óleo em trecho do Rio Tietê. *Geociências*, 35(2), 220-230, São Paulo, Brasil. Disponível on-line em https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/11377

Benz, U. C.; Hofmann, P.; Willhauck, G.; Lingenfelder, I; Heynen, M. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, v. 58, n. 3-4, p. 239-258. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2003.10.002

Bhagwat, R.U.; Shankar, U.B. (2019). A novel multilabel classification of remote sensing images using *XGBoost*. In: *2019 IEEE 5th International Conference for Convergence in Technology (I2CT)*. IEEE. p. 1-5. DOI: 10.1109/I2CT45611.2019.9033768

Brasil - Ministério do Meio Ambiente. (2002). *Especificações e normas técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil*. Disponível on-line em http://www.iepa.ap.gov.br/saofza/pdf/anexoIII_especificacoes_normas_tecnicas_elaboracao_cartas_sao.pdf

Breiman, L. (2001) *Random Forests. Machine Learning* 45, 5–32. DOI: 10.1023/A:1010933404324

Brubacher, J.P.; Guasselli, L.A.; Oliveira, G.G. (2017). Delimitação de áreas inundáveis a partir de Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI) no Município de Esteio (RS, Brasil). *Pesquisas em Geociências*, 44(2), 367. Rio Grande Sul, Brasil. DOI: 10.22456/1807-9806.78279

Chen, T.; Guestrin, C. (2016). *Xgboost*: A scalable tree boosting system. In: *Proceedings of the 22nd acm sigkdd international conference on knowledge discovery and data mining*. p. 785-794. DOI: 10.1145/2939672.2939785

Ndehedehe, C.E.; Usman, M.; Okwuashi, O.; Ferreira, V.G. (2021). Modelling impacts of climate change on coastal West African rainfall. *Modeling Earth Systems and Environment*. DOI: 10.1007/s40808-021-01302-5

Cremon, É.H.; Bettiol, G. M.; Júnior, J. P.M.; Macedo, F.C.; Rabelo, M.D.O. (2022). Avaliação da altimetria do MDE COP-30 no Centro-Oeste do Brasil. *Revista Brasileira de Cartografia*, 74(3). DOI: 10.14393/rbcv74n3-60846

Diniz, C.; Cortinhas, L.; Nerino, G.; Rodrigues, J.; Sadeck, L.; Adami, M.; Souza-Filho, P.W.M. (2019). *Brazilian mangrove status: Three decades of satellite data analysis. Remote Sensing*, 11(7). DOI: 10.3390/rs11070808

Diniz, M.A. (1994). Aspectos do mangal da Guiné-Bissau. *Anais do Instituto Superior de Agronomia*. Lisboa, Portugal. Disponível on-line em https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/16126/1/REP-ANAIS-57-20093078445.pdf

Earthal, J. G.; Fonseca, L.M.G.; Bins, L.S.; Velasco, F.R.D.; Monteiro, A.M.V. (1991) *Um sistema de segmentação e classificação de imagens de satélite*. Inpe, São José dos Campos/SP, Brasil. Disponível on-line em http://sibgrapi.sid.inpe.br/8JMKD3MGPBW34M/3CN624H?ibiurl.language=en

El Mahrad, B.; Mahrad, B.E.; Newton, A.; Icely, J. D.; Kacimi, I.; Abalansa, S.; Snoussi, M. (2020). Contribution of remote sensing technologies to a holistic coastal and marine environmental management framework: A review. *Remote Sensing*, 12(14). DOI: 10.3390/rs12142313

Faceli, K., Lorena, A. C., Gama, J., Almeida, T. A. D., Carvalho, A. C. (2011). *Inteligência artificial: uma abordagem de aprendizado de máquina*. LTC, Rio de Janeiro, Brasil. ISBN: 9788521618805

Fandé, M. B.; Ponte Lira, C.; Antunes, C.; Penha-Lopes, G. (2020). Quantificação e cartografia da extensão de inundação costeira em Bissau, Guiné-Bissau: perspetiva em cenário de alterações climáticas. *Comunicações Geológicas*. Lisboa, Portugal. Disponível on-line em http://hdl.handle.net/10451/46297

Galieriková, A.; Materna, M. (2020). World seaborne trade with oil: One of main cause for oil spills? *Transportation Research Procedia*, 44, 297-304. DOI: 10.1016/j.trpro.2020.02.039

Gonzalez, R.C; Woods, R.E. (2009). *Processamento digital de imagens*. Pearson Educación, São Paulo, Brasil. ISBN: 978-8576054016

Gorelick, N.; Hancher, M.; Dixon, M.; Ilyushchenko, S.; Thau, D.; Moore, R. (2017) *Google Earth* Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, v. 202, p. 18-27. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031

Graham, E.; Ovadia, J. S. (2019). Oil exploration and production in Sub-Saharan Africa, 1990-present: Trends and developments. *Extractive Industries and Society*, 6(2), 593-609. DOI: 10.1016/j.exis.2019.02.001

Hänsch, R. (2020). Machine learning in remote sensing In: Chen, C.H. *Handbook of pattern recognition and computer vision*, 6th ed., pp. 187-207. World Scientific Publishing Company, EUA. DOI: 10.1142/9789811211072_0010

Hayes, M.O.; Michel, J.; Brown, P.J. (1977). *Vulnerability of coastal environments of Lower Cook Inlet, Alaska to oil spill impact*. In: 4th International Conference on Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions (POAC 77), Newfoundland Memorial University, Canada, September 26-30. https://trid.trb.org/view/56990

Hijmans, R.J.; Van Etten, J.; Cheng, J.; Mattiuzzi, M.; Sumner, M.; Greenberg, J.A.; Lamigueiro, O.P.; Bevan, A.; Racine, E.B.; Shortridge, A. (2015). Package 'raster'. R package, 734, p.473.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual técnico de uso da terra. *Manuais Técnicos em Geociências*, n. 7, 2013. Disponível on-line em Manual técnico de uso da terra - IBGE | PDF (slideshare.net)

IBAP. Instituto de Biodiversidade e Áreas Protegidas. (2022). *Áreas protegidas*. Guiné-Bissau. In https://ibapgbissau.org/areas-protegidas/

Jensen, J.R.; Halls. J.N.; Michel, J. (1998). A systems approach to environmental sensitivity index (ESI) mapping for oil spill contingency planning and response. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64(10), 1003-1014. Disponível on-line em https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1998journal/oct/1998_oct_1003-1014.pdf.

Joharestani *et al*. (2019). PM2. 5 prediction based on *random forest*, *XGBoost*, and deep learning using multisource remote sensing data. *Atmosphere*, v. 10, n. 7, p. 373. DOI: 10.3390/atmos10070373

Map Biomas Legenda Coleção 7 - Descrição Detalhada, 2018. Disponível on-line em Legenda Coleção 7 - Descrição Detalhada | PDF | Pasto | Agricultura (scribd.com)

Maretti, C.C. (2002). Planificação costeira da Guiné-Bissau; Princípios, procedimentos e resultados. *Jornal de Gerenciamento Costeiro Integrado UNIVALI*, 1-25, São Paulo, Brasil. Disponível on-line em https://www.researchgate.net/publication/271842008_Planificacao_Costeira_da_Guine-Bissau_Principios_Procedimentos_e_Resultados.

Marinho, C.; Nicolodi, J.L; Arigony-Neto, J. (2021). Vulnerabilidade ambiental a derramamentos de óleo no Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil: Uma abordagem usando simulação numérica bidimensional. *Environmental Pollution*, 288(1). DOI: DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117872

Marinho, C.; Nicolodi, J.L. (2019). Integração de parâmetros geomorfológicos e biológicos no desenvolvimento do Índice Integrado de Sensibilidade do Litoral (IISL). *Revista Brasileira de Geografia Física*. v. 12 n. 4, 1509-1524. DOI: 10.26848/rbgf.v12.4.p1509-1524

Martins, P.T.A.; Riedel, P.S.; Milanelli, J.C.C. (2013). Carta de sensibilidade ambiental ao óleo: origem, evolução e tendências. *Ciência e Natureza*, 35(2), 163–175. DOI: 10.5902/2179460X12570

Maxwell, A.E.; Warner, T.A.; Strager, M.P.; Conley, J.F.; Sharp, A.L. (2015). Assessing machine-learning algorithms and image-and lidar-derived variables for GEOBIA classification of mining and mine reclamation. *International Journal of Remote Sensing*, v. 36, n. 4, p. 954-978. DOI: 10.1080/01431161.2014.1001086

McFeeters, S.K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International journal of remote sensing*, v. 17, n. 7, p. 1425-1432. DOI: 10.1080/01431169608948714

Michel, J.; Hayes, M.O.; Brown, P.J. (1978). Application of an oil spill vulnerability index to the shoreline of lower Cook Inlet, Alaska. *Environment geology*, v. 2, p. 107-117. DOI: 10.1007/BF02380473

Mondal, P.; Liu, X., Fatoyinbo, T.E.; Lagomasino, D. (2019). Evaluating combinations of sentinel-2 data and machine-learning algorithms for mangrove mapping in West Africa. *Remote Sensing*, v. 11, n. 24, p. 2928. DOI: 10.3390/rs11242928

Mountrakis, G.; Im, J.; Ogole, C. (2011). Support vector machines in remote sensing: A review. *ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing*, v. 66, n. 3, p. 247-259. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001

Muler, M.; Romero, A.F.; Riedel, P.S.; Perinotto, R. R. C. (2011). Ações de Resposta para Emergência em caso de Derrames de Óleo no Mar e Proposta de Implementação de Sistema de Informação voltado à Sensibilidade Ambiental para o Litoral Sul Paulista, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 11(4), 397–407. DOI: 10.5894/rgci250

Nwilo, P.C.; Badejo, O.T. (2006). Impacts and Management of Oil Spill Pollution along the Nigerian Coastal Areas. *Administering Marine Spaces*, (119), 1–15. DOI: 10.4236/gep.2019.78024

ONU. Organizações das Nações Unidas. (2022). *World Population Prospects 2024*. Disponível on-line em https://population.un.org/wpp/Graphs/

Paiva, E; Pereira, F.S. (2021). Extraction and enrichment of features to improve complaint text classification performance. In: *Anais do XVIII Encontro Nacional de Inteligência Artificial e Computacional*. SBC. p. 338-349. DOI: 10.5753/eniac.2021.18265

Pincinato, F. L.; Riedel, P.S.; Milanelli, J.C.C. (2009). Modelling an expert GIS system based on knowledge to evaluate oil spill environmental sensitivity. *Ocean and Coastal Management*, 52(9), 479–486. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2009.08.003

Purwanto, A.D.; Wikantika, K.; Deliar, A.; Darmawan, S. (2022). Decision Tree and *Random Forest* Classification Algorithms for Mangrove Forest Mapping in Sembilang National Park, Indonesia. *Remote Sensing*, v. 15, n. 1, p. 16. DOI: 10.3390/rs15010016

Rabelo, F.D.B.; Carvalho, R.G.; Silva, E.V.; Junior, A. C. (2018). Características das áreas protegidas em Guiné-Bissau: O caso do Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu. *Revista Eletrônica Casa de Makunaima*. DOI: 10.24979/makunaima.v1i2.461

Rouse, J.W; Haas, R.H.; Schell, J.A.; Deering, D.W. (1974) Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. NASA Spec. Publ, v. 351, n. 1, p. 309. Disponível on-line em https://ntrs.nasa.gov/api/citations/19740022614/downloads/19740022614.pdf

Saha, S.; Paul, G.C.; Pradhan, B.; Abdul Maulud, K.N.; Alamri, A.M. (2021). Integrating *multilayer perceptron* neural nets with hybrid ensemble classifiers for deforestation probability assessment in Eastern India. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, v. 12, n. 1, p. 29-62. DOI: 10.1080/19475705.2020.1860139

Scikit-Learn (2022). *Machine Learning in Python*. Disponível on-line em https://*scikit-learn*.org/stable

Segal, M.; Xiao, Y. (2011). Multivariate *random forests*. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Data Mining and Knowledge Discovery*, 1(1), 80–87. DOI: 10.1002/widm.12

Svozil, D.; Kvasnicka, V.; Pospichal, J. (1997). J. Introduction to multi-layer feed-forward neurais networks. *Chemometrics and*

Intelligent Laboratory Systems, 39(1), 43–62. DOI: 10.1016/S0169-7439(97)00061-0

Tabua de Maré (2022). *Tábua de maré com condições de mar na Guiné-Bissau 2022*. Disponível on-line em https://tabuademares.com/gw/guinea-bissau/bissau

Thomas, N.; Bunting, P.; Lucas, R.; Hardy, A.; Rosenqvist, A.; Fatoyinbo, T. (2018). Mapping mangrove extent and change: A globally applicable approach. *Remote Sensing*, v. 10, n. 9, p. 1466. DOI: 10.3390/rs10091466

Trimble (2022). *eCognition*. Version 9. software. Disponível on-line em https://geospatial.trimble.com/en/products/software/trimble-ecognition

UNEP (2007). World Conservation Monitoring Centre. *Mangroves of Western and Central Africa. UNEP-Regional Seas Programme/UNEP-WCMC*. Bissau, Guiné-Bissau. Disponível on-line em https://aquadocs.org/handle/1834/5474

Viegas, S.V.; Miglhorance, E.W.; Almeida, P.M.M.; Cruz, C.B.M.; Souza, E.M.F.R; Soares, M.L.G; Estrada, G.C. (2019). *Análise da resposta espectral dos diferentes tipos de mangue: estudo de caso da Baía de Sepetiba*. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 19. INPE, São José dos Campos/SP, Brasil. p. 3108-3111. ISBN 978-85-17-00097-3. Disponível on-line em http://urlib.net/ibi/8JMKD3MGP6W34M/3U25BRL

Xie, G., & Niculescu, S. (2021). Mapping and monitoring of land cover/land use (LCLU) changes in the crozon peninsula (Brittany, France) from 2007 to 2018 by *machine learning* algorithms (support vector machine, *random forest*, and convolutional neural network) and by post-classification comparison (PCC). *Remote Sensing*, 13(19), 3899. DOI: https://doi.org/10.3390/rs13193899

Weather Spark (2022): *Clima e condições meteorológicas médias em Bissau no ano todo*. Disponível on-line em https://pt.weatherspark.com/y/31647/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bissau-Guin%C3%A9-Bissau-durante-o-ano#Sections-Humidity

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Journal of Integrated Coastal Zone Management (2024) 24(2): 119-132
© 2024 APRH
ISSN 1646-8872
DOI 10.5894/rgci-n596
url: https://www.aprh.pt/rgci/rgci-n596.html

ANÁLISE E MAPEAMENTO DA DEGRADAÇÃO COSTEIRA DO LITORAL DE MACEIÓ – ALAGOAS, BRASIL

Maiane Rodrigues do Nascimento[1], Henrique Ravi Rocha de Carvalho Almeida[2], Djane Fonseca da Silva[2]

RESUMO: O presente trabalho pretendeu analisar processos erosivos que o litoral do município de Maceió no estado de Alagoas sofreu ao logo da série temporal de 1991 a 2021. Tais processos erosivos submetem a zona costeira a riscos e susceptibilidade a vulnerabilidade. Para a determinação da dinâmica posicional da linha de costa do litoral de Maceió foi adotado a ferramenta gratuita de código aberto, denominada *System From Space Imagery Engine* - CASSIE. Os dados quantitativos adquiridos referem-se à ocorrência de processos erosivos que foram refinados para organização dos resultados em tabelas. Foi utilizado o software livre Qgis versão 3.22 *Białowieża* para elaboração dos mapas, representando a área de estudo. O litoral de Maceió foi dividido em 5 setores para melhor análise. O setor 1 inicia-se do final do bairro Ipioca até ao limite final da faixa litorânea do município de Maceió, onde está situada a estação da CEMADEN, enquanto o setor 2 inicia-se no bairro Cruz das Almas. No caso dos setores como o 3, 4 e 5 o critério para o enquadramento dessas áreas, foi considerado o aspecto de distribuição espacial das grandes praias de Maceió. Os resultados mostraram que nos 5 setores foram encontradas situações classificadas pela ferramenta CASSIE como áreas erodidas, áreas acrescidas e áreas estáveis. Face aos resultados supracitados, foi recomendada a adoção de um plano de manejo vinculado a medidas mitigadoras, que exerçam ações efetivas no quadro da vulnerabilidade do litoral de Maceió. O planejamento adequado voltado para o litoral propiciará a contenção e prevenção dos impactos ambientais a que se encontra suscetível.

Palavras chaves: Erosão, CASSIE, Litoral, Vulnerabilidade.

ABSTRACT: *The present work intends to analyse the erosive processes that the coast of the municipality of Maceió in the state of Alagoas suffered throughout the time series from 1991 to 2021. Such erosive processes subject the coastal area to risks and susceptibility to exposure. To determine the positional dynamics of the Maceió coastline, a free open source tool called System From Space Imagery Engine - CASSIE was used. The quantitative data acquired refers to the occurrence of erosive processes that were refined to organize the results into tables. The free software Qgis version 3.22 Białowieża was used to create the maps, representing the study area. The Maceió coastline was divided into 5 sectors for better analysis. Sector 1 starts from the end of the Ipioca neighborhood to the final limit of the coastal strip of the municipality of Maceió, where the CEMADEN station is located, while sector 2 starts in the Cruz das Almas neighborhood. In the case of sectors such as 3, 4 and 5, the criterion for classifying these areas was considered the spatial distribution aspect of the large beaches of Maceió. The results showed that in the 5 sectors situations were found classified by the CASSIE tool as eroded areas, accreted areas and stable areas. In view of the aforementioned results, it was recommended the adoption of a management plan linked to mitigating measures, which takes effective actions within the framework of the vulnerability of the coast of Maceió. Proper planning aimed at the coast will help contain and prevent environmental impacts to which it is susceptible.*

Keywords: *Erosion, CASSIE, Coastline, Vulnerability.*

1 Corresponding author: maianerodrigues707@gmail.com
2 Universidade Federal de Alagoas

Submission: 5 JUN 2024; Peer review: 1 JUL 2024; Revised: 7 JAN 2025; Accepted: 7 JAN 2025; Available on-line: 20 MAR 2025

1. INTRODUÇÃO

A zona costeira é um ambiente de intensa dinâmica natural. É dominada por vários agentes modeladores, tais como ventos, ondas, marés, correntes de deriva litorânea, variações do nível médio da água do mar e obstáculos que retêm sedimentos. É um ambiente ainda parcialmente conhecido pelo homem. O valor ambiental, a sua elevada dinâmica morfológica e sedimentar, responsável pelo amortecimento da energia e a importância socioeconômica que as praias arenosas apresentam, tem motivado diversas pesquisas em busca de um melhor conhecimento, utilização racional e preservação destes ambientes (Quinamo, 2013).

As praias têm o potencial de serem um dos primeiros ambientes a sofrerem as consequências das mudanças climáticas, tais como a combinação da elevação do nível da água do mar com eventos climáticos extremos mais frequentes e rigorosos. As iniciativas de gestão das zonas costeiras não correspondem ao crescente uso, aos desafios eminentes das mudanças climáticas, à necessidade de acesso livre por todos nem à necessidade de conservação da biodiversidade e da livre ação da dinâmica costeira (Scherer, 2013).

A região costeira do Brasil possui distintas particularidades evidenciando assim ecossistemas diversificados, esse aspecto que influencia diretamente em sua estrutura dinâmica, e que por sua vez são classificadas de acordo com a atuação de agentes dinâmicos em sua geomorfologia, aliados também a outros fatores como características meteorológicas e também a oceanografia própria de cada região, condicionada a vulnerabilidade de cada região irá apresentar diferentes tipos de vulnerabilidade (Muehe *et al*., 2010).

Sousa *et al*. (2023) destacam que a erosão costeira, dada a abrangência de impactos decorrentes e que afeta a maior parte das atividades praticadas na comunidade, é elencada como um problema ambiental, principalmente durante os eventos de alta energia (ondas e marés de tempestade).

Visto que a amplitude das marés é um elemento modelador da linha de costa, em função das velocidades de correntes a ela associadas. Estas correntes de marés são significativas para o transporte sedimentar costeiro. A maior parte do litoral brasileiro, do estado de Alagoas ao Rio Grande do Sul é do tipo micro marés, ou seja, apresenta amplitudes de marés inferiores a 2 metros no (Saes *et al*., 2018).

Estudos recentes de Silva *et al*. (2021) evidenciam que a região do litoral alagoano vem sofrendo processos erosivos na sua linha de costa provenientes da atuação das mudanças climáticas, do aumento do nível médio da água do mar que impacta de maneira negativa na progradação das praias fazendo com que o índice de vulnerabilidade na região devido este fator em especial seja alarmante, pois o processo de erosão propicia o recuo da linha de costa.

Pereira *et al*. (2024) destaca a necessidade de monitoramento frequente bem como a aplicação de avaliações periódicas para acompanhamento de mudanças na vulnerabilidade à erosão costeira ao longo do tempo. Dessa forma permite que as estratégias de adaptação e gestão sejam ajustadas em conformidade com o que seja necessário, garantindo que estejam alinhadas com a evolução das condições ambientais e climáticas.

Por isso, torna-se relevante avaliar os riscos da potencial vulnerabilidade da linha de costa de Maceió, pois sendo um ponto turístico de destaque no país, são cruciais estudos voltados para zona costeira na cidade que visem uma atuação de gestão e mitigação de tais riscos.

Face a esta premissa, o presente trabalho teve como objetivo realizar a análise da degradação das nas feições praiais na linha de costa do litoral de Maceió, indicando possíveis pontos/locais de riscos e níveis de vulnerabilidade ocasionados por processos de erosão/progradação por meio de ferramentas como o sensoriamento remoto.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A cidade de Maceió é a capital do estado de Alagoas está localizada no litoral do nordeste brasileiro entre as latitudes 9º 45'Sul e longitude 35º 42' Oeste, (Figura 1), Maceió possui uma área total de 512,8 km² e uma população de cerca de 1.031.597 habitantes, uma geografia com características diversificadas, influenciada pela presença do Oceano Atlântico e também pela presença de várias formações lagunares (IBGE, 2022).

O litoral alagoano possui aproximadamente 230 km de linha de costa e está localizado na região nordeste do Brasil, entre as latitudes 8º8'12" S e 10º29'12" S. As praias em Alagoas são amplamente utilizadas pela população como áreas de lazer, com banhos de sol e mar, passeios pela areia e pesca esportiva. Estas atividades devem ser ordenadas para que todos possam usufruir os muitos quilômetros de praias que o Estado possui, como os passeios motorizados (bugres, motocicletas e outros veículos automotivos), saída e chegada de embarcações (barcos, lanchas, jangadas, bananas-boat, jet-skis) e de ultraleves (Correia e Sovierzoski, 2005).

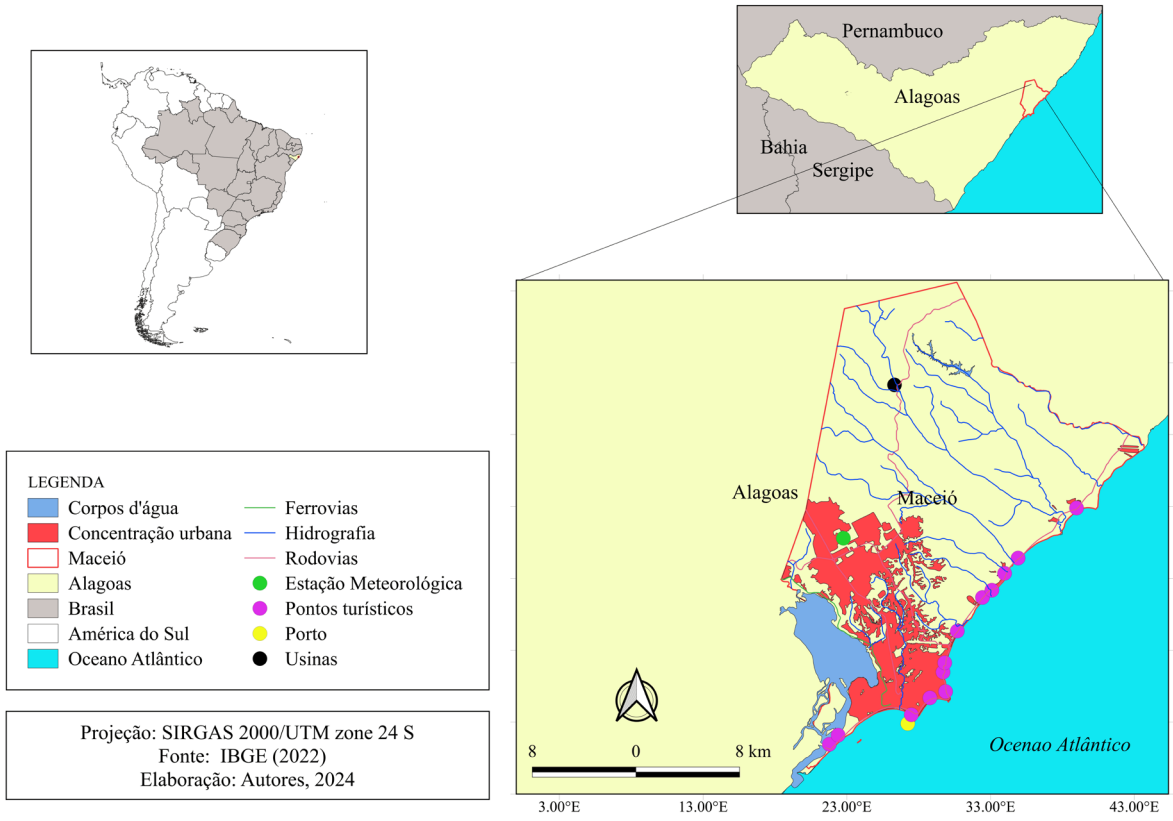

Figura 1. Localização da área de estudo, litoral de Maceió –AL.

A área litoral de Maceió foi dividida neste estudo em 5 setores para melhor interpretação e análise. O setor 1 tem como ponto inicial o bairro Ipioca, onde está situada a estação do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN), assim como o setor 2, o bairro Cruz das Almas. Para os restantes setores 3, 4 e 5 o enquadramento usado foi para melhorar a distribuição espacial das grandes praias de Maceió nestes pontos.

2.2 Análise posicional da linha de costa

Para a determinação da dinâmica posicional da linha de costa do litoral do município de Maceió foi adotada a ferramenta gratuita de código aberto, denominada de *Coastal Analyst System from Space Imagery Engine* - CASSIE. Essa ferramenta pode ser aplicada a qualquer região costeira onde exista uma fronteira entre a água e a terra (Almeida *et al*., 2021).

A escolha por esta ferramenta deve-se ao fato de que a mesma utiliza as imagens de satélite Landsat e Sentinel-2, disponíveis gratuitamente no *Google Earth Engine* (GEE), e implementa uma detecção automática da linha costeira usando o *Normalized Difference Water Index* (NDWI) junto com o algoritmo de segmentação de imagem Otsu, em que os resultados são compostos por dados e tabelas obtidos automaticamente através de análise estatística das informações extraídas em cada imagem de satélite, de forma semelhante à ferramenta Digital Shoreline Analysis System (DSAS, da USGS).

O CASSIE funciona por meio de detecção automática, por aplicação de um algoritmo que realiza a detecção da linha de costa nas margens pré-processadas, utilizando o Índice de Diferença Normalizada (NDWI) que é aplicado em cada imagem selecionada para a análise através da seguinte equação.

$$NDWI = \frac{NIR - VERDE}{N\,IR + VERDE} \quad (1)$$

Em que NIR e VERDE apresentam a refletância SR do pixel na faixa do infravermelho próximo e na faixa verde, respectivamente. Quando o resultado NDWI da imagem tem um histograma bimodal claro (as duas classes, terra e água, são bem distinguidas na imagem), o corpo de água e a terra

são classificados, usando um Otsu de duas classes que é o algoritmo de limiarização. Embora quando o histograma do NDWI da imagem apresenta três picos, como por exemplo em ambientes estuarinos, onde as características intertidais (normalmente compostas por sedimentos de areia lamacenta ou fina com alto teor de água) criam um pico entre a terra e a água, as duas classes Otsu Limiar produzem uma classificação fraca de terra / água (Almeida *et al*., 2021).

Quando o sistema de modelagem CASSIE finaliza todos os cálculos estatísticos, os resultados serão adicionados a um mapa final, onde a linha de base, as linhas costeiras e os transectos podem ser visualizados sobre uma imagem de satélite de alta resolução ou mapa de base do Google Map (para escolher o tipo de mapa de base duas opções estarão disponíveis no canto superior esquerdo do mapa final). Os transectos são coloridos de acordo com a classificação dos resultados do LRR, para facilitar uma avaliação qualitativa preliminar da variabilidade espacial das tendências da linha costeira. O usuário pode realizar uma consulta a todo o transecto, individualmente, que abrirá automaticamente um gráfico de dispersão da série temporal das posições da linha costeira (distância à linha de base) usadas na análise estatística, juntamente com um breve relatório dos resultados calculados para o transecto selecionado. Um relatório final contendo todos os resultados estatísticos, em forma de tabela, também é adicionado automaticamente ao mapa (Almeida *et al*., 2021).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As análises consideraram entre 33 a 208 transectos que variaram por setor, sendo estes contabilizados segundo a situação em que foi encontrado o aspecto espacial das praias do litoral de Maceió (Tabela 1).

Tabela 1. Setorização e distribuição espacial das taxas de recuo no litoral de Maceió em m/ano.

Setores e divisões	Status da área	Quantidades dos focos com status	r [2]	LRR [3]	EPR [6]
Setor 1- Bairro Ipioca até Cruz das Almas	- Criticamente Erodida	1	0,722	-10,338	-11,552
	- Erodida	8	0,305	-0,630	-3,060
	- Acrescida	157	0,322	11,543	0,856
	- Estável	42	0,053	0,053	-3,127
Setor 2- Bairro Cruz das Almas	- Erodida	1	0,111	-0,543	-0,657
	- Acrescida	4	0,102	0,723	8,288
	- Estável	36	0,045	0,001	0,539
Setor 3- Região da praia Pajuçara	- Criticamente Erodida	1	0,071	-20,683	-59,610
	- Acrescida	17	0,166	17,723	8,148
	- Estável	15	0,053	0,138	0,006
Setor 4- Região Ponta da Barra	- Criticamente Erodida	11	0,365	-48,025	-45,189
	- Erodida	16	0,299	-0,715	-3,278
	- Acrescida	49	0,109	6,143	-5,677
	- Estável	29	0,015	0,059	-13,133
Setor 5- Lagoa Mundaú	- Criticamente Erodida	32	0,141	-34,683	-22,668
	- Erodida	9	0,042	-0,673	-24,104
	- Acrescida	44	0,276	17,411	17,115
	- Estável	37	0,029	0,023	4,467

TVE[1] = Taxa de Variabilidade Espacial; [2] r = Coeficiente de correlação; [3] LRR =Taxa de regressão linear; [4] SCE = Envelope de mudança da linha costeira; [5] NSM = Movimento da linha de costa; [6] EPR = taxa do ponto de terminação. Fonte: autores (2024).

3.1 Análise bairro Litorâneo Ipioca - Setor 1

Na interpretação dos resultados os valores negativos correspondem aos recuos em direção a costa classificados como erosões, e até mesmo erosões em um nível mais severo, e os valores com sinal positivo implicam nos avanços em direção ao mar i.e., acreção (Marino e Freire, 2013; Garcia *et al*., 2022).

Os resultados médios do EPR para a área criticamente erodida indicam a evolução do processo de acréscimo da praia ao longo da série, Araujo *et al*. (2009). Em relação a taxa de variação pelo EPR, demonstram resultados mais altos em relação ao LRR, situação também identificada em Santos *et al*. (2021) para trechos de linhas de costa em Sergipe.

O coeficiente de correlação da linha de costa mais antiga e a mais recente apresentaram alta e moderada correlação nas áreas criticamente erodidas, erodidas e acrescidas, exceto as áreas estáveis com ausência de correlação (Tabela 1).

Avaliando a situação em alguns trechos específicos dentro do setor 1 (Figura 2) identificam-se áreas com recuo como no caso do ponto A, e também uma extensa área em processo de acréscimo da praia, indicativo do processo constante da progradação da costa ao longo dos anos que originou a linha de costa de 2021. Ao analisar divisões de trechos da linha costeira de ambientes litorâneos no Ceará, Farias e Maia (2010) identificou-se o recuo da praia e descobriram processos erosivos também classificados como críticos. No ponto B são observados alguns trechos estáveis, erodidos e acrescidos, conforme a linha de costa de 1991 foi transgredida pela de 2021, mostrando assim o nítido avanço da linha de costa. No caso do ponto C, verificaram-se áreas erodidas e criticamente erodidas, sendo que as linhas afastadas demonstram ainda mais a evolução do quadro crítico, isso porque a linha de costa de 2021 avança expressivamente para mais perto da costa indicando que processos mais intensos atuaram para corroborar para essa evolução da vulnerabilidade costeira.

Ao avaliar a vulnerabilidade costeira de Baía da Traição na

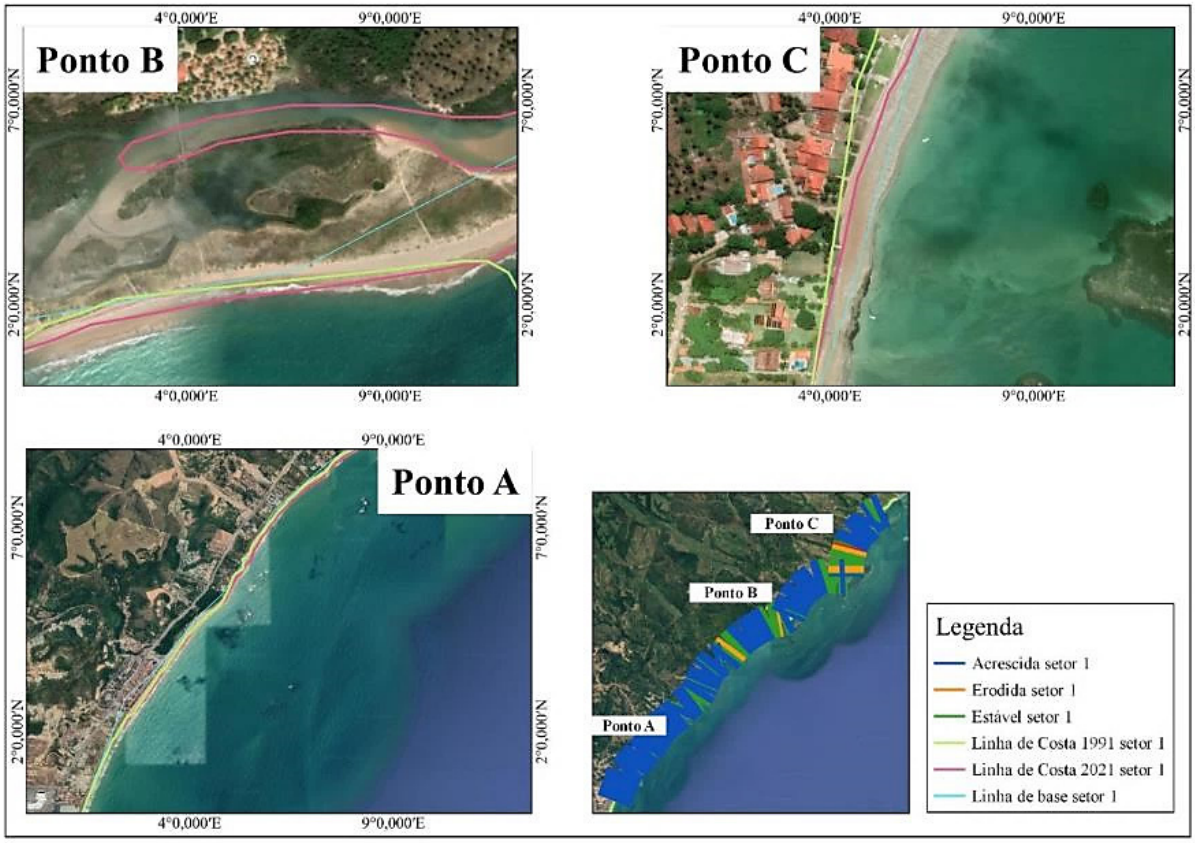

Figura 2. Evolução da linha de costa em trechos vulneráveis do setor 1.

Paraíba, Araujo (2023) destaca que o avanço da linha de costa em direção ao continente (i.e., recuo) em algumas praias do município, refere-se ao encurtamento da largura da praia que está diretamente atrelado às consequências de perda de valor paisagístico, perda no valor imobiliário, perdas para o turismo, perdas de espaços de lazer para a comunidade local, perdas para os serviços e comércio, além dos riscos à biodiversidade e as possibilidades de alto investimento, tanto de origem pública como de origem particular, na tentativa de parar ou reduzir a erosão no local.

3.2 Análise bairro litorâneo Cruz das Almas - setor 2

O setor 2 possui a maioria de seus transectos estáveis, alguns trechos em acresção, e um transecto com classificação de área erodida. Os valores médios de LRR (Tabela 1) para a área erodida demonstraram que o litoral vem gradativamente sofrendo acreção possivelmente pelas influências constantes da elevação do nível médio da água do mar e/ou das variáveis meteorológicas, indicado assim a constante modificação das praias do litoral de Maceió. Santos e Bonetti (2018) verificaram que tal acréscimo está ligado ao clima de ondas que promovem o processo de transporte sedimentar constante. A área estável quase não sofreu nenhuma alteração. Ao comparar os dois métodos verificou-se valores mais elevados de EPR.

Considerando as duas linhas de costa da série histórica tem-se que os coeficientes de correlação de cada classificação demonstraram em todos os status ausência de correlação seus valores muito baixos, mesmo que tenham sido positivos (Tabela 1).

Santos *et al*. (2021) verificaram que a dinâmica em ambientes costeiros ao longo de 3 décadas permite analisar e detectar como ocorre o comportamento de acresção, quando se considera toda a série temporal. No contexto ambiental Scher *et al*. (2023) enfatizam que a falta de proteção ambiental acarreta desgastes e alterações nas características físicas locais, resultando em consequências muitas vezes irreversíveis.

O ponto A apresentado na Figura 3 corresponde a área erodida, em que a comparação da linha de costa de 1991, que está mais próxima do mar e a linha mais recente que está mais

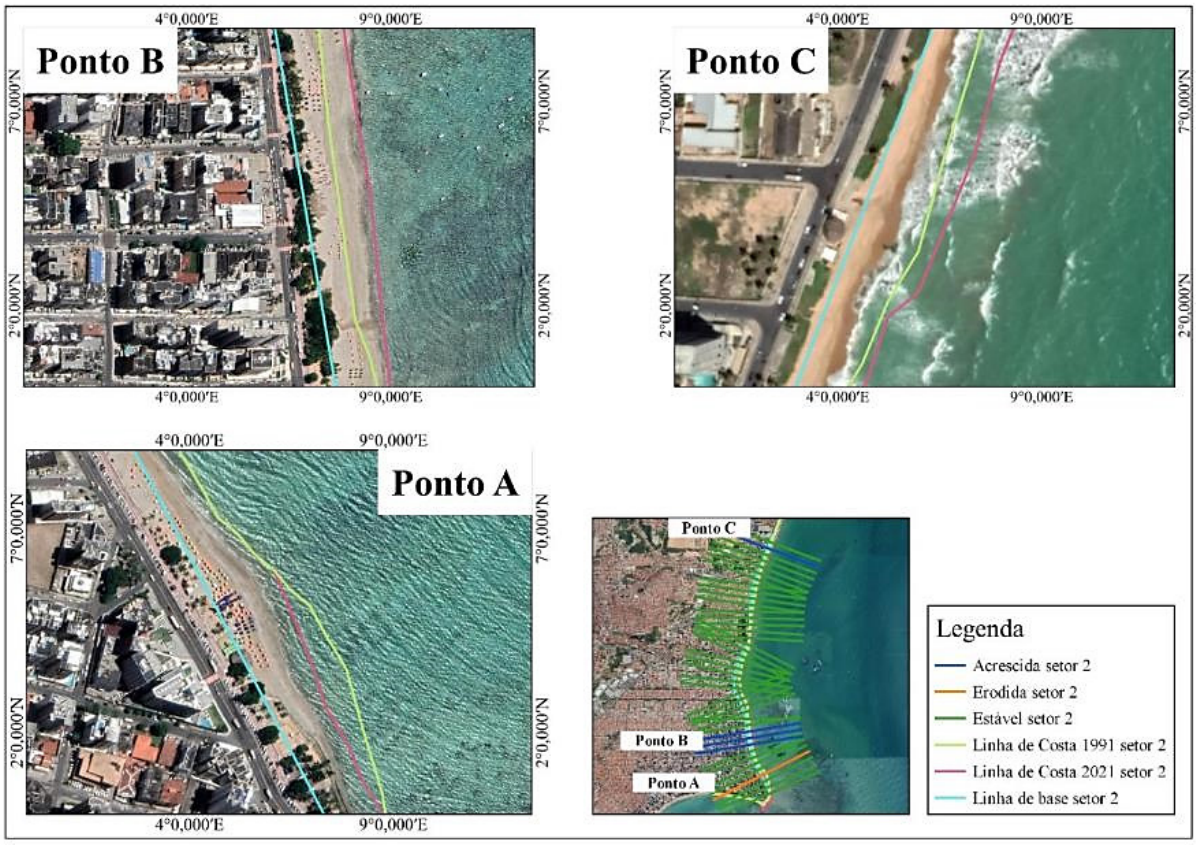

Figura 3. Evolução da linha de costa em trechos vulneráveis do setor 2.

próxima da praia, ilustra o movimento de transgressão de uma linha para outra, ocorrendo erosão. No ponto B a linha de costa de 1991 encontra-se próxima da mais recente (2021) evidenciando a progradação, ou seja, ocorrência de acresção na praia conforme os anos se passaram. No ponto C pode-se observar o início de um setor com transectos estáveis e entre eles uma área em acresção.

Almeida (2021) ao realizar uma análise para uma série de 20 anos também identificou a ocorrência de movimentos de linha de costa semelhantes para a região litoral do Delta do Rio Paraíba do Sul, que resultaram em acréscimos e erosões nas praias.

3.3 Análise Região da Praia de Pajuçara - Setor 3

O setor 3 apresenta a maioria de seus trechos como áreas em acresção, revelando suscetibilidade ao quadro evolutivo de sua progradação, mas também apresenta uma área criticamente erodida. Baía *et al*. (2021) ao analisarem a taxa de variação em praias estuarinas de macromaré na Amazônia oriental também identificaram em muitos trechos a presença de áreas acrescidas como as que foram encontradas no litoral de Maceió.

A diferença da taxa de variação para a área estável mostrou-se mais elevada pelo método LRR do que pelo EPR.

Novak e Lamour (2021) demonstraram que as linhas de costa em avanço ou em equilíbrio sugerem que a praia não é afetada pelos efeitos da erosão costeira. Em contrapartida as linhas de costa que apresentaram recuo demonstram que existe deficiência sedimentar e a erosão já se encontra em estado crítico, pondo em risco o ambiente costeiro seja público e/ou privado.

Quanto à correlação das linhas de costa de 1991 e 2021, os valores calculados mostraram ausência de correlação, sendo relativamente muito baixos (Tabela 1).

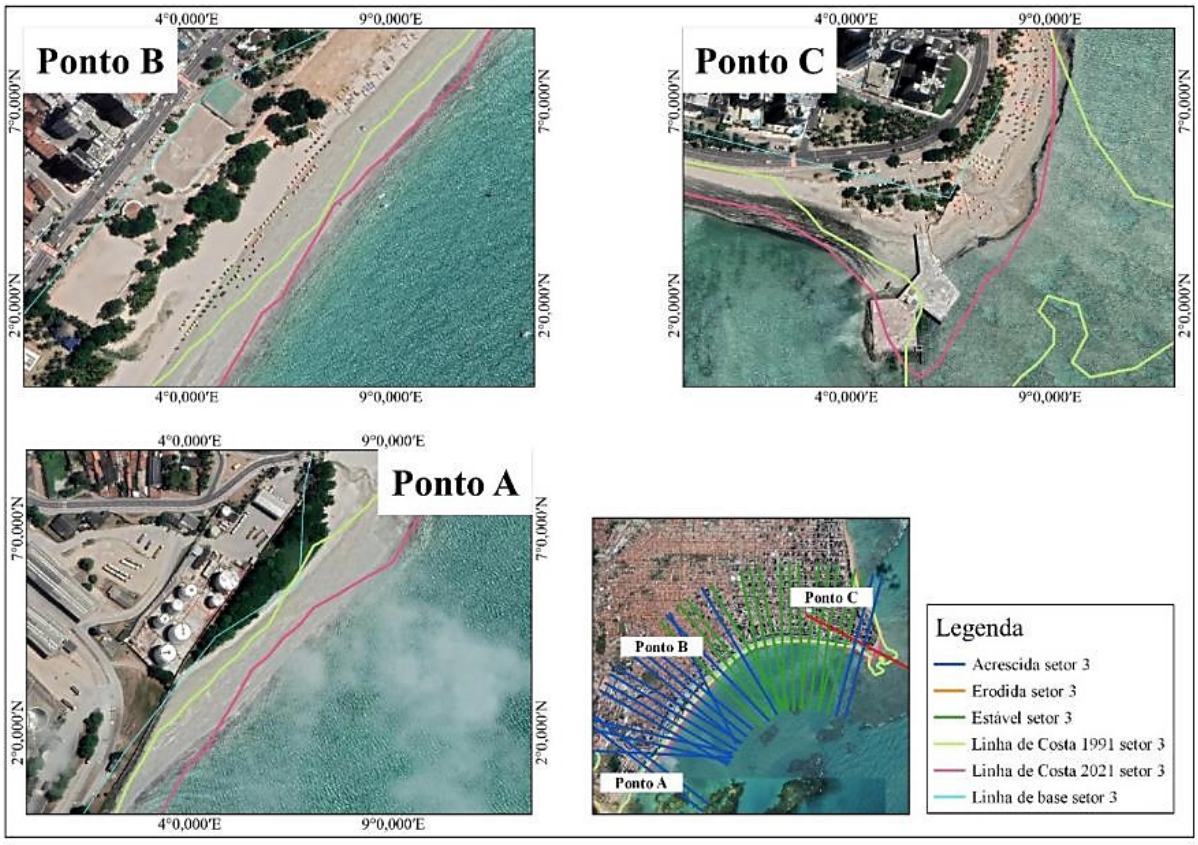

Figura 4. Evolução da linha de costa em trechos vulneráveis do setor 3.

Na análise dos processos encontrados em alguns trechos específicos (Figura 4) verificou-se que no ponto A, o status de acréscimo mostra a transgressão da linha de costa mais recente em uma distância significativa para a mais antiga, corroborando par o processo de progradação nesse ponto da praia. Matos *et al*. (2022) indicam que a variabilidade espacial e temporal das linhas de costa locais estão ligadas à heterogeneidade dos aspectos geomorfológicos e sedimentológicos costeiros que possuem uma conexão com a diversidade de ações antropogênicas que originam alterações com grande relevância na morfologia da orla costeira.

No ponto B verifica-se a mesma situação, sendo evidente a transgressão e que, a maioria dos processos encontrados no setor no qual o ponto B localiza-se sofreram o processo de acresção. No ponto C é evidente a ocorrência de áreas criticamente erodidas.

Souza (2023) ressalta que essa região apresenta geoindicadores que denotam estágios de avançados de erosão, como resposta grau de destruição estruturas de contenção e marcas erosivas fixadas na localidade. Ainda destaca nesse cenário a necessidade de planejamento, ordenamento, monitoramento e fiscalização das atividades que sejam implantadas na faixa praial da Cidade.

3.4 Análise Região de Ponta da Barra – Setor 4

No setor 4, com 184 transectos (Figura 6), verifica-se a ocorrência de processos que originaram áreas criticamente erodidas, erodidas, acrescidas e estáveis. A existência de áreas críticas em alguns pontos demonstra uma vulnerabilidade elevada, podendo gerar riscos à área costeira do litoral naquele ponto, assim como a já erodida. O quadro erosivo ocorre por meio da dinâmica intensiva do transporte de sedimentos promovido pela ação intensa das ondas (Lopes *et al*., 2021). Em relação as áreas em acréscimo que também apresentam um longo trecho neste setor, entende-se que existe um quadro de vulnerabilidade em processos erosivos severos encontrados no setor 4.

Os valores médios do setor 4 (Figura 6), por aplicação do método LRR (Tabela 1), revelaram que essas áreas em constante mudança podem evoluir para situações mais severas notadas em alguns trechos. Os valores de área erodida e estável apresentaram médias mais altas no EPR do que no LRR, o que normalmente não ocorreu em alguns dos outros setores analisados (Tabela 1).

Quanto ao coeficiente Pearson de correlação (Tabela 1), os resultados relacionados com as linhas de costa de 1991 e 2021 apresentaram valores positivos de correlação, variando entre fraca (0,10) a moderada (0,36). As áreas erodidas mostraram ausência de correlação, assim como as áreas acrescidas e estáveis.

De acordo com o que foi evidenciado no ponto A (Figura 5) no setor 4 foram demonstrados processos, quer de erosão, quer de acresção, principalmente a partir do atual posicionamento da linha de costa mais recente, observam-se simultaneamente evidências de erosão critica juntamente com áreas acrescidas na superfície costeira. No ponto B pode observar-se uma extensão de área acrescida juntas, e o afastamento da linha de costa de 1991, comparativamente com a de 2021. Já no ponto C, por se tratar de uma área portuária foram identificadas áreas erodidas, devido a uma limitada faixa de linha costeira demarcada. Mesmo assim foram identificados 4 transectos com situação de área erodida.

Ao analisar trechos distintos da linha costeira de Beberibe, no estado do Ceará, para uma série temporal considerável, Teixeira *et al*. (2021) detectaram resultados semelhantes aos encontrados para os pontos A, B e C no setor 5.

Tendo em consideração a série temporal analisada e a frequência dos eventos climáticos nas a zonas costeiras, devem-se aplicar ações mitigadoras, visto que a área agravada tende a desenvolver-se à medida que os anos vão passando. A preocupação mediante as modificações oriundas das mudanças climáticas norteia cenários que impactarão diretamente no desenvolvimento dos processos erosivos.

Face ao atual cenário de mudanças climáticas, com o aumento do nível médio da água do mar e uma maior frequência de eventos climáticos extremos, a dinâmica costeira tem sofrido alterações, principalmente na movimentação e balanço dos sedimentos, ou essa relação entre a erosão e a deposição nas linhas de costa. A erosão costeira aparece como uma questão de alta relevância em virtude da ocupação antrópica que aconteceu ao longo dos séculos na orla marítima, sobre sistemas geomorfológicos como campos de dunas, praias arenosas, estuários e deltas (Weiner *et al*., 2021).

3.5 Análise Lagoa Mundaú – Setor 5

O setor 5 corresponde à área da lagoa (Figura 7) e apresenta diversos trechos com áreas criticamente erodidas, erodidas, acrescidas bem como estáveis. O setor 5 foi um dos setores que apresentou mais transectos com estabilidade, ou seja, áreas com ocorrência de processos erosivos ou mudanças significativas. Vieira *et al*. (2023) endossam que a geomorfologia

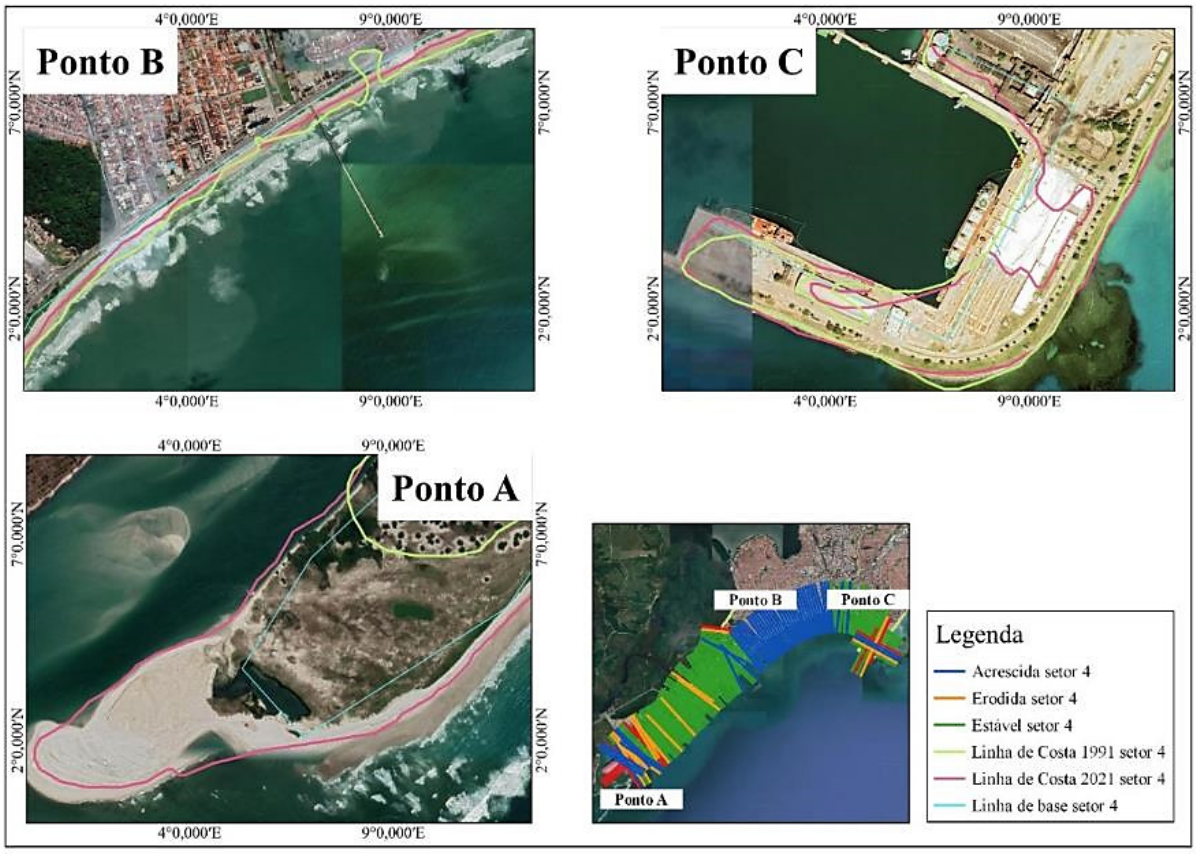

Figura 5. Evolução da linha de costa em trechos vulneráveis do setor 4.

costeira permite a análise dos riscos, independente da escala espaço-temporal ou da natureza do processo, visto que esses riscos podem ser naturais, sociais e tecnológicos e em escalas que são ordinárias ou rotineiras, até ao risco potencial ou futuro.

Os problemas relacionados com a erosão na área da Lagoa de Mundaú do litoral de Maceió, devem-se à única entrada oceânica que muda de posição dinamicamente, resultando assim em modificações na sua estrutura (Luz *et al*., 2020).

Aplicando o método EPR os valores para a criticamente erodida são inferiores ao LRR, porém a área erodida é bem superior em comparação ao método anterior (LRR). A proximidade de valores das taxas de recuo dos dois métodos deve-se ao fato de o processo erosivo observado ao longo do setor ter ocorrido de forma homogênea (Moreira *et al*., 2020). O coeficiente de correlação das linhas de costas de 1991 e 2021, em ambos os status de situação, apresentaram ausência de correlação (< 0,3), conforme os seus resultados médios (Tabela 1).

Silva *et al*. (2023) verificaram que no estudo de caso ao qual realizaram na Praia de Pipa no Rio Grande do Norte, além da erosão costeira que foi intensificada nas últimas décadas, e evidente retração continuada da linha de costa, aspectos como a urbanização desordenada na orla marítima, permissiva ao desmatamento de ecossistemas costeiros frágeis, a instalação de edificações nas proximidades das bordas de falésias, infraestrutura e equipamentos de sistemas de drenagens que promovem o lançamento inadequado de águas pluviais e/ou esgotos diretamente nas faces expostas dos taludes e praias arenosas, potencializaram a ocorrência de movimentos gravitacionais de massa na praia de Pipa/RN.

Observa-se que no setor 5 (Figura 6) que o ponto A possui transectos com áreas estáveis, situados na área da lagoa, sem alterações significativas. Em B verifica-se que muitos transectos apresentam áreas criticamente erodidas, mesmo que na lagoa não tenha sido detectado nenhuma linha de costa definida pelo CASSIE. A análise desse trecho serviu também para a detecção

de processos ligados a erosões ou vulnerabilidade em áreas costeiras, como é o caso da lagoa Mundaú situada na região litorânea de Maceió.

No ponto C (Figura 7) foram observadas também mais áreas em estado de erosão crítica. Isso revela os riscos que não só a área de praia está sujeita, mas também áreas adjacentes como lagoas com ligação litorânea.

Scudelari *et al*. (2020) verificaram que os processos erosivos impulsionam o quadro de vulnerabilidade na embocadura lagunar na lagoa de Guaraíras no estado do Rio Grande do Norte e, ao longo dos anos, também foram observados processos severos de erosão, sendo que a margem à direita da embocadura apresentou uma maior dinâmica com períodos erosivos, deposicionais e um pouco de estabilidade comparado com outra margem.

Lagoa de Mundaú também apresenta recuos e evidência de áreas com estabilidade em boa parte da região observada. Com a presença de cobertura vegetal há menor susceptibilidade do solo à erosão, visto que na variável uso e cobertura do solo, estão refletidas as mudanças rápidas ocorridas no contexto físico de uma dada região (Luz *et al*., 2021), sendo a retirada da cobertura vegetal original uma das principais problemáticas. Esta acarreta desequilíbrio ambiental, pela facilitação, por exemplo, do transporte de sedimento pela força do vento (Pereira *et al*., 2024).

A região da lagoa de Mundaú apresenta características vegetais, que podem ser associadas a áreas com um maior índice de estabilidade, salvaguardada pela cobertura natural, e o distanciamento da dinâmica direta das correntes de marés mais intensas que adentram a região da lagoa no setor 5.

3.6 Avaliação e Mitigação dos Impactos Ambientais

Da análise da situação do uso e ocupação do litoral de Maceió (Tabela 2), tem-se uma visão dos impactos ambientais que cada setor sofreu e vem sofrendo, isto devido não somente aos processos antrópicos, mas também aos fenômenos naturais provenientes de agentes modeladores de ambientes

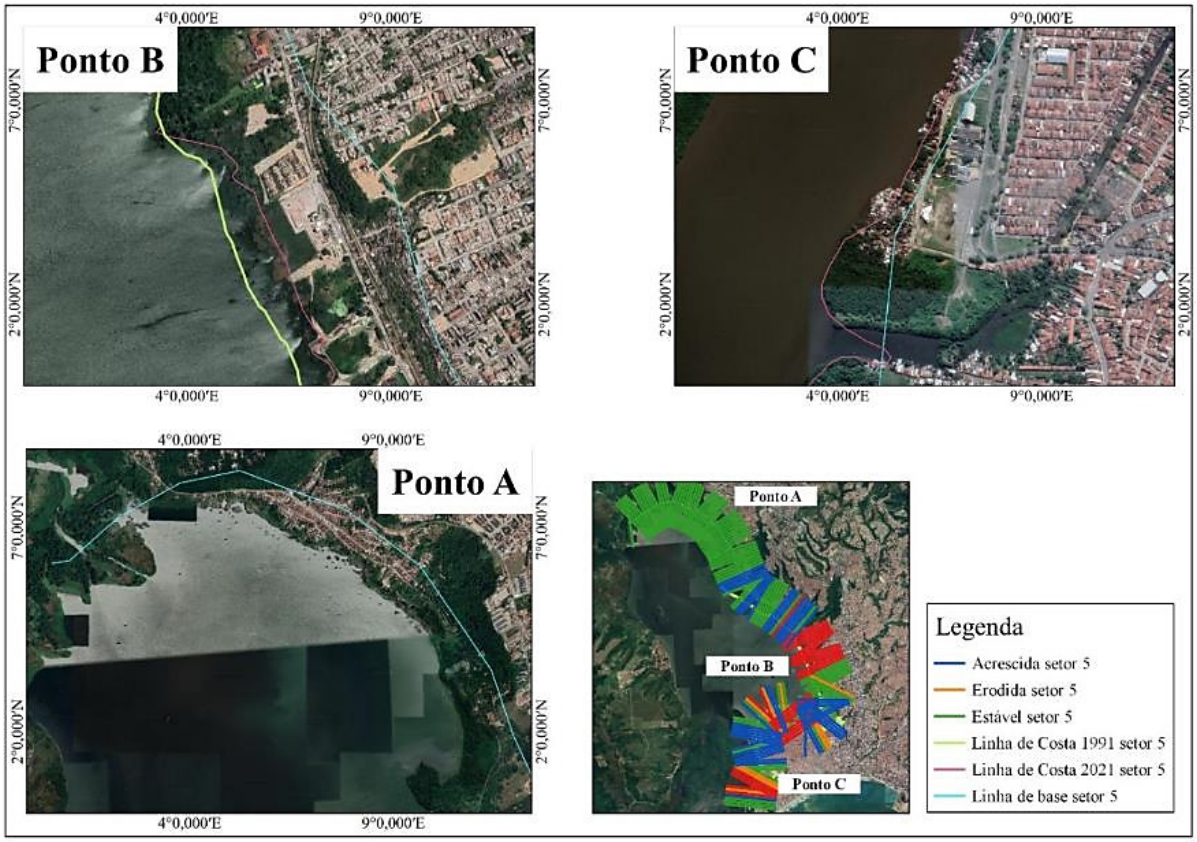

Figura 6. Evolução da linha de costa em trechos vulneráveis do setor 5.

costeiros como o mar, os ventos, etc. Apresentam-se também recomendações de ações e medidas mitigadoras que visam a manutenção e gestão do local afetado pelos processos erosivos e seu agravamento local.

Nesse contexto, a aplicação de um plano de manejo torna-se uma das principais demandas para os impactos encontrados nas regiões erodidas. Um plano de manejo com medida mitigadoras implementado com iniciativa pública e com auxílio da população, permite que ações de educação ambiental atinjam resultados promissores, já que em parceria com a sociedade promovem a conservação de ambientes naturais (Da Silva, 2009). Por outro lado, atividades sustentáveis em zonas turísticas merecem apoio e atenção da sociedade, do poder público, e do meio acadêmico, a fim de favorecer ações que embasem soluções para problemas atuais e futuros nesses ambientes.

Tabela 2. Divisão do litoral de Maceió, usos, impactos ambientais e medidas mitigatórias.

Setores e divisões	Uso da área	Impactos ambientais	Medida mitigadoras
Setor 1- Bairro Ipioca até Cruz das Almas	Vegetação, praias com amplo espaço entre os manguezais com conjuntos residenciais e comerciais, lazer e atividade de pesca, elevada atuação antrópica.	Ocorrência de deposição de sedimentos e assoreamento devido à erosão, e área com erosão mais severa, e acréscimo das praias, com modificação da paisagem, bem como exposição de barreiras ineficientes.	Organização e planejamento do espaço biofísico, urbano e turístico, manejo e educação ambiental. Projetos de manutenção das estruturas já instaladas, e construção de muros de proteção, diques, gabiões, esporões e outras técnicas de contenção e gerenciamento costeiro adequado para cada área vulnerável.
Setor 2- Bairro Cruz das Almas	Vegetação, praias com amplo espaço entre os manguezais com conjuntos residenciais e comerciais, lazer e atividade de pesca, elevada frequência de atividades antrópicas.	Ocorrência de deposição de sedimentos e assoreamento devido à erosão, e acréscimo das praias na área da costa, verifica-se poucas modificações da paisagem natural costeira.	Organização e planejamento do espaço biofísico, urbano e turístico, manejo e educação ambiental. Projetos como construção de paredões, e bem como o ordenamento do litoral, para que seja possível estabelecer faixa de proteção destinada a absorver o recuo da linha de costa/erosão costeira. Deve ser ainda considerada a avaliação de cenários de atuação em determinados trechos costeiros, moderadamente a remoção ou o recuo de construções na linha de costa versus a sua proteção por meio do gerenciamento costeiro adequado para cada área vulnerável.
Setor 3- Região da praia Pajuçara	Vegetação, praias com amplo espaço entre os manguezais com conjuntos residenciais e comerciais, lazer e atividade de pesca, o setor apresenta área com elevada frequência turística.	Ocorrência de deposição de sedimentos e assoreamento devido a área com erosão mais severa, e acréscimo das praias, com modificação da paisagem.	Organização e planejamento do espaço biofísico, urbano e turístico, manejo e educação ambiental. Projetos como construção de paredões, esporões e quebra de marés, neste setor recomenda-se medidas que visem a necessidade baseadas no reordenamento do litoral bem como estabelecer as condições naturais dos ecossistemas que mitigam a erosão costeira. Dessa forma recomenda-se a remoção de construções na linha de costa, e posteriormente a recuperação de dunas, isso pode evitar que a erosão costeira se agrave em determinada região e gerenciamento costeiro adequado para cada área vulnerável
Setor 4- Região Ponta da Barra	Vegetação, praias com amplo espaço entre os manguezais com conjuntos residenciais e comercial, lazer e atividade de pesca.	Ocorrência de deposição de sedimentos e assoreamento devido a erosão, e área com erosão mais severa, e acréscimo das praias, barreiras de contenção ineficazes, estrutura do calçadão com danos e modificação da paisagem neste setor.	Organização e planejamento do espaço biofísico, urbano e turístico, manejo e educação ambiental. Implementação de estruturas constituídas por blocos rochosos ou concreto armado, que visam refletir, direcionar ou dissipar a energia das ondas. As estruturas devem ser paredões, esporões e quebra de mares, e gerenciamento costeiro adequado para cada área vulnerável.
Setor 5- Laguna Mundaú	Área da Laguna com elevada dinâmica natural do mar, presença de vegetação, com interação direta com as praias e amplo espaço entre os manguezais com conjuntos residenciais e comerciais, lazer e atividade de pesca	Ocorrência de deposição de sedimentos e assoreamento devido a erosão, e área com erosão mais severa, e acréscimo das praias, com modificação da paisagem natural.	Organização e planejamento do espaço biofísico, urbano e turístico, manejo e educação ambiental. Realocação/ retirada de estruturas, retirada de pontos de drenagem da praia, recuperação da vegetação de pós-praia e permacultura aplicada a linha de costa - living shoreline techniques, bem como a efetivação do gerenciamento costeiro adequado para cada área vulnerável.

No que se refere a projetos de contenção e proteção contra o assoreamento acarretado pelo mar, Maia *et al*., (2020) referem a alguns métodos que podem ser empregados, que funcionariam para trechos mais afetados de zonas costeiras com processos erosivos. A implantação de vegetação de proteção, pode ser uma das soluções já que em alguns desses pontos pode absorver a energia que impacta diretamente na estrutura da praia.

Ao avaliar a situação de cada setor percebeu-se que cada um possui ocupações semelhantes, assim como também diagnósticos do quadro erosivo, no entanto, cada setor merece um estudo in loco de quais medidas mitigadoras devem ser aplicadas. De realçar ainda que, o plano de manejo deve conter ações que visem o entendimento de cada setor baseado em estudos e ferramentas que propiciem a efetividade e melhoria da erosão costeira no litoral de Maceió.

Silva Junior *et al*. (2020) referem-se que a aplicação de alguma intervenção estrutural deve ter em consideração todos os fatores para o seu dimensionamento, assim como a viabilidade, contemplando as leis que regem as zonas costeiras, bem como os tipos de projetos a serem empregados. Para que assim, haja concordância com a realização de estruturas que atendam a demanda atribuída a erosão em zonas costeiras.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio da ferramenta CASSIE foi possível detectar, quantificar e qualificar os processos erosivos no litoral de Maceió, assim como avaliar o potencial de vulnerabilidade em cada setor da área de estudo, verificando a ocorrência de processos erosivos em quase toda a área costeira. Áreas com status de situação mais críticos como o setor 4, localizado na praia da Ponta da barra, conta com 11 transectos em estado crítico, assim como o setor 5, onde se encontra a lagoa de Mundaú, com 32 transectos em situação. Em relação a esses setores, podem ser caracterizados como os que possuem os maiores níveis de vulnerabilidade, e ao mesmo tempo com transectos estáveis.

Com base nos resultados supracitados, recomenda-se a adoção de um plano de manejo veiculado de medida mitigadoras, que exercerçam ações efetivas no quadro de vulnerabilidade do litoral de Maceió, de forma a conter e prevenir os impactos ambientais que o litoral enfrenta.

CONTRIBUIÇÕES

Autor 1: Caracterização Ambiental da Área de Estudo, Elaboração do trabalho, Levantamento dos Dados, Processamento de Softwares SIGS e Redação do Manuscrito;

Autor 2: Levantamento, Revisão do Processamento dos Dados e Revisão do Artigo;

Autor 3: Caracterização Ambiental da Área de Estudo, Levantamento, Revisão do Processamento dos Dados e Revisão do Artigo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio do Instituto de Ciências Atmosféricas (ICAT) e à Universidade Federal de Alagoas (UFAL) assim como o apoio financeiro e bolsa de mestrado concedida ao autor principal deste artigo pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas (FAPEAL) em colaboração com a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, K. C. (2021). M*apeamento da linha de costa do delta do rio Paraíba do Sul entre 1984 e 2020 através do Google Earth Engine*. 2021. 35 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Almeida, L. P., De Oliveira, I. E., Lyra, R., Dazzi, R. L. S., Martins, V. G. Fontoura Klein, A. H. (2021). Coastal Analyst System from Space Imagery Engine (CASSIE): Shoreline management module. *Environmental Modelling & Software*, v. 140, p. 105033. DOI. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105033

Araujo, R. S., Silva, G. D., Freitas, D., Klein, A. H. F. (2009). Georreferenciamento de fotografias aéreas e análise da variação da linha de costa. *Métodos en teledetección aplicada a la prevención de riesgos naturales en el litoral*, p. 123-138.

Araujo, D. S. D. (2023). *Vulnerabilidade à erosão costeira no município de Baía da Traição–Paraíba, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Geografia) Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal da Paraíba.

Baía, L. B., Ranieri, L. A., Rosário, R. P. (2021). Análise multitemporal da variação da linha de costa em praias estuarinas do Nordeste do Pará. *Geosciences= Geociências*, v. 40, n. 1, p. 231-244.

Da Silva, D. F. (2009). *Análise de aspectos climatológicos, agroeconômicos, ambientais e de seus efeitos sobre a bacia hidrográfica do rio Mundaú (AL e PE)*. 2009. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

Farias, E. G. G., Maia, L. P. (2010). Uso de técnicas de geoprocessamento para a análise da evolução da linha de costa em ambientes litorâneos do Estado do Ceará, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 10, n. 4, p. 521-544.

Garcia, P. D., Mendes, M. G., Klein-Gunnewiek, Átila F., Gireli, T. Z., Venancio, K. K. (2022). Análise da evolução da linha de costa a partir de imagens de satélite. *Concilium*, v. 22, n. 3, p. 637-649. DOI: https://doi.org/10.53660/CLM-249-250

Ibge. (2021). Disponível em <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/al/maceio.html>. Acesso em: 05 de dezembro de 2021.

Lopes, D. N., Duarte, C. R., Da Silva, M. T., Grigio, A. M., Freires, E. V., Dos Santos, L. S. A. (2021). Evolução da linha de costa no município de São Gonçalo do Amarante-CE no período de 1984 a 2020. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 05, p. 3067-3077.

Luz, T. E. B., Pinheiro, R. M. K., Matos, M. D. F. A., Amaro, V. E., Scudelari, A. C. (2020). Alterações morfológicas na embocadura do complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba, Al/Brasil. *Anais do XIX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

Maia, G. G. De O., Fonseca, M. R. De P. Neto, L. De C. F., Fernandes, L. B., Lima T. V. (2020). A Engenharia Ambiental no estudo da erosão de praias associados aos impactos das construções na zona costeira no Estado do Ceará, Brasil. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 3, p. 14002-14010. DOI: https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-318.

Marino, M. T. R. D., Freire, G. S. S. (2013). Análise da evolução da linha de costa entre as Praias do Futuro e Porto das Dunas, Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), estado do Ceará, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 13, n. 1, p. 113-129.

Matos, M. D. F. A., Amaro, V. E., Scudelari, A. C., Rosado, S. B. (2022). Estimativas das alterações de longo prazo na linha de praia do Litoral Oriental do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 23, n. 1, p. 1028. DOI: http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v23i1.1953.

Moreira, T. F., Da Guia Albuquerque, M., De Almeida Espinoza, J. M., De Paula, D. P., Alves, D. C. L., Barros, E. L., Bendô, A. R. R; Conceição, T. F. (2020). Estudo do comportamento da linha de costa na praia do Icaraí (Caucaia, Ceará), a partir dos métodos digital shoreline analysis system e do polígono de mudança. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 07, p. 3395-3411.

Muehe D. (2010). Brazilian Coastal Vulnerability to Climate Change. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(2): 173-183.

Novak, L. P; Lamour, M. R. (2021). Avaliação do risco à erosão costeira em praias urbanizadas do Paraná. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 22, n. 1. DOI: http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v22i1.1661.

Pereira, A. B., Soares, J. P. M., Purificação, T. F., Schacht, G. L., & Almeida Junior, M. V. C. (2024). Avaliação geoambiental e vulnerabilidade à erosão costeira em entre rios, Bahia. *Revista Geonorte*, 15(50). https://doi.org/10.21170/geonorte.2024.V.15.N.50.281.302

Quinamo, L. A. (2013). *Caracterização sedimentológica e aspectos geoambientais das praias do litoral Sul de Pernambuco*. Recife, 2013. 92 f. Dissertação (mestrado) - UFPE, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-graduação em Geociências.

Saes, R. V. S. T. (2018). Princípios de oceanografia / Renan Vandré da Silva Toscano Saes ... [*et al*.]. – Teresina: *EDUFPI*. 164 p. ISBN: 978-85-509-0288-3

Santos, E. C., Bonetti, J. (2018). Análise da taxa de variação da linha de costa da Enseada de Tijucas (SC) em diferentes escalas temporais como indicadora de suscetibilidade costeira. *Quaternary and Environmental Geosciences*, v. 9, n. 2.

Santos, J. P. S, Andrade, A. C. S, Nascimento, P. S. R., Ramos, L. P. (2021). Erosão costeira e faixas de recuo em praias arenosas do Sul de Sergipe, Brasil. *Geociências, v. 40, n. 04, p. 1047-1061*. DOI: https://doi.org/10.5016/geociencias.v40i04.15561

Santos, K. A. L.; Neves, K. M., Santos, W. A; Vieira. I. L; Almeida, A. Q. (2021). Variação da linha de costa no litoral central de Sergipe entre os anos de 1988 a 2019. *Anais do XIII Encontro De Recursos Hídricos em Sergipe. Aracaju-Sergipe*.

Silva, J. L. R., Amaro, V. E.., Scudelari. A. C. de Santana Gomes Pinheiro, L. R. (2023). Mapa de Risco à Erosão Costeira e Movimentos Gravitacionais de Massa no Litoral Oriental do Nordeste do Brasil: Estudo de Caso na Praia de Pipa/RN. *Revista Brasileira De Geomorfologia*, 24(2). https://doi.org/10.20502/rbg.v24i2.2281

Scher, A. B. S., Silva, S. O. B., Abreu, V. S. (2023). Impacto da erosão costeira nas atividades turísticas no bairro São Domingos - Ilhéus (BA): Uma análise da percepção dos comerciantes locais. *Cadernos Macambira*, 8 (especial3), 289–309. https://doi.org/10.59033/cm.v8iespecial3.1042

Scherer, M. (2013). Gestão de praias no Brasil: subsídios para uma reflexão. Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 13, n. 1, p. 3-13.

Scudelari, A. C.; Rosado, S. B.; De Matos, M. D. F. A., Amaro, V. E. (2020). III-005-melhoria da qualidade da água tratada e aumento da capacidade de etas através da escolha adequada de coagulantes e auxiliares, em águas com alcalinidade alta (estudo de caso). *Anais do XIX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

Sousa, H. V. C. M., Moura, F. J. M. de, Souza, A. C. D. (2023). Proposições de gestão ambiental na zona costeira de Icaraí de Amontada (CE), Nordeste, Brasil. *Revista Do Departamento De Geografia*, 43, e189549. https://doi.org/10.11606/eISSN.2236-2878.rdg.2023.189549.

Souza, L. T. (2023). *Análise da erosão costeira e estruturas de proteção nas praias urbanas do litoral sul de Maceió* - AL. 2023. 23 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Geografia) - Instituto de Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Alagoas, Maceió.

Weiner, D. M. (2021). *Análise da dinâmica costeira da foz do Rio Punaú, município de Rio do Fogo/RN, com o apoio de geotecnologias*. 2021. 91f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

Silva Junior, O. M., Santos, L. S., Rodrigues, M. Panorama Dos Riscos Costeiros No Estado Do Amapá: Conhecer Para Agir. In: Redução do risco de desastres e a resiliência no meio rural e urbano. São Paulo, pp. 454–472

Silva, D. V., Mata-Lima, H., Martins, M. C. B. S., Araújo, M. C. B., Kern. P., Silva. M. C. G., Freitas, A. C., Oliveira, A. K., Uliano, B. R., Cristiano, S. C., Gatto, D. B., Almeida, H. R. R. C. A., Freitas, M. C., Aires, M., Ganguilhet, G., Carvalho, M. C., Costa, C. R., Martins, M. C. B. S., Silva, M. C. G., Lamparelli, C. C., Minello, M., Freitas, F. S., Pinheiro, M. S. S., Scelza, G. C., Cristiano, S. C., Martins, F. M. C.P.F., Kuroshima, K. N., Abessa, D. M. S., Santos, A. (2022). Gestão ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas - volume II. *INVIDES- Instituto Virtual Para O Desenvolvimento Sustentável*.

Teixeira, C. P. B., Souto, M. V. S., Pinheiro, L. R. D. S. G., De Matos, M. D. F. A., Gomes, D. D. M. (2021). Análise da evolução costeira no município de Beberibe, estado do Ceará, entre os anos de 1979 a 2019. *Geosciences = Geociências*, v. 40, n. 04, p. 1005-1031. DOI: https://doi.org/10.5016/geociencias.v40i04.15874.

Vieira, A. F. F., Melo, J. H. S. de., Silva, O. G. Da, Silva, W. F. da., Lira, D. R. De. (2023). Identificação do risco geomorfológico de erosão costeira em praias do Litoral Leste da Ilha de Itamaracá PE. *Revista Contexto Geográfico*, 9(18), 41–56. https://doi.org/10.28998/contegeo.9i.18.16837

Weiner, D. M., Amaro, V. E., De Carvalho, I. Q., Nascimento A., P. V. (2021). Geotecnologias aplicadas na análise da dinâmica costeira na desembocadura do Rio Punaú-RN, Nordeste do Brasil. REDE-*Revista Eletrônica do PRODEMA*, v. 1, n. 15, p. 21-41. DOI: DOI: 1022411/rede2021.1501.02.

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Journal of Integrated Coastal Zone Management (2024) 24(2): 133-161
© 2024 APRH
ISSN 1646-8872
DOI 10.5894/rgci-n617
url: https://www.aprh.pt/rgci/rgci-n617.html

PADRÕES DE DEPOSIÇÃO E RELAÇÃO ENTRE LIXO MARINHO E ARRIBADAS EM PRAIAS ARENOSAS NA ILHA DE ITAMARACÁ (PE)

Thaiane Santos da Silva[@ 1], Monica Ferreira da Costa[1]

RESUMO: O aumento da deposição arribadas e lixo antropogênico impacta e diminui a qualidade de praias arenosas. A Ilha de itamaracá é uma ilha continental onde essas deposições ocorrem. O objetivo deste estudo foi avaliar a interação entre o lixo e arribadas nas praias da ilha. Para isso, três praias (Forte, Pilar e Sossego) foram estudadas para deposição de algas arribadas através biomassa vegetal e macrolixo em março, junho, setembro e dezembro de 2022. Dois mil e treze itens de lixo foram coletados, com maioria de plásticos (72%) e vidro e cerâmica (19%). Embalagens de uso único foram o plástico mais abundante. Mais de 70% (n = 969) dos itens ocorreram no Sossego. A maioria do lixo ocorreu em setembro (n = 952) e dezembro (n = 364). Cerca de 362 itens foram classificados como resto de construção, ocorrendo no Forte nos primeiros meses. Fatores de composição (grau de cobertura e tipo de detrito), direção do vento e precipitação foram responsáveis pela distribuição do lixo. Sossego foi dominada por macroalgas, com mais da metade de toda biomassa vegetal coletada (64,4%, 252,5 ± 41,4 kg/100m²) com diferença significativa na comparação com Forte. Fatores de composição, direção do vento e precipitação determinaram o peso de biomassa vegetal. Lixo e biomassa tiveram correlação positiva fraca (rho=0,32 e p ≤0,05). Picos de deposição de arribadas não coincidiram com os meses de mais lixo. O tipo de arribação mostrou associação com a velocidade do vento. A maioria dos plásticos tiveram baixo grau de emaranhamento e fragmentos emaranhamento muito alto. Emaranhados (n=53) foram identificados nas praias, em áreas não cobertas e fortemente cobertas. Os resultados indicam que a sazonalidade climática controla a dinâmica de deposições e lixo e arribadas, quando juntos, resultam na formação de emaranhados, um preocupante componente da poluição das praias.

Palavras-chave: monitoramento, macrolixo, macroalgas.

ABSTRACT: *The increase in the deposition of beach wrack and anthropogenic litter impacts and decreases quality of sandy beaches. Itamaracá Island is a continental island where these depositions occur. This study aimed to address the interaction between litter and beach wrack on the island's beaches. Three beaches (Forte, Pilar, and Sossego) were assessed for beach wrack with vegetable biomass and macrolitter deposition in March, June, September, and December 2022. A total of 2,013 litter items were collected, resulting in predominantly plastics (72%) and glass/ceramics (19%). Single-use packaging was the most abundant type of plastic. Over 70% (n = 969) of the litter was found at Sossego, with the highest amounts recorded in September (n = 952) and December (n = 364). Approximately 362 items were identified as material construction, primarily at Forte during the early months of the year. Key factors influencing litter distribution included composition factors (coverage degree and debris type), wind direction, and precipitation. Sossego exhibited the highest biomass weight, being more than half of the total collected (64.4%, 252.5 ± 41.4 kg/100 m²), significantly differing from Forte. Composition factors, wind direction, and precipitation also influenced vegetable biomass weight. A weak positive correlation was observed between litter and biomass (rho = 0.32, p ≤ 0.05). Peaks of stranded biomass deposition did not coincide with months of peak litter accumulation. Additionally, type of debris was associated with wind speed. Entanglements (n = 53) were identified on the beaches, occurring in both uncovered and heavily covered areas, with plastics showing a low degree of entanglement, while fragments exhibited high entanglement potential. These findings suggest that climatic seasonality control the dynamics of the natural and anthropogenic debris deposition and, together, result in the formation of entanglements, a concerning element of beach pollution.*

Keywords: *monitoring, macrolitter, macroalgae.*

@ Correspondig author: thaiane.silva@ufpe.br

1 Universidade Federal de Pernambuco

Submission: 12 DEC 2024; Peer review: 7 JAN 2025; Revised: 14 APR 2025; Accepted: 14 APR 2025; Available on-line: 16 APR 2025

1. INTRODUÇÃO

A presença de arribadas em praias tem sido intensificada pelas mudanças climáticas e pela poluição marinha, resultantes de atividades antropogênicas. O enriquecimento das águas com nutrientes e matéria orgânica assim como a aumento da temperatura dos oceanos favorecem o crescimento de macroalgas e fanerógamas marinhas que acabam depositadas nas praias (Martins *et al*., 2024). Essa deposição de macroalgas, em praias, após serem arrancadas de seus substratos é chamada de arribação, ocorrendo durante a maré baixa (Cavalcanti, 2021). Além de macroalgas, essa arribação pode ser composta por fanerógamas marinhas, vegetação de mangue e vegetação continental como plantas de restinga.

A presença e deposição desses detritos dependem de fatores como hidrodinâmica, características de flutuabilidade do material (Chubarenko *et al*., 2021), intensidade e direção das ondas, ventos e correntes. Esses fatores desempenham um papel importante no processo de desprendimento, transporte e acumulação desses detritos nas praias. Além disso, o tipo de uso desse ecossistema também determina o processo e o tipo de material depositado. A produção primária de praias é subsidiada pela deposição de detritos naturais (Ruiz-Delgado *et al*., 2015).

A hidrodinâmica e as condições meteo-oceanográficas desempenham um papel importante no processo de acumulação de vegetação marinha (Chubarenko *et al*., 2021). Esses detritos naturais, compostos de macroalgas, fanerógamas ou outros materiais orgânicos são levados para a costa pelo vento, ondas, ação natural das marés ou outros eventos oceanográficos (Santos *et al*., 2013; Chubarenko *et al*., 2021). Além do material orgânico, considerado natural nas praias, o lixo antropogênico também tem sido um componente dessa arribação tornando-se um problema crescente (Chubarenko *et al*., 2021).

O plástico encontrado preso em arribação é degradado e fragmentado, alterando as propriedades do ambiente (Ryan, 2015) e gerando produtos nocivos (por exemplo, microplásticos e produtos químicos) para a fauna que usa e habita essa zona intermareal. Devido às grandes quantidades acumuladas esse material arribado impacta na qualidade da praia e é descartado da mesma forma que detritos antropogênicos (Cavalcanti *et al*., 2012; Martins *et al*., 2024). Todo esse material é visto como "lixo" na praia pelo mau odor devido à sua decomposição. Essa problemática tem sido relatada ao longo do Oceano Atlântico Central, nas praias do Caribe (Gower & King, 2011; Wang & Hu, 2016) e na costa brasileira (Sissini *et al*., 2017). Tanto os detritos naturais quanto o lixo, arribados juntos, diminuem o valor ecossistêmico de praias em termos de fornecimento, regulação, manutenção e serviços que praias oferecem (Robbe *et al*., 2021). Além disso, o lixo marinho emaranhado nas arribações naturais intensifica ainda mais o problema de gestão e limpeza das praias dificultando a coleta e uso de ambos.

Nesse contexto, ressalta-se aqui que a maioria dos estudos sobre arribação estão focados na biologia e ecologia das florações e mesmo para o litoral brasileiro, poucos estudos relatam esses eventos de deposição (Széchy *et al*., 2012; Santos *et al*., 2013; Sissini *et al*., 2017). Para o litoral de Pernambuco, Nordeste do Brasil, os estudos sobre arribadas estão ligados à ecologia de macroalgas e ao uso da biomassa vegetal como biossorvente e bioindicador da qualidade ambiental (Veimrober Júnior, 2010; Silva, 2010; Barros, 2013).

O objetivo deste estudo foi avaliar a interação entre lixo marinho e arribadas, cuja presença é condicionada por variáveis meteo-oceanográficas nas praias da Ilha de Itamaracá, ambos componentes importantes no fluxo de lixo marinho em ecossistemas costeiros. Supõe-se que o lixo e arribadas são subestimados nos registros de poluição marinha na Ilha, desse modo pouco se sabe sobre as deposições de arribadas e de lixo nas praias de Itamaracá.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A Ilha de itamaracá está situada no estado de Pernambuco (Figura 1) na costa nordeste do Brasil, a cerca de 50 km ao norte da capital Recife. Itamaracá tem uma área total de aproximadamente 67 km² e abriga uma população de 24.540 pessoas (IBGE, 2022). O crescimento urbano e populacional desordenados entre os anos de 1970 e 2010 marcam a ocupação na Ilha. Além disso, Itamaracá também é caracterizada por uma população flutuante significativa por ter residências destinadas aos períodos de veraneio (Lima *et al*., 2017).

A Ilha faz parte de um importante complexo estuarino separado do continente pelo Canal de Santa Cruz e composto por praias, manguezais e rios que deságuam no oceano e que sofrem grande impacto antrópico (Melo *et al*., 2019; Ramos & Costa, 2023). Possui clima tropical com temperatura máxima de 34°C e mínima de 20°C, e dois períodos sazonais distintos: uma estação seca (setembro a fevereiro) e uma estação chuvosa

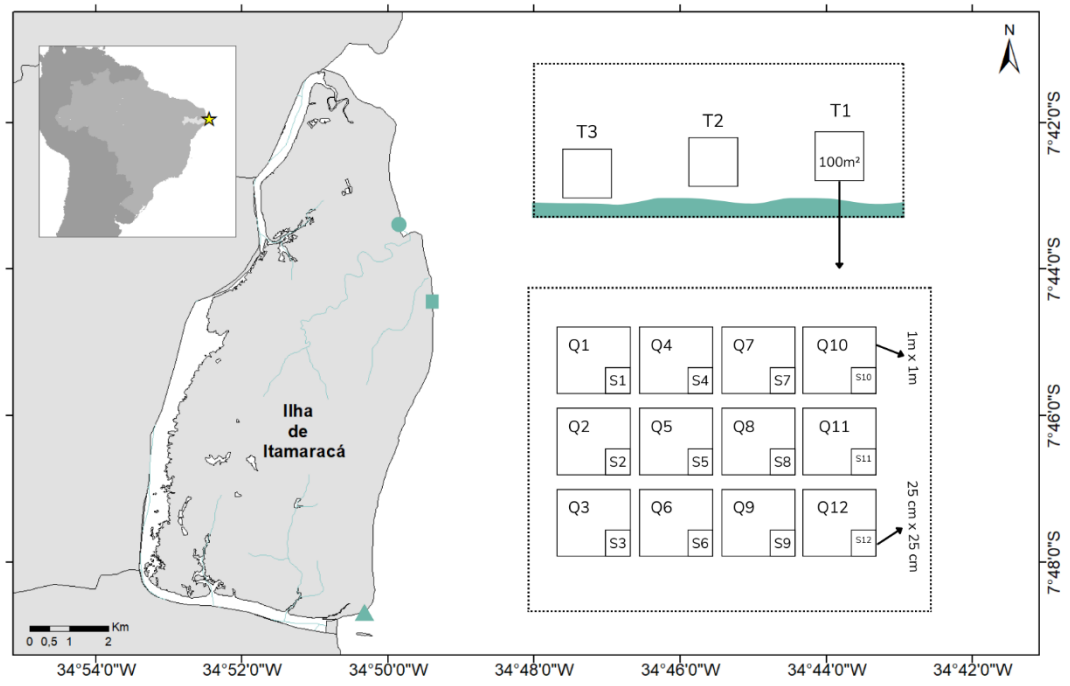

Figura 1. Localização da Ilha de Itamaracá em Pernambuco, Nordeste do Brasil e praias pesquisadas representadas por ▲ Forte, ■ Pilar, ● Sossego, para amostras itens de lixo e biomassa vegetal em 2022. O mapa mostra a estratégia de amostragem aplicada em 3 transectos para cada praia, repetida em cada mês de coleta. Q: quadrante para amostras de lixo; S: subquadrante para biomassa vegetal.

(março a agosto) (Macêdo *et al*., 2004; Pitanga *et al*., 2012; Araújo *et al*., 2021). Uma precipitação média de 2060 mm/ano caracteriza Itamaracá, com maiores médias de precipitação nos meses de maio, junho e julho (APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima, 2023).

Os ventos predominantes são de SE com velocidade média de 3,2 m/s. Ventos fracos (média de 2,6 a 5,2 m/s) de NE ocorrem na estação seca com pico de 9,2 m/s e na estação chuvosa ventos fortes sopram de SE (média de 4,0 a 5,7 m/s) com pico de 9,2 m/s (Medeiros & Kjerfve, 1993; Araújo *et al*., 2021). As marés desempenham um papel importante nas mudanças morfológicas e sedimentológicas da costa em Itamaracá (Almeida, 2011). As marés são do tipo mesomaré, dominadas por ondas (2-4m), e semidiurnas com um ciclo de duas marés altas e duas baixas no dia (Almeida, 2011; Melo *et al*., 2019; Araújo *et al*., 2021).

De acordo com Almeida (2011), ondas de direção E-SE, associadas a ventos de mesma direção, apresentam altura média de 1 a 1,5 m e períodos de 5 a 7s em áreas profundas. Na estação seca, ocorrem ondas menores, períodos mais longos e ventos mais fracos. Ainda na estação seca, a perda de sedimentos corresponde a eventos de aumento da potência das ondas (Araújo *et al*., 2021). Na estação chuvosa, foram observados períodos de ondas mais curtos.

A praia do Forte, na Figura 1, está ao sul do Canal de Santa Cruz, onde também se localiza o Forte Orange (Fortaleza de Santa Cruz), construção histórica de 1631, tombada pelo IPHAN (Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional) em 1938 pela sua importância histórica e cultural (IPHAN, 2010). É uma área predominantemente turística, com bares à beira-mar (Leitão *et al*., 2007). Essa praia, no entorno do Forte Orange, contém ainda vias de acesso, calçadas, estacionamentos, barracas, marinas, hotéis, pousadas e residências fixas e temporárias, além de abrigar uma parcela de manguezal (Araujo, 2022).

Residências fixas, ocupação imobiliária precária e bares caracterizam a praia do Pilar (Figura 1). Essa praia se encontra em área urbana, com presença de atividade comercial, turística e pesqueira. O uso da praia em feriados e finais de semana é intenso, assim como a presença de embarcações de pequeno porte, ancoradas na praia próximas a instalações de apoio à atividade pesqueira. Apesar dessas pressões antrópicas, ainda há pequenas regiões com vegetação de restinga nessa área.

A praia do Sossego se localiza próxima à foz do rio Jaguaribe, um importante curso d'água da Ilha que desemboca no oceano. Na margem direita do rio, há um setor urbano composto por residências fixas e temporárias, atividade pesqueira, aquicultura e lazer, com bares e comércios (Leitão *et al*., 2007). Na margem esquerda, em direção à praia do Sossego, há presença de poucos bares, que têm sofrido com a intensa erosão costeira nessa área. Sossego se caracteriza principalmente por residências temporárias ocupadas em períodos de férias e veraneio. A ausência de coleta seletiva, saneamento básico e intensa erosão nessa área também são características que definem o local.

2.2 Coleta de amostras

As praias foram amostradas a cada 4 meses (Março, Junho, Setembro e Dezembro), durante o ano de 2022. Três transectos de 10m x 10m (100m²) desde a linha do deixa (linha de preamar) até a linha d'água foram definidos, priorizando áreas de ocorrência de arribadas quando possível (Figura 1). Em cada transecto, durante a maré baixa, dentro de 12 quadrantes (1x1m), todo o macrolixo (>2,5 cm) foi coletado manualmente e armazenado em sacos plásticos de 100L para transporte até o laboratório. Os quadrantes foram posicionados de modo que cobrissem toda a extensão do transecto. Todo o material de lixo coletado foi expresso nos resultados como itens/100m².

Os doze quadrantes de 1x1m continham 1 sub-quadrante (25x25cm) cada, onde foi coletado todo o material natural vegetal presente. Esse material foi armazenado em sacos de 2L para análise de biomassa vegetal. Em laboratório o material foi seco em estufa por 3 dias a 60°C e pesado. Os resultados foram expressos em kg/100m² (peso de biomassa vegetal seca). A partir das amostras dos sub-quadrantes o peso de biomassa vegetal seca foi estimada para os quadrantes de 1m² e para os transectos. As coletas resultaram em 432 amostras distribuídas em: 3 praias x 4 meses x 3 transectos/praia x 12 quadrantes/transectos x 12 sub-quadrantes (Figura 1).

2.3 Dados meteo-oceanográficos

Os dados meteo-oceanográficos para cada praia foram obtidos online (www.windguru.cz/, www.surfguru.com.br/ e earth.nullschool.net/pt/). Intensidade de vento (m/s), direção do vento, altura (m), período (s) e direção da onda foram coletados para 12h anteriores até o momento da coleta de amostras afim de verificar os fatores que influenciam a ocorrência diária e local da arribação na Ilha. Os dados de precipitação mensal foram disponibilizados pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), resultando nos dados de janeiro a dezembro de 2022, que foram comparados com a média histórica da Ilha.

2.4 Classificação de amostras

O macrolixo foi classificado para tipo de material (plástico, tecido, vidro e cerâmica, espuma, papel, madeira, borracha e outros) e diversidade de acordo as Diretrizes para Pesquisa e Monitoramento de Lixo Marinho (UNEP, 2009). Dois totais de lixo foram analisados, um total com itens de vidro e cerâmica (2.013 objetos de lixo) e um total sem esses itens (1.651 objetos de lixo) para verificar se esses itens mostravam influência estatística nos resultados.

O tipo arribação foi categorizado a partir do material que continha o detrito: vazio, macroalga e manguezal. Para grau de cobertura de arribação foram criadas classes de 0 a 5 baseadas no "Guia de fotos de arribação de praia (GFAP)" de Haseler *et al*. (2019): categoria 0 (<1%, não coberto), categoria 1 (1-5%, raramente coberto), categoria 2 (6 - 25%, levemente coberto), categoria 3 (26 - 50%, moderadamente coberto), categoria 4 (51 - 75 %, fortemente coberto) e categoria 5 (76 - 100%, intensamente coberto).

O potencial de emaranhamento do lixo nos detritos arribados na praia foi avaliado a partir da classificação da forma dos itens (Navarrete-Fernández *et al*., 2022) em cinco categorias associadas aos graus de emaranhamento: a) LI - itens de linha (emaranhamento muito alto); b) LM - itens laminares (alto emaranhamento); c) MS - itens mistos (emaranhamento médio); d) O - itens ocos (baixo emaranhamento); e, e) S - itens sólidos (emaranhamento muito baixo).

2.5 Análise estatística

O lixo foi expresso por itens/100m² para estação climática (seco e chuvoso), mês (março, junho, setembro e dezembro) e praia (Forte, Pilar e Sossego). A média desse lixo foi apresentada por média ± erro padrão. Os itens foram analisados com e sem presença de detritos de resto de construção. As amostras foram testadas para normalidade e homocedasticidade. Análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA) foi aplicada com padronização dos dados e conduzida com uma matriz de distância euclidiana, para testar o efeito dos 3 fatores (estação climática, mês e praia) e suas interações através de 999 permutações. Quando a PERMANOVA apresentou diferenças significantes ($p \geq 0,05$), teste a posteriori (*pair-wise test*) com ajuste de Bonferroni foi aplicado.

Para comparação de distribuição das amostras de lixo junto aos fatores de composição de biomassa vegetal (tipo de detrito),

peso seco em kg/m² e variáveis meteo-oceanográficas (direção e intensidade vento, altura significativa, direção e período da onda, precipitação) foi utilizada Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Para as arribadas, o peso seco de biomassa vegetal estimada foi apresentado em kg/100m² e média ± erro padrão. PERMANOVA também foi performada para as amostras de biomassa vegetal e feito dos fatores. Frequência de ocorrência dos diferentes graus de cobertura foi apresentada em porcentagem. A resposta de distribuição das amostras de peso também foi obtida por CCA.

Para explorar a interação entre lixo e biomassa vegetal os dados foram testados ainda com PERMANOVA. Os padrões espaciais foram visualizados por Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). Correlação de Spearmann foi utilizada para verificar as relações das variáveis com lixo, biomassa vegetal e tipo de cobertura de detrito. Todas as análises estatísticas foram feitas no software R Studio Versão 4.2.0 (R Core Team, 2022).

3. RESULTADOS

3.1 Variáveis meteo-oceanográficas

Precipitação

Os registros de chuvas para a Ilha de Itamaracá no ano de 2022 estão resumidas na figura 2. Nos meses de maio, junho e julho ocorreram os maiores acúmulos e os menores registros foram de setembro a fevereiro. Em junho, no segundo mês de coleta, ocorreu a maior precipitação (398,5 mm) enquanto dezembro foi um mês seco (44,8 mm). Dois períodos climáticos, já conhecidos para o litoral, puderam ser observados entre os meses de coleta: março e junho como período chuvoso e setembro e outubro sendo período seco. Os dados coletados foram comparados com a média histórica de precipitação para a Ilha (Figura 2) através dos registros da APAC (Agência Pernambucana de Águas e Clima).

Vento

Em 2022, nas 3 praias a intensidade do vento variou de 1,8m/s a 6m/s, com direção predominante de SE (Figura 3). Ventos mais intensos foram registrados na praia do Pilar e Sossego com velocidades máximas de 6m/s e 5,7m/s respectivamente. Médias semelhantes foram registradas nas 3 praias, entre 3,5m/s e 3,7m/s. As velocidades máximas e mínimas que ocorreram nas praias foram de 1m/s a 5,4m/s no Forte, 1,8m/s a 6m/s no Pilar e 2,1m/s a 5,7m/s no Sossego, com menor variação de intensidade do vento.

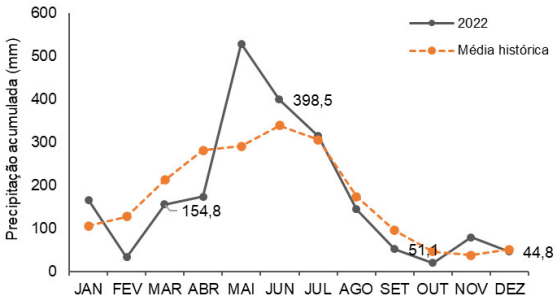

Figura 2. Precipitação mensal acumulada durante o ano de coleta (2022) comparada com a média histórica da Ilha de Itamaracá.

Ao longo dos meses, a direção foi predominante nas praias de estudo foi de SE (março, junho e setembro) e E (dezembro) (Figura 4). A intensidade do vento apresentou variabilidade entre os meses. Em março e junho a velocidade predominante de vento foi de 3m/s a 5m/s (72,2 % e 63,9% respectivamente). Ventos mais fracos de 1m/s a 3m/s também ocorreram nesses meses (Figura 4). Um aumento da intensidade ocorreu nos meses seguintes: setembro (3m/s a 5m/s; 88% - Figura 4c) e dezembro (3m/s a 5m/s; 80,6% - Figura 4d). Nesse período ainda foram registrados ventos com velocidade ≥ 5 m/s.

Onda

As ondas tiveram uma altura significativa máxima (Hmáx.) de 1,6m e mínimo (Hmín.) de 0,94m no Forte e no Pilar respectivamente, representados na figura 5a. Junho foi o mês com maiores índices de chuva e incidência de ondas com baixos valores de altura significativa (de 0,94m a 1,2m). A maior média de altura foi em dezembro (1,39m), correspondendo a estação menos chuvosa. Além disso, setembro (Hmáx. 1,52m; Hmín. 1,2m) e dezembro (Hmáx. 1,58m; Hmín. 1,3m) registraram ondas com menor variação entre as alturas significativas máximas e mínimas.

Quanto às praias, Forte e Sossego tiveram ondas com as maiores alturas (1,6m e 1,58m, respectivamente), enquanto Pilar registrou ondas de 0,94m a 1,44m. Durante os meses de estudo ocorreu uma variação no período das ondas de 6,7s a 13s (Figura 5b). Os valores extremos, tanto máximos quanto mínimos, ocorreram em março e setembro (Figura 5b). Março teve maior período de onda (13s) assim como o maior valor de altura significativa da onda (1,6m). Enquanto junho registrou menor período (6,7s) e altura significativa de onda de 0,94m dentro de uma variação de 0,95m a 1,2m.

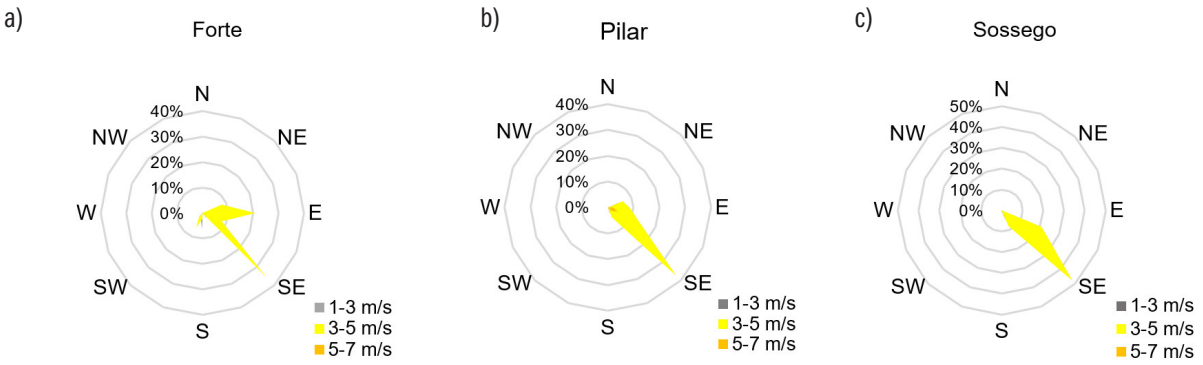

Figura 3. Gráfico de intensidade e direção do vento para as 3 praias da Ilha de Itamaracá no ano de 2022.

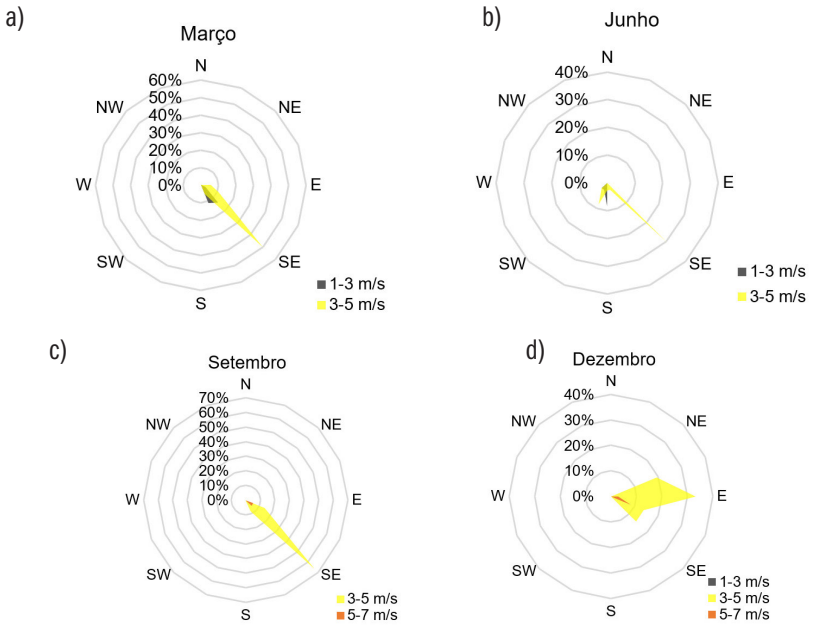

Figura 4. Intensidade e direção do vento em relação aos meses de coleta na Ilha de Itamaracá em 2022.

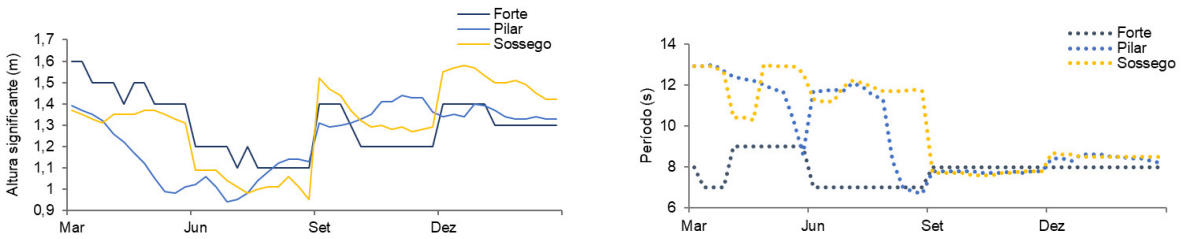

Figura 5. Altura significativa (m) e período de pico (s) da onda nas praias durante os meses de coleta.

Ondas com maiores períodos (≥11s) ocorreram predominantemente em março. Além do período de 6,7s junho também teve período ≥11s. Para esses dois meses direção predominante das ondas foi de leste (E) em março e de sudeste (SE) em junho (Figura 6). Nos meses menos chuvosos, que registraram ondas com Hmín. ≥1m, setembro e dezembro tiveram ondas de leste-sudeste (ESE).

Os três locais de amostragem, Forte, Pilar e Sossego, tiveram ondas representadas em sua maioria com sentido de ESE (Figura 7) e picos de períodos entre 7s e ≥11s

Na praia do Forte, ondas de SE (25%) e E (8,3%) ocorreram além da direção predominante de ESE (58,3%). Ondas com essas direções (SE 25%, E 23%, ESE 50%) também foram registradas no Pilar. O período dessas ondas foi distribuído entre 7 a 9s (56%) e picos de períodos ≥11s (37,5%). Assim como no Pilar, a praia do Sossego teve ondas com picos de períodos na mesma escala (7s a 9s 50% e ≥11s 43,7%) e direção predominante de ESE (52%).

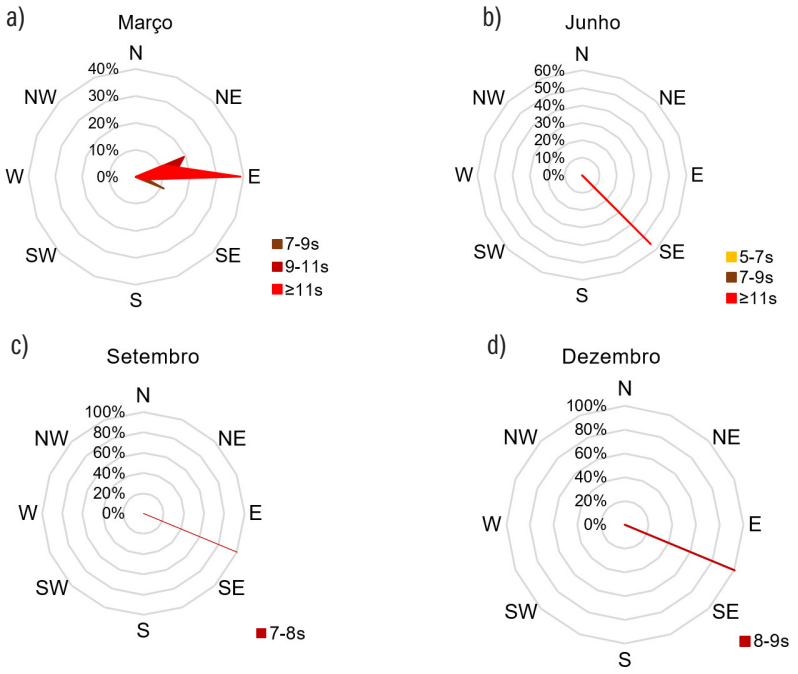

Figura 6: Direção e período da onda durante os meses de coleta na Ilha de Itamaracá em 2022.

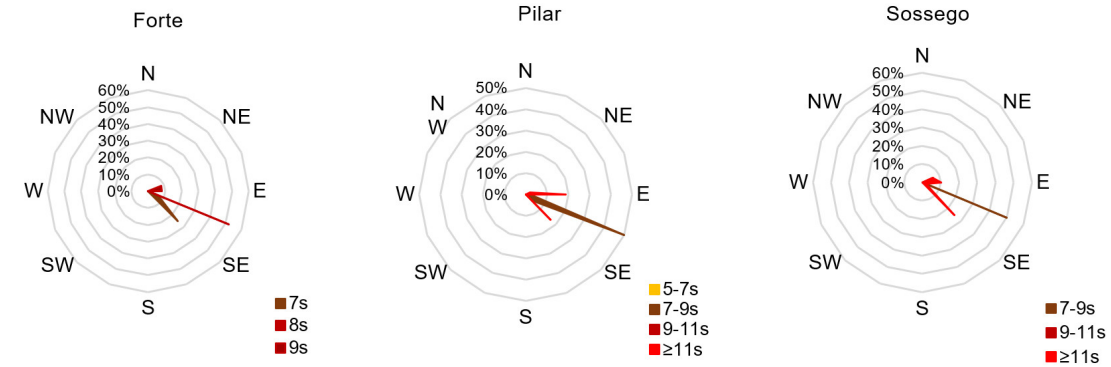

Figura 7. Gráfico direção e período da onda (s) na praia do Forte, Pilar e Sossego.

3.2 Arribadas

A deposição de arribadas foi composta por macroalgas, detritos de manguezal (folhas), distribuídos ao longo dos meses nas três praias representadas na figura 8. No Forte, na maior parte do ano, folhas de manguezal estavam em abundância, exceto em dezembro. Tanto macroalgas quanto folhas e vegetação de restinga ocorreram no Pilar, e ambos estavam ausentes em junho. Ao norte da Ilha, a arribação da praia do Sossego foi dominada por uma grande quantidade de macroalgas ao longo dos meses.

Nos meses mais chuvosos, Sossego teve pesos médios de biomassa vegetal quase dez vezes maior do que Pilar e Forte (Figura 8). No período mais seco, a média de biomassa vegetal foi maior em dezembro na praia do Pilar (376,7±207,4 kg/100m²) e no Sossego (304,9±105,4 kg/100m²). Em setembro as praias do Forte e Pilar tiveram médias de biomassa vegetal inferiores a 1kg/100m² (Figura 8).

Um peso total de mais de quatro mil quilogramas por 100m² de biomassa vegetal foram usados no estudo com coleta e peso estimado. Na estação seca o peso total de biomassa vegetal seca foi superior (2934,5 kg/100m²) à quantidade dos meses chuvosos (1769,5 kg/100m²) (Figura 9a). Diferenças estatísticas significativas não foram observadas (Tabela 1) entre as médias desses detritos durante o período chuvoso (98,3 ± 28,9 kg/100m²) e seco (163 ± 50,9 kg/100m²).

Comparando os meses (Figura 9b), dezembro teve maior média de peso biomassa vegetal (250,3 ± 82,3kg/100m²) se diferenciando estatisticamente. Amostras com o menor peso foram coletas em setembro (74,8 ± 52,2 kg/100m²). Março e junho tiveram peso total médio semelhantes (94,9±40,3 e 101,7±43,9 respectivamente).

O peso médio de biomassa vegetal coletado foi diferente estatisticamente em relação às praias (Tabela 1). Sossego teve mais da metade de toda biomassa vegetal coletada (64.4%, 252,5 ± 41,4 kg/100m²) com diferença significativa na comparação com Forte, que teve menos de 10% do total de biomassa vegetal e uma média de 36,8 ± 17,2 kg/100m².

Tabela 1. Análise de Variância Multivariada com Permutações (PERMANOVA) para efeitos da estação, mês e praia sobre a biomassa vegetal (kg.100m-2). Diferenças significativas representadas em negrito ($p \leq 0,05$).

	Df	SumOfSqs	R²	F	Pr(>F)
Estação	1	1,179	0,03369	17,997	0,197
Mês	2	4,394	0,12554	33,528	**0,051**
Praia	2	9,178	0,26224	70,034	**0,002**
Estação:Praia	2	1,632	0,04663	12,453	0,303
Mês:Praia	4	2,889	0,08255	11,023	0,361
Resíduos	24	15,727	0,44934		
Total	35	35,000	100,000		

Uma resposta de 58% para biomassa vegetal em relação às varáveis meteo-oceanográficas e fatores de composição foi obtida pela Análise de Correspondência Canônica (CCA), com proporção cumulativa de 57% na CCA1 e 58% na CCA2 do total explicado (Tabela 2).

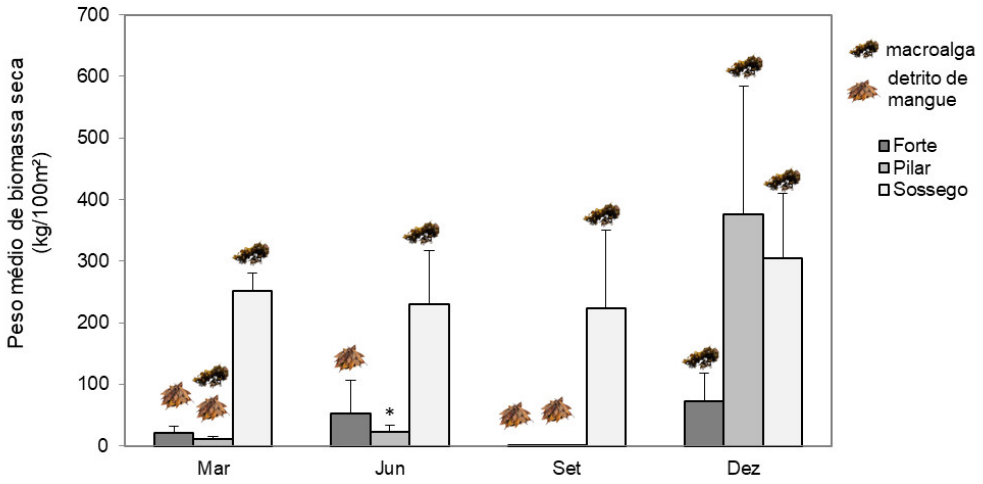

Figura 8. Composição da biomassa vegetal estimada nas praias ao longo dos meses. *Ausente.

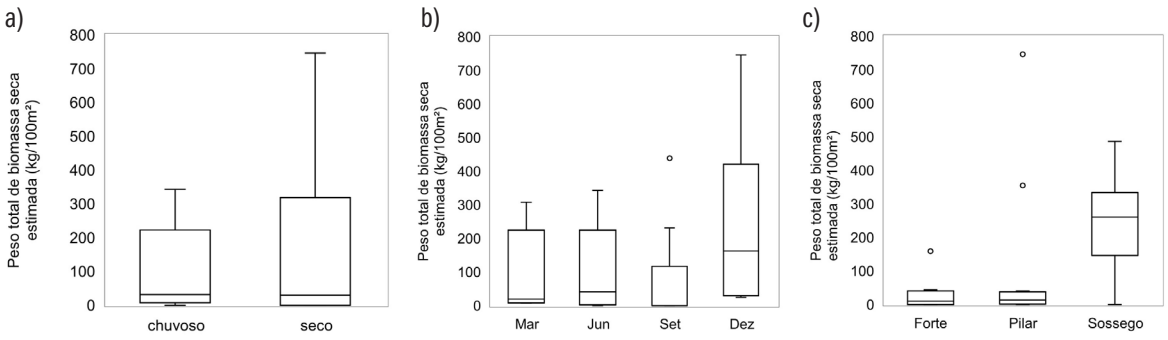

Figura 9. Peso total de biomassa vegetal seca por estação (a), meses (b) e praias (c) coletadas.

Tabela 2. Análise de Correspondência Canônica para biomassa vegetal com as variáveis meteo-oceanográficas e fatores de composição.

Particionamento de qui-quadrado em escala

	Inércia	Proporção
Total	0,3215	10000
Constrained	0,1884	0,5859
Unconstrained	0,1331	0,4141

Importância de componentes

	CCA1	CCA2
Autovalor	0,1845	0,003898
Proporção explicada	0,5738	0,012123
Proporção cumulativa	0,5738	0,585911

Biplot scores para as variáveis de constrição:

	CCA1	CCA2
Cobertura	0,34054	-0,5691
Detrito	-0,52398	0,0182
Velocidade vento	-0,04984	0,1746
Direção vento	-0,08158	-0,4330
Período	0,07887	-0,2406
Altura	0,01694	0,2141
Direção onda	-0,01836	-0,2821
Precipitação	-0,01113	-0,2831

Testes de significância estatística em relação às variáveis explicativas e eixos da CCA indicaram que grau de cobertura, tipo de detrito, direção do vento e precipitação (Tabela 2) como principais fatores de resposta ao peso de biomassa vegetal nas praias. A primeira componente canônica (CCA1) explicou uma porção significativa da variação nos dados (Tabela 3). As amostras de biomassa vegetal do Forte foram distribuídas ao longo do eixo de CCA1 (Figura 10 e Tabela 4), com influência das variáveis associadas a esse eixo, como grau de cobertura e tipo de detrito. Enquanto os pesos de biomassa vegetal presente no Pilar e no Sossego (Figura 10) mostraram menor associação com as variáveis distribuídas em CCA1 e CCA2. Precipitação foi e direção do vento foram os fatores meteo-oceanográfico que mostraram correlação com os eixos (Tabela 3).

Tabela 3. Teste de significância das variáveis na análise de correspondência canônica (CCA). Em negrito os valores com significância ($p \leq 0,05$).

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)
Cobertura	1	0,022657	45,946	**0,050**
Detrito	1	0,041928	85,027	**0,021**
Velocidade vento	1	0,015442	31,316	**0,052**
Direção vento	1	0,000206	0,0417	0,910
Período	1	0,006049	12,267	0,232
Altura	1	0,009165	18,586	0,135
Direção onda	1	0,000898	0,1822	0,665
Precipitação	1	0,092041	186,652	**0,001**
Resíduos	27	0,133140		

Tabela 4. Teste de importância dos eixos por Permutação. Em negrito os valores com significância ($p \leq 0,05$).

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)
CCA1	1	0,184488	457,269	**0,001**
CCA2	1	0,003898	0,9661	1,000
Resíduos	33	0,133140		

Uma classificação de grau de cobertura de vegetação nos quadrantes amostrados foi feita baseada no "Guia de fotos de arribação de praia" de Haseler *et al*. (2019). Seis categorias, em termos de quantidades, foram usadas para análise de fotografias dos quadrantes: categoria 0, categoria 1, categoria 2, categoria 3, categoria 4 e categoria 5.

Em termos de estação climática, todas as categorias foram representativas tanto no período chuvoso quanto no período mais seco. Áreas não cobertas, raramente cobertas e intensamente cobertas foram as categorias com maior ocorrência (Tabela 5). Uma grande quantidade de áreas não cobertas ocorreu nos 3 primeiros meses de amostragem (maior ou igual 40%).

Quadrantes raramente cobertos (categoria 1) e levemente cobertos (categoria 2) foram observados com maior frequência em março (25,9% e 13,9% respectivamente) e dezembro (23,1% e 13,9% respectivamente) (Tabela 5). Em junho, a maioria das áreas foram classificadas nas categorias extremas, 0 (55,6%) e 5 (22,2%). Todos os graus de cobertura ocorreram em dezembro, com quadrantes diversificados em relação às categorias. Dezembro também foi o mês com menor números de áreas sem cobertura (n=16) comparado a março (n=40), junho(n=60) e setembro (n=60). Em relação às praias, a tabela 3 mostra como Forte e Pilar tiveram mais da metade das suas áreas sem cobertura de biomassa vegetal (categoria 0), enquanto Sossego destaca-se como a praia com maiores percentagens de áreas levemente cobertas até áreas com intensa cobertura.

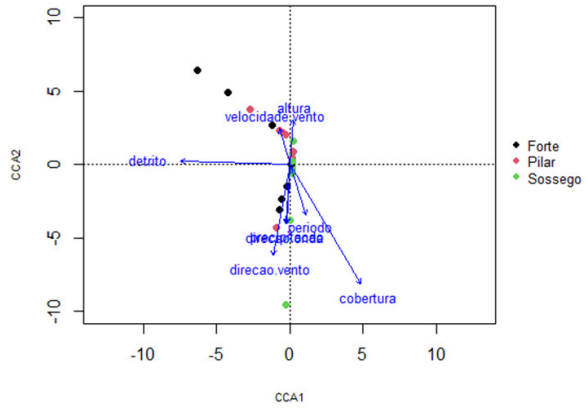

Figura 10. Análises de Correspondência Canônica para relação entre o peso de biomassa vegetal, variáveis ambientais e fatores de composição (tipo e cobertura).

3.3 Itens de lixo marinho

Um total de 2.013 itens de lixo foram coletados em 3 praias da Ilha de Itamaracá. Plásticos representaram 72% dos itens de lixo (Figura 11a). Vidro e cerâmica (19%), outros itens (4%), tecido, metal, borracha, madeira e isopor também estavam presentes embora tenham sido representados por menos 1% dos itens. Embalagens de alimentos de uso único (PL06) foram o tipo de plástico mais abundante com mais de 500 itens, seguidos por material de construção (GC01) e outros itens plásticos (PL24) como fragmentos rígidos e flexíveis, fragmentos de embalagens e rótulos (Figura 11b).

Tabela 5. Frequência de ocorrência (%) dos diferentes graus de cobertura (categorias de 0 a 5) por estação climática, mês e praia.

	0	1	2	3	4	5
Chuvoso	48,1	14,8	12,0	6,5	6,0	12,5
Seco	35,2	18,5	12,5	11,6	9,3	13,0
Mar	40,7	25,9	13,9	8,3	8,3	2,8
Jun	55,6	3,7	10,2	4,6	3,7	22,2
Set	55,6	13,9	11,1	6,5	6,5	6,5
Dez	14,8	23,1	13,9	16,7	12,0	19,4
Forte	56,3	20,8	10,4	5,6	6,3	0,7
Pilar	61,8	22,2	3,5	6,3	4,9	1,4
Sossego	6,9	6,9	22,9	15,3	11,8	36,1

Não foram observadas diferenças estatísticas nessa concentração de lixo de acordo com os períodos climáticos e entre os meses (PERMANOVA, $p \geq 0,05$). No entanto a PERMANOVA (Tabela 6; Figura 13) mostrou diferenças significativas para as praias e na interação estação:praia ($F = 49,9$; $p \leq 0,05$).

Embora não tenha apresentado diferenças estatísticas significativas, o período climático menos chuvoso (estação seca) teve maior densidade de itens de lixo (Figura 13a), com um total de 1316 itens e média de 73,11 ± 26,16 itens/100m² comparada com a estação chuvosa (697 itens) com uma média de 38,72 ± 10,74 itens/m².

Quanto às praias, nenhuma das comparações entre os pares de praias (*Figura*) resultou em diferenças estatísticas significativas, embora as comparações em termos de número total de itens diferem entre as praias analisadas. Mais de 70% (n = 969) dos itens ocorreram no Sossego durante a estação seca. No Forte estavam 61,3% (n = 427) dos itens coletados na estação chuvosa, enquanto Pilar e Sossego tiveram um total de 78 e 192 itens/m² respectivamente (Figura 13b).

No geral, Sossego foi representada por 57,67% dos itens de lixo coletados para o estudo, com um total de 1161 itens (média 96,75 itens/100m²). Essa praia também teve a maior densidade de itens plásticos, com 969 itens/100m² em setembro e

dezembro (61,8%) e uma média anual de 96,7± 38,4. Essa média para o Forte foi igual a 49,3 ± 13,64 itens/100m² (591 itens) e 21,75±3,31 itens/100m² (261 itens) no Pilar.

Em relação aos meses (Figura 12a e 13c), a maioria dos itens de lixo coletados ocorreu em setembro 47,3% (n = 952), seguido por dezembro (364 itens) com médias de 105,78±50,14 e 40,44±11,26 respectivamente. Março e junho tiveram número de itens de lixo semelhantes (339 e 358) representando 34,6% de todo material encontrado.

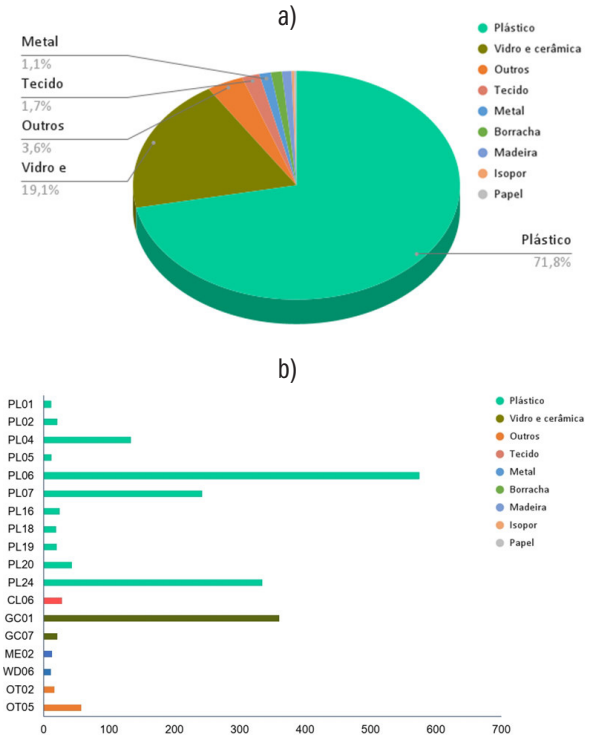

Figura 11 Material (a) e diversidade (b) dos itens de lixo coletados nas praias de Itamaracá .

Tabela 6. Resultados da Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) para efeitos da estação, mês e praia sobre itens de lixo (itens.100m-²). Diferenças significativas representadas em negrito (p ≤ 0,05).

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Itens totais: 2013					
Estação	1	1,459	0,04169	22,931	0,184
Mês	2	2,636	0,07532	20,713	0,151
Praia	2	4,737	0,13534	37,218	**0,026**
Estação:Praia	2	6,355	0,18156	49,930	**0,011**
Mês:Praia	4	4,541	0,12973	17,838	0,141
Resíduos	24	15,273	0,43636		
Total	35	35,000	100,000		
Itens totais: 1651					
Estação	1	2,925	0,08357	50,099	**0,010**
Mês	2	2,589	0,07398	22,174	0,110
Praia	2	6,626	0,18932	56,748	**0,005**
Estação:Praia	2	4,275	0,12215	36,614	**0,022**
Mês:Praia	4	4,573	0,13066	19,582	0,092
Resíduos	24	14,012	0,40033		
Total	35	35,000	100,000		

Do total de 2.013 itens 362 objetos foram classificados na categoria de detritos relacionados a resto de construção, totalizando 1.651 itens, abordados aqui separadamente devido à grande quantidade de objetos coletos. Mais itens ligados a resto de material de construção ocorreram no período chuvoso (n = 303) em comparação ao período com menos chuva (n = 57). Em relação aos meses (Figura 12a), esses itens tiveram maior abundância em março (47,8%) e em junho (36,4%) referente ao total de itens classificados como GC01 (n = 360). No Sossego esses detritos estavam ausentes, enquanto 305 itens estavam presentes no Forte e 55 no Pilar

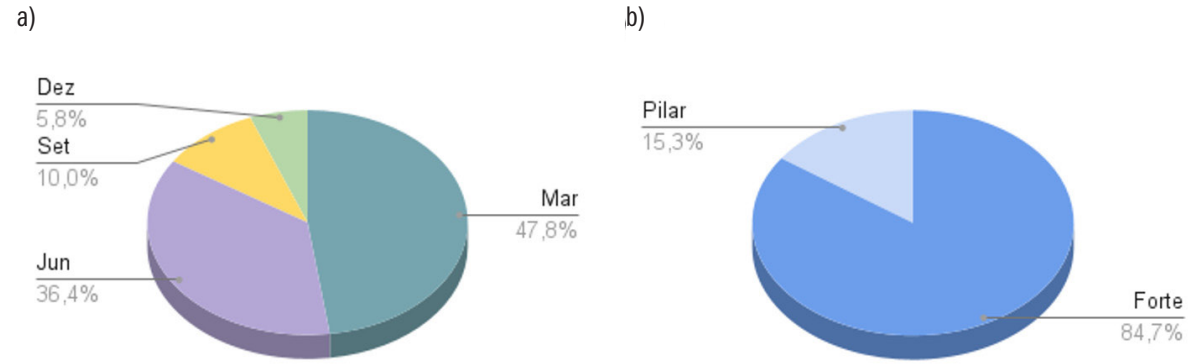

Figura 12. Abundância de itens relacionados a resto de material de construção por mês (a) e por praia (b).

(Figura 12b). A ocorrência desses itens de lixo distribuídos sob efeito das variáveis foi descrita na Figura 11 através da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Quando os itens de lixo totalizaram 1.651 detritos, a estação climática ($F = 50,0$; $p \leq 0,05$), as três praias ($F = 56,7$; $p \leq 0,05$) e a interação estação:praia ($F = 36,1$; $p \leq 0,05$) apresentaram diferenças estatísticas significativas. Os padrões estatísticos para o fator praia e o fator interação apresentaram semelhanças com os resultados observados também para o total de 2013 itens (Tabela 6).

Quanto às estações climáticas, a estação seca se manteve como estação com mais itens de lixo (Figura 13a), com uma média de 69,83±26,51 itens/100m² comparada com a classificação para os 2013 itens (73,11±26,15 itens/100m²).

Tabela 7. Análise de Correspondência Canônica para itens de lixo com as variáveis meteo-oceanográficas e fatores de composição.

Particionamento de qui-quadrado em escala (Partição da inércia - variância explicada):

	Inércia	Proporção
Total	0,21325	10000
Constrained	0,08471	0,3972
Unconstrained	0,12854	0,6028

Importância de componentes:

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4	CCA5	CCA6	CCA7	CCA8
Autovalor	0,04751	0,01960	0,006126	0,005218	0,004913	0,0009288	0,0003348	0,00008349
Proporção explicada	0,22278	0,09191	0,028726	0,024470	0,023038	0,0043554	0,0015699	0,00039152
Proporção cumulativa	0,22278	0,31470	0,343423	0,367894	0,390932	0,3952869	0,3968568	0,39724829

Biplot scores para as variáveis de constrição:

	CCA1	CCA2	CCA3	CCA4	CCA5	CCA6
Cobertura	-0,697382	-0,29529	-0,17142	0,32018	0,06236	0,44282
Detrito	0,719213	-0,24712	0,43118	-0,16461	-0,22761	0,01419
Velocidade vento	0,007369	0,67076	0,01406	0,04265	-0,23022	0,16019
Direção vento	0,197503	-0,25904	-0,85552	-0,24142	-0,15844	-0,15714
Período	-0,238182	-0,30931	-0,17760	0,54613	-0,55118	-0,32247
Altura	0,059340	0,19961	0,25670	-0,17487	0,76748	0,02842
Direção onda	-0,094955	0,06861	-0,44809	-0,02978	-0,67423	0,49805
Precipitação	0,236026	-0,24715	-0,42982	0,49737	-0,54897	0,07723

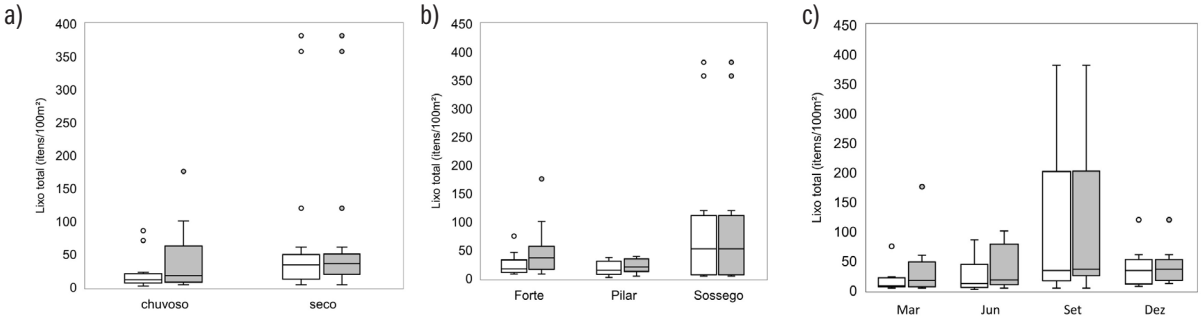

Figura 13. Número de itens por período climático (a), praias amostradas (b) e meses coletados na Ilha de Itamaracá (c) para um total de 1651 itens (barras vazias □) e itens de 2013 (barras pintadas ■).

Em relação às praias, dos total igual a 591 itens classificados, 15% (n=307) eram relacionados a restos de construção na praia do Forte e quase 3% (n=55) no Pilar, que teve um total de 261 itens. Sossego foi a única praia em que esses itens não estavam presentes (Figura 13b) e apresentou diferenças estatísticas em relação às outras ($p \leq 0,05$) nas comparações entre os pares de praias. As concentrações médias dos itens foi de 23,6±5,73 itens/100m² no Forte, 17,16±3,54 itens/100m² no Pilar e 96,75±38,40 itens/100m² no Sossego.

Embora não tenha apresentado diferenças estatísticas, a maior diferença no número de itens ocorreu em março (n=172) e junho (n= 131). Setembro e dezembro mantiveram médias semelhantes para um total de 2013 e 1651 itens (Figura 13c) respectivamente: setembro 105,77±50,13 e 101,55±50,94 itens/100m²; dezembro 40,44±11,26 e 38,11±11,85 itens/100m².

Variáveis meteo-oceanográficas (velocidade e direção do vento, altura, período e direção da onda e precipitação) junto aos fatores de composição (grau de cobertura e tipo de detrito) foram responsáveis pela ocorrência de 39% dos itens de lixo nas 3 praias de acordo com a Análise de Correspondência Canônica (CCA). A proporção de explicação foi de 22% da CCA1 e 31% da CCA2 (Tabela 7).

Quanto aos testes de significância estatística em relação ao conjunto de variáveis explicativas e eixos da CCA, foi realizada permutação com modelo reduzido com 999 permutações, indicando que grau de cobertura, tipo de detrito, direção do vento e precipitação (Tabela 8) foram as principais variáveis responsáveis pela distribuição do lixo nas praias sendo significativas no modelo da CCA ($p \leq 0,05$), sendo o eixo CCA1 o mais significante (Tabela 9).

Tabela 8.: Teste de significância das variáveis na análise de correspondência canônica (CCA). Em negrito os valores com significância ($p \leq 0,05$).

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)
Cobertura	1	0,025746	54,082	**0,001**
Detrito	1	0,014773	31,032	**0,020**
Velocidade vento	1	0,012877	27,049	**0,037**
Direção vento	1	0,007982	16,767	0,150
Período	1	0,004022	0,8448	0,456
Altura	1	0,002075	0,4358	0,809
Direção onda	1	0,002624	0,5512	0,728
Precipitação	1	0,014614	30,699	**0,023**
Resíduos	27	0,128536		

Tabela 9. Teste de importância dos eixos por Permutação. Em negrito os valores com significância ($p \leq 0,05$).

	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)
CCA1	1	0,047508	99,795	**0,006**
CCA2	1	0,019601	41,173	0,194
CCA3	1	0,006126	12,868	0,987
CCA4	1	0,005218	10,961	0,986
CCA5	1	0,004913	10,320	0,953
CCA6	1	0,000929	0,1951	1,000
CCA7	1	0,000335	0,0703	1,000
CCA8	1	0,000083	0,0175	1,000
Resíduos	27	0,128536		

O lixo presente no Sossego e no Pilar ocorreu em resposta ao grau de cobertura e período da onda, enquanto o lixo observado no Forte teve forte relação com tipo de detrito e precipitação registrados nessa área. O eixo CCA1 mostrou uma associação positiva com os fatores que influenciaram os itens do Forte e uma associação negativa com a cobertura e período (Figura 14). O eixo CCA2, embora sem significância estatística, mostrou forte associação positiva com velocidade do vento, que influenciou algumas amostras coletadas nos transectos do Forte.

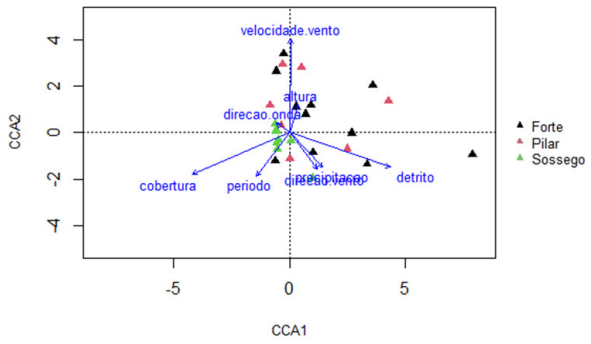

Figura 14. Análises de Correspondência Canônica para relação entre o lixo das praias, variáveis ambientais e fatores de composição.

3.4 Lixo e Arribadas

Do total de 2.013 itens de lixo, sem a separação dos itens de vidro e cerâmica, 16.8% ocorreram em março, 17,7% em junho, 47,2% setembro e 18% em dezembro. Ao longo do estudo foi coletado um total de 4.704,026 kg/100m² de detritos naturais. A Figura 15 mostra o registro cumulativo de áreas de ocorrência para cada mês e praia para os itens de lixo e para a biomassa seca, não sendo um comparativo entre itens e peso, tratando-se de uma análise entre meses e praias.

Toda a biomassa vegetal resultante da amostragem de dezembro (Figura 15a) foi de aproximadamente 48% de todo material vegetal coletado. Essa quantidade de biomassa vegetal, em termos de área, foi maior do que o número de itens (18%) em dezembro (Figura 15a). Itens de lixo e a biomassa tiveram uma ocorrência proporcional em março e junho. Quantidades inversas ocorreram em setembro e dezembro. O mês com mais itens de lixo foi também o mês com áreas de menor acúmulo de biomassa vegetal.

Em relação aos locais, a proporção de áreas com lixo e com biomassa vegetal foi próxima no Sossego. No Forte foi observado mais áreas que continham itens de lixo do que áreas com grandes quantidades biomassa vegetal (Figura 15b). Do total de toda a biomassa vegetal coletada nas praias, Pilar foi a segunda praia com mais arribadas, com 26%, mostrado na figura 15d e teve menor quantidade de lixo (13%) em relação às outras praias.

Um total de 432 quadrados (1m²) foram coletados e noventa e cinco áreas apresentaram itens de lixo ausentes, representando 21% (n = 95) do total, enquanto 19% das áreas continham detritos naturais. Todos os meses apresentaram quadrantes vazios. As áreas coincidentes, sem lixo e sem detrito natural, foram quase 7% (n = 30). Ocorreram em maior número em junho (n = 18), seguido por setembro (n = 6), março (n = 3) e dezembro (n = 3). Um total de 108 quadrantes (áreas de 1x1m) foram analisadas para cada mês.

Em março 80 áreas (74%) tiveram pelos menos um item de lixo, enquanto que 91 (84,85%) do total analisado para esse mês (n=108) continham algum detrito natural. Um pouco mais da metade das áreas de junho (n = 63; 58,33%) também continha algum item de lixo e detrito natural foi observado em 71. Comparando essas áreas de ocorrência, setembro foi o mês com mais itens (88,11%) do que detrito (75%). Em dezembro quase todas as áreas com lixo (n = 97; 89.81%) também detritos naturais também estavam presentes (n = 104; 96,29%).

Para explorar a interação dos dados de lixo (número de itens) e biomassa vegetal (peso total) foi aplicada Análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA) descrita na tabela 10. Estação climática, mês, praia e a interação estação:praia responderam com diferenças significativas. No teste a posteriori (*pair-wise test*) nenhuma das comparações entre os meses resultou em uma diferença estatisticamente significativa, portanto não houve evidências de que os meses diferem entre si em termos de lixo e biomassa vegetal. Já na combinação para as praias, Forte e Sossego e Pilar e Sossego foram estatisticamente diferentes, indicando grande variabilidade nos dados do Sossego em relação às outras praias.

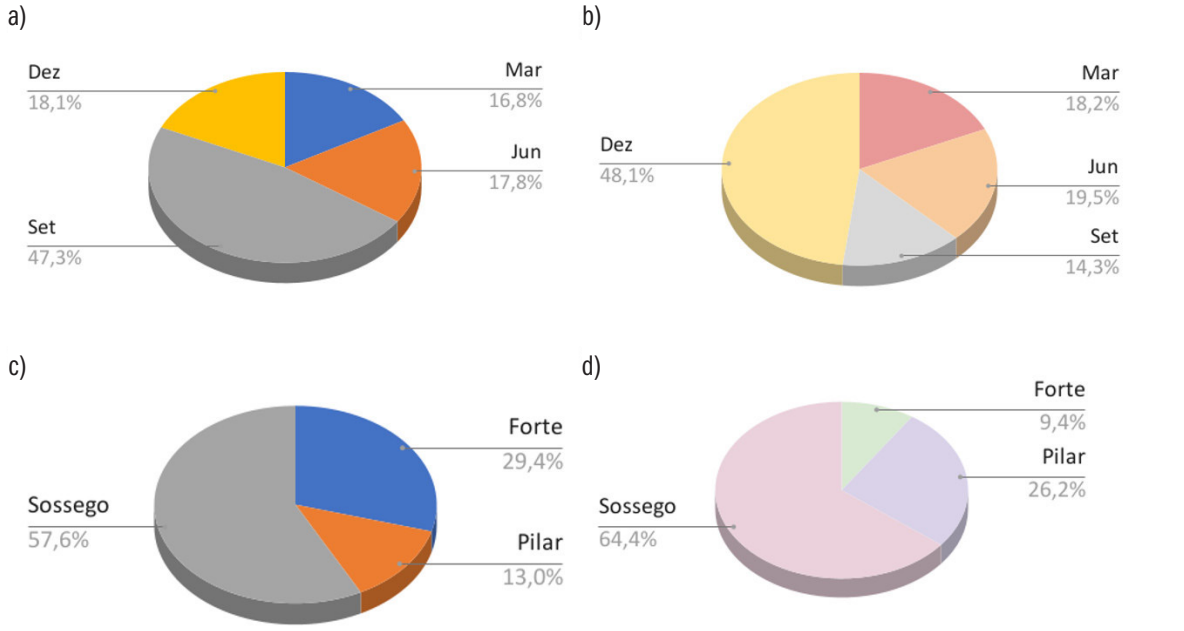

Figura 15. Porcentagem de lixo marinho total por mês (a) e por praia (c) e biomassa vegetal estimada acumulada por mês (b) e por praia (d).

Tabela 10. Resultado da PERMANOVA para itens de lixo e biomassa vegetal considerando estação climática, praia, mês e interações.

	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Estação	1	4,104	0,05863	3,3122	**0,040**
Mês	2	6,983	0,09976	2,8178	**0,027**
Praia	2	15,805	0,22578	6,3774	**0,001**
Estação:Praia	2	5,907	0,08439	2,3837	**0,050**
Mês:Praia	4	7,462	0,10660	1,5056	0,163
Resíduos	24	29,738	0,42484		
Total	35	70,000	100,000		

Os padrões espaciais de interação entre esses detritos (lixo e arribadas) foram visualizados usando a técnica não-métrica de ordenação de escala multidimensional (NMDS). Variáveis meteo-oceanográficas e os fatores de composição dos detritos foram usados na construção do NMDS (Figura 16a). O gráfico das duas primeiras dimensões revelou que as amostras foram organizadas com uma distribuição temporal ao longo dos meses (Figura 16b).

Em março as amostras do Pilar e Sossego se relacionaram com grau de cobertura e período da onda, enquanto em junho a distribuição sugere associação com período da onda, precipitação, direção do vento e da onda. Um agrupamento dos dados do Pilar e Sossego, sugere uma similaridade entre as amostras em junho. A dimensão NMDS2 permitiu visualização das amostras de setembro relacionadas com o tipo de detrito e um grupo (Sossego) pela altura da onda e de itens de lixo. O peso da biomassa vegetal diferenciou os dados de dezembro. As amostras distribuídas ao longo do eixo NMDS1 sugere que os detritos que ocorreram em março, setembro e dezembro possuíam maior variação entre as praias.

Uma correlação positiva (rho = 0.58510) foi observada entre os itens de lixo e velocidade do vento, com p≤0,05, indicando uma associação estatisticamente significativa entre essas duas variáveis (Tabela 11). O peso da biomassa vegetal e o grau de cobertura também mostraram correlações positivas fracas e significativas com o lixo.

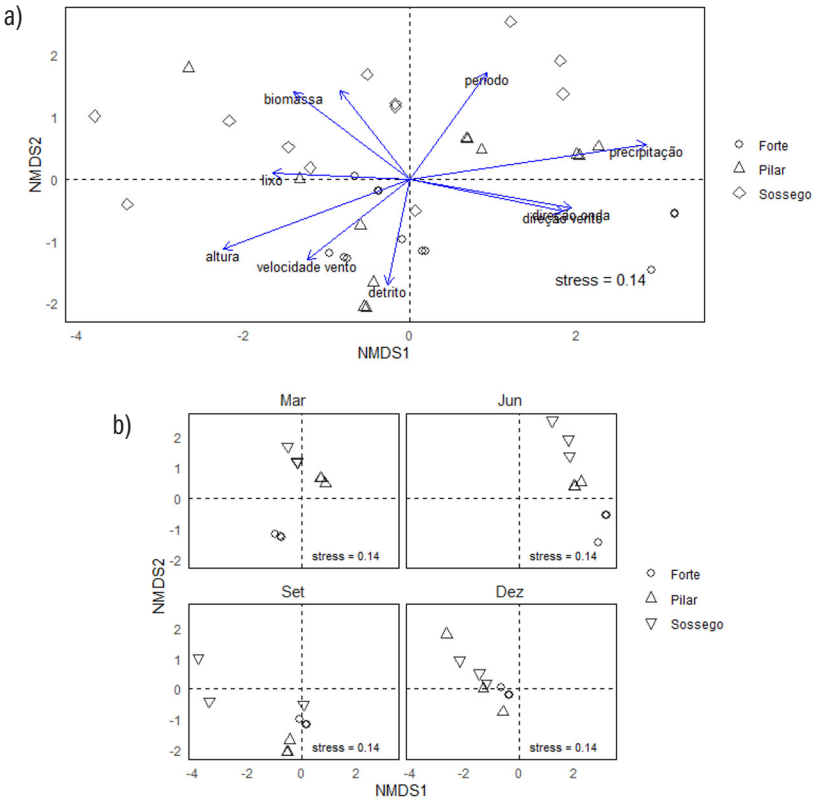

Figura 16. Gráficos de ordenação em escala multidimensional não métrica (NMDS) para itens de lixo e biomassa vegetal estimada nas praias da Ilha de Itamaracá com variáveis ambientais e fatores de composição (a) e de acordo com os meses de amostragem (b).

O peso da biomassa vegetal encontrado nas praias esteve fortemente correlacionado de forma positiva com o grau de cobertura (rho = 0,81755) e em menor intensidade com período da onda (rho = 0.35633) como apresentado na tabela 11. A direção da onda mostrou correlação negativa (rho = -0,31715) com o detrito natural. As três variáveis foram estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$). Quanto à relação ao tipo de detrito (Tabela 11), a maioria das variáveis tem correlações muito fracas e valores de p indicando que suas correlações não são estatisticamente significativas. Apenas velocidade do vento mostrou uma correlação positiva moderada indica uma correlação positiva moderada estatisticamente significativa (rho = 0,34020 e $p \leq 0,05$).

Potencial de emaranhamento

Os itens foram distribuídos em 49 categorias e as categorias mais abundantes em termos de formato foram recipientes para alimentos e vidro e cerâmica. Dentro da classificação do potencial de emaranhamento os recipientes para alimentos foram classificados como itens ocos com baixo grau de emaranhamento e vidro e cerâmica como itens sólidos com grau muito baixo de emaranhamento. No entanto, em uma análise mais detalhada, os recipientes para alimentos também incluem fragmentos de copo (Figura 17b) que têm potencial de emaranhamento muito alto.

Itens sólidos e ocos foram os mais comuns nas amostras de março e junho, com vidro e cerâmica e embalagens de alimentos. Itens ocos e laminares estavam em abundância em setembro e dezembro (Tabela 12) representados por embalagens de alimentos e sacolas plásticas (Figura 17f). Itens sólidos e ocos foram os mais comuns nas amostras de março e junho, com vidro e cerâmica (Figura 17d) e embalagens de alimentos (Figura 17f). Itens ocos e laminares estavam em abundância em setembro e dezembro (Tabela 12) representados por embalagens de alimentos e sacolas plásticas.

Os outros itens sólidos além os vidros foram registrados em março, incluindo plásticos, metal, madeira e outros. Itens de linha (Figura 17a) estavam entre as formas mais abundantes de materiais plásticos que também abrangeu rede de pesca, sacos plásticos de tecido, equipamentos de pesca e corda. A rede de pesca foi o item laminar mais abundante em março (n = 16) de um total de 21 objetos. Embalagens de alimento dominaram os itens ocos de março, com 22 dos 33 itens que continham também tampas de garrafas, tampas e garrafas. Alguns itens tinham formatos combinados, então itens mistos com emaranhamento médio foram definidos como "MS" (misturados, itens sólido-laminares). O formato MS em março continha 71 tipos de outros itens plásticos divididos em fragmentos de embalagem, cabos de energia, peças de plástico rígido e emaranhados.

Tabela 11. Correlações de Spearmann para os itens de lixo e peso de biomassa vegetal versus variáveis ambientais e fatores de composição. Valores em negrito indicam significância ($p \leq 0,05$).

		rho	p-value
Lixo			
	detrito	0,21554	0,206760901
	cobertura	**0,44869**	**0,006055658**
	biomassa vegetal	**0,32487**	**0,05320433**
	velocidade vento	**0,58511**	**0,000178198**
	direção vento	-0,04349	0,801145022
	período	-0,12347	0,473108087
	altura onda	0,20812	0,223206653
	direção onda	0,07061	0,682398002
	precipitação	-0,30282	0,072622614
Biomassa vegetal	detrito	-0,02223	0,897597184
	cobertura	**0,81755**	**1,16226E-09**
	lixo	**0,32487**	**0,05320433**
	velocidade vento	-0,00991	0,954248026
	direção vento	-0,26964	0,111747852
	período	**0,35633**	**0,032918891**
	altura onda	0,17373	0,310902388
	direção onda	**-0,31715**	**0,059469925**
	precipitação	-0,20807	0,223313018
Tipo de detrito	cobertura	-0,05299	0,75889333
	lixo	0,21554	0,2067609
	biomassa vegetal	-0,02223	0,89759718
	velocidade vento	**0,34020**	**0,04234222**
	direção vento	-0,01430	0,93404184
	período	-0,15790	0,35770995
	altura onda	0,27011	0,11110214
	direção onda	-0,12913	0,4529144
	precipitação	-0,10879	0,52765478

Figura 17. Exemplos de itens e formas de lixo encontrados nas praias da Ilha de Itamaracá. (a) LI - Itens de linhas (emaranhamento muito alto); (b) S - Itens sólidos (emaranhamento muito baixo); (c) O - Itens ocos degradados (emaranhamento baixo na forma original); (d)MS - Misturados; (e) Emaranhados; (f) LM - Itens Laminares (emaranhamento alto).

Tabela 12. Abundância de formas em função dos meses e praias de amostragem de itens de lixo na Ilha de Itamaracá.

	Março	Junho	Setembro	Dezembro	Forte	Pilar	Sossego
O	33	104	341	139	91	65	460
LI	19	20	83	45	28	42	91
LM	20	30	209	79	47	87	463
S	195	166	145	51	347	66	143
MS	71	38	174	51	78	1	4

Mais de 70% dos itens encontrados em junho eram ocos (104) ou sólidos (166). Objetos classificados como MS de junho eram semelhantes aos itens MS de março. Formas laminares nesse mês tiveram maior diversidade, incluindo sacolas plásticas, embalagens de bebidas, cordas, tecidos, fragmentos de vidro ou cerâmica, embalagens de papel alumínio e balões. Itens relacionados à pesca tiveram 20 peças em formato de linha.

O lixo de setembro continha todas as formas descritas na tabela 12. Eram itens de linha (n = 83), laminares (n = 209), ocos (n = 341), sólidos (n = 145) e misturados (n = 174). A forma mais abundante, itens ocos, continha lixo composto de plástico, espuma, vidro e cerâmica, metal, papel e borracha. Embalagens de alimentos representaram 93% dos itens ocos. O maior número de lixo amostrado para dezembro foi classificado como itens ocos e laminados, seguidos por itens sólidos, MS e de linha (Tabela 10). O plástico foi o material mais abundante, observado na forma oca (n = 133) e laminar (n = 61), compostos por recipientes para alimentos e sacos plásticos.

Quanto às praias, no Forte a forma mais abundante foi o lixo sólido (n = 347). No Pilar (n = 87) e no Sossego (n = 463) lixo em formato laminar foram maioria. Ainda no Sossego itens ocos (n = 460) e sólidos (n = 143) também estavam presentes nas amostras de lixo.

Emaranhados

Cerca de 53 itens de lixo coletados na Ilha de Itamaracá foram identificados como itens de emaranhamento (Figura 18a). O acúmulo desses itens ocorreu em 44 quadrantes com diferentes padrões de distribuição e categorias de cobertura (Figura 18b) ao longo dos meses e das praias.

Setembro e dezembro tiveram grande número de emaranhados quando comparados aos outros meses (29 e 16 emaranhados, respectivamente). Em março, corda, linha de náilon e saco plástico fragmentado foram identificados nos 2 emaranhados no Forte e no Sossego. Os transectos do Forte onde esses itens foram encontrados possuíam material arribado composto por restos de manguezal (poucas folhas) e macroalgas no

Sossego. Os quadrantes de ocorrência desses emaranhados na classificação do grau de cobertura de detritos foram identificados (Figura 18b) como não cobertos (<1%) e fortemente cobertos (51 - 75%).

Fragmentos de sacos de ráfia, nylon de linha e retalhos de tecido foram observados emaranhados de junho distribuídos em 6 quadrantes, em um transecto do Pilar e 2 do Sossego. O transecto do Pilar era composto por fragmentos de macroalga e com áreas onde o detrito estava praticamente ausente, enquanto nos outros dois transectos macroalgas estavam presentes no Sossego. Os quadrantes apresentaram diferentes graus de cobertura de: não coberto (1 quadrante no Pilar) a intensamente cobertos (5 quadrantes no Sossego).

Os emaranhados de setembro possuíam cordas, redes de frutas, sacos plásticos, fragmentos de sacos ráfia, linhas de pesca, raízes e fibras de algodão. Um total de 29 emaranhados foram coletados nas três praias nesse período. As áreas de origem dos emaranhados tiveram composição de material diversificada, com detritos de mangue (folhas), macroalgas e fanerógamas marinhas. A maioria dos itens emaranhados de setembro estava no Sossego, com quadrantes intensamente cobertos e no Pilar, em áreas sem cobertura ou raramente cobertas.

Em dezembro, nos itens emaranhados havia sacos plásticos, redes de pesca e fitas de saco de ráfia. Todos os transectos emaranhados, 1 no Forte, 2 no Pilar e 3 no Sossego, eram compostos por macroalgas e todos os quadrantes apresentaram grau de cobertura de raramente coberto a intensamente coberto. Um total de 16 emaranhados foram identificados nas amostras de dezembro.

Do total de 43 áreas com itens emaranhados, o local com maior grau de cobertura de detritos ocorreu no Sossego (categoria 5) como mostra a Figura 18b. Mais da metade (60,3%) dos emaranhados foram coletados nessa praia, enquanto 32% dos emaranhados estavam nas amostras do Pilar em 7 quadrantes sem cobertura do total de 14 com emaranhados. Na praia do Forte 4 emaranhados foram observados em quadrantes das categorias de 0 a 2 (< 1% a 25% de cobertura), com pelo menos 1 item em cada mês, exceto em junho (Figura 18a).

4. DISCUSSÃO

4.1 Variáveis meteo-oceanográficas

O presente estudo registrou valores de precipitação acima da média histórica para Itamaracá. Em 2022, maio registrou quase o dobro do valor para a precipitação histórica da Ilha. Do final de maio ao início de junho, chuvas intensas assim como inundações e deslizamentos foram registrados em todo o estado (Marengo *et al*., 2023). Essas chuvas fortes resultaram em impactos econômicos, sociais e ambientais em várias cidades e mostrando necessidade de cidades costeiras, como Itamaracá, de lidar com extremos climáticos.

O litoral da Ilha é dominado por corrente de maré, que têm sua velocidade aumentado em períodos chuvosos (Araujo, 2022). Somado a isso, o resultado de chuvas intensas em Itamaracá pode ser muito influenciado pela dinâmica dessas marés. Essa dinâmica é mais forte perto da zona costeira e mais fraca na zona urbana (Marengo *et al*., 2023), onde a contribuição da precipitação para a ocorrência de impactos como enchentes por exemplo, é mais importante do que as influências da maré (Yonehara & Kawasaki, 2020).

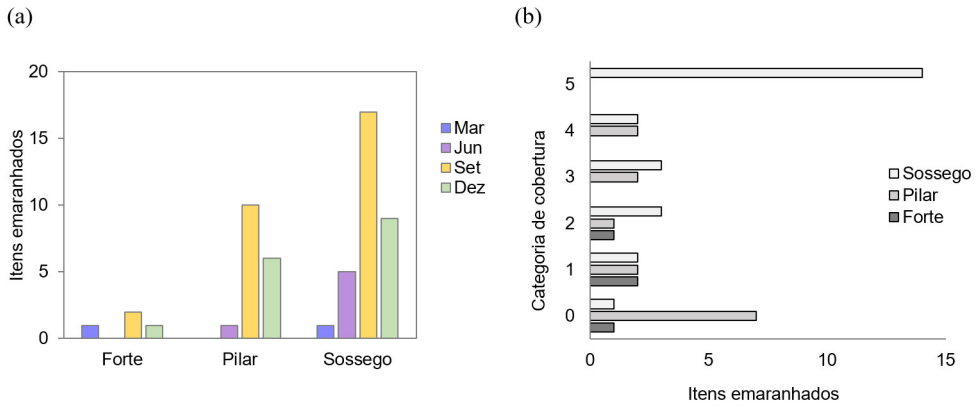

Figura 18. Número total de itens emaranhados ao longo dos meses nas praias (a) e categoria coberta por detritos naturais nas praias (b).

Para as 3 praias a direção de ventos predominantes de SE e as velocidades médias semelhantes se deve a proximidade das mesmas. A praia do Pilar e do Sossego são separadas por menos de 4km, enquanto a praia do Forte está a aproximadamente 8,5km do Pilar. Assim, mesmo com características físicas diferentes, as praias estão sob os efeitos dos mesmos ventos, com exceção do Forte, que se configura como um pontal no sentido sul da Ilha, onde o efeito do fluxo das correntes de maré domina a morfodinâmica local (Araújo *et al*., 2021). Ventos mais intensos registrados tanto no Pilar quanto no Sossego podem ser resultado da localização, que são mais expostas à ação direta dos ventos costeiros ao longo da margem norte da Ilha.

Em relação aos ventos observados de março a dezembro, estes apresentaram direção predominante de sudeste (SE) e de leste (E), assim como descreve a literatura para a região (Almeida, 2018; Araújo *et al*., 2021). Ventos mais intensos foram registrados em setembro e dezembro, corroborando com os dados já conhecidos para a Ilha com períodos de maior velocidade entre julho a outubro e menor velocidade entre dezembro a março (Almeida, 2018). Domingues *et al*. (2017) descrevem o regime de ventos local controlado pelo sistema semipermanente de alta pressão do Oceano Atlântico Sul com direção predominante E no verão e SE no inverno.

Ventos de SE ocorreram em setembro, seguindo um padrão para fevereiro a setembro e aumento da intensidade de junho a setembro (Bezerra, 2013). De abril a setembro, Araújo *et al*. (2021) também observaram ventos de SE (142°).

Comparando os dois primeiros meses (março e junho) com os registros do estudo durante setembro e dezembro, foi possível verificar um aumento na intensidade dos registros de velocidade. Ventos mais fortes num período de abril a setembro já tinham sido observados por Medeiros & Kjerfve (1993). Em dezembro ventos de E foram predominantes. Ventos de leste e menos intensos foram descritos para Ilha nos meses de novembro e dezembro (Almeida, 2018).

As direções predominantes das ondas foram E-SE, associadas a uma altura máxima ($H_{máx}$) no Forte e uma altura mínima ($H_{mín}$) no Pilar. Essas direções, altura e períodos de 5 a 7s dominam a Ilha durante o ano todo (Almeida, 2018). Março registou a Hmáx com pico de período no Sossego, enquanto junho, mês chuvoso, teve a Hmín e o menor valor de período no Pilar. Assim, compreende-se que em períodos mais chuvosos ondas e períodos menores estão presentes, enquanto que em setembro e dezembro, meses mais secos, ocorreram maiores médias de alturas de ondas.

Um período ≥11s também ocorreu ligado a estação chuvosa e às direções de onda de E-SE. Ondas de SE prevalecem também nos achados de Araújo *et al*. (2021) nessa estação, assim como ondas de E e ESE (leste-sudeste) em meses com menos chuvas. No presente estudo, em setembro e dezembro a direção predominante foi ESE com período de onda de <9s. Períodos de onda mais curtos (6s) são gerados por ventos locais, enquanto ventos oceânicos formam ondas com períodos mais longos (>10s) que geralmente são originadas ainda em regiões distantes por tempestades e podem se propagar em bacias oceânica (Assunção, 2017). Uma média de 7,6s e pico de 9,9s foi observada na Ilha durante estação chuvosa (Araújo *et al*., 2021). Picos semelhantes, de 7 a 9s ocorreram junto a ondas com direção ESE foram dominantes nas três praias.

4.2 Arribadas

A composição da arribação normalmente inclui grupos de macroalgas (Ferreira *et al*., 2020), fanerógamas marinhas, folhas e galhos em praias de todo o mundo (Cucco *et al*., 2020). Em avaliação de conhecimentos sobre algas pela região nordeste, Cavalcanti *et al*. (2021) já demonstrou que esse material arribado pode ser chamado de "sargaço" ou visto como lixo, já que esses detritos são comumente encontrados arribados junto aos detritos antropogênicos na areia da praia.

Assim como as taxas de deposição, o tipo de deposição (macroalgas, macrófitas ou folhas de mangue) podem ser variáveis em relação a cada praia, dependendo do tipo de exposição da praia, da hidrodinâmica próxima à costa, de características de flutuabilidade e do tipo de sedimento. As linhas de deposição podem variar entre detritos envelhecidos ou novos, resultando no fluxo de nutrientes entre habitats (Orr *et al*., 2005), incluindo manguezais e restingas.

A composição variável da arribação composta macroalga, folhas e vegetação de restinga nas praias da Ilha de Itamaracá é de origem local, formada principalmente pós eventos de ventos fortes, aumento do período e altura de ondas (Suursaar *et al*., 2014; Isachenko *et al*., 2023) e trazidas ainda pela ação das marés.

Os resultados demonstram que as arribações nas praias caracterizam o ambiente costeiro de modo que podem ser ferramentas para descrever a macro vegetação (Suursaar *et al*., 2014) costeira da Ilha, que possui áreas de mangues, rios que desembocam no Canal de Santa Cruz, áreas estuarinas e praias resultando na caracterização da Ilha como APA (Área de Proteção de Santa Cruz) considerado os ambientes de relevante importância ambiental (CPRH, 2010).

A presença de folhas de mangue no Forte é resultado da localização da praia na foz do Canal de Santa Cruz. Folhas que ocorreram no Pilar é resultado do transporte desse material através de correntes de maré enquanto a vegetação de restinga ocorreu como uma possível resposta ao aumento da altura significativa de ondas nessa praia em setembro e dezembro. A arribação do Sossego composta por macroalgas tem sua origem local. A presença da foz do rio Jaguaribe e a baixa taxa de saneamento (IBGE, 2024) na Ilha tendem a ser fonte de matéria orgânica, que controla a riqueza e diversidade podendo aumentar a floração de macroalgas específicas em praias. Áreas com alto impacto antrópico tendem a ter alta cobertura de algas oportunistas (Vasconcelos *et al*., 2019). O resultado da intensificação dos ventos nos meses mais secos foi as arribações nas três praias compostas por macroalgas.

Durante o período chuvoso onde essa deposição era pouca ou ausente pode-se supor que esses detritos são temporariamente estocados ou realocado em outras áreas da costa e reaparecem nos próximos períodos de verão. Como citado anteriormente, em dezembro com aumento dos períodos e dos picos das ondas houve um aumento da deposição das arribadas em todas as praias. As condições das ondas com efeito significativo na abundância de acumulações de macroalgas na areia da praia foram demonstradas por Herrero *et al*. (2023).

Não foram observadas diferenças estatísticas entre os períodos climáticos, ambos tiveram grandes quantidades de arribação em todas as praias estudadas. O mês com maior peso de biomassa vegetal se diferenciou estatisticamente, sendo um período com menor média pluviométrica. Os meses mais chuvosos tiveram quantidades de biomassa vegetal semelhantes. Diferenças significativas ocorreram entre as praias com Sossego sendo a praia com maior peso de biomassa vegetal ao longo de três meses coletas exceto em dezembro, tanto nos meses mais chuvosos quanto no mês mais seco. A manutenção constante da descarga de nutrientes, a hidrodinâmica e a exposição dessa praia podem controlar as altas taxas de arribação nesse local.

Haseler *et al*. (2019) demonstrou que o monitoramento direto de arribação da praia foi inadequado no estudo de deposições nas categorias 0 e 1. No entanto no presente estudo o método adaptado, usando o "Guia de fotos de arribação de praia (GFAP)", foi eficiente para categorização dos níveis de ocorrência de arribadas por cada área de 1m² nas praias corroborando com os pesos de biomassa vegetal coletados.

Como esperado, um grande número de áreas não cobertas foi observado nos meses com médias pluviométricas maiores. Nos meses sem chuvas áreas intensamente cobertas foram mais frequentes, com destaque para as áreas do Sossego com maiores percentagens de ocorrência.

Em 26 áreas analisadas por Haseler *et al*. (2019), utilizando o GFAP a categoria 2 (6 a 25%) foi a mais observada (n=8). No presente estudo, de um total de 432 áreas a categoria 2 (5 a 25%) também foi a mais representativa (n=124), igualando os resultados do método usado anteriormente. Tanto nos períodos climáticos quanto nos meses, áreas não cobertas, incluídas na categoria 0, foram as mais observadas, com exceção de dezembro, que teve maior frequência de áreas raramente cobertas (categoria 1). Em relação às praias, Forte e Pilar foram raramente cobertas ao longo das coletas. O oposto ocorreu no Sossego, onde quadrantes intensamente cobertos dominaram essa praia assim como observado no peso de biomassa vegetal coletado nesse local.

Os principais fatores de resposta ao peso de biomassa vegetal nas praias foram os fatores ligados a composição (grau de cobertura e tipo de detrito) além da direção do vento e precipitação. Junto a esses fatores, a dinâmica das arribadas nas praias da Ilha é fortemente influenciada pelos efeitos da maré. Na praia do Forte essa maré se propaga pelo canal de Santa Cruz e no sentido norte da Ilha, pela costa de Catuama, próxima à praia do Sossego, onde os efeitos são atenuados desse lado (Medeiros *et al*., 2001). No fundo costeiro da Ilha, o efeito das correntes de maré são os mais importantes, embora haja ainda o efeito do vento da superfície e da precipitação sobre esse sistema com variações sazonais (Medeiros *et al*., 2001). Portanto, Itamaracá, assim como outros ambientes costeiros, é composta por sistemas sazonais de ventos, correntes, transporte ao longo da costa, controlando essa deposição variável arribadas assim como observado por Haseler *et al*. (2019) no Mar Báltico.

4.3 Itens de lixo marinho

O lixo estava presente em todas as praias, com predominância de itens plásticos. O plástico também foi o material mais encontrado em outros estudos na região (Ramos *et al*., 2023; Ramos *et al*., 2024). Além da presença desses resíduos, a Ilha também enfrenta outros impactos historicamente conhecidos como o despejo de esgoto não tratado em canais fluviais, a expansão urbana e comercial desordenada ao longo da costa, a ancoragem de embarcações e o descarte inadequado de detritos sólidos (Pitanga *et al*., 2012).

Quanto aos detritos plásticos, tanto ilhas oceânicas quanto costeiras estão suscetíveis à presença desse tipo de lixo

(Monteiro *et al*., 2018; Grillo & Mello, 2021; Pfuetzenreuter & Vieira, 2022; Santos *et al*., 2024). Ilhas habitadas ou não comumente possuem acúmulo de lixo ao longo de suas costas por estarem expostas às correntes oceânicas que transportam esse material. Nesse sentido, praias de ilhas são locais fortemente poluídos por plásticos (Hidalgo-Ruz & Thiel, 2013).

Os principais itens de lixo plástico encontrados nas praias estudadas foram embalagens de comida, fragmentos flexíveis ou rígidos, sacos e sacolas, talheres e outros itens plásticos como fragmentos de embalagens e rótulos. A maioria desse lixo é classificada como item de uso único (UNEP, 2018) ou itens de consumo para viagem (Morales-Caselles *et al*., 2021). A presença desses itens maioria está associados a usuários de praia em atividades recreativas, turísticas (Ramos *et al*., 2021), lazer e veraneio.

A razão para as maiores quantidades de plásticos de uso único pode estar relacionada ao tipo de uso na praia ligada como lazer/veraneio, com um grande número de casas ocupadas apenas durante o período de verão, localizadas longe do centro urbano, no caso do Sossego. Nesse contexto, itens de uso único são itens que facilitam as necessidades em curtos períodos de ocupação. Recipientes de alimentos de uso único também são itens de uso na praia e fazem parte da maioria do lixo plástico marinho (80%) que se origina de fontes terrestres (Jambeck *et al*., 2015).

O uso da praia como atividade de lazer, veraneio e turismo contribui para a poluição marinha plástica em ilhas, como ocorre em Itamaracá, maior volume de detritos deve ser gerenciado localmente principalmente durante alta temporada (Hoellein *et al*., 2015). Assim, cria-se uma demanda adicional onde comumente os detritos sólidos já são mal geridos (Guittard *et al*., 2023) e o resultado é a presença desse lixo entre os dez itens mais coletados em praias (Bergmann *et al*., 2015; Wilson & Verlis, 2017; Ocean Conservancy Report, 2023) com picos em temporadas de verão (Guittard *et al*., 2023).

Plásticos de uso único têm grande flutuabilidade, são transportados pelo vento e podem ser facilmente levados do continente para o mar (Guerrero-Meseguer *et al*., 2020) ou trazidos para a areia da praia, especialmente após períodos de chuva forte. Além disso, a presença de itens de uso único nas áreas costeiras foi analisada em diferentes estudos (Simeonova & Chuturkova, 2020; Morales-Caselles *et al*., 2021; Baxter *et al*., 2022; Kiessling *et al*., 2023) destacando a importância de ações e legislação para controlar a produção, uso e gestão de detritos plásticos.

Um grande número de fragmentos de embalagens, fragmentos de rótulos e ainda fragmentos rígidos e flexíveis é consequência da presença de uns itens maiores que umas vezes no ambiente são degradados por processos físico-químicos originando fragmentos menores.

Por outro lado, um alto número de peças relacionadas a restos de materiais de construção também foi identificado no lixo das praias. A origem desse tipo de lixo está ligada ao uso desse material como barreiras de proteção costeira e ainda é resultado do processo erosivo atuante nas praias da Ilha (Gonçalves *et al*., 2019; Araújo *et al*., 2021).

Os resultados estatísticos para o total de 2013 itens de lixo não indicaram diferenças no número de itens entre os locais e os meses, apenas na interação entre estação climática e praia, indicando que as praias sofrem efeito da sazonalidade climática em relação à presença do lixo. No verão mais lixo foi contabilizado, supondo então que em períodos de chuva esse material é transportado estando disponível em mar aberto. Além disso, nesse período ocorre diminuição do uso da praia, portanto diminuição de fonte domésticas e turísticas desse lixo.

Esse lixo também foi observado excluindo a categoria de itens relacionados a restos de materiais de construção por supormos que esse tipo de resíduo tem sua origem no continente. Em adição, esse material se distingue dos outros por ter seu transporte limitado apenas à zona de espraiamento enquanto o restante, tem alta mobilidade transitando entre mar aberto e zona costeira. Portanto esses itens classificados como GC01 possuem mobilidade reduzida representando uma categoria de lixo com fonte exclusivamente local, como resultado da erosão costeira da Ilha.

Do mesmo modo que feições costeiras são resultantes de interações entre processos eólicos, transporte de sedimentos e hidrodinâmica costeira (Andriolo & Gonçalves, 2022), intervenções antrópicas nessa área, como construção de casas ou muros, também estão susceptíveis a ação da dinâmica costeira (ondas, correntes, ventos), que resulta na perda de sedimentos a longo prazo e na erosão das praias (Ye Yincan *et al*., 2017). Essa erosão pode ser completa ou parcial, cobrindo ou expondo detritos. Andriolo e Gonçalves (2022) ressaltam a erosão de dunas expondo lixo marinho composto por sacolas, garrafas, itens ligados a pesca e materiais de construção. O mesmo pode ocorrer com erosão de intervenções antrópicas.

Portanto, a maior ocorrência dos itens GC01 em períodos climáticos mais chuvosos se deve ao efeito intensificado da

hidrodinâmica costeira, com mais ondas, correntes, ventos e chuvas aumentando a instabilidade e desequilíbrio de praias levando à perda de sedimentos, recuo da praia (Anthony, 2018) e exposição das áreas.

Durante esses períodos, correntes de maré, com maior efeito sobre a região do que ondas, estão com mais energia junto a fatores meteorológicos e hidrodinâmicos que combinados intensificam a erosão e disponibilizam ou cobrem os detritos na areia das praias. No presente estudo, a praia do Forte, que tem setores com tendência erosiva (Araújo *et al*., 2021), foi a praia onde detritos de ligados a restos de construção estavam mais disponíveis na área de coleta. Esses detritos também estavam presentes, em menor quantidade, no Pilar. Assim como o Forte, Pilar também tem áreas visíveis com erosão, que podem ser fonte de materiais ligados a resto de construção presente na praia.

A praia do Forte, com forte ação de corrente de maré devido à presença do Canal de Santa Cruz, assim como todo o estado, recebe maior parte de suas chuvas sazonais durante os meses de o primeiro semestre do ano até agosto. Mudanças nos padrões climáticos globais podem resultar na variabilidade da descarga de água e da dinâmica costeira, no suprimento de sedimentos (Dubi, 2000) e consequentemente na deposição ou no encobrimento de detritos relacionados a poluição por lixo marinho.

Foram identificadas diferenças estatísticas significativas para todos os fatores observados (período climático, praia e período:praia), exceto para os diferentes meses de coleta. O período seco se manteve como o período com mais itens de lixo. Sossego se diferenciou das outras praias por não apresentar itens GC01. Essa praia, localizada na foz do rio Jaguaribe, tem o lixo caracterizado por grandes quantidades de detritos plásticos. Esses plásticos são trazidos pelo rio e pelo transporte dos itens flutuantes, que se depositam na praia junto às algas, que está presente em grandes quantidades nessa praia.

O gráfico nMDS destacou dois grupos diferentes baseado nas 3 praias. As amostras do Forte se relacionaram com a velocidade e direção do vento, com a direção da onda e tipo de detrito. O estudo de Burlat e Thorsteinsson (2022) mostrou que a chegada de ventos mais forte marcou uma mudança nas condições climáticas em uma praia no oeste da Islândia, e que aumentos e diminuições rápidas na cobertura de arribadas levaram a diferenças consideráveis no número de lixo plástico registrados de um dia para o outro.

Seguindo o mesmo cenário, na praia do Forte, o mês com mais itens de lixo (setembro), teve registros de velocidades do vento mais intensos do que os meses anteriores. Foi ainda a praia com maior variação de direção do vento (4 direções) e ondas de sudeste. Essas variações de direção e intensidade de ventos e onda resultam nas quantidades de detritos naturais e do lixo depositados sobre as praias.

Além da fonte local para os detritos ligados a itens de vidro e cerâmica, o lixo plástico encontrado no Forte já havia sido descrito por Araújo *et al*. (2018) como resultado da localização da praia, na foz de um estuário, que contribui para a deposição através de ondas e marés. A arribação dessa praia foi composta por detritos de mangue (folhas), presente em todos os meses, exceto em dezembro, caraterizado pela presença de macroalgas. Esses fatores colaboraram para a presença de mais itens de lixo disponíveis na praia, principalmente o lixo classificado como vidro e cerâmica, que não é emaranhado nas folhas arribadas e ficam expostos e disponíveis na areia da praia.

Por outro lado, o lixo encontrado no Pilar pode ter sido influenciado pelo tipo de detrito e pela precipitação. Um grande número de áreas não cobertas, cerca de 61,8% incluídas na categoria 0 (<1% de cobertura), com poucos detritos de algas, podem ter controlado a dinâmica do lixo no Pilar. Do mesmo modo, um mês mais chuvoso em junho influenciou no número de itens coletados. Nessa praia, foi identificado o menor número de itens de lixo em comparação com as outras. Portanto, há evidências de que áreas não cobertas por arribação e a intensificação de chuvas são fatores que controlam a ausência do lixo na areia da praia, tanto pela ausência de usuários e de arribação nesse quanto por um possível transporte dos itens para mar aberto.

O lixo do Sossego foi relacionado com o período da onda, peso de biomassa vegetal e grau de cobertura de detritos. Sossego teve o maior período de onda registrado entre as praias, assim como maior peso de biomassa vegetal e áreas de coleta intensamente cobertas. É possível estabelecer uma relação entre essa praia com maior número de itens de lixo, o peso de biomassa vegetal e período de onda. Isachenko *et al*. (2023) já destacaram em estudo costa norte da Península Sambiana (Mar Báltico), que longos períodos (>6s) e grandes alturas de onda são parâmetros importantes para o aparecimento de material arribado. Grandes quantidades de arribação podem ser responsáveis por prender um maior número itens de lixo plástico bem como ondas com períodos mais longos podem transportar ambos os materiais para a areia da praia.

No geral, a presença do lixo nas praias foi condicionada pelos fatores de composição (grau de cobertura e tipo de detrito) e por duas principais variáveis meteo-oceanográficas: direção do vento e precipitação. A variação dos fatores de composição e das variáveis é relacionada com a sazonalidade climática da região.

Vento, altura das ondas e a precipitação pluviométrica já foram citadas como fatores controladores de arribação por Silva Jr. (2022). Assim como os detritos naturais, todo e qualquer material depositado nas praias, incluindo os detritos antropogênicos, estão suscetíveis às condições meteorológicas e oceanográficas que influenciam a morfodinâmica de cada praia, bem como o tempo de exposição da praia a essas condições.

As maiores quantidades de itens de lixo foram observadas no Sossego, no período com menor registro de precipitação, em concordância com estudos anteriores onde foi encontrada relação entre períodos de verão e a ocorrência de lixo costeiro (Asensio-Montesinos *et al*., 2019; Ribeiro *et al*., 2021; Ramos *et al*., 2021). Além do lixo, maiores quantidade de arribação e consequentemente maior grau de cobertura caracterizaram a praia do Sossego em períodos mais secos. No verão também é comum a ocorrência de arribação nas praias do nordeste. A variabilidade temporal e quantidade de arribação na praia já foi associada em estudos anteriores (Santos *et al*., 2013; Silva Jr., 2019; 2022).

O mesmo padrão de ocorrência do lixo do Sossego é descrito para o Pilar, entretanto essa praia se caracteriza como uma praia mais urbana, devido à sua localização central na Ilha e por ainda possuir imóveis e bares próximos à área de coleta. Em adição, essa praia também pode estar recebendo o lixo de um canal a cerca de 1,5 km, que tem saída na praia em direção ao norte da Ilha, assim como o rio Jaguaribe, que tem sua foz a 3,7 km do Pilar.

Assim como outras praias urbanas da região (Silva-Cavalcanti *et al*., 2013; Araújo *et al*., 2018), no Pilar durante algumas coletas foi observado a presença de serviço público de varrição enquanto em outras ocasiões de amostragem uma grande quantidade lixo também estava presente na área. Essa praia pode ser classificada como uma praia urbana com infraestrutura turística, e consequentemente recebe maior número de usuários do que o Sossego, tendo como resultado a presença de lixo antropogênico (De Veer *et al*., 2023).

4.3 Interação lixo e arribadas

Quase metade dos itens de lixo coletados no estudo ocorreu em setembro e o mês seguinte foi marcado pelo maior peso da biomassa vegetal. Foi possível verificar uma relação em termos de proporção. O mês com mais lixo teve menos biomassa vegetal e o mês com maior peso de detrito natural teve menor número de lixo.

Maior peso de biomassa vegetal e de área coberta não significou maiores quantidades de lixo, assim como observado por Haseler *et al*. (2019) em áreas levemente cobertas (5 a 25%), que foram as áreas com maior frequência e maior número de fragmentos de lixo (73 ± 60). No presente estudo esses resultados também foram observados com quase a metade dos itens de lixo presentes nessas áreas, enquanto áreas intensamente cobertas continham 17% do lixo.

Foram identificadas diferenças estatísticas significativas para todos os fatores de análise (estação, praia e interação) entre lixo e biomassa vegetal com exceção dos meses. Essas variações mensais foram pequenas visto que a ocorrência dos detritos naturais possui padrão sazonal e diferenças estatísticas poderiam ser mais expressivas em uma comparação espaço-temporal mais longa para os meses. A ausência de biomassa vegetal nas áreas das praias observadas ao longo dos meses ocorre porque a quantidade de material arribado é pequena e ainda porque esses detritos se degradam ao longo do tempo mais facilmente do que os itens de lixo (Guerrero-Mesenger *et al*., 2020).

Uma correlação positiva fraca foi observada entre o lixo e o peso de biomassa vegetal. Essa ausência de uma correlação forte pode ser explicada pelos picos de produção de cada material. O aumento da produção dos itens de lixo ocorreu no mês de setembro enquanto o das arribadas ocorreu em dezembro. Esse cenário foi definido no ano de 2022 e pode ser variável em uma escala temporal maior. A ausência de arribadas em períodos com maior quantidade de lixo representa ainda uma situação preocupante também pois o lixo presente na praia pode estar emaranhado nos detritos vegetais flutuantes e presente em outros ambientes deposicionais, submerso ou enterrado no continente. De qualquer forma a presença de arribação vegetal faz o lixo ficar no ambiente impedindo que o mesmo seja recolhido.

Por outro lado, cada variável de análise (lixo e biomassa vegetal) apresentou correlações significativas com as variáveis meteo-oceanográficas. Os itens de lixo têm sua distribuição controlada pela velocidade do vento, confirmando que a presença desses detritos nas praias ocorre de forma sazonal quando há inversão dos ventos e correntes no estado (Domingues *et al*., 2017).

Maiores quantidade biomassa vegetal está relacionada ao período e direção de ondas que ocorrem nas praias e o tipo

de detrito presente nos locais e nos meses observados varia em função das fontes desse material, da proximidade com essa fonte e da configuração da praia. Esses fatores não foram observados no estudo. Em estudos anteriores sobre a relação entre lixo e arribadas (Haseler *et al*., 2019; Guerrero-Mesenger *et al*., 2020) nenhuma correlação foi observada, corroborando com os resultados observados aqui de que o acúmulo desses detritos é controlado por fatores como diferenças temporais de deposição, comportamento deposicional diferente em cada praia (Guerrero-Mesenger *et al*., 2020) e hidrodinâmica peculiar de cada praia em um complexo sistema costeiro (Haseler *et al*., 2019).

Assim como nos achados de Navarrete-Fernández *et al*. (2022), na classificação quanto à forma, lixo plástico foi o mais abundante. Itens ocos (30,7%) e sólidos (27,7%) foram dominantes. Os resultados demonstram que embora tenha baixo grau de emaranhamento esses itens estão presentes no meio da arribação principalmente no mês de setembro. São facilmente transportados por serem copos descartáveis, garrafas e fragmentos desses itens. Por outro lado, itens sólidos não são facilmente emaranhados com detritos naturais, mas são encobertos ou se depositam acima da arribação. Itens menos móveis em prados de fanerógamas marinhas reduzem do fluxo de correntes, facilitam a sedimentação e dificultam ressuspensão de partículas (Terrados & Duarte, 2000). Quase que o mesmo efeito pode ser descrito para praias, a presença dos itens sólidos em grandes quantidades pode impedir a remobilização tanto da arribação quanto do sedimento, ainda interferindo no fluxo de volta para o mar e consequentemente afetando a dinâmica costeira natural.

A dinâmica do lixo não flutuante foi delineada ainda por Navarrete-Fernandez *et al*. (2022), demonstrando uma tendência a longo prazo de acumulação no fundo do mar em escala anual e representando um estado de equilíbrio dinâmico. O lixo registrado no verão sem chuvas e ondas intensas representa um cenário equilibrado. O efeito de eventos meteo-oceanográficos intensos atua como perturbação, liberando grandes cargas de lixo em curto período, trazendo lixo para a costa, que é arrastado de volta para o mar e enterrado em áreas mais profundas. Essa dinâmica se aplica principalmente na praia do Forte em Itamaracá. Nessa praia estavam presentes grandes quantidades de itens ligados a restos de construção. Embora o transporte desses itens não se estenda a grandes distâncias nessa zona costeira, a longo prazo o fluxo de transporte de sedimentos na praia possui mais um componente que interfere nessa dinâmica.

Os resultados também mostraram formas laminares com grande diversidade, como sacolas plásticas, embalagens de bebidas, cordas, tecidos e balões. A alta mobilidade e alto grau de emaranhamento desses itens facilita o transporte tanto para praias quanto para o escoamento para mar aberto, podenda ainda se fragmentarem e serem depositados em recifes e prados fanerógamas marinhas (González-Ortiz *et al*., 2014). O resultado desse emaranhamento e do transporte ja foi observado em Itamaracá por Souza *et al*. (2024), onde ressaltaram que prados de fanerógamas marinhas retêm micropartículas antropogênicas, principalmente fibras azuis, componentes relacionados à pesca em formato de linha em abundância no mês de setembro e na praia do Sossego.

Os maiores registros de itens emaranhados ocorreram onde as quantidades de arribação também estavam em abundância, como verificado no Sossego. Grandes quantidades de arribação em praias com presença de poluição plástica resultam na "fusão" desses dois componentes através das forçantes meteo-oceanográficas que atuam ali, como chuvas, ondas, ventos e marés. Os componentes naturais dessa arribação prendem os itens facilmente emaranháveis, com forma linear e laminar como linhas, tecidos, fragmentos de sacolas e de copos descartáveis.

Esse emaranhamento origina um novo detrito que, quando não transportado para o mar é composto por lixo e macroalgas secas, depositados na areia expostos à ação do tempo acelerando a fragmentação e degradação destes em pedações menores (Burlat & Thorsteinsson, 2022). Uma preocupação é ressaltada no estudo correlação entre arribação e lixo marinho em uma praia arenosa na Islândia (Burlat & Thorsteinsson, 2022). O curto tempo de soterramento de linhas e cordas resulta em um problema costeiro a longo prazo em zonas pesqueiras. Esse fato também é preocupante nas áreas estudadas onde há atividade de pesca, principalmente no Pilar. No caso do Sossego, pela proximidade com a foz do rio Jaguaribe, a praia tem intensas variações na sua dinâmica com períodos de grandes deposições de arribação e transporte de sedimentos além da ausência de limpeza de praias e coleta de lixo. Portanto essa arribação é exposta por longos períodos aos detritos antropogênicos presentes nessa praia em áreas intensamente cobertas por macroalgas.

5. CONCLUSÕES

Em Itamaracá a sazonalidade climática controla a dinâmica de ocorrência do lixo nas praias, assim como a variação das forçantes hidrodinâmicas. Em períodos chuvosos, a ausência

de maiores quantidades de itens lixo pode ser explicada pelo transporte pelo aumento da descarga hídrica do continente para o oceano. O aumento da descarga de canais e rios pode ser o motor de transporte junto às chuvas, principalmente de itens plásticos que possuam grande mobilidade. Da mesma forma, nos meses de verão, um maior volume de detritos está disponível nas praias através de fontes locais, como resultado do maior consumo de itens de uso único e da falta de gestão adequada desse lixo. Portanto, é importante ressaltar que o gerenciamento dos resíduos sólidos em cidades costeiras controlará o fluxo entre continente e oceano durante todo o ano, resultando no controle dos impactos econômicos, ambientais e sociais da poluição por lixo nas praias de Itamaracá.

Em relação à arribação nas praias, a deposição do material caracteriza os ambientes costeiros de relevância ambiental presentes na ilha. A presença de maiores quantidades de arribação e biomassa vegetal é resultado da localização da praia e dos ambientes ao redor que a compõem, como rios, manguezais e recifes. Menores quantidades de arribação em período chuvoso, com ventos mais intensos, podem ser resultado também do aumento do fluxo de descarga hídrica, que impede essa deposição na praia, transporta e estoca esses detritos em outros ambientes, visto que esse material pode ser composto por folhas e vegetação de restinga com alta flutuabilidade. Além disso, deve-se atentar para os períodos de crescimento e reprodução de macroalgas que também compõem grande parte da arribação, já que no verão uma maior diversidade de macroalgas é depositada nas praias. Nesse cenário, uma arribação composta tanto por folhas, vegetação de restinga ou macroalgas deve ser entendida como importante componente do sistema costeiro a partir da sua dinâmica sazonal de deposição.

O padrão de deposição de arribadas não é um padrão para o lixo das praias, portanto não foi verificada correlação positiva forte entre a quantidade de biomassa e os itens de lixo. Maiores quantidades de biomassa vegetal e áreas cobertas não significam maiores quantidades de lixo. Dessa forma, áreas cobertas não influenciam a presença desses detritos que estarão presentes tanto em áreas cobertas quanto em áreas expostas. No entanto, uma praia com intensa cobertura pode esconder o lixo presente ali. Uma fraca correlação foi observada entre lixo e biomassa vegetal. Ambos são controlados pela variação sazonal de variáveis meteo-oceanográficas como intensidade do vento, período e direção de ondas. Além disso o padrão de deposição da biomassa vegetal vai depender do tipo de detrito da arribação.

A forma dos itens de lixo influencia o grau de emaranhamento com a arribação assim como a formação de emaranhados. Embora itens ocos tenham baixo grau de emaranhamento, fragmentos de garrafas e copos são facilmente transportados e se prendem à arribação junto a itens laminares como linhas, cordas e tecidos dando origem aos emaranhados. Esse novo item representa um componente preocupante porque se mantém no ambiente após ser degradado sendo incorporado no ambiente como um poluente praticamente invisível. O mesmo ocorre com itens sólidos que se acumulam ao longo da costa da ilha e interferem na dinâmica sedimentar das praias sendo incorporadas no fluxo costeiro de detritos.

A presença dos detritos com alto ou baixo grau de emaranhamento nas praias da Ilha de Itamaracá reflete a falta de medidas de mitigação da poluição causada por várias formas de lixo marinho. Grandes quantidades de itens de uso único nas 3 praias, principalmente no verão, é resultado da necessidade do controle de produção global, uso e descarte correto desse material. É importante ressaltar ainda que o uso da ilha pelo setor turístico sem uma preparação e gestão adequada para aumento de demandas ambientais resulta na presença desse lixo nas praias e perda da sua qualidade como ecossistema costeiro. A presença de materiais ligados a restos de construção reflete a problemática histórica da Ilha com ocupação costeira desordenada e tentativas de mitigação da erosão dessas intervenções antropogênicas. Os resultados apresentados neste estudo demonstram que a prevenção da poluição e as mudanças dos atuais padrões das praias passam por demandas de gestão ambiental no intuito de preservar e fazer uso sustentável tanto da praia quanto dos seus componentes como as arribadas.

REFERÊNCIAS

Almeida, T.L.M. (2011). Sedimentologia e batimetria da plataforma interna adjacente a Ilha de Itamaracá – PE. Dissertação de Mestrado - Geociências, Universidade Federa de Pernambuco. Recife, p. 94.

Almeida, T.L.M. (2018). CARACTERIZAÇÃO DA DINÂMICA COSTEIRA DE ITAMARACÁPE: APLICAÇÃO DO SISTEMA DE MODELAGEM COSTEIRA DO BRASIL. Tese de Doutorado. Departamento de Geociências, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 172.

Andriolo, U., & Gonçalves, G. (2022). Is coastal erosion a source of marine litter pollution? Evidence of coastal dunes being a reservoir of plastics. Marine Pollution Bulletin, 174. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113307

Anthony, E. J. (2019). Beach Erosion.pp. 234–246. https://doi.org/10.1007/978-3-319-93806-6_33

Araújo, R., Pereira, P., Lino, A., Araújo, T., & Gonçalves, R. (2021). Morphodynamic study of sandy beaches in a tropical tidal inlet using RPAS. Marine Geology, 438, 106540. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2021.106540

Araújo, R.J.V. (2022). Dinâmica costeira e processos erosivos: Alternativas de controle para o pontal sul da Ilha de Itamaracá – PE, BRASIL. Tese de Doutorado - Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 146.

Asensio-Montesinos, F., Anfuso, G., Aguilar-Torrelo, M. T., Ramírez, M. O. (2021). Abundance and Temporal Distribution of Beach Litter on the Coast of Ceuta (North Africa, Gibraltar Strait). Water, 13(19), 2739. https://doi.org/10.3390/w13192739

Assunção, R.V. (2017). Variabilidade sazonal da dinâmica oceânica na região do mar de dentro do Arquipélago de Fernando de Noronha, PE. Dissertação de Mestrado. Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 101.

Barros, N.C.G. (2013). Algas marinhas bentônicas como bioindicadoras da qualidade ambiental em área recifal de Tamandaré, Pernambuco, Brasil. Tese de Doutorado. Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 118.

Baxter, L., Lucas, Z., Walker, T. R. (2022). Evaluating Canada's single-use plastic mitigation policies via brand audit and beach cleanup data to reduce plastic pollution. Marine Pollution Bulletin, 176, 113460. doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.113460. Burlat, L., Thorsteinsson, T. 2022. Seasonal variation in the correlation between beach wrack and marine litter on a sandy beach in West Iceland. Marine Pollution Bulletin, 183, 114072. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114072

Bergmann, M., Gutow, L., and Klages, M. (2015). Marine anthropogenic litter. Springer International Publishing, 447.

Bezerra, C. S. (2013). Clima de Ondas e Correntes no Litoral de Boa Viagem (Recife – Pe): Aplicação do Sistema de Radar Náutico de Banda-X. Dissertação de Mestrado. Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 99.

Burlat, L., & Thorsteinsson, T. (2022). Seasonal variation in the correlation between beach wrack and marine litter on a sandy beach in West Iceland. Marine Pollution Bulletin, 183, 114072. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114072

Cavalcante, D., Xavier, M., Costa, M., Guedes, É. (2012). Avaliação do conhecimento sobre algas marinhas pelos frequentadores de uma praia do nordeste brasileiro. Revista Ouricuri, Paulo Afonso, v. 2, n. 2, p. 39-53.

Cavalcanti, M. I. L. G. (2021). Macroalgas arribadas da costa brasileira: biodiversidade e potencial de aproveitamento. São Paulo, 2021. Tese de doutorado – Instituto de Botânica da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente.

Cucco, A., Quattrocchi, G., Brambilla, W., Navone, A., Panzalis, P., & Simeone, S. (2020). The management of the beach-cast seagrass wracks-A numerical modelling approach. Journal of Marine Science and Engineering, 8(11), 1–27. https://doi.org/10.3390/jmse8110873

Chubarenko, B., Woelfel, J., Hofmann, J., Aldag, S., Beldowski, J., Burlakovs, J., Garrels, T., Gorbunova, J., Guizani, S., Kupczyk, A., Kotwicki, L., Domnin, D., Gajewska, M., Hogland, W., Kołecka, K., Nielsen, J., Schubert, H. (2021). Converting beach wrack into a resource as a challenge for the Baltic Sea (an overview). Ocean & Coastal Management, 200, 105413. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105413

CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente (2010). Serviço para a implantação da área de proteção ambiental APA – Santa Cruz, Pernambuco. Zoneamento ambiental da área de proteção ambiental - APA Santa Cruz – Itapissuma, Itamaracá e Goiana, PE. Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional. Recife, setembro 2010. 91p. http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/zoneamentosantacruz;2243;20120906.pdf

De Veer, D., Baeza-Álvarez, J., Bolaños, S., Cavour Araya, S., *et al*. (2023). Citizen scientists study beach litter along 12,000 km of the East Pacific coast: A baseline for the International Plastic Treaty. Marine Pollution Bulletin, 196, 115481. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115481

Domingues, E. de C., Schettini, C. A. F., Truccolo, E. C., & Oliveira Filho, J. C. de. (2017). Hidrografia e correntes da Plataforma Continental de Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hidricos, 22. https://doi.org/10.1590/2318-0331.0217170027

Dubi, A., (2000). Tanzania Coastal Management Partnership. The Present State of Knowledge of Marine Science in Tanzania: Synthesis Report. Chapter 1 - Coastal Erosion. p. 11(183).

Ferreira, G.S., Brito, P.O.B, Aderaldo, F.I.C., Carneiro, P.B.M., Rocha, A.M., Gondim, F.A. (2020). Algas arribadas da Praia do Pacheco, Ceará, Brasil. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável 15(2)

Gonçalves, R. M., Saleem, A., Queiroz, H. A. A., & Awange, J. L. (2019). A fuzzy model integrating shoreline changes, NDVI and settlement influences for coastal zone human impact classification. Applied Geography, 113. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.102093

González-Ortiz, V., Egea, L. G., Jiménez-Ramos, R., Moreno-Marín, F., Pérez-Lloréns, J. L., Bouma, T. J., & Brun, F. G. (2014). Interactions between Seagrass Complexity, Hydrodynamic Flow and Biomixing Alter Food Availability for Associated Filter-Feeding Organisms. PLOS ONE, 9(8), e104949-. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104949

Gower, J. F. R., King, S. A. (2011). Distribution of floating Sargassum in the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean mapped using MERIS. International Journal of Remote Sensing, 32(7), 1917-1929. ISSN 0143-1161. https://doi.org/10.1080/01431161003639660

Grillo, A. C., & Mello, T. J. (2021). Marine debris in the Fernando de Noronha Archipelago, a remote oceanic marine protected area in tropical SW Atlantic. Marine Pollution Bulletin, 164. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112021

Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P., Rubal. (2020). Spatio-Temporal Variability of Anthropogenic and Natural Wrack Accumulations along the Driftline: Marine Litter Overcomes Wrack in the Northern Sandy Beaches of Portugal. Journal of Marine Science and Engineering, 8(12), 966. https://doi.org/10.3390/jmse8120966

Guittard, A., Akinsete, E., Demian, E., Koundouri, P., Papadaki, L., & Tombrou, X. (2023). Tackling Single-Use-Plastic in small touristic islands to reduce marine litter: co-identifying the best mix of policy interventions. Frontiers in Environmental Economics, 2. https://doi.org/10.3389/frevc.2023.1145640

Haseler, M., Weder, C., Buschbeck, L., Wesnigk, S., & Schernewski, G. (2019). Cost-effective monitoring of large micro- and meso-litter in tidal and flood accumulation zones at south-western Baltic Sea beaches. Marine Pollution Bulletin, 149, 110544. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110544

Herrero, J. J., Simes, D. C., Abecasis, R., Relvas, P., Garel, E., Ventura Martins, P., & Santos, R. (2023). Monitoring invasive macroalgae in southern Portugal: drivers and citizen science contribution. Frontiers in Environmental Science, 11. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1324600

Hidalgo-Ruz, V., & Thiel, M. (2013). Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. Marine Environmental Research, 87–88, 12–18. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.015

Hoellein, T. J., Westhoven, M., Lyandres, O., and Cross, J. (2015). Abundance and environmental drivers of anthropogenic litter on 5 Lake Michigan beaches: a study facilitated by citizen science data collection. J. Great Lakes Res. 41, 78–86. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.015

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Panorama das cidades do Brasil. (2024) https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/ilha-de-itamaraca/panorama

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Panorama das cidades do Brasil. (2022) https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/ilha-de-itamaraca/panorama

IPHAN - Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional /Programa Monumenta, (2010). Rotas do Patrimônio. Itamaracá – Forte Orange. Edição 2010. Publicação Iphan/Programa Monumenta/Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID). 16p. http://portal.iphan.gov.br/uploads/publicacao/5_rota_patrimonio_forte_orange_itamaraca_pe.pdf

Isachenko, I., Esiukova, E., Chubarenko, I. (2023). Beach-cast appearance on the tide-less seashore: Parameters of favoring surface waves. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 108219. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108219

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223), 768-771. https://doi.org/10.1126/science.1260352

Kiessling, T., Hinzmann, M., Mederake, L., Dittmann, S., Brennecke, D., Böhm-Beck, M., Knickmeier, K., Thiel, M. (2023). What potential does the EU Single-Use Plastics Directive have for reducing plastic pollution at coastlines and riversides? An evaluation based on citizen science data. Waste Management, 164, 106-118. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.03.042

Leitao, S.S., Barbosa, J.M., Carraro, F.G.P. (2007). CARACTERIZAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS NA ILHA DE ITAMARACÁ, PERNAMBUCO. Rev. Bras. Enga. Pesca 2[2].

Lima, J., Gonçalves, R., & Schmidt, M. (2017). Avaliação da Eficácia do Gerenciamento Costeiro Integrado Utilizando Ahp (Analytic Hierachy Process) para a Ilha de Itamaracá, Pernambuco – Brasil. Revista Geociências, v. 36 n. 4. https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i4.12020

Marengo, J. A., Alcantara, E., Cunha, A. P., Seluchi, M., Nobre, C. A., Dolif, G., Goncalves, D., Assis Dias, M., Cuartas, L. A., Bender, F., Ramos, A. M., Mantovani, J. R., Alvalá, R. C., & Moraes, O. L. (2023). Flash floods and landslides in the city of Recife, Northeast Brazil after heavy rain on May 25–28, 2022: Causes, impacts, and disaster preparedness. Weather and Climate Extremes, 39. https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100545

Macêdo, S. J., Muniz, K., Montes, M.J.F., (2004). Hidrologia da região costeira e plataforma continental do estado de Pernambuco. In: Eskinazi Leça, E.; Neumann Leitão, S. & Costa, M. F. orgs. Oceanografia: um cenário tropical. Recife, Bagaço. p.255-286.

Martins, M., Sousa, F., Soares, C., Sousa, B., Pereira, R., Rubal, M., & Fidalgo, F. (2024). Beach wrack: Discussing ecological roles, risks, and sustainable bioenergy and agricultural applications. Journal of Environmental Management, 356, 120526. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120526

Medeiros, C., & Kjerfve, B. (1993). Hydrology of a Tropical Estuarine System: Itamaracá, Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 36, 495–515. https://doi.org/10.1006/ecss.1993.1030

Medeiros C, Kjerfve B, Araujo M, Neumann-Leitão S (2001) The Itamaracá estuarine ecosystem, Brazil. In:Seeliger U, Kjerfve B (eds) Coastal marine ecosystem of Latin America. Ecological studies, Vol 144. Springer-Verlag, Berlin, p 71–81. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_6

Melo, M., Barcellos, R., Oliveira, L., & Manso, V. (2019). ASPECTOS SEDIMENTOLÓGICOS E BATIMÉTRICOS DA PLATAFORMA CONTINENTAL

NORTE DE PERNAMBUCO - BRASIL. Estudos Geológicos, 29, 17–30. https://doi.org/10.18190/1980-8208/estudosgeologicos.v29n2p17-30

Monteiro, R. C. P., Ivar do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2018). Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. In Environmental Pollution, 238,103–110. Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096

Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E. *et al*. (2021). An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. Nat Sustain 4, 484–493. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00720-8

Navarrete-Fernández, T., Bermejo, R., Hernández, I., Deidun, A., Andreu-Cazenave, M., & Cózar, A. (2022). The role of seagrass meadows in the coastal trapping of litter. Marine Pollution Bulletin, 174, 113299. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113299

Ocean Conservancy. (2023). Anual Report, Ocean Conservancy's International Coastal Cleanup. 34p. https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2021/09/Annual-Report_FINAL_Digital.pdf

Orr, M., Zimmer, M., Jelinski, D. E., & Mews, M. (2005). Wrack deposition on different beach types: Spatial and temporal variation in the pattern of subsidy. Ecology, 86(6), 1496- 1507. https://doi.org/10.1890/04-1486

Pitanga, M. E., Montes, M. J. F., Magalhães, K. M., & Reis, T. N. V. (2012). Quantification and classification of the main environmental impacts on a Halodule wrightii seagrass meadow on a tropical island in northeastern Brazil. An Acad Bras Cienc, 84(1), 35–42. https://doi.org/10.1590/S0001-37652012000100005

Pfuetzenreuter, A., Vieira, C. V. (2022). Avaliação do lixo marinho nas praias do norte da ilha de São Francisco do Sul, SC. Revista GEAMA, Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology, 8(1): 04-13, ISSN: 2447-0740.

Ramos, B. de, & Costa, M. F. da. (2023). BeachLog: A multiple uses and interactive beach picture. Marine Pollution Bulletin, 193, 115156. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115156

Ramos, B., Costa, M. F., & Lima, T. M. de. (2024). What lies underneath: Comparison among beach litter in the underwater bathing area and exposed beach. Science of The Total Environment, 947, 174661. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174661

R Core Team. (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. https://www.R-project.org

Ribeiro, V. V, Pinto, M. A. S., Mesquita, R. K. B., Moreira, L. B., Costa, M. F., & Castro, Í. B. (2021). Marine litter on a highly urbanized beach at Southeast Brazil: A contribution to the development of litter monitoring programs. Marine Pollution Bulletin, 163, 111978. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111978

Ruiz-Delgado, M.C., Reyes-Martínez, M.J., Sánchez-Moyano, J.E., Lopez-Pérez, J., García-García, F.J. (2015). Distribution patterns of supralittoral arthropods: wrack deposits as a source of food and refuge on exposed sandy beaches (SW Spain). Hydrobiologia 742, 205–219. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120526

Ryan, P.G. (2015). A Brief History of Marine Litter Research. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) Marine Anthropogenic Litter. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_1

Santos, G. do N., Nascimento, O. S. do, Pedreira, F. dos A., Ríos, G. I., Vasconcelos, J. N. C., and Nunes, J. M. de C. (2013). Análise quali-quantitativa das algas arribadas do norte do Estado da Bahia, Brasil. Qualitative and quantitative analysis of arribadas algae North of Bahia State, Brazil. Acta Botanica Malacitana, 38, 13-24. https://doi.org/10.24310/abm.v38i0.2647

Santos, S. P., Rodrigues, F. L., Santos, A. C. de A., & Moraes, L. E. (2024). Spatial and temporal patterns of floating litter in shallow habitats: Insights from high-tourism tropical areas in Northeastern Brazil. Regional Studies in Marine Science, 78. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2024.103782

Silva-Cavalcanti, J. S., Araujo, M. C. B., & Costa, M. F. (2013). Padrões e tendências a médio prazo da contaminação por resíduos sólidos na praia de Boa Viagem, Nordeste do Brasil. Quaternary and Environmental Geosciences, 4(1–2). https://doi.org/10.5380/abequa.v4i1-2.25691

Silva, D. (2010). Estudo do processo adsortivo de cádmio por Algas Arribadas. Recife, 2010. Dissertação de Mestrado - Engenharia Química. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 55

Silva Jr., C. P. (2019). Dinâmica sazonal e influência das marés na ocorrência de algas arribadas em praia urbana de Pernambuco. Trabalho de conclusão de curso em Ciências Biológicas, Recife, PE: Faculdade Frassinetti do Recife.

Silva Jr., C. P. (2022). Influência dos fatores meteoceanográficos na composição e biomassa de algas arribadas em duas praias de Pernambuco. Dissertação de mestrado. Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, p. 59.

Simeonova, A., Chuturkova, R. (2020). Macroplastic distribution (Single-use plastics and some Fishing gear) from the northern to the southern Bulgarian Black Sea coast. Regional Studies in Marine Science, 37, 101329. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101329

Sissini, M., Barros-Barreto, M. B., Széchy, M., Lucena, M., Oliveira, M., Gower, J., Liu, G., De Oliveira Bastos, E., Milstein, D., Gusmão, F., Martinelli-Filho, J., Alves-Lima, C., Colepicolo, P., Ameka, G., Johnson, K., Gouvea, L., Silva, B., Nauer, F., Nunes, J. M., Horta, P. (2017). The floating Sargassum (Phaeophyceae) of the South Atlantic Ocean - Likely scenarios. Phycologia, 56. https://doi.org/10.2216/16-92.1

Souza, A. M. C., Ferreira, G. V. B., de los Santos, C. B., Frédou, F. L., & Magalhães, K. M. (2024). Anthropogenic microparticles accumulation in small-bodied seagrass meadows: The case of tropical estuarine species in Brazil. Marine Pollution Bulletin, 207, 116799. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116799

Suursaar, Ü., Torn, K., Martin, G., Herkül, K., & Kullas, T. (2014). Formation and species composition of stormcast beach wrack in the Gulf of Riga, Baltic Sea. Oceanologia, 56(4), 673–695. https://doi.org/https://doi.org/10.5697/oc.56-4.673

Széchy, M., Guedes, P., Baeta-Neves, M., & Oliveira, E. (2012). Verification of Sargassum natans (Linnaeus) Gaillon (Heterokontophyta: Phaeophyceae) from the Sargasso Sea off the coast of Brazil, western Atlantic Ocean. Check List, 8, 638–641. https://doi.org/10.15560/8.4.638

Terrados, J., & Duarté, C. M. (2000). Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (Posidonia oceanica L.) meadow. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (Vol. 243). https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00110-0

UNEP - United Nations Environment Programme. (2009). Marine litter: A Global Challenge. Nairobi: UNEP. 232 p. Disponível em: https://www.unep.org/resources/report/marine-litter-global-challenge

UNEP - United Nations Environment Programme. (2018). SINGLE-USE PLASTICS: A Roadmap for Sustainability (Rev. ed., pp. vi; 6). https://www.unep.org/resources/report/single-use-plastics-roadmap-sustainability

Vasconcelos, E.R.T.P.P., Vasconcelos, J.B., Reis, T.N.d. *et al*. (2019) Macroalgal responses to coastal urbanization: relative abundance of indicator species. J Appl Phycol 31, 893–903. https://doi.org/10.1007/s10811-018-1639-3

Veimrober Júnior, L.A.A. (2010). Utilização da macroalga Sargassum sp. como adsorvente natural no controle de poluição por cobre em meio aquoso. Dissertação de Mestrado - Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, p. 80.

Wang, M., Hu, C. (2016). Mapping and Quantifying Sargassum Distribution and Coverage in the Central West Atlantic Using MODIS Observations. Remote Sensing of Environment, 183, 350-367. https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.019

Wilson, S. P., e Verlis, K. M. (2017). The ugly face of tourism: marine debris pollution linked to visitation in the southern great barrier reef. Australia. Mar. Pollut. Bull. 117, 239–246. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.036

Yincan *et al*, Y. (2017). Chapter 7 - Coastal Erosion (Y. B. T.-M. G.-H. in C. Yincan *et al*, Ed.; pp. 269–296). Elsevier. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812726-1.00007-3

Yonehara, S., & Kawasaki, A. (2020). Assessment of the tidal effect on flood inundation in a low-lying river basin under composite future scenarios. Journal of Flood Risk Management, 13(3). https://doi.org/10.1111/jfr3.12606

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

Journal of Integrated Coastal Zone Management (2024) 24(2): 163-183
© 2021 APRH
ISSN 1646-8872
DOI 10.5894/rgci-n619
url: https://www.aprh.pt/rgci/rgci-n619.html

ADVANCES AND CHALLENGES FOR OCEAN GOVERNANCE IN THE REPUBLIC OF PANAMA

Milagros González Samudio[1], Edgardo Díaz Ferguson[@ 2], Pedro Arenas Granados[3]

ABSTRACT: Ocean governance is an underrepresented integrated policy approach and strategy, with few examples, and insufficient data and analysis in Panama. It refers to the process that combines government structures, processes, norms and other aspects of public policy that shape the way in which different stakeholders make decisions and pursue accountability in the application of management tools in natural spaces, with the purpose that ecosystems and the services they provide to society are restored and preserved in quality and quantity for all stakeholders. This review was carried out by analyzing documents from national and international sources, following key aspects of the Decalogue and describing the current state of Panama regarding marine governance issues. The review unquestionably evidenced showed that there is a lack of adequate mechanisms for marine governance; however, the international normative framework and its advances at the national level are recognized. This work prioritizes interdisciplinary research as a central axis for the planning, implementation and evaluation of management plans, suggested to follow and prioritize the National Ocean Policy. Furthermore, considering that the ocean is multidimensional and globally connected, demographic and functional connectivity should be considered a crucial element for integrating science into the decision-making process.

Keywords: Central America, public policies, integrated coastal-marine management, marine connectivity, oceanic governance.

RESUMO: *A governança oceânica é uma abordagem e estratégia de política integrada pouco representativa, com poucos exemplos e dados e análises insuficientes no Panamá. Refere-se ao processo que combina estruturas governamentais, processos, normas e outros aspectos de políticas públicas que moldam a maneira pela qual as diferentes partes interessadas tomam decisões e procuram a responsabilidade na aplicação de ferramentas de gestão em espaços naturais, com o objetivo de restaurar e preservar os ecossistemas e os serviços prestados à sociedade em qualidade e quantidade para todas as partes interessadas. Essa revisão foi realizada por meio da análise de documentos de fontes nacionais e internacionais, seguindo os principais aspectos do Decálogo e descrevendo o estado atual do Panamá em relação às questões de governança marinha. A revisão evidenciou, de forma inquestionável, a falta de mecanismos adequados para a governança marinha; no entanto, a estrutura normativa internacional e seus avanços em nível nacional são reconhecidos. Este trabalho prioriza a pesquisa interdisciplinar como eixo central para o planejamento, a implementação e a avaliação de planos de gestão, sugerindo seguir e priorizar a Política Nacional dos Oceanos. Além disso, considerando que o oceano é multidimensional e globalmente conectado, a conectividade demográfica e funcional deve ser considerada um elemento crucial para a integração da ciência no processo de tomada de decisão.*

Palavras-chave: *América Central, políticas públicas, gerenciamento costeiro-marinho integrado, conectividade marinha, governança oceânica.*

@ Corresponding authors: ediaz@coiba.org

1 Faculty of Marine Science, School of Coastal Marine Environmental Resources, International Maritime University of Panama, Bld. 1034, La Boca, Ancon, Panama City, Panama
2 Coiba AIP Scientific Station, Gustavo Lara Street, Bld. 145B, City of Knowledge, Clayton, Panama City 0843-01853, Panama
3 Research Group on Integrated Coastal Zone Management, University of Cadiz, Avda. Doctor Gómez Ulla, Cádiz, Spain

Submission: 8 JAN 2025; Peer review: 23 JAN 2025; Revised: 14 MAY 2025; Accepted: 14 MAY 2025; Available on-line: 15 MAY 2025

1. INTRODUCTION

The Special Communiqué on the Sustainability of the Oceans that emerged from the XVIII Ibero-American Summit of Heads of State and Government signed on March 25th of 2023, in Santo Domingo (Dominican Republic), reflects the relevance of this strategic space for the eradication of poverty while serving as an engine for action and resilience against the challenges of climate change, biodiversity loss, habitat fragmentation and pollution (SEGIB, 2023a). The oceans and their coastal-marine ecosystems support diverse ecosystem services that generate generous opportunities for the sustainable development of the regions (Culhane *et al*., 2018), which are fundamental to achieving the objectives of the Ibero-American Environmental Charter (SEGIB, 2023b). The Charter, framed in the fulfilment of the objectives of the 2030 Agenda and approved at the XVIII Summit, reiterates the importance of the oceans for humanity and supports the approach to ocean management that must combine knowledge from both the natural and social sciences (Sherman, 2014). Achieving healthy, productive, and resilient marine-coastal ecosystems requires adopting a holistic approach of the activities conducted in these areas, the stakeholders, and the existing management strategies and current policies. This approach should ensure the effective governance of both national and international coastal and oceanic zones (Winther *et al*., 2020). In this sense, governance is vital to propose and implement a coherent and viable strategy coherent with the marine life but also with the local populations to achieve the sustainability of the oceans.

The term "governance" emerged in the 1990s to designate a specific policy-making process involving state agencies and private stakeholders, with a clear association between state regulations, in dialogue with international debates on state downsizing and new public management (Aguilar, 2015; Marques, 2013). Although the concept of Governance comes out as a response to the governability crisis, there needs to be more clarity between the two terms.

Governability means initially and substantively the capacity of political systems to respond to society's most pressing concerns (Jentoft, 2007). In contrast, Governance refers to a process involving the state, civil society, and the private sector in assessing, implementing, and deciding on matters of public interest (Whittingham, 2010). Even though distinct concepts, governability and governance collectively and broadly encompass the capacity of a state to function efficiently, recognize, protect and promote citizens' rights, and achieve desired social and economic outcomes through the exercise of political power (Sending and Neumann, 2006). The International Union for Conservation of Nature (IUCN) defines four types of Governance (Dudley, 2008):

- Governance by government, where management is carried out entirely by the assigned ministry or authority;
- Shared Governance is where various actors share authority and responsibility, either formally or informally;
- Private Governance is where individual landowners or non-profit organizations manage conservation areas;
- Governance by indigenous people and other local communities, where indigenous groups or local communities declare and manage conservation areas.

In the present century, populations, especially coastal communities, have shown concern regarding the management of coastal and marine ecosystems since they are being degraded by unsustainable anthropogenic activities that are managed in a fragmented manner, where interactions, conflicts and cumulative user-user and user-environment impacts, are not considered (Barragán-Muñoz, 2020; Caviedes *et al*., 2022). Weaknesses in their management also tend to be due to the lack of a legislative framework that promotes an integrated management of such areas, weak administrative capacity, and the settlement of people with property rights (Kelly *et al*., 2018), which, together with the coastal marine management developed in the country, results in various complaints from the environmental sector about the excessive exploitation of resources, non-compliance with policies and the increasing degradation of ecosystems.

This is how Ocean Governance (OG) emerges, becoming the approach to articulate actions between the state and civil society to achieve the management and good governability of these spaces and natural elements including the aspects of transboundary cooperation that are unavoidable in a dynamic environment such as the oceans. The key point for the introduction of this idea was in 1982 through the approval of the United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS, 1982), which establishes a regime for the order and possible uses of the world's seas and oceans. Following the approaches of the Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea (DOALOS) and its Programme of assistance to States, specifically the one recently developed in Panama (UN/DOALOS-Norad *et al*., 2024), have mainly taken into consideration for the analysis of OG in Panama the coasts, seas and oceans of the country, understanding that the activities developed in one of these

areas have a direct impact on the others, so their analysis, management and administration should be investigated as a whole.

OG combines government structures, processes, rules and instruments that shape how different actors make decisions, assign responsibilities, segment power and pursue accountability in the use and management of coasts and the sea to keep ecosystems and their resources healthy, productive, safe and resilient for the achievement of sustainable human well-being (Rodríguez and Windevoxhel, 1998; Barragán-Muñoz, 2014; Blythe *et al*., 2021; Haas *et al*., 2021). Its purpose is to provide trusted, strategic leadership and to create robust, inclusive and appropriate accountability for integrated coastal and marine management (Campbell *et al*., 2016), which seeks sustainability in its three dimensions: ecological, socio-economic, and cultural-historical. This approach overcomes the traditional view of sustainable development of understanding the economy as another dimension distinct from the social, insisting on the equal importance of restoration and conservation of ecological goods and services and the protection, restoration and conservation of tangible and intangible cultural heritage (Arenas-Granados, 2012a). Unfortunately, this will not be fulfilled until there is a spatial and integrated vision of the future use of the ocean, as a participatory management approach based on a policy or plan has not been sufficiently developed (Rivera-Arriaga *et al*., 2020). To this end, new alternatives, such as ecosystem-based management and marine spatial planning, have been proposed as paradigmatically different approaches that can address the problems arising from traditional sectoral and fragmented management (Douvere and Ehler, 2007; 2009).

Panama is a blue country with 82% of oceanic surface and more than 70% of its mainland territory that corresponds to coastal and marine areas (ARAP, n.d.). The country is also carbon negative (MiAmbiente, 2021) and currently preserves 54.33% of its exclusive economic zone (MiAmbiente, 2023a). These characteristics are strategic and should be take into consideration for the country's economic and social development. As the country is physiographically made up of an isthmus (O'Dea *et al*., 2016), all the effects of the use and exploitation of its 52 hydrographic basins in the interior are evident on the coast (IMHPA, n.d.).

For this reason, the most significant environmental problems are found in these areas, such as the destruction and fragmentation of ecosystems, the consequent loss of biodiversity (ANAM/UICN, 2006; Jiménez, 2013), pollution from both land and marine sources, and the growing effects of climate change. All the above makes it imperative for Panama to implement and develop OG to achieve the well-being of its coastal societies, which correspond to practically the entire population of the country. The Ministry of Environment (MiAmbiente, 2022) highlights the deficiencies in governability and governance in the face of its environmental challenges, emphasizing the overlapping of competencies between various public institutions and the need for clarity in the procedures for legal administrative management of its coasts. Therefore, this review article aims to provide an analysis of public policies related to ocean governance in Panama, as well as some recommendations for the challenges facing this eminently maritime country for the present and the next decade in the framework of the 2030 Agenda (UN, 2015).

2. METHODS

For the analysis of public policies, the Decalogue tool promoted by the Integrated Management of Coastal Areas Group of the University of Cádiz was used (Barragán-Muñoz, 2003) and widely disseminated through the Ibero-American Network of Integrated Coastal Management (IBERMAR) in countries throughout the region, such as Mexico (Nava-Fuentes *et al*., 2018), Ecuador (Pazmiño-Manrique, 2018), Perú (Barragán-Muñoz and Lazo, 2018), Brazil (Diederichsen *et al*., 2013), the Gulf of Honduras (Caviedes *et al*., 2022), among others. The Decalogue is an instrument for analyzing the progress of critical issues for integrated coastal and marine management related to the legal-administrative subsystem of a given territorial scale of administration, making it possible to identify the minimum structural aspects that must be considered to approach a propositional analysis of public policies (Arenas-Grandos and Barragán, 2023). The issues studied here were public policies, regulations, institutions, competences, strategic instruments, research/information and citizen participation.

The "Info Jurídica" platform, which is administered by the Office of the Procurator of the Administration of the Public Ministry of the Government of Panama (Ministerio Público, n.d.), was used to obtain official documents related to the instruments on marine-coastal topics managed by the nation. In addition, work was conducted to identify, collect, review and analyze international and national secondary sources, primarily considering specialized scientific journals and public policy documents, standards, plans, programs and other strategic instruments. Working documents from, for example,

organizations such as the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, the Economic Commission for Latin America and the Caribbean and the Forum of Ministers of the Environment were also compiled and analyzed, to support the key aspects of the Decalogue and aiming to describe the situation in Panama.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Brief characterization of the Isthmus of Panama

The geological formation of Panama begins in the Upper Miocene (de Porta, 2003). It links South America with North America, producing the great American biological exchange of terrestrial plants and animals (Stehli and Webb, 1985; O'Dea *et al*., 2016) and generates essential changes in the ocean's physical, chemical and biological regime and the species that live in it (Jackson and D'Croz, 1997). Because of these characteristics, the Isthmus of Panama is a physical barrier to the mixing of Pacific and Caribbean waters and currently has two very different coastlines.

As indicated in Figure 1, the Panamanian emerged territory is bordered to the north by the Caribbean Sea, to the south by the Pacific Ocean, to the east by the Republic of Colombia, and to the west by the Republic of Costa Rica. It has a total coastline of 2,988.3 km in length, 1,700.6 km on the Pacific and 1,287.7 km on the Caribbean Sea (ARAP, n.d.). Panama's territorial sea, includes the seabed, subsoil and airspace, has an area of 319,823.9 km^2, more than four times its terrestrial area (INEC, 2018). The Exclusive Economic Zone (EEZ) extends from the outer limit of the Territorial Sea to an offshore distance of 200 nautical miles (370.4 km) so that its total coastal-marine area is at least 540,200 km^2 (Arenas-Granados, 2012b; ANATI, n.d.). Its political-administrative territorial organization comprises 10 provinces, 5 indigenous comarcas, 81 districts and 699 townships (corregimientos) (Solano, 2024). All provinces have a seafront, as do the Ngäbe-Buglé and Guna Yala indigenous comarcas.

The coastal zone comprises extensive ecosystems, including mangroves, coral reefs, estuaries, coastal lagoons, seagrass beds, beaches and salt marshes. These ecosystems are extremely important for their role in the reproduction, frying, breeding,

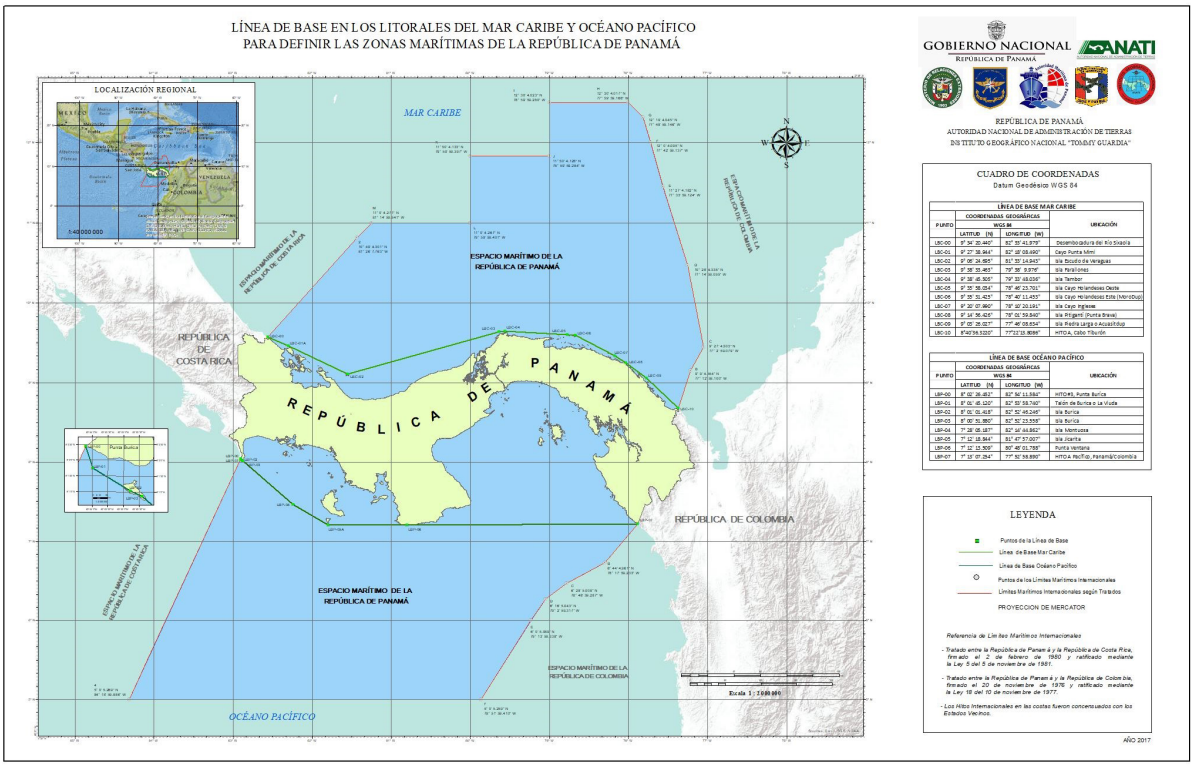

Figure 1. Maritime Zones of the Republic of Panama (ANATI, n.d.).

rearing, growth and protection of many vital organisms for the country's fisheries and aquaculture subsector (ARAP, n.d.).

At least 50% of Panama's population is based on its coasts, which depend mainly on tourism, artisanal and commercial fishing, transport and shipping (Tambutti and Gómez, 2020). Despite being an area of crucial economic productivity, it is constantly under intense pressure due to its use and exploitation for different purposes, generating adverse effects on the ecosystems and the populations residing in those areas. These impacts, which have been exerted since the beginning of the last century but have intensified in recent decades, have brought significant economic benefits to some sectors and increased ecological degradation and social inequality (Arenas-Granados, 2012b; Haas *et al*., 2021). Recently, in Panama, most of the society has become fed up with implementing projects that increase the environmental degradation of watersheds and coastlines and do not contribute to close the existing inequality gap. Evidence was observed in 2023 with the social rejection of the renewal of the "Minera de Cobre en Panamá" contract. Mass protests for over a month succeeded in getting the Supreme Court of Panama to declare the contract renewing the concession for the exploitation of the largest open-pit copper mine in Central America unconstitutional.

According to projections by the Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), Panama will lead economic growth by 6.1% in all Latin America by 2023 (ECLAC, 2023). In addition, the United Nations Development Programme (UNDP) indicates that the country has a high human development index-HDI (0.805) in terms of the three fundamental dimensions: healthy and increasing the lifespan, access to knowledge and decent standards of living. However, the HDI declines by 20.5% (0.640) when adjusting the country's inequality (UNDP, 2022), mainly regarding income distribution. For 2018, a Gini coefficient of 0.462 (simple average) was recorded for Latin America and the Caribbean (LAC); Panama's coefficient was 0.498, making it the third most unequal country in the region. Compared to other LAC countries, Panama shows a strong per capita growth; however, this growth has not been matched by a similar reduction in income distribution inequality, and high levels of inequality conspire against inclusive development (Cecchini *et al*., 2020).

Given this situation and considering the fundamental importance for the country of its coastal and marine spaces, the government is obliged to establish, apply and evaluate policies and management tools linked to the OG to ensure the adequate protection of this strategic territory and therefore the lasting well-being of all Panamanians.

3.2 Panama and the International Landscape for Ocean Governance

The conventions are fundamental as they play a role in influencing the development of national initiatives aimed at the sustainable use of the oceans. This international support establishes objectives, principles and a roadmap that must be reflected in the actions of States Parties, including activities supported by external sources (Kimball, 2003). The Republic of Panama complies with international treaties through Article 4 of its 1972 Constitution, where it agrees to abide by the norms of international law. Likewise, Law No. 6 of 1976 approved the Vienna Convention, recognizing the importance of international treaties. Panama has adhered to and adopted more than 30 conventions since the 1970s that should support better management towards the sustainability of its coastal and oceanic spaces. Table 1 presents a summary of the leading international conventions currently in force.

The conventions presented in Table 1 and various for OG (UNEP, 1995; Post and Lundin, 1996; Barusseau *et al*., 1997; Lemay, 1998) respond to results obtained by different international bodies. For example, the Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea (DOALOS) of United Nations, the International Maritime Organization (IMO), the International Seabed Authority (ISA) and the Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (IOC/UNESCO) are exclusively devoted to ocean issues, such as shipping and oceanographic components. On the other hand, the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), the United Nations Environment Programme (UNEP), the United Nations Development Programme (UNDP) and the International Union for Conservation of Nature (IUCN) have broader mandates, but also address ocean issues, such as marine resources, environmental education, integrated management of marine and coastal ecosystems, and others.

International technical and financial cooperation promotes specialized arrangements to help nations achieve their regional and international obligations. Examples include the Marine Protection Alliance (MPA), WildAid, Migramar, Global Fishing Watch, MarViva Foundation, and the Regional Fisheries Management Organizations (RFMOs).

One of the most significant challenges facing us in this century is the management of the seas and oceans that extend beyond

Table 1. Main international conventions, protocols and other instruments signed by Panama and linked to OG.

Instrument	Description	Adoption
Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter (London Convention)	Promotes the control of all sources of pollution of the marine environment and the adoption of measures to prevent pollution of the sea by dumping of wastes and other materials	Law No.18 October 23, 1975
International Convention for the Safety of Life at Sea (SOLAS)	It lays down minimum standards for the construction, equipment, and operation of ships, consistent with their safety. The 1978 and 1988 Protocols have amended it.	Law No.7, October 27, 1977 / Law No.12, November 9, 1981 / Law No.31, July 11, 2007
Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES)	Ensuring that international trade in specimens of wild animals and plants is not allowed to enter international trade	Law No. 14 October 28 1977
Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Zone of the South-Eastern Pacific Ocean	Recognizes the importance of conserving the marine-coastal ecosystems of the Southeast Pacific by setting general objectives and actions	Law No.4 March 25, 1986
International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL)	They establish rules to prevent and reduce pollution from ships, both accidental and from normal operations. Amended by Protocols of 1978 and 1997.	Law No.17, November 9, 1981 / Law No.1, October 25, 1983 / Law No.30, March 26, 2003
Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS)	It specializes in conserving migratory species, their habitats, and migration routes.	Law No.5 January 3, 1989
The Convention on Wetlands of International Importance (Ramsar Convention). Convention on Wetlands of International Importance (Ramsar Convention)	Promotes conservation and the wise use of wetlands	Law No.6 of January 3, 1989
Convention on Biological Diversity (CBD)	It seeks to conserve biological diversity through the sustainable use of its components and the fair and equitable sharing of benefits from utilizing genetic resources.	Law No.2 January 12, 1995
United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS)	It sets the rules for the use of the oceans and their resources.	Law No.38 June 4, 1995
International Convention for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT)	Proposes recommendations for conserving and managing tuna and tuna-like stocks in the Atlantic and Mediterranean.	Law No.74 November 10, 1998
Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change	It builds on the principles of the Convention but places greater responsibility on countries to address the high levels of greenhouse gas (GHG) emissions in the atmosphere.	Law No.88 November 30, 1998
Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity	It focuses on the transboundary movement of living-modified organisms resulting from modern biotechnology, which may adversely affect biological diversity's conservation and sustainable use.	Law No.72 December 26, 2001
Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs)	Aimed at protecting human health and the environment from chemicals that remain intact for long periods.	Law No.3 January 20, 2003
Protocol Concerning Pollution from Land-based Sources and Activities to the Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region	Promotes activities and international cooperation to address the problems posed by pollutants entering from land-based sources. Encourages research, technology development, and scientific training, among others.	Law No. 26 March 26, 2003
Nagoya Protocol to the Convention on Biological Diversity	Promotes transparent and effective implementation of Access to Genetic Resources and Fair and Equitable Sharing of Benefits Arising from their Utilizations at all levels.	Law No.57 October 4, 2012
Minamata Convention on Mercury	Seeks to protect human health and the environment from anthropogenic emissions and releases of mercury and its compounds.	Law No.21 April 27, 2015
Paris Agreement	It sets out measures to limit this century's global temperature rise to 2°C and limit it to 1.5°C.	Law No.40 September 12, 2016
International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments	It seeks to stop the spread of potentially harmful aquatic organisms and pathogens in ballast water.	Law No.41 September 12, 2016
Regional Agreement on Access to Information, Public Participation and Access to Justice in Environmental Matters in Latin America and the Caribbean (Escazu Agreement)	Place the people at the center. Enabling the implementation of access to environmental information, public participation in environmental decision-making processes and access to justice in environmental matters.	Law No.125 February 4, 2020

the Exclusive Economic Zone (commonly called High seas). Its protection is alarming because millions of species thrive in these waters and although they belong to all humanity, no one protects them, which can lead to devastating activities (WWF/IUCN, 2001).

In June 2023, the United Nations Intergovernmental Conference adopted the Agreement on the Conservation and Sustainable Use of Marine Biological Diversity in Areas Beyond National Jurisdiction (BBNJ Agreement) (UN, 2023), which establishes four transversal elements:

- Marine spatial management tools, including marine protected areas (ABMTS/MPAs);
- Environmental impact assessment (EIAs);
- Marine genetic resources (MGRs);
- Capacity creation and transfer of technology (CCBT).

Although this new treaty still has some obstacles to face, it is a fact that the BBNJ Agreement opens a new chapter in high seas governance, as it succeeds in establishing common rules, involves States, creates spaces for sustainable management and overcomes the disadvantages of fragmented ocean governance (Jiang and Guo, 2023). In September 2023, the Republic of Panama signed the Agreement and ratified it in September 2024.

3.3 Panama and the Decalogue issues for OG

3.3.1 Public policy

Public policies refer to the mechanisms, implemented through laws, lines of action and allocation of resources, promulgated by a governmental entity with the objective of solving problems that compromise the well-being of society, or to satisfy the necessities of society (Lahera, 2004; Weimer and Vining, 2017). This paper, therefore, refers to the identification and analysis of the expressed willingness of the national government to address viable and integrated responses aimed at achieving the sustainability of Panama's coastal and marine spaces. Table 2 shows the central public policies most closely related to managing the country's coastal-marine resources and zones. It should be noted that, until 2022, Panama needed an ocean policy. The creation in October 2018 of the Commission for the Formulation, Development and Monitoring of the National Ocean Policy and the approval by Executive Decree No.27 of March 15, 2022, of the Policy is a milestone in the right direction towards OG. Prior to this, there were only some elements related to OG, with emphasis on resource management and with less spatial and integrated perspective. Present in Decree Law No.7 of February 10, 1998, which created the Panama Maritime Authority (AMP in Spanish), in Law No.41 of July 1, 1998 (General Environmental Law) which created the National Environmental Authority (ANAM in Spanish) and in Law No.44 of November 23, 2006, which created the Aquatic Resources Authority of Panama (ARAP in Spanish) (Arenas-Granados, 2012).

Mention that the National Ocean Policy (PNO in Spanish) is in line with the National Strategic Plan with State Vision 2030, with the National Wetlands Policy, with the National Biodiversity Strategy and Action Plan 2018-2050 and particularly with the National Land Use Planning Policy of Panama (MIRE, 2022). This necessary coherence and harmonization are subsequently established between the PNO, the National Environmental Strategy (2021-2031) and the recent National Climate Change Policy.

For example, the priority nature of coastal and marine systems in addressing Nationally Determined Contributions to reduce carbon emissions is expressly indicated (MiAmbiente, 2023b). It is now necessary to ensure that this evident articulation of national public policies overcomes the common weaknesses observed in Panama in implementing, monitoring and evaluating previous strategic management instruments with an impact on its coasts and seas.

3.3.2 Regulations, Institutions and Competencies

In this section, it is worth specifying the primary normative basis (rules) that regulate the OG, as well as the public institutions (administration) and their competencies (responsibilities) for the management of resources and coastal-marine activities in Panama. It also briefly analyses the regulatory field's situation concerning the integrated nature required to manage these spaces.

The 1972 Political Constitution of the Republic of Panama is the country's fundamental Charter. As amended in 1993, Article 255 declares that the following, among others, belong to the state and cannot be privately appropriated: the Territorial Sea, beaches and their banks, navigable rivers, ports, marshes, the submarine continental shelf, the bed and subsoil of the Territorial Sea.

However, the constitutional mandate, the sectoral solid perspective in the management of the coasts and the sea of the country favored through Law No. 23 of April 21, 2009, that individuals who demonstrate housing, residential, environmental, tourist, commercial or productive possession,

Table 2. Central public policies and their legislative mechanisms related to Ocean Governance in Panama.

Instrument	Legislative and strategic mechanism	Description
National Policy on Environmental Supervision, Control and Oversight	Executive Decree No.33 February 26, 2007	It dictates environmental monitoring and control guidelines for coastal and marine areas.
National Water Resources Policy	Executive Decree No.84 April 9, 2007	Establishes principles and objectives for the coordinated management and development of water, land and related resources.
National Cleaner Production Policy	Executive Decree No.36 March 1, 2007	Proposes general initiatives for waste disposal and final treatment, considering its impacts on marine resources.
National Policy on Decentralization of Environmental Management	Executive Decree No.82 April 9, 2007	It calls for the transfer of environmental functions to local authorities. Mentions general problems of marine and coastal areas but needs to specify something regarding their management.
National Environmental Information Policy	Executive Decree No.83 April 9, 2007	Establishes the principles and objectives to be carried out to operate an environmental information system.
National Maritime Strategy	Resolution No.55 September 18, 2008	This corresponds to the update of the Strategy approved in 2004. It presents strategic objectives for the management and development of the maritime sector.
National Biodiversity Policy	Executive Decree No.122 December 23, 2008	Proposes lines of action for the conservation of flora and fauna, including coastal and marine flora and fauna.
State policy on aquatic resources for fisheries and aquaculture	Executive Decree No.97-A November 16, 2009	Establishes the basis for the sustainable use of aquatic resources through fishing and aquaculture.
National Science, Technology and Innovation Policy Panama 2040	Cabinet Resolution No.29 March 17, 2015	Presents objectives and indicators relevant to the need for research in the country, including coastal and marine areas.
National Strategic Plan with a State Vision 2030	Executive Decree No. 393 September 14, 2015	The governance framework institutionalizes the SDGs/Agenda 2030 monitoring mechanisms.
National Wetland Policy of the Republic of Panama	Executive Decree No.127 December 18, 2018	Establishes measures for the restoration and protection of wetlands, as well as planning, research and awareness-raising.
National Biodiversity Strategy and Action Plan 2018-2050 (EPANB)	Executive Decree No.128 December 18, 2018	With axes of conservation, restoration, reduction of pressures on biodiversity, knowledge, environmental education, use, sustainable management and integration and Governance.
National Forest Strategy 2050	Executive Order No.20 March 28, 2019	Proposes action plans for forest conservation in the country, including coastal forests
Panama's National Land Use Planning Policy	Resolution No.468-2019 June 27, 2019	It proposes objectives and actions for a harmonious relationship between society and the territory without explicitly referencing the coastal-marine space.
Panamanian Fisheries and Aquaculture Law	Law No. 204 March 18, 2021	Establishes the objectives for administering and promoting the sustainable use of aquaculture and fishing resources, based on the principles of management, promotion, regulation and integrated management.
National Ocean Policy	Executive Decree No.27 May 15, 2022	Proposes actions to foster the necessary synergies between the different sectors involved with OG
National REDD+ Strategy Panama	Executive Decree No.10 June 16, 2022	Defines measures and actions to reduce deforestation and forest degradation, including coastal forests.
National Policy on Integrated Disaster Risk Management (PNGIRD) 2022 - 2030	Cabinet Resolution No.001-2022, October 27, 2022	Defines lines of action and programs to address the difficulties of disaster risk in the country, including coastal and marine areas.
National Environment Strategy 2021-2031	Executive Decree No.12 September 12, 2022	Proposes measures to conserve and develop natural resources, including coastal and marine resources.
Marine Litter Action Plan 2022-2027	Executive Decree No.18 December 30, 2022	It establishes measures to eliminate sources of generation and reduce marine litter.
Education for Sustainable Development Policy	Law 378 May 3, 2023	Guidelines for the implementation of the policy in schools
National Climate Change Policy	Executive Decree No.3 June 8, 2023	Promotes decarbonization in all economic sectors, including coastal and maritime sectors

for at least five years of the insular territory and the coastal zone can obtain possession as owners of these national patrimonial real estate assets with some exceptions. For this law, the coastal zone is understood as the area of two hundred meters from the high tide line to the mainland (Arenas-Granados, 2012b).

It is worth mentioning that private property rights were recognized on beaches, the coastline and even the seabed at the beginning of the Republic. This began to change with the annulment of these rights in the Political Constitution of 1941, which managed to formally establish this matter until the 1960s after multiple confrontations with the private owners (Suman, 2002). Law No. 23, mentioned above, demonstrates the urgency for Panama to address the challenge of having specific legislation to regulate its coastal and marine spaces in an integrated manner and with a perspective focused on more than just the exploitation of resources. Its relevance is based on the need to ensure that the objectives, strategic lines and goals of the National Oceans Policy can be achieved.

In Panama, therefore, there is a diffuse and overlapping sectoral regulation related to the public management of its coastal, maritime and island territory (Arenas-Granados and Garces, 2010). These regulations include three different authorities: The Panama Maritime Authority (AMP in Spanish) created by Decree-Law No.7 of February 10, 1998; the Panama Aquatic Resources Authority (ARAP in Spanish) created by Law No.44 of November 23, 2006; and Law No.8 of March 25, 2015, creating the Ministry of Environment. The latter law also modifies the ARAP's provisions about the so-called integrated marine-coastal management (ICM) and Law No.41 of July 1, 1998: General Law on the Environment.

AMP established the National Maritime Strategy by Cabinet Resolution No.3 of January 28, 2004, which was subsequently updated in 2008. The creation of AMP was undoubtedly an opportunity to develop OG in the country. It should now be noted that the General Environmental Law (Law 41) that created the National Environmental Authority (ANAM in Spanish), which has now become the Ministry of the Environment, excluded the Panamanian coastal, island and maritime territory from its jurisdiction and competence, which was left to the AMP. Only the coastal and marine territory within the National System of Protected Areas is under the jurisdiction of the Ministry of the Environment. Even this authority, which is also responsible for managing the country's hydrographic basins, has yet to have jurisdiction over the interoceanic canal basin, including Gatun Lake, the exclusive jurisdiction of the Panama Canal Authority.

From 2002 to 2004, the AMP's General Directorate of Marine and Coastal Resources formulated, promoted, and submitted the Preliminary draft law on marine and coastal resources for public discussion, which emphasized the integrated management of the Panamanian coastal zone. Among other objectives, it sought to delimit the country's marine coastal zone in the face of the confusion, given that various national authorities had been defining their delimitation. Figure 2 presents some concepts and spatial delimitations related to coastal management in Panama according to current regulations.

However, in 2005, the draft mentioned above bill was withdrawn by the country's Executive Body and in its place, a bill was proposed to create the ARAP and unify the different competencies on marine-coastal resources, integrated management of these spaces, aquaculture, fishing and related activities of the public administration. Until Law No.8 of 2015, the ARAP had exclusive competence for the ICM, which was transferred to Ministry of Environment in Article 82 of that law. Thus, all the competencies initially foreseen for the AMP (Law No.7 of 1998) oriented to the ICM and some elements of the draft bill that was withdrawn were passed in 2006 to the ARAP and in 2015 transferred again to the Ministry of Environment. However, Law No.8 of 2015 establishes that one of the functions of the General Directorate of Planning and Integrated Management of the ARAP is to prepare, execute, direct, supervise and evaluate, in an integrated manner, the management plans for aquatic resources (including coastal-marine resources), and at the same time, this law establishes the exclusive competence of the Ministry of Environment for ICM.

The need for specific legislation for OG is evident. Legislation that is also harmonized with Resolution No.468 of 2019 that approved the National Land Use Planning Policy of Panama (PNOT in Spanish), with the Fisheries and Aquaculture Law (Law No.204 of March 18, 2021) and with Executive Decree No.3 that approved in 2023 the National Climate Change Policy (see Table 1). This need became evident as early as 2018 when the National Assembly, through Law No.47 of august 28, 2018, set the straight baselines from which the width of the Territorial Sea of the Republic of Panama in the Caribbean Sea and the Pacific Ocean is measured.

It should now be noted that the 2006 Law creating the ARAP defined the scope of the marine-coastal zone for this authority and managed to include ICM at least at a sectoral level, also recognizing the need to formulate the National ICM Plan to guide activities and actions towards the country's coastal-marine sustainability. Such a cross-sectoral and spatially

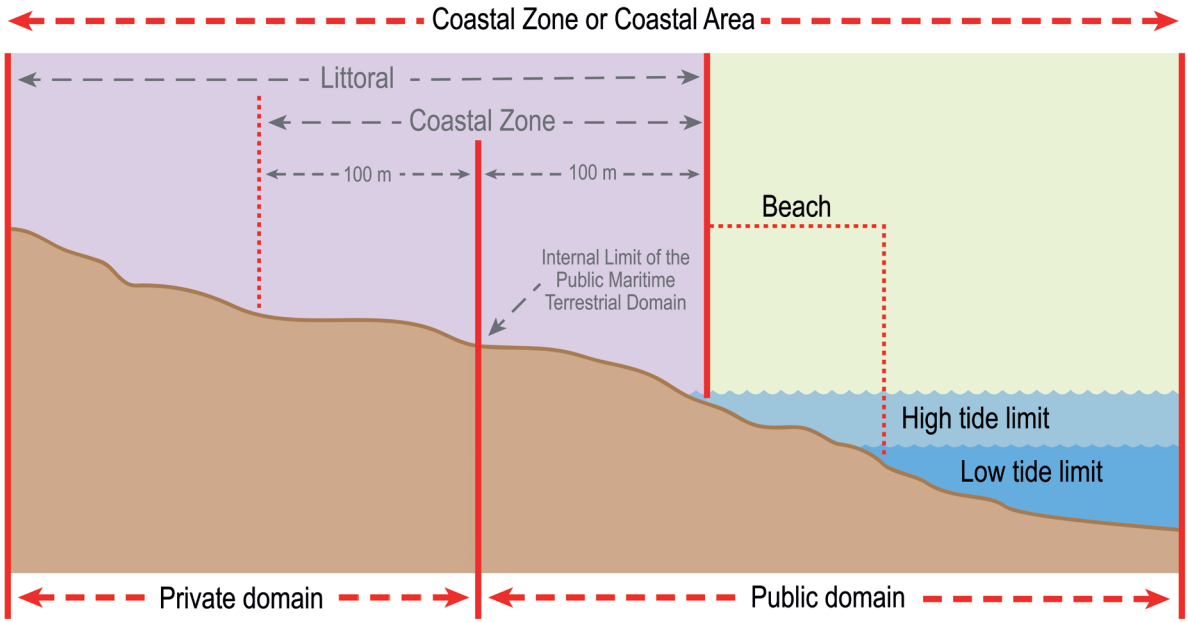

Figure 2. Summary of some concepts and spatial delimitations related to coastal management in Panama, according to current regulations. Adapted (Arenas-Granados, 2012b)

integrated plan, which is relevant, currently needs a process to be formulated. This plan should be articulated with the National Plan for the Conservation and Management of Fisheries and Aquaculture proposed in Law 204, with the Tourism Master Plan periodically prepared by the Panama Tourism Authority and with the instruments established for implementing the PNOT.

Now, it is also essential to overcome the recurrent weakness in Panama regarding the regulation and effective implementation of several normative instruments, as has already been pointed out by the Ministry of Environment itself (MiAmbiente/UNDP, 2022). This ministry, the other entities that made up the Commission for the Formulation, Development and Monitoring of the National Ocean Policy and the public institutions that make up the Inter-Institutional Environmental System (SIA in Spanish) have the mandate to ensure that while producing lasting benefits for the population, this is achieved without detriment to its natural marine-coastal infrastructure: the ecological support of the Nation. This higher purpose, which is indicated in current public policies and strategies, requires that the regulations that support them are, in turn, fully complied with Panama needs and based on scientific evidence and data.

As the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) points out (FAO, 2012) that public institutions and processes at the national level directly impact ocean governance and the proper implementation of rules. This is because they provide a more direct regime based on the country's legal framework, which can be enforced with more excellent order and directionality.

The clarity of competencies and jurisdiction of the public entities involved in coasts and seas is critical for the good Governance of these complex and dynamic spaces. A general analysis of the regulations about competencies reveals several aspects to be highlighted:

- Competences in the maritime and coastal spheres are strongly centralized in Panama. The provinces and municipalities, as well as the indigenous coastal comarcas, basically play the executors of state decisions, all of which are centralized in Panama City.
- Nobody promotes and encourages a public ICM policy in Panama. The public bodies and institutions linked by current legislation address coastal, littoral and maritime management from eminently sectoral perspectives: environment, maritime transport, ports, defense and national sovereignty, education, fisheries, aquaculture and tourism.
- There is a varied set of definitions of coastal zone,

coastal area, coastal-marine resources, coastal-marine management, and coastline in the legislation, which needs to be clarified regarding the jurisdictions and competencies of the different public entities.

- There are frequent cases of overlapping competencies between public institutions about the management of the Panamanian coastline and some competency gaps.

It is also clear that the direction of ocean governance cannot be attributed in its entirety to a single entity, as it must be an interplay, promoted from the head of government, between the public administration (with a variety of institutions and multiple sectors), the citizenry and private enterprise. Based on the three dimensions of sustainability (ecological, social-economic and cultural-historical), real governance demands to be open, inclusive and participatory. For the country to take real steps towards OG, it is therefore necessary to take ownership of the vision, objectives and principles of the Oceans Policy (MIRE, 2022) as well as the target objectives of the National Strategic Plan (Panama 2030): Good life for all; Growing more and better; Environmental sustainability; Strategic partnerships for development; Democracy, institutionality and governance (CCND, 2017).

3.3.3 Strategic instruments

The public administration in Panama, which is involved in the coastal-marine territory, has multiple operational and less strategic instruments for managing the territory of interest and the integrated management of this space and its resources. These essential tools for OG, always of a subnational nature, have been promoted mainly by the AMP and ANAM during the period 1998-2006, by the latter and ARAP until 2015 and by the Ministry of the Environment right after this year.

Among the strategic instruments, the subregional and local Integrated Coastal Management Plans (ICMPs), initially promoted by the AMP, then by the ARAP and taken up by the Ministry of Environment after Law No. 8 of 2015, should be highlighted for their relevance. These specific management tools should be integrated in a National Management Plan for natural resources of the Panamanian coastline (IOC-UNESCO/CPPS, 2016). These plans, oriented towards managing hydrobiological, fishing, forestry and beach resources and less towards integrated coastal management, have almost always been formulated through external consultancies for some coastal areas of high natural value with problems of environmental degradation and quality of life of the communities. Table 3 presents a synthesis of the ICMPs under preparation or adopted.

The formulated ICMPs follow the GESAMP methodology (GESAMP, 1996) through five Phases: Integrated diagnosis of the area and institutional/legal framework; Proposals and legitimization; Formulation and official adoption of the plan; Implementation; and finally, Monitoring and evaluation. Implementing these plans could be more robust, as they require heavy funding. However, progress has been made in some areas thanks to the support of the Global Environment Facility UNDP and the Ministry of Environment-ARAP alliance.

Another strategic instrument for OG is Coastal Marine Protected Areas (MPAs). They are one of the main tools for the conservation of oceans worldwide, aiming at protecting biodiversity and promoting healthy marine ecosystems (Grorud-Colvert *et al*., 2021). They strengthen the governance process since they are public policy instruments that require effective citizen participation for their proper management, both for biodiversity conservation and in response to climate change, pollution, and improving the quality of life of the traditional communities settled there (Christie *et al*., 2017; UN, 2020).

Table 3. Summary description of some Integrated Coastal Management (IMC) Plans in Panama.

Plan Name	Location	Planning Stage
ICM Plan for the Gulf of San Miguel and adjacent areas. Darien Sustainable Development Programme	Gulf of San Miguel. Pacific Region Gulf of Panama	Elaborated and adopted by Resolution No.41, March 17, 2006.
ICM Marine Plan for Bocas del Toro	Coastal zone Province of Bocas del Toro Western Caribbean Region Bocas del Toro-Colón	Plan formulated but not yet adopted by regulation
ICM Plan for the Special Management Zone of the Perlas Archipelago	Pearl Archipelago. Pacific Region Gulf of Panama	Established as Special Management Zone (Law No.18, 2007) Plan formulated, but without formal approval
ICM Plan of the Special Marine-Coastal Management Zone of the Southern Zone of Veraguas	Southern Zone of Veraguas Province. Pacific Region Chiriquí-Veraguas	Established as a Special Management Zone (Resolution No.07, August 8, 2008). Plan in formulation
ICM Marine Plan for Pocrí, Pedasí and Tonosí-Península de Azuero	Districts of Pocrí, Pedasí and Tonosí, Province of Los Santos.	Established as a Special Management Zone (Resolution No.095, August 18, 2010). Plan formulated

In Panama, the National Institute of Renewable Natural Resources (INRENARE in Spanish) has, since its creation in 1992, the national body responsible for strengthening protected areas through the National System of Protected Areas (SINAP in Spanish). The General Environmental Law of 1998 pointed out the importance of this system by granting the Directorate of Protected Areas and Wildlife the stewardship of SINAP. After Law No.8 of 2015, the Ministry of Environment became the supreme institution responsible for the system under the Direction of Protected Areas and Biodiversity.

In 1994, 17 management categories were defined for Panama's protected areas. Later, in 2013, new management categories were established to govern the SINAP. The various management categories under which the country's protected areas have been created (more than 30 different designations), as well as the multiple regulations for their management, even with the same management category, make SINAP's Governance and governability difficult. As of today, the National System of Protected Areas (SINAP in Spanish) encompasses approximately 121 protected areas. However, some lack a formal legal framework, while others are established solely through municipal resolutions that are neither recorded in the SINAP database nor assigned to any official management category (Valdés, 2020). According to SINAP, the country has 26 MPAs (Cabrera and Dawson, 2017). In 2019 a new one was created, which completes currently 27 MPAs. However, in its document "Contribuciones determinadas a nivel nacional de Panamá" (MiAmbiente, 2020), the Ministry of Environment identifies "at least" 46 MPAs but does not provide a definitive list, nor does it ensure that all of them have updated and effectively implemented management strategies. Nonetheless, there is a lot of uncertainty regarding the actual number of MPAs in the country. Thus, the absence of comprehensive and specific management plans for all MPAs poses significant challenges to their conservation. Addressing this issue urgently requires updating databases, clarifying the institutional and legal frameworks for each MPA.

Marine-protected area management plans have become a strategic tool for OG. They are the product of a planning process, stakeholders discussions and documenting the proposed management approach for a particular area. Thus, decisions are taken, and these decisions are the guidance for future management (Thomas and Middleton, 2003). In the case of Panama, only 4 MPAs have management plans, and others are governed only by the rules established during their creation. This prevents the establishment of good governance in these areas and results in weak governance processes, harming the conservation of coastal marine zones and make the human populations more vulnerable.

Panama has positioned itself as a blue leader in the last five years, protecting 54% of its Exclusive Economic Zone through regulatory instruments (Gaceta Oficial, 2023; STRI, 2023). However, this success must go beyond a simple legal administrative act, effectively ensuring these areas are fully understood and described based on scientific data about their ecological and biodiversity attributes to establish effective control, surveillance and conservation plans.

The legitimacy and usefulness of the plans, both MPAs and ICMPs, rely on the harmonization and pooling of tasks and resources by all public and private actors involved in their implementation and monitoring. Proper interinstitutional coordination is a vital issue for the success of these tools for OG. Guidelines such as the manual to strengthen these activities elaborated by the MarViva Foundation for eleven MPAs and ICMPs in southwestern Panama (MarViva, 2022) are an excellent contribution in this regard.

3.3.4 Ocean Research and Information

The national public institution responsible for funding and promote science and technology through scientific and sustainable development projects, and also through the development of national protocols, conservation actions and conservation plans for Panama is the National Secretary for Science, Technology and Innovation (SENACYT in Spanish). Created by Law No.13 of April 15, 1997, and amended by Law No.55 of December 14, 2007. SENACYT, therefore, also promotes OG oriented research in the country. However, this research, both from the exact and natural sciences, as well as from the social sciences and humanities, must converge in interdisciplinary information and knowledge, given the complexity and spatiotemporal dynamics of coastal and marine areas. Moreover, finally, this knowledge must be accessible to decision-makers and society.

This is where research plays a key role, as it allows us to understand and analyze the driving forces and the social, economic and cultural activities that generate changes in coastal-marine ecosystems, their dynamics in time and space, as well as the impacts on the well-being of coastal societies (Elliott *et al*., 2017; UNESCO-IOC, 2020). It is in the identification, legitimization, implementation and evaluation where OG takes place.

SENACYT was a key member of the Commission that formulated Panama's National Ocean Policy (PNO in Spanish), approved in 2022. One might believe then that the PNO, the National Science, Technology and Innovation Policy Panama 2040 (see Table 2) and the National Strategic Plan for Science, Technology and Innovation (PENCYT) 2019 - 2024 (SENACYT, 2021) would be properly articulated. However, the reality is that these last two mentioned do not have axes focused on marine components to date. However, currently national marine scientists have been called to make contributions on a new PENCYT where marine sciences are finally integrated (SENACYT, 2025).

In Panama, natural scientific publications began in the early twentieth century. Undoubtedly related to arrival of the Smithsonian Tropical Research Institute (STRI). It works began in Panama in 1910, when the institute led research on the flora and fauna in the Panama Canal area (STRI, n.d.). STRI, located in Panama, is the only Smithsonian office outside the United States. Over the years the Institute has carried out various research projects that support the increase of information in specific sites and promote capacity building (Robertson *et al*., 2009).

Marine capacity building and research led by Panama began in 1967 as a result of recommendations from the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) and the Organization of American States (OAS), the Marine Biology Laboratory of the University of Panama was created as the first entity specialized in marine sciences, whose objective was to train national personnel for the management and evaluation of marine resources and the development of scientific research. Later in 1980, the laboratory was transformed into the Marine Sciences and Limnology Center. In 2005, the Panama International Maritime University was created, and since 2008, it has been training professionals specialized in marine biology.

However, research efforts have not been limited to academia. In 2018, SENACYT created the first Public Interest Associations (AIPs) that execute interdisciplinary projects, and research programs related to the ocean in all its dimensions (plankton, benthos, and neckton) and all ecosystems present in the tropical coastal zone, Coiba Scientific Station (COIBA AIP). COIBA AIP specializes in marine sciences, develops, executes and promotes scientific research and promotes marine conservation activities focused mainly on the natural resources of the Natural World Heritage Site, Coiba National Park. COIBA AIP also generates research opportunities for local scientists and builds capacities for marine science infrastructure and human resources. In 2022, COIBA AIP inaugurated the first oceanography and marine ecology laboratory in the insular Pacific zone of Panama and in 2024 installed the first oceanographic buoy of the country at Coiba National Park (Díaz-Ferguson, 2024)

On the other hand, Panama has strategic NGO´s allies such as MarViva Foundation, National Association for Nature Conservation (ANCON in Spanish), Mar Alliance, Blue Nature Alliance, Conservation International, Biomuseo, and other international institutions, which provide scientific, technical and logistical resources for the proper understanding of the country's coasts and seas. Despite their impact, these organizations support and/or develop specific projects for a given period, so their participation is often not constant over time. It will depend on the interests that arise at each moment and even on the agreements established with governmental entities. Although marine research in Panama has been slow, it is a fact that it has taken important steps to increase the number of marine studies in the country. However, most of these have been focused only on natural science studies, without considering the social sciences (Arenas-Granados, 2012b).

Nevertheless, it remains a minority compared to the Nation's eminently coastal and marine character. SENACYT indicates that the country invests around 0.13% of gross domestic product (GDP) in research and development, making it one of the countries that invests the least in the region. Moreover, this percentage should be distributed to the various branches of knowledge, so the percentage allocated to coastal and ocean sciences and disciplines is low to adequately support decisions and actions to achieve the goals and targets of the 2030 Agenda. Globally, it has been proven that the countries with the highest welfare are those that invest the most in research; an example of this is Switzerland, which invests more than 3% of its GDP in research and leads not only the human development index but also the world index (Cecchini *et al*., 2020), and the global innovation index (WIPO, 2023).

Finally, it should be noted that in Panama, there still needs to be a formal program of interdisciplinary research and knowledge generation aimed at the integrated management of its coastal and marine areas (Arenas and Garces, 2010). This Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030) is the right time to increase marine conservation efforts. This is only possible if marine research systems are strengthened in Panama, where it is able not only to define the species present

in the ecosystems, but also to evaluate their connectivity, which can be a major determinant of marine community structure and ecosystem functioning (Virtanen *et al*., 2020).

Marine connectivity is defined as the exchange of genes, organisms (propagules, juveniles and adults), nutrients, and energy (Balbar and Metaxas, 2019). This ecological parameter is considered an important ecological criterion for design and implementation of MPAs (Botsford *et al*., 2009; Cowen and Sponaugle, 2009).

The purpose of having connectivity studies is to understand how species use the environment for their daily activities and to implement management strategies based on that information, to ensure the protection of ecological functionality and productivity of populations, communities, and ecosystems.

In addition, there is an urgent need for the country to move from a focus on integrated management of aquatic resources to one of integrated management of its coastal-marine areas. This is a challenge yet to be taken up. However, the integrated management of these resources is an essential step in this direction, although it lacks a regional geographical analysis and, therefore, of the public and private territorial processes that take place there; a prior step for the integrated management required for the pursued sustainability.

3.3.5. Citizen participation

Citizen participation is versatile and controversial (Day, 1997). For this review, we are concerned with assessing whether there is a relationship between decision-making for OG and citizen participation itself, which is in line with the Decalogue methodology (Barragán-Muñoz, 2003; 2012). It analyses whether public authorities in Panama encourage citizens who do not hold public positions or functions to participate in decisions related to the territory and, therefore, to their well-being in the administrative and planning processes of the government (Díaz, 2017). It differs from political participation, which consists of voting or contacting elected officials. Also, it differs from the concept of civic engagement, where individuals support their community through volunteering and civic acts. In this context, citizen participation is seen as directly impacting the formulation and implementation of public policies (Callahan, 2007).

Several legal mechanisms related to environmental management and land use planning in Panama promote citizen participation. The Participatory Strategic Plan previously promoted by ANAM and currently by Ministry of Environment in the framework of the National Environmental Policy 2021-2031 (see Table 2) is a good example. Signed by national entities with competencies in environmental management and that are part of the Interinstitutional Environmental System, it has become, both in the first period of action, the participatory framework for reaching consensus on joint lines of action and implementation strategies to address national environmental problems. The process of workshops for the construction and periodic adjustment of this participatory plan, framed within the National Environmental Strategy, is the open instrument for the presentation and discussion of proposals for environmental action in the country.

However, it is common in other public sectors that citizen participation is temporary and structured. There needs to be a more robust participatory culture, with some exceptions. For example, the Inter-institutional Coordination Units and the Conservation and Surveillance Units in the Gulf of San Miguel (Darien), the Bocas del Toro Archipelago and the Las Perlas Archipelago (Panama), promoted by ARAP, were valid mechanisms for citizen participation in the implementation and monitoring of the Integrated Management Plans in these coastal areas.

As early as 2006, the United Nations Development Programme (UNDP) pointed out the problem of citizen participation in Panama (UNDAF, 2006). There needs to be more maturity of demands, the weakness of the grassroots community organizations themselves, and the authorities' lack of encouragement or promotion of citizen participation. This continues to generate little participatory culture, causing society to move towards a culture of conformism, of every man for himself. This weakness of the state in this area must finally be left behind, and participation must be appropriated as an exercise of citizenship, on which the well-being of the people who live and depend on the coasts and the sea in the country will also depend. Establishing the provincial, district and county Environmental Consultative Commissions or other similar inter-institutional mechanisms should be promoted to encourage citizen discussion on the relevant issues of integrated planning and management of these areas. These and other proposals for action identified and agreed upon by Panama officials, teachers and researchers within the framework of the propositional phase of the IBERMAR Network in 2011 are still valid today (Garcés *et al*., 2011).

Figure 3 proposes a schematic guide to orient interinstitutional coordination mechanisms for ocean governance in Panama. Note the relevant role of all stakeholders linked to the generation of

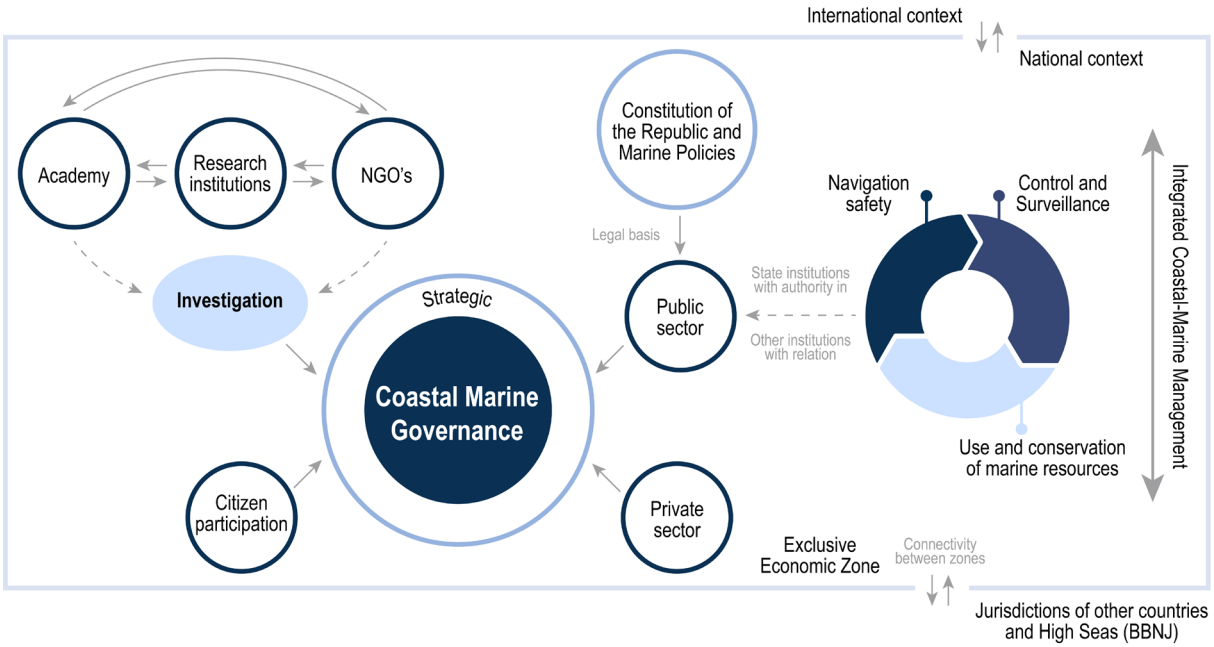

Figure 3. Schematic guide for inter-institutional coordination mechanisms for Ocean Governance in Panama.

research and knowledge, the convergence of crucial stakeholders for the common purpose, and the necessary harmonization of policies and actions with other national governments beyond the country's maritime borders.

4. CONCLUSIONS

Panama is an eminently maritime country. Its productive sectors are closely linked to these spaces: transport, navigation, tourism, fishing, aquaculture, and real estate development, among others. Even given its status as an isthmus, practically all the use and exploitation of the space and its resources in its continental watersheds directly impact its coastline and beyond. Thus, an integrated public policy oriented towards the governance of its strategic coastal and marine spaces that simultaneously pursues the restoration, conservation and protection base in sustainability and social justice will be key for the sustainability of the Nation as a whole. 2024 marks 110 years since the Canal came into operation; for 25 of those 110 years, Panamanians have controlled the interoceanic way, and this control has provided an important opportunity to redirect joint actions towards the country Ocean Governance.

Although more than 15 international agreements and protocols have been signed and more than 20 public policies (directly or indirectly related to GOs) have been developed, most of them do not have a direct approach to marine-coastal zones, which hinders the organization and management of these areas, as well as their progress in regulation and research (Scherer *et al*., 2014). The country does not have enough integrated coastal-marine management plans, very few zones contain written rules and there is no complete characterization of the coasts for the country.

The reality is that social gaps continue to divide Panamanian society. The OG has, first and foremost, a human face. Its indicators of success are closely related to overcoming poverty and inequality and the recognition, valuing and protection of all cultures. It is, therefore, clear that the country depends on an efficient, strong, and high level of institutional development. Education, research and the fight against corruption are the pillars of the required transformation.

Panama's recent National Oceans Policy is a significant step forward in OG; and now it is time to ensure its complete harmonization with the National Strategic Plan with a 2030 vision, and certainly connect this policy with other public policies and strategies such as the National Land Use Planning Policy in order to have a better management and sustainable use of the coastal and marine territory, including its EEZ.

The country needs a specific legal framework for its coastal and marine zones. Currently, the existing one allows for management based only on sectoral norms. Lacking an integrated vision, legislation is not helpful for conflict resolution, given the complex nature of these areas. Analyzing and evaluating the existing regulatory framework would be a valid support for subsequent legal decisions. It is necessary to identify new proposals for the competencies and jurisdiction of institutions to improve the efficiency of governance in these areas. Strengthening the mechanisms for coordinating actions between the public entities with responsibilities in the governance of the Panamanian coasts and sea is a priority. As mentioned by Taveira-Pinto (2004), the disorganization of these entities can lead to a dispersion of capacities and a lack of coordination, which in the end affects society, the ecosystem and governance systems.

The Integrated Coastal Management Plans and Coastal Marine Protected Areas are the main strategic instruments for implementing the approach and philosophy of OG at the sub-regional and local levels. Even with the progress achieved, it is first necessary to improve the articulation of actions between the Ministry of the Environment and ARAP substantially, to involve all other public and private sector stakeholders with interests in these areas, and at the same time to ensure the formulation, regulation and financing of the respective management plans. The legitimacy of these tools, and therefore their usefulness, is based on effective citizen participation.

Finally, local capacity building in terms of training and recruitment of human resources, as well as support for marine research by government decision-makers, the application of new technologies and innovation are essential to improving ocean governance, as indicated by the progress made by several maritime countries around the world.

ACKNOWLEDGMENT

We are grateful for the support in the information: Arnulfo Sánchez, Ramón González (AMP), Milagros Garrido, Marina Gallardo, José Victoria, Osvaldo Rosas (Ministry of Environment of Panama), Thelma Quintero, Alexis Peña (ARAP), Ilya de Marotta, Martín Mitre (Panama Canal Authority) and Dionora Víquez (Metropolitan Natural Park).

REFERENCES

Aguilar, L. (2015) - *Gobernanza y gestión pública*. 439p., Fondo de cultura económica, Mexico City, Mexico. ISBN 9786071633644.

Arenas, P.; Garcés, H. (2010) - Diagnóstico de la gestión del litoral en la República de Panamá. In: Barragán-Muñoz, J. (coord.), *Manejo costero integrado y política pública en Iberoamérica: un diagnóstico. Necesidad de cambio*, pp.71-90, Red IBERMAR, Cádiz, Spain. Available on-line at http://ibermar.org/wp-content/uploads/documentos/publicaciones/FASE%20I.pdf

Arenas-Granados, P. (2012a) - Manejo Costero Integrado y sustentabilidad en Iberoamérica: aproximación a un diagnóstico. In: Barragán-Muñoz, J. (coord.), *Manejo Costero Integrado en Iberoamérica: Diagnóstico y propuestas para una nueva política pública*, pp.21-68, Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, Spain. Available on-line at http://ibermar.org/wp-content/uploads/documentos/publicaciones/FASE%20III.pdf

Arenas-Granados, P. (2012b) - *Manejo costero integrado y sustentabilidad en Iberoamérica. Un análisis propositivo de políticas públicas en las dos caras atlánticas: España, Portugal, Colombia y Panamá*. 426p., PhD Dissertation, Universidad de Cádiz, Cadiz, Spain. Available on-line at https://rodin.uca.es/handle/10498/15834

Arenas-Granados, P.; Barragán, J.M. (2023) - IBERMAR: La alianza en red para contribuir a la sostenibilidad del litoral en Iberoamérica. In: Cabrera, S.; Delgado, J.; Fernández, N., Martínez, J. (eds), *Universidades y Agenda 2030. La cooperación universitaria andaluza comprometida con los ODS*, pp.1204-1217, COMARES, Granada, Spain. Available on-ilne at: https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=946838

Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (n.d.) - *Los Recursos Costeros*. In: https://arap.gob.pa/unidad-ambiental/recursos/

Autoridad Nacional de Administración de Tierras (ANATI) (n.d.) - *Línea de base del mar territorial*. ANATI. In: https://ignpanama.anati.gob.pa/index.php/mproyectos/estudios-especiales/proyectos/28-cproyectos/142-diseno-de-la-linea-de-base-del-mar-territorial

Autoridad Nacional de Ambiente/International Union for Conservation of Nature (ANAM/IUCN) (2022) - *Estado de la Gestión Compartida de Áreas Protegidas en Panamá*. 50p. ANAM/IUCN. https://portals.iucn.org/library/node/8824

Autoridad Nacional de Ambiente/International Union for Conservation of Nature (ANAM/IUCN) (2022) - *Estado de la Gestión Compartida de Áreas Protegidas en Panamá*. 50p. ANAM/IUCN. https://portals.iucn.org/library/node/8824

Balbar, A.; Metaxas, A. (2019) - The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation*, 17: e00569. DOI: 10.1016/j.gecco.2019.e00569

Barragán-Muñoz, J.M. (2003) - *Medio ambiente y desarrollo en áreas litorales. Introducción a la planificación y gestión integradas*, 307p., Servicio de Publicaciones Universidad de Cadiz, Cadiz, Spain. ISBN 8477868298.

Barragán-Muñoz, J.M. (2012) - Anexo I. Guión para la formulación de los diagnósticos nacionales. In: Barragán-Muñoz, J. (coord.), *Manejo*

Costero Integrado en Iberoamérica: Diagnóstico y propuestas para una nueva política pública, pp.131-135, Red IBERMAR (CYTED), Cádiz, Spain. Available on-line at http://ibermar.org/wp-content/uploads/documentos/publicaciones/FASE%20III.pdf

Barragán-Muñoz, J.M. (2014) - *Política, Gestión y Litoral*, 686p., Editorial Tébar Flores, Madrid, Spain. ISBN 9788473605182

Barragán-Muñoz, J.M.; Lazo, O. (2018) - Policy progress on ICZM in Peru. *Ocean & Coastal Management*, 157:203-216. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2018.03.003

Barragán-Muñoz, J.M. (2020) - Progress of coastal management in Latin America and the Caribbean. *Ocean & Coastal Management*, 184:105009. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2019.105009

Barusseau, P.; Brigand, L.; Denis, J.; Gérard, B.; Grignon-Logerot, C.; Hénocque, Y.; Lointier, M. (1997) - *Methodological guide to integrated coastal management*, 49p., Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). Manual and Guides 36. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000121249

Blythe, J.; Armitage, D.; Bennett, N.; Silver, J.; Song, A. (2021) - The Politics of Ocean Governance Transformations. Frontiers in Marine Science, 8:634718. DOI: 10.3389/fmars.2021.634718

Botsford, L.W.; White, J.W.; Coffroth, M.A.; Paris, C.B.; Planes, S.; Shearer, T.L.; Thorrold, S.R.; Jones, G.P. (2009) - Connectivity and resilience of coral reef metapopulations in marine protected areas: matching empirical efforts to predictive needs. *Coral Reefs*, 28:327–337 DOI: 10.1007/s00338-009-0466-z

Cabrera, M.; Dawson, E. (2017) - *Plan Estratégico del Sistema Nacional del Áreas Protegidas de Panamá* (SINAP), 104p., MiAMBIENTE Panamá, Panama City, Panama. https://chm.cbd.int/api/v2013/documents/05B386D2-5BCD-A52D-6097-F853803CC619/attachments/Plan%20Estrat%C3%A9gico%20SINAP%202017.pdf

Callahan, K. (2007) - Citizen Participation: Models and Methods. *International Journal of Public Administration*, 30:1179-1196. DOI: 10.1080/01900690701225366

Campbell, L.; Gray, N.; Fairbanks, L.; Silver, J.; Gruby, R.; Dubik, B.; Basurto, X. (2016) - Global Oceans Governance: New and Emerging Issues. *Annual Review of Environment and Resources*, 41:517-543. DOI: 10.1146/annurev-environ-102014-021121

Caviedes, V.; Arenas-Granados, P.; Barragán-Muñoz, J. (2022) - Integrated Coastal Zone Management on a transnational area: The Gulf of Honduras. *Marine Policy*, 136:104931. DOI: 10.1016/j.marpol.2021.104931

Cecchini, D.S.; Holz, A.; Rodríguez Mojica, A. (2020) - *La matriz de la desigualdad social en Panamá*, 67p., Políticas Sociales. Serie No. 236; Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), Santiago, Chile. ISBN 16808983.

Christie, P.; Bennett, N.J.; Gray, N.J.; Wilhelm, T.; Lewis, N.; Parks, J.; Ban, N.C.; Gruby, R.L.; Gordon, L.; Day, J.; Taei, S.; Friedlander, A. (2017) - Why people matter in ocean governance: Incorporating human dimensions into large-scale marine protected areas. *Marine Policy*, 84:273-284. DOI: 10.1016/j.marpol.2017.08.002

Consejo de la Concertación Nacional para el Desarrollo (CCND) (2017) - *Plan Estratégico Nacional con Visión de Estado. Panama 2030*, pp.21-77, CCND, United Nations Development Programme (PNUD), Panama City, Panama. https://www.undp.org/es/panama/publicaciones/plan-estrategico-nacional-con-vision-de-estado-panama-2030

Cowen, R.; Sponaugle, S. (2009) - Larval Dispersal and Marine Population Connectivity (2009) *Annual Review of Marine Science*, 1:443-466. DOI: 10.1146/annurev.marine.010908.163757

Culhane, F.E.; Frid, C.L.J.; Royo Gelabert, E.; White, L.; Robinson, L.A. (2018) - Linking marine ecosystems with the services they supply: what are the relevant service providing units? *Ecological Applications*, 28(7):1740-1751. DOI: 10.1002/eap.1779

Day, D. (1997) - Citizen Participation in the Planning Process: An Essentially Contested Concept? *Journal of Planning Literature*, 11(3):421-434. DOI: 10.1177/088541229701100309

de Porta, J. (2003) - La formación del istmo de Panamá. Su incidencia en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 27(103):191-216. DOI: 10.18257/raccefyn.27(103).2003.2062

Díaz, A. (2017) - Citizen participation in management and public policy. *Gestión y Política Pública*, 26(2):341-379. DOI: 10.29265/gypp.v26i2.337

Díaz-Ferguson E. (2024) - Boya oceanográfica, clave para el estudio y conservación de la biodiversidad marina. La Estrella de Panamá, Panamá, November 11, 2024. https://www.laestrella.com.pa/vida-y-cultura/boya-oceanografica-clave-para-el-estudio-y-conservacion-de-la-diversidad-marina-DF9474126

Diederichsen, S.DP.; Gemael, M.; Hernández, A.; de Oliveira, A.; Paquette, M.; Schmidt, A.; Gomes da Silva, P.; Santos da Silva, M.; Scherer, M.E. (2013) - Gestão costeira no município de Florianópolis, SC, Brasil: Um diagnóstico Coastal management in the city of Florianópolis, SC, Brazil: Diagnosis. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 13(4):499-512. DOI: 10.5894/rgci425

Douvere, F.; Ehler, C. (2006) - International Workshop on Marine Spatial Planning, UNESCO, Paris, 8-10 November 2006: a summary. *Marine Policy*, 31(4):582-583. DOI: 10.1016/j.marpol.2007.02.001

Douvere, F.; Ehler, C. (2009) - New perspectives on sea use management: initial findings from European experience with marine spatial planning. *Journal of Environmental Management*, 90(1):77-88. DOI: 10.1016/j.jenvman.2008.07.004

Dudley, N. (2008) - *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, 143p., IUCN, Gland, Switzerland. ISBN 9782831716367.

Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC) (2023) - *Preliminary Overview of the Economies of Latin America and the Caribbean* 2023. 195p., ECLAC, Santiago, Chile. ISBN 9789210022491.

Elliott, M.; Burdon, D.; Atkins, J.P.; Borja, A.; Cormier, R.; de Jonge, VN; Turner, R.K. (2017) -And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" - A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2):27-40. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.03.049

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2012) - *Report of the thirtieth session of the Committee on Fisheries*, 70p, FAO Fisheries and Aquaculture Report No. 1012, Rome, Italy. https://www.fao.org/fishery/en/publication/32003

Gaceta Oficial (2023) – Decreto Ejecutivo No. 2 De 2 de marzo de 2023. Que amplía los límites del área protegida "Área de Recursos Manejados Banco Volcán", y modifica algunas disposiciones del Decreto Ejecutivo No. 2 de septiembre de 2015. Available on-line at chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://gacetas.procuraduria-admon.gob.pa/29733-B_2023.pdf

Garcés, H.; Martínez, L.; Ramírez, R. (2011) - Documento nacional de propuesta para el manejo costero integrado de Panamá. In: Barragán-Muñoz, J. (coord.), *Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Propuestas para la acción*, pp.55-70, Red IBERMAR (CYTED), Cadiz, Spain. Available on-line at https://www.researchgate.net/profile/Celene_Milanes_Batista/publication/321150936_El_manejo_integrado_costero_en_Cuba_propuestas_para_avanzar_hacia_una_implementacion_exitosa/links/5a1195af458515cc5aa981a9/El-manejo-integrado-costero-en-Cuba-propuestas-para-avanzar-hacia-una-implementacion-exitosa.pdf

Grorud-Colvert, K.; Sullivan-Stack, J.; Roberts, C.; Constant, V.; Horta E Costa, B.; Pike, EP; Kingston, N.; Laffoley, D.; Sala, E.; Claudet, J.; Friedlander, A.M.; Gill, D.A.; Lester, S.E.; Day, JC; Gonçalves. EJ; Ahmadia, G.N.; Rand, M.; Villagomez, A.; Ban, NC; Gurney, G.G.; Spalding, A.; Bennett, N.J.; Briggs, J.; Morgan, L.E.; Moffitt, R.; Deguignet, M.; Pikitch, E.K.; Darling, ES; Jessen, S.; Hameed, S.O.Di Carlo, G.; Guidetti, P.; Harris, J.M.; Torre, J.; Kizilkaya, Z.; Agardy, T.; Cury, P.; Shah, N.J.; Sack, K.; Cao, L.; Fernandez, M; Lubchenco, J. (2021) - The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science*, 373(6560):eabf0861. DOI: 10.1126/science.abf0861

Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (1996) - *The Contribution of Science to Integrated Coastal Management*, 80p., Reports and Studies No. 61., GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP), Rome, Italy. http://www.gesamp.org/publications/the-contributions-of-science-to-integrated-coastal-management

Haas, B.; Mackay, M.; Novaglio, C.; Fullbrook, L.; Murunga, M., Sbrocchi, C.; McDonald, J.; McCormack, P.; Alexander, K.; Fudge, M.; Goldsworthy, L.; Boschetti, F.; Dutton, I.; Dutra, L.; McGee, J.; Rousseau, Y.; Spain, E.; Stephenson, R.; Vince, J.; Wilcox, C.; Haward, M. (2021) - The future of ocean governance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 32:253-270. DOI: 10.1007/s11160-020-09631-x

Instituto de Meteorología e Hidrografía de Panamá (IMHPA) (n.d.) - *Cuencas hidrográficas de Panamá*. In: https://www.imhpa.gob.pa/es/cuencas-hidrograficas-panama

Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC) (2018) - *Datos generales e históricos de Panamá*. 91p. INEC. https://www.inec.gob.pa/archivos/P9361pcresumen.pdf

Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (IOC-UNESCO) / Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS) (2016) - *Experiencias locales en el manejo costero integrado: Casos piloto SPINCAM en el Pacífico Sudeste*, pp.46-57, Technical Series 127 - ICAM Dossier 9, UNESCO, Paris, France. ISBN 9789942853851.

Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO-IOC) (2020) - *The United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030) Implementation Plan*, 56p., UNESCO, Paris, France. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000377082

Jackson, J.; D'Croz, L. (1997) - The Ocean Divided. In: Coates, A. (ed.), *Central America: A Natural and Cultural History*, pp.38-72, Yale University Press, New Haven, USA. ISBN 0300080654.

Jentoft, S. (2007) - Limits of governability: Institutional implications for fisheries and coastal Governance. *Marine Policy*, 31(4):360-370. DOI: 10.1016/j.marpol.2006.11.003

Jiang, R.; Guo, P. (2023) - Sustainable Management of Marine Protected Areas in the High Seas: From Regional Treaties to a Global New Agreement on Biodiversity in Areas beyond National Jurisdiction. *Sustainability*, 15:11575. DOI: 10.3390/su151511575

Jiménez, J. (2013) - *Ordenamiento Espacial Marino: Una Guía de Conceptos y Pasos Metodológicos*. 88p., Fundación Marviva. https://marviva.net/ordenamiento-espacial-marino-guia-de-conceptos-y-pasos-metodologicos/

Kelly, C.; Ellis, G.; Flannery, W. (2018) - Conceptualizing change in marine Governance: Learning from Transition Management. *Marine Policy*, 95:24-35. DOI: 10.1016/j.marpol.2018.06.023

Kimball, L. (2003) - *International Ocean Governance: Using International Law and Organizations to Manage Marine Resources Sustainably*, 171p., International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ISBN 2831706173.

Lahera, E. (2004) - *Política y políticas públicas*. 33p. Serie de Políticas sociales. Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), Santiago, Chile. https://www.cepal.org/es/publicaciones/6085-politica-politicas-publicas

Lemay, M. (1998) - *Coastal and Marine Resources Management in Latin America and the Caribbean*, 62p., Inter-American Development Bank. https://webimages.iadb.org/publications/english/document/Coastal-and-Marine-Resources-Management-in-Latin-America-and-the-Caribbean.pdf

Marques, E. (2013) - Government, Political Actors and Governance in Urban Policies in Brazil and São Paulo: Concepts for a Future Research Agenda. Brazilian Political Science Review, 7(3):8-35. Available on-line at https://www.scielo.br/j/bpsr/a/ddTch5DSsbHSxgWZxsNYvQS/

MarViva (2022) - *Manual para la coordinación interinstitucional de los espacios marino-costeros protegidos o sujetos a manejo especial en la región suroccidental de Panamá*, 105p., MarViva Foundation, Panama City, Panama, 2022. https://marviva.net/manual-para-la-coordinacion-interinstitucional-de-los-espacios-marino-costeros-protegidos-o-sujetos-a-manejo-especial-en-la-region-suroccidental-de-panama/

Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE) (2020) - *Contribuciones determinadas a nivel nacional de Panamá (CDN1) Primera Actualización*, 69p., MiAMBIENTE Panamá, Panama City, Panama. https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2022-06/CDN1%20Actualizada%20Rep%C3%BAblica%20de%20Panam%C3%A1.pdf

Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE) (2021) - *Segundo informe bienal de Actualización (IBA) de Panamá, 214p., MiAMBIENTE Panamá*, Panama City, Panama. https://dcc.miambiente.gob.pa/wp-content/uploads/2021/07/Segundo_Informe_Bienal_de_Actualizacion_reduce.pdf

Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE) (2022) - *Principales problemas ambientales de Panamá*. 84p., MiAMBIENTE Panamá, Panama City, Panama. https://fliphtml5.com/eebm/pfga/basic

Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE) / United Nations Development Programme (UNDP) (2022) - *Estrategia Nacional de Ambiente: Gestión Ambiental para la Restauración de los Ecosistemas y el Desarrollo Sostenible e Inclusivo 2021* – 2031, pp.41-50, MiAMBIENTE/UNDP, Panama City, Panama. https://www.undp.org/es/panama/publicaciones/estrategia-nacional-de-ambiente-ena-2021-2031

Ministerio de Ambiente (MiAmbiente) (2023a) - *Panamá amplía a 54.33% su área marina protegida*. Ministerio de Ambiente. In: https://www.miambiente.gob.pa/panama-amplia-a-54-33-su-area-marina-protegida/

Ministerio de Ambiente (MiAMBIENTE) (2023b) - *Política Nacional de Cambio Climático*, pp.13-20, MiAMBIENTE Panama, Panama City, Panama. https://transparencia-climatica.miambiente.gob.pa/wp-content/uploads/2023/09/Politica-Nacional-de-Cambio-Climatico-2023.pdf

Ministerio de Relaciones Exteriores (MIRE) (2022) - *Política Nacional de Océanos de Panamá, Estrategia y Plan de Acción Nacional*, pp.29-36, Gobierno de la República de Panamá, Panama City, Panama. https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2023-03/UNDP-PA-Politica-Oceanos-Documento.pdf

Ministerio Público (n.d.) - *Info Juridica*. In: https://infojuridica.procuraduria-admon.gob.pa/especifica

Nava-Fuentes, J.; Arenas-Granados, P.; Cardoso-Martins, F. (2018) - Integrated coastal management in Campeche, Mexico; a review after the Mexican marine and coastal national policy. *Ocean & Coastal Management*, 154:34-45. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2017.12.029

O'Dea, A.; Lessios, H.; Coates, A.G.; Eytan, R.I.; Restrepo-Moreno, S.A.; Cione, A.L.; Collins, L.S.; de Queiroz, A.; Farris, D.W.; Norris, R.D.; Stallard, R.F.; Woodburne, M.O.; Aguilera, O.; Aubry, M-P.; Berggren, W.A.; Budd, A.F.; Cozzuol, M.A.; Coppard, S.E.; Duque-Caro, H.; Finnegan, S.; Gasparini, G.M.; Grossman, E.; Johnson, K.G.; Keigwin, L.D.; Knowlton, N.; Leigh, E.G.; Leonard-Pingel, J.S.; Marko, P.B.; Pyenson, N.D.; Rachello-Dolmen, P.G.; Soibelzon, E.; Soibelzon, L.; Todd, J.; Vermeij, G.J.; Jackson, J.B.C. (2016) - Formation of the Isthmus of Panama. *Science*, 2(8):e1600883. DOI: 10.1126/sciadv.1600883

Pazmiño-Manrique, P.; Barragán-Muñoz, J.; García-Sanabria, J. (2018) - Progress on coastal management in Ecuador (2007-2017). *Environmental Science & Policy*, 90:135-147. DOI: 10.1016/j.envsci.2018.09.016

Post, C.; Lundin, C. (1996) - Guidelines for integrated coastal zone management. World Bank. 1996. https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/754341468767367444/guidelines-for-integrated-coastal-zone-management

Tuñón, G.; Díaz-Ferguson, E. (2023) - *Estudio de Gobernanza Oceánica de Panamá*. Available on-line at https://www.un.org/oceancapacity/sites/www.un.org.oceancapacity/files/files/Projects/Norad/OGS/panama_oceangovernancestudy.pdf

Rivera-Arriaga, E.; Azuz-Adeath, I.; Cervantes Rosas, O.D.; Espinoza-Tenorio, A.; Silva Casarín, R.; Ortega-Rubio, A.; Botello, A.V.; Vega-Serratos, B.E. (2020) - *Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares ante la Incertidumbre. Una Guía para Tomadores de Decisiones*, 920p., Autonomous University of Campeche, Campeche, Mexico. ISBN 9786078444588.

Robertson, R.; Christy, J.H.; Collin, R.; Cooke, R.G.; D'Croz, Kaufmann, K.W.; Heckadon Moreno, S.; Maté, J.L.; O'Dea, A.; Torchin, M.E. (2009) - The Smithsonian Tropical Research Institute: Marine Research, Education, and Conservation in Panama. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, 73-93. DOI: 10.5479/si.01960768.38.73

Rodríguez, J.; Windevoxhel, N. (1998) - *Análisis regional de la situación de la zona marina costera centroamericana*. Banco Interamericano de Desarrollo. 1998. Available on-line at https://publications.iadb.org/es/analisis-regional-de-la-situacion-de-la-zona-marina-costera-centroamericana

Scherer, M.; Costa, M.F.; Boski, T.; Azeiteiro, U.; Dias, J.A. (2014) - Integrated Coastal Management in Latin America: the ever New World. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 14(4):663-668.

Secretaría General Iberoamericana (SEGIB) (2023a) – *Comunicado especial sobre la sostenibilidad de los océanos*. 3p., XXXVIII Cumbre Iberoamericana de Jefas y Jefes de Estado y de Gobierno, Santo Domingo, Dominican Republic. https://www.segib.org/?document=comunicado-especial-sobre-la-sostenibilidad-de-los-oceanos

Secretaría General Iberoamericana (SEGIB) (2023b) – *Carta Medioambiental Iberoamericana*. 26p., XXXVIII Cumbre Iberoamericana de Jefas y Jefes de Estado y de Gobierno, Santo Domingo, Dominican Republic. https://www.segib.org/wp-content/uploads/Carta_Medioambiental_Segib_Digital_ES.pdf

Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) (2021) - *Plan Nacional Estratégico de Ciencia, Tecnología e Innovación (PENCYT) 2019 – 2024*, 223p., SENACYT, Panama City, Panama. ISBN 9789962680321

Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) (2025) – *Plan Estratégico Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación 2025 – 2020*. SENACYT, Panama City, Panama.

Sending, O.J.; Neumann, I.B. (2006) - Governance to Governmentality: Analyzing NGOs, States, and Power. *International Studies Quarterly*, 50:651-672. DOI: 10.1111/j.1468-2478.2006.00418.x

Sherman, K. (2014) - Toward ecosystem-based management (EBM) of the world's large marine ecosystems during climate change. *Environmental Development*, 11:43-66. DOI: 10.1016/j.envdev.2014.04.006

Smithsonian Tropical Research Institute (STRI) (2023) – Blue Pioneer Panama protects over 54% of its oceans with the expansion of Banco Volcán. STRI, Panamá, March 2, 2023. https://stri.si.edu/story/blue-pioneer#:~:text=Credit:%20Ana%20Endara-,The%20expansion%20of%20the%20Banco%20Volc%C3%A1n%20Marine%20Protected%20Area%20in,MigraMar%20co%2Dfounder%20H%C3%A9ctor%20Guzm%C3%A1n.

Smithsonian Tropical Research Institute (STRI) (no date) – *About us*. Available on-line at https://stri.si.edu/about-us

Solano, M. (2024) - *Panama Corregimientos Boundaries 2024*. Smithsonian Tropical Research Institute (STRI) GIS Data Portal. https://stridata-si.opendata.arcgis.com/datasets/panama-corregimientos-boundaries-2024/explore

Stehli, F.; Webb, S.D. (1985) - *The Great American Biotic Interchange (Topics in Geobiology)*, Vol.3, 533p., Plenum Press, New York, USA. ISBN 9781468491814

Suman, D. (2002) - Panama revisited: evolution of coastal management policy. *Ocean & Coastal Management*, 45:91-120. DOI: 10.1016/S0964-5691(02)00050-9

Tambutti, M.; Gómez, J.J. (2020) - *The outlook for oceans, seas and marine resources in Latin America and the Caribbean: Conservation, sustainable development and climate change mitigation*, 77p. Project Documents, Economic Commission for Latin America and the Caribbean (ECLAC), Santiago, Chile. ISBN 16808983.

Taveira-Pinto, F. (2004) - The practice of coastal zone management in Portugal. *Journal of Coastal Conservation*, 10:147-157. DOI: 10.1652/1400-0350(2004)010[0147:TPOCZM]2.0.CO;2

Thomas, L.; Middleton, J. (2003) - *Guidelines for Management Planning of Protected Areas*, 87p., IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ISBN 2831706734

UN (United Nations) (2015) - *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. 41p., UN. https://sdgs.un.org/2030agenda

United Nations (UN) (2023) - *Agreement on the conservation and sustainable use of marine biological diversity of areas beyond national jurisdiction*. Available online at https://observatoriop10.cepal.org/en/treaty/agreement-conservation-and-sustainable-use-marine-biological-diversity-areas-beyond-national

United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS) (1982). Available on-line at https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/closindx.htm

United Nations Development Assistance Framework (UNDAF) (2006) - *Cerrando la Brecha. Evaluación Común de País 2005 y Marco de Cooperación para el Desarrollo 2007 – 2011*, 94p., United Nations Development Programme (UNDP), Panama City, Panama, 2006. http://leolibri.net/index.php?route=product/product&product_id=8009

United Nations Development Programme (UNDP) (2022) - *Human Development Report 2021/2022. Uncertain Times, Unsettled Lives: Shaping our Future in a Transforming World*, 320 p., New York, USA. ISBN 9789211264517.

United Nations Environment Programme (UNEP) - Caribbean Environment Programme (CEP) (2020) - *Regional Strategy and Action Plan for the Valuation, Protection and/or Restoration of Key Marine Habitats in the Wider Caribbean 2021 – 2030*, 86p., CLME + Project Information Product Series - Technical Report 2. Port-of-Spain, CANARI. https://www.unep.org/cep/resources/report/regional-strategy-and-action-plan-valuation-protection-andor-restoration-key?%2Fresources%2Freport%2Fregional-strategy-and-action-plan-valuation-protection-andor-restoration-key=#:~:text=The%20Regional%20Strategy%20and%20Action,Environment%20Programme%20(UNEP)%20%2D%20Caribbean

United Nations Environment Programme (UNEP) (1995) - *Guidelines for Integrated Management of Coastal and Marine Areas – With Special Reference to the Mediterranean Basin*, 91p., UNEP Regional Seas Report and Studies No. 161., UNEP, Split, Croatia. ISBN 9280714872

Valdés, S. (2020) - *Diagnóstico de la información de las áreas protegidas de Panamá en las bases de datos "Protected Planet", SINAP y STRI*. 30p., Particular graduation project, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano Honduras, Available on-line at https://bdigital.zamorano.edu/items/af432968-9cca-4204-aeb8-2649b03773e7

Weimer, D.L.; Vining, A.R. (2017) - *Policy Analysis: Concepts and Practice*, 867p., Routledge, New York, USA. ISBN 9781315442129

Virtanen, E.A.; Moilanen, A.; Viitasalo, M. (2020) - Marine connectivity in spatial conservation planning: analogues from the terrestrial realm. *Landscape Ecology*, 35:1021–1034. DOI: 10.1007/s10980-020-00997-8

Whittingham, M. (2010) - ¿Qué es la gobernanza y para qué sirve? *Revista Análisis Internacional*, (2):219-235. Available on-line at https://revistas.utadeo.edu.co/index.php/RAI/article/view/24

Winther, J-G.; Dai, M.; Rist, T.; Hoel, A.H.; Li, Y.; Trice, A.; Morrissey,K.; Juinio-Meñez, M.A.; Fernandes, L.; Unger, S.; Scarano, F.R.; Halpin, P.; Whitehouse, S. (2020) - Integrated ocean management for a sustainable ocean economy. *Nature Ecology & Evolution*, 4:1451-1458. DOI: 10.1038/s41559-020-1259-6

World Intellectual Property Organization (WIPO) (2023) - *Global Innovation Index 2023: Innovation in the face of uncertainty*, 250p., World Intellectual Property Organization, Geneva, Switzerland. ISBN 9789280533217.

World Wide Fund for Nature/International Union for Conservation of Nature (WWF/IUCN) (2001) - *The status of natural resources in the high-seas region*. 102p. WWF/IUCN. https://unclosuk.org/sites/unclosuk/files/documents/HIGHSEAS.PDF