



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Vitor Alberto de Souza

Título: A Avaliação de Impacto Cumulativo como Ferramenta Estratégica para o
Planejamento Espacial Marinho no Brasil

Florianópolis
2025

Vitor Alberto de Souza

Título: A Avaliação de Impacto Cumulativo como Ferramenta Estratégica para o Planejamento Espacial Marinho no Brasil

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Geografia.

Orientadora: Profa. Marinez Eymael Scherer, Dra.
Coorientador: Prof. Jarbas Bonetti Filho, Dr.

Florianópolis

2025

de Souza, Vitor Alberto

A Avaliação de Impacto Cumulativo como Ferramenta
Estratégica para o Planejamento Espacial Marinho no
Brasil/Vitor Alberto de Souza ; orientador, Marinez Eymael
Garcia Scherer, coorientador, Jarbas Bonetti Filho, 2025.
137 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa
de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis, 2025.

Inclui referências.

1. Geografia. 2. Habitats bentônicos. 3. Planejamento
Espacial Marinho. 4. Ferramentas de suporte à decisão. I.
Scherer, Marinez Eymael Garcia. II. Bonetti Filho,
Jarbas Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Geografia. IV. Título.

Vitor Alberto de Souza

Título: A Avaliação de Impacto Cumulativo como Ferramenta Estratégica para o Planejamento Espacial Marinho no Brasil

O presente trabalho em nível de Doutorado foi avaliado e aprovado, em 09 de Dezembro de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

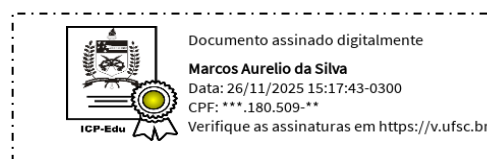
Profa. Tatiana Silva da Silva, Dra.
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. João Luiz Nicolodi, Dr.
Universidade Federal do Rio Grande

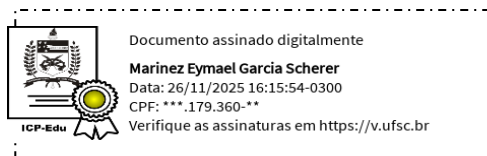
Prof. Norberto Horn Filho, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Tiago Borges Ribeiro Gandra, Dr.
Instituto Federal do Rio Grande do Sul

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Doutor em Geografia.



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Profa. Dra. Marinez Eymael Garcia Scherer
Orientadora

Florianópolis, 2025.

À família, meu porto seguro.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao modelo de educação superior pública brasileira por ter me proporcionado chegar até esta etapa de formação acadêmica e por me permitir sonhar com o “fazer ciência”. Serei eterno defensor deste modelo e continuarei lutando por melhorias na universalização do acesso e nas condições de permanência na Universidade. Agradeço especialmente à CAPES pelo financiamento no Programa de Doutorado Sanduíche.

À Marinez Scherer, que além de orientadora é fonte de inspiração diária, tanto pessoal quanto profissionalmente. Admiro profundamente a habilidade de ser uma agregadora de gente do bem e por sempre torcer pelo nosso (de seus orientados) sucesso.

Ao Jarbas Bonetti, que contribui imensamente para meu processo de formação acadêmica desde os tempos de mestrado. Aos poucos tenho aprendido a ser mais pragmático com meu trabalho e atribuo muito disso às conversas que tivemos (e continuaremos a ter).

Deixo também meu mais sincero agradecimento ao Milton Asmus, com quem compartilhei momentos muito especiais ao longo da formação acadêmica, fosse em discussões filosóficas na sala de aula, em conversas (aparentemente) despretensiosas ou em reuniões de trabalho. Levarei comigo o exemplo de professor e profissional que desejo um dia chegar a ser.

(em euskera) Eskerrak eman nahi dizkiet Ibon Galparsoro eta AZTI langileei ni hartzeagatik. Ziur nago lan honen maila eta kalitatea nabarmen igo direla zuen ekarpenei esker. Tesiari buruzko hausnarketa sakonak egin dizkidazue eta zientzia pentsatzeko moduari buruz dudak ikuspegia aldatu duzue.

À equipe envolvida no projeto *Mission Atlantic*, em especial ao Sérgio, Tiago, Gabi, Conti e Bruno. A experiência de participar de um projeto deste porte ampliou meus horizontes na forma como agregar pesquisadores com perfis tão distintos para o avanço da ciência. O trabalho se torna muito mais prazeroso quando compartilhado em equipe.

Aos meus familiares, que souberam celebrar minhas conquistas e me apoiar e motivar quando a situação pedia. Encontro em vocês a terra firme para voltar das minhas aventuras em alto mar.

À Aidê, que chegou na metade do doutorado e mudou o eixo de rotação da vida. Reaprendo todos os dias a ler o mundo através das suas descobertas e encanto com a pessoa que você tem se tornado.

Acima de tudo, agradeço à minha companheira de vida, Carol. À todo suporte emocional, moral, logístico e tudo mais que contribuiu para a conclusão de mais um projeto conjunto. Obrigado pela parceria, pelo carinho diário e por abraçar as oportunidades que a vida nos mostra (mesmo quando parecem furada).

Não sou eu quem me navega,
Quem me navega é o mar
É ele quem me carrega,
Como nem fosse levar

E quanto mais remo mais rezo
Pra nunca mais se acabar
Essa viagem que faz
O mar em torno do mar
Meu velho um dia falou
Com seu jeito de avisar:
Olha, o mar não tem cabelos
Que a gente possa agarrar.

Timoneiro

(Paulinho da Viola, 1996)

RESUMO

A presente tese investiga o papel da Avaliação de Impacto Cumulativo (AIC) no apoio ao Planejamento Espacial Marinho (PEM) ao longo da margem continental brasileira. A pesquisa demonstra como a AIC pode facilitar a organização, a harmonização e a análise de dados espaciais, fornecendo informações essenciais para a tomada de decisões em uma região marcada por complexidades ecológicas e socioeconômicas. Ao avaliar os impactos cumulativos de atividades humanas, este estudo destaca caminhos para compreensão das pressões exercidas por múltiplos usos e, ao mesmo tempo, abordar conflitos e sinergias entre setores. A tese está estruturada em três capítulos, cada um abordando um objetivo específico. O Capítulo 1 concentra-se no desenvolvimento de um mapa nacional de habitat bentônico para a margem continental brasileira, harmonizando dados abióticos para estabelecer uma estrutura de classificação robusta. Esse mapa de referência fornece dados essenciais para avaliar os impactos humanos nos habitats marinhos. O Capítulo 2 avalia a distribuição espacial dos impactos cumulativos, revelando variações regionais nas pressões causadas por atividades importantes, como pesca, óleo e gás e mineração. Os resultados demonstram que determinados habitats e espécies estão expostos níveis comparativamente altos de impacto, ressaltando a necessidade de estratégias de gestão direcionadas à estes grupos. No Capítulo 3, a modelagem de cenários é usada para projetar possíveis mudanças nos impactos cumulativos resultantes da expansão da energia eólica offshore e da exploração de petróleo e gás. Os resultados ilustram como esses setores podem intensificar as pressões em regiões específicas, além de demonstrar possíveis conflitos por espaço. Este capítulo mostra a utilidade do AIC na avaliação de cenários futuros, trazendo elementos importantes para a projeção de cenários. A pesquisa enfatiza a importância de metodologias padronizadas, como as adotadas nos processos europeus de PEM, para integrar dados espaciais e garantir a coerência nas avaliações de impacto. Ao demonstrar a aplicação da AIC em escala nacional, a tese fornece uma estrutura replicável para o PEM no Brasil, abordando lacunas críticas na sistematização e integração de dados. Em geral, este trabalho posiciona a AIC como uma ferramenta indispensável para compreender os impactos cumulativos e apoiar a tomada de decisões. Os resultados obtidos demonstram que a AIC é eficaz para organizar, sistematizar e analisar dados espaciais, possibilitando a construção de uma base sólida para subsidiar o PEM no Brasil.

Palavras-chave: Habitats bentônicos; atividades humanas; ferramentas de apoio à decisão.

ABSTRACT

This thesis investigates the role of Cumulative Impact Assessment (CIA) in supporting Marine Spatial Planning (MSP) along the Brazilian continental margin. The research demonstrates how CIA can facilitate the organization, harmonization and analysis of spatial data, providing essential information for decision-making in a region marked by ecological and socio-economic complexities. By assessing the cumulative impacts of various human activities, this study highlights ways to achieve sustainable use of marine resources while addressing conflicts and synergies between various sectors. The thesis is structured in three chapters, each addressing a specific objective. Chapter 1 focuses on the development of a national benthic habitat map for the Brazilian continental margin, harmonizing abiotic data to establish a robust classification structure. This reference map provides essential data for assessing human impacts on marine habitats. Chapter 2 assesses the spatial distribution of cumulative impacts, revealing regional variations in the pressures caused by important activities such as fishing, oil and gas and mining. The results show that certain habitats and species are exposed to comparatively high levels of impact, highlighting the need for management strategies targeting these groups. In Chapter 3, scenario modeling is used to project possible changes in cumulative impacts resulting from the expansion of offshore wind energy and oil and gas exploration. The results illustrate how these sectors can intensify pressures on specific regions, as well as demonstrating possible conflicts for space. This chapter shows the usefulness of the CIA in evaluating future scenarios, providing important elements for projecting scenarios. The research emphasizes the importance of standardized methodologies, such as those adopted in European MSP processes, to integrate spatial data and ensure consistency in impact assessments. By demonstrating the application of CIA on a national scale, the thesis provides a replicable framework for MSP in Brazil, addressing critical gaps in data systematization and integration. Overall, this work positions CIA as an indispensable tool for understanding cumulative impacts and supporting decision-making. The results show that CIA is effective for organizing, systematizing and analyzing spatial data, making it possible to build a solid foundation to support the EMP in Brazil.

Keywords: Benthic habitats; Human activities; Decision support tools.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Margem continental brasileira e as províncias propostas por Spalding <i>et al.</i> (2007).	31
Figura 2. Triângulo de Folk modificado (1974) usado para classificar os tipos de sedimentos. Adaptado de POPULUS <i>et al.</i> , (2017).....	35
Figura 3. Zonas biológicas (esquerda) e tipos de substrato (direita) na margem brasileira.....	37
Figura 4. Distribuição dos habitats bentônicos nas três províncias dentro da área de estudo.	41
Figura 5. Área ocupada por classe de habitat em cada uma das províncias mapeadas.....	43
Figura 6. Valores máximos de conservação estabelecidos por grupo de fauna (0 a 100%) considerados na análise de impacto cumulativo.....	54
Figura 7. Matriz de correlação entre usos (linhas) e as categorias de pressão analisadas (colunas). Vermelho representa que a atividade exerce a respectiva pressão.	58
Figura 8. Matriz de sensibilidade aplicada na Avaliação de Impacto Cumulativo.	60
Figura 9. Mapa dos componentes ambientais combinados (à esquerda) e da média de sensibilidade dos componentes ambientais (à direita).	61
Figura 10. Mapa de sobreposição de usos (à esquerda) e soma das pressões mapeadas (à direita).	62
Figura 11. Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na margem continental brasileira. O IIC é calculado em função da sobreposição de diferentes pressões em relação aos componentes do ecossistema analisados, ponderados pela matriz de sensibilidade.....	63
Figura 12. Diagrama de Sankey demonstrando as relações entre as diferentes pressões analisadas (à esquerda) com o impacto cumulativo em cada um dos componentes do ecossistema avaliados individualmente (à direita).	64
Figura 13. Índice de Impacto Cumulativo em cada grupo de fauna por região	65
Figura 14. Índice de Impacto Cumulativo em cada classe de habitat e região.	66

Figura 15. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Norte (A). Distribuição espacial da pesca artesanal (B), pesca de pote (C) e pesca de arrasto (D).....	67
Figura 16. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Norte)	68
Figura 17. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Nordeste. Distribuição espacial da pesca artesanal (A.1 e C.1), pesca de pote (A.2 e C.2), mineração (B.1) e óleo e gás (B.2).	69
Figura 18. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Nordeste).	70
Figura 19. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Sudeste (A). Distribuição espacial da pesca de arrasto (B), pesca de emalhe (C), pesca de vara (D), navegação (E) e óleo e gás (F).	71
Figura 20. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Sudeste).	72
Figura 21. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Sul (A). Distribuição espacial da pesca de emalhe (B), pesca de arrasto (C) e pesca de cerco (D).	73
Figura 22. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Sul).....	74
Figura 23. Mapa de Índice de Impacto Cumulativo em áreas de Unidades de Conservação no Sul da Bahia (A); São Paulo (B) e Santa Catarina (C).	75
Figura 24. Incremento de impacto cumulativo na projeção de cenário de expansão da atividade de petróleo e gás, por bacia sedimentar.....	85
Figura 25. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Norte).	86
Figura 26. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Norte/ Nordeste).	87
Figura 27. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Sudeste).	88
Figura 28. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Sul).	89

Figura 29. Cenário de impacto cumulativo modelado a partir da inclusão dos parques eólicos em processo de licenciamento no Brasil. Nível do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) atual e o aumento relativo no cenário modelado. 93

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Dados ambientais utilizados na modelagem de habitats	32
Quadro 2. Síntese dos dados de uso utilizados na Avaliação de Impacto	
Cumulativo.	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Área ocupada por cada classe de habitat nas províncias dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira. PR: Província	38
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIC	Avaliação de Impactos Cumulativos
AEC	Avaliação de Efeitos Cumulativos
AMP	Área Marinha Protegida
ASTe	Atlântico Sudoeste Temperado
ASTr	Atlântico Sudoeste Tropical
BALANCE	Baltic Sea Management - Nature Conservation and Sustainable Development of the Ecosystem through Spatial Planning
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
BNDO	Banco Nacional de Dados Oceanográficos
GBE	Gestão com Base Ecossistêmica
CLPC	Comissão das Nações Unidas sobre os Limites da Plataforma Continental
GES	Good Environmental Status
GT-UCAM	Grupo de Trabalho do Uso Compartilhado do Ambiente Marinho
EUNIS	European Union Nature Information System
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IIC	Índice de Impacto Cumulativo
LEPLAC	Levantamento da Plataforma Continental Brasileira
MDB	Modelo Digital Batimétrico
MESH	Mapping European Seabed Habitats
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MSPD	Marine Spatial Planning Directive
PEM	Planejamento Espacial Marinho
PNB	Plataforma Norte do Brasil
PRIM-PGMar	Plano de Redução de Impactos das Atividades de Exploração e Produção de Petróleo e Gás Natural sobre a Biodiversidade Marinha e Costeiros
REVIZEE	Avaliação de Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva
UC	Unidade de Conservação
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
ZEE	Zona Econômica Exclusiva
ZEU	Profundidade da Zona Eufótica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	19
1.1	JUSTIFICATIVA.....	24
1.2	HIPÓTESE.....	25
2	OBJETIVOS.....	25
2.1	OBJETIVO GERAL.....	25
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	25
3	CAPÍTULO 1: MAPEAMENTO DE HABITATS BENTÔNICOS.....	26
3.1	INTRODUÇÃO.....	26
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
3.2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	29
3.2.2	Elaboração do mapa.....	31
3.2.3	Zonas biológicas.....	33
3.2.4	Tipo de substrato.....	34
3.3	RESULTADOS.....	36
3.4	DISCUSSÃO.....	44
3.4.1	Limitações da abordagem.....	45
3.4.2	Mapas de habitats bentônicos para fins de gestão.....	46
3.5	CONCLUSÕES.....	47
4	CAPÍTULO 2. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS CUMULATIVOS.....	48
4.1	INTRODUÇÃO.....	48
4.2	OBJETIVO.....	51
4.3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
4.3.1	Componentes ambientais.....	52
4.3.2	Usos humanos no mar.....	55
4.3.3	Definição das categorias de pressões.....	57
4.3.4	Desenvolvimento da matriz de sensibilidade.....	58
4.3.5	Cálculo do Índice de Impacto Cumulativo (IIC).....	60
4.4	RESULTADOS.....	60
4.4.1	Região Norte.....	66
4.4.2	Região Nordeste.....	68
4.4.3	Região Sudeste.....	70
4.4.4	Região Sul.....	72

4.4.5	O papel das Unidades de Conservação	74
4.5	DISCUSSÃO	75
4.6	LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES.....	77
4.7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
5	CAPÍTULO 3: A AVALIAÇÃO DE IMPACTO CUMULATIVO E FERRAMENTAS DE SUPORTE À DECISÃO	80
5.1	ESTUDO DE CASO: A EXPANSÃO ENERGÉTICA E A DEMANDA POR ESPAÇO	82
5.1.1	Petróleo e gás.....	82
5.1.2	Eólicas	90
5.1.3	Discussão	94
5.2	CONCLUSÃO	96
6	CONCLUSÕES.....	97
7	REFERÊNCIAS	99

1 INTRODUÇÃO

Diferentes áreas da ciência vêm constatando que os ecossistemas oceânicos e a biodiversidade marinha estão sob intenso impacto. Os impactos causados pelos usos humanos causam a perda de habitats (BRAUN ET AL., 2023; SCANES, 2018), diminuição da biodiversidade (MURAWSKI; METHOT; TROMBLE, 2007; WORM ET AL., 2006), além de riscos à integridade dos ecossistemas (SCHERER ET AL., 2024) e, mesmo que indiretamente, à saúde humana. A magnitude e intensidade dos efeitos causados por estes impactos foram identificados em diferentes escalas, que variam desde a contaminação de organismos por poluentes em um determinado local (LEITE *et al.*, 2014) à impactos de magnitude global, como o branqueamento de corais e a acidificação dos oceanos (HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2017). Assim, da mesma forma que dependemos de uma vasta gama de bens e serviços ecossistêmicos marinhos, a exploração destes recursos pode causar danos irreversíveis ao ambiente, seja por um dano causado à estrutura, seja pela perda funcional de determinado elemento do ecossistema. Por isso, à medida que a garantia da saúde de ecossistemas marinhos se torna cada vez mais imperativa, faz-se necessário pensar como alocar os diferentes usos humanos a fim de reduzir, mitigar ou mesmo evitar determinado tipo de uso e/ou impacto (TREBILCO *et al.*, 2021), assim como é necessário entender a sinergia e/ou conflitos entre as atividades e os impactos cumulativos.

Uma das abordagens adotada que, atualmente, está mais vinculada à ideia de planejar a alocação dos diferentes usos marítimos é o Planejamento Espacial Marinho (PEM). O PEM é fundamentado nos princípios da sustentabilidade e na perspectiva da Gestão com Base Ecossistêmica (GBE) (LONG; CHARLES; STEPHENSON, 2015; MCLEOD; LESLIE, 2009). A partir da publicação da UNESCO (EHLER; DOUVERE, 2009a), que sintetiza algumas das diretrizes gerais que guiam o processo de elaboração e implementação do PEM, este tem sido o paradigma dominante da gestão dos oceanos (FOLEY ET AL., 2013). De fato, ao longo das duas últimas décadas, muitas iniciativas foram concluídas e diferentes normas legais sobre o tema foram desenvolvidas e implementadas (EHLER, 2021; TROUILLET, 2020). Desde então, esta prática é defendida por tomadores de decisão e acadêmicos como uma forma de “solucionar” essa questão.

Nesse contexto, o PEM tem sido apresentado como uma alternativa para, dentre outros objetivos, reduzir conflitos entre diferentes usos (TUDA; STEVENS; RODWELL, 2014), melhorar esforços de conservação da biodiversidade (REIMER *et al.*, 2023; VIGO *et al.*, 2024) e um processo para promover a expansão de determinados setores econômicos (FLANNERY *et al.*, 2020). Assim, percebe-se que o PEM, geralmente, permeia duas diferentes dimensões da gestão do oceano. Por um lado, o de proteger e conservar o patrimônio natural, i.e. a biodiversidade e os ecossistemas marinhos. Por outro lado, pode caracterizar-se por um processo que visa resolver conflitos por espaço e/ou impulsionar determinado setor econômico. A diferença entre estas duas esferas, na qual as experiências de PEM desenvolvidos até o momento se situam, é uma discussão que TROUILLET (2020) traz como um saldo das iniciativas ao redor do mundo. Segundo o autor, esses dois vetores (conservação e desenvolvimento econômico) deverão continuar promovendo o desenvolvimento dessa abordagem de gestão nos próximos anos, o que pode ser observado na inclusão do PEM como principal ferramenta para atingir os objetivos da Agenda 2030 (KIDD *et al.*, 2020).

No que tange à esfera socioeconômica do PEM, o constante incremento tecnológico industrial combinado à crescente demanda por espaço por parte de novas atividades (p.ex.: eólicas *offshore*) (STELZENMÜLLER *et al.*, 2022) ou expansão de atividades já existentes (COCCOLI *et al.*, 2018), trazem ainda mais complexidade para este assunto. Neste sentido, os princípios e visão estabelecidos para o PEM de um país também refletem as prioridades governamentais e devem influenciar diretamente o destino de investimentos do setor privado.

A temática do PEM no Brasil iniciou a ser discutida em 2011 no âmbito do Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro (GI-GERCO), órgão colegiado vinculado a Comissão Interministerial de Recursos do Mar (CIRM), em reunião com representantes da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO). No entanto, o marco institucional acerca do PEM ocorre em 2013, com a instituição do Grupo de Trabalho do Uso Compartilhado do Ambiente Marinho (GT- UCAM), o qual possui a atribuição de trabalhar na formulação das diretrizes e metodologias para a elaboração de um processo de PEM no Brasil. Este grupo foi responsável pela elaboração da I Jornada de

Gerenciamento Costeiro e Planejamento Espacial Marinho (DE FREITAS *et al.*, 2014), na qual discutiu-se diversos aspectos da gestão costeira e marinha e contou com especialistas internacionais, que compartilharam suas experiências com representantes da academia e do governo brasileiros. Após esta jornada, inicia-se um período de diversas reuniões do GT-UCAM com vistas a articulação do início do PEM no Brasil e da formalização do processo por parte do Governo brasileiro (GERHARDINGER *et al.*, 2019). Este período foi fundamental para a articulação de diferentes Ministérios acerca do tema, bem como para a busca de possíveis fontes financiadoras para o processo.

Ainda que pouco avanço tenha sido concretamente feito nos anos seguintes (GERHARDINGER *et al.*, 2019), o Brasil registrou um compromisso voluntário de desenvolver um processo de Planejamento Espacial Marinho até 2030, durante a Conferência dos Oceanos da ONU, em 2017. No entanto, em 2019 os órgãos colegiados, como o GI-GERCO e o GT-UCAM, foram descontinuados, o que gerou um período de certa estagnação do tema à nível governamental, principalmente para o Gerenciamento Costeiro. Já o grupo relacionado ao PEM foi reestabelecido como Grupo de Trabalho para o PEM (GT-PEM) e, em seguida, em 2020, com o seu formato atual de Comitê Executivo do PEM (CE-PEM) (BRASIL, 2020). Recentemente o CE-PEM teve sua composição atualizada pela Resolução CIRM nº 6 de 2024 (BRASIL, 2024).

Após a retomada do CE-PEM e ampla discussão conduzida no âmbito da CIRM, com representantes dos GERCO estaduais e experts convidados, foram definidos a visão e os princípios que devem nortear o PEM no Brasil por meio da Resolução CIRM nº 07/2023 (BRASIL, 2023). Além disso, iniciou-se em 2024, enfim, a implementação do projeto piloto de PEM no Sul do Brasil. Esse projeto, previsto para ser concluído em 2026, está sendo executado por um consórcio de empresa privada e universidades sediadas no sul do país, contando com o financiamento do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES). Recentemente, em novembro de 2024, os trabalhos também foram iniciados na Região Nordeste do país, com o apoio do Projeto GEF-Mar, via FUNBIO, sendo desenvolvido por um consórcio de universidades sediadas nos estados do nordeste. O contrato com o consórcio da Região Sudeste está a ponto de ser assinado e o edital para contratação de equipe para a Região Norte foi lançado em 04 de novembro de 2024. Tanto a Região Sudeste, quanto a

Região Norte, também terão os trabalhos técnicos financiados pelo BNDES (comunicação pessoal da coordenadora do gerenciamento costeiro do Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima).

Ainda que os processos de PEM à nível regional tenham se iniciado em 2024, há desafios significativos relacionados à aspectos metodológicos, organização, harmonização e análise de dados espaciais que serão incorporados ao longo do processo. Nesse contexto, a Avaliação de Impacto Cumulativo (AIC) emerge como uma ferramenta de destaque, pois possibilita a integração e análise de múltiplas camadas de dados espaciais através de um método estruturado (HAMMAR *et al.*, 2020; LONSDALE *et al.*, 2020). Ela tem o potencial de contribuir com o PEM ao fornecer uma abordagem sistemática para avaliar as pressões exercidas por atividades humanas sobre o ambiente marinho e sua interação com os componentes ecológicos (KELLY *et al.*, 2014; KORPINEN; ANDERSEN, 2016). Os resultados obtidos contribuem para a identificação de áreas críticas em termos de níveis de impacto, fornecendo subsídios essenciais para a tomada de decisão informada no âmbito do PEM.

A AIC não apenas possibilita a avaliação do cenário atual de pressões no ambiente marinho, mas também fornece uma base sólida para a projeção de cenários futuros. Esses cenários são fundamentais para antecipar conflitos de uso, avaliar riscos à biodiversidade e propor estratégias para mitigar impactos negativos, considerando tanto as demandas de conservação quanto as de desenvolvimento econômico (MENEGON *et al.*, 2018). De acordo com o guia para o PEM da UNESCO, esse tipo de avaliação constitui o passo número 6, que busca definir uma tendência a partir do cenário atual e propor diferentes cenários de uso do espaço, ilustrando como as diferentes medidas de gestão podem influenciar a distribuição espacial dos usos de acordo com os objetivos e metas definidos (EHLER; DOUVRE, 2009). Ao avaliar o impacto que determinados empreendimentos poderiam ter sobre o ambiente ou ainda quais espécies podem ser mais impactadas, os resultados obtidos na AIC podem contribuir para a avaliação de *trade-offs* ao longo do processo (GIMPEL *et al.*, 2018; HARRIS *et al.*, 2014a). Essa capacidade projeta a AIC como uma ferramenta valiosa para o suporte ao processo decisório no PEM.

No contexto brasileiro, essa ferramenta pode ser particularmente importante, pois existe uma carência de dados sistematizados e consistentes

sobre os ambientes marinhos e a necessidade de informações que subsidiem decisões baseadas em evidência (GANDRA; BONETTI; SCHERER, 2018). Uma das lacunas mais evidentes é a inexistência de um mapa contínuo e atualizado de habitats para toda a margem continental brasileira. Esse tipo de informação é fundamental para análises mais precisas e para a definição de áreas prioritárias de conservação e é previsto que os PEM regionais elaborem um mapa do tipo como produto dos trabalhos técnicos. Assim, o desenvolvimento desse mapa torna-se uma etapa essencial para a aplicação da AIC no Brasil, como prevê o passo 5 do guia de PEM da UNESCO (EHLER; DOUVRE, 2009).

Ao mesmo tempo, os setores ligados à Economia Azul no Brasil enfrentam desafios crescentes relacionados à intensificação das atividades econômicas e à competição pelo uso do espaço. O reconhecimento pelo Banco Mundial do elevado potencial do Brasil para o desenvolvimento de energia eólica *offshore* (BANCO MUNDIAL, 2024) destaca a necessidade de integrar novos setores emergentes ao planejamento estratégico. Segundo o *Global Wind Energy Council*, o Brasil tem potencial para ser o segundo maior produtor de energia eólica *offshore* no mundo, tendo seu potencial avaliado em 700GW de capacidade de geração (COUNCIL, 2022). No entanto, na ausência de um arcabouço normativo, os processos de pedido de licenciamento têm se avolumado sem que haja um planejamento estratégico para o setor e estratégias de compatibilização com usos já existentes.

Por outro lado, a crescente oferta de blocos para exploração de petróleo e gás indica que o país continua a priorizar setores tradicionais da economia. Em 2023, a Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) realizou uma rodada de leilão para ofertar 603 blocos de exploração, dentre os quais 192 foram arrematados. O leilão recebeu relevante atenção da comunidade acadêmica e da sociedade civil, uma vez que aproximadamente 94% dos blocos ofertados encontravam-se em áreas com algum tipo de restrição para atividade (p.ex.: Unidades de Conservação, terras indígenas). Alguns dos blocos ofertados também estão localizados em ambientes altamente sensíveis (p.ex.: recifes de coral) e áreas importantes para a conservação da biodiversidade (MAGRIS *et al.*, 2021; MMA, 2022). Estes exemplos ilustram demandas que o PEM deve ser capaz de abordar, avaliando

cenários de impacto cumulativo para informar decisões que minimizem conflitos e promovam a sustentabilidade do uso dos recursos marinhos.

Frente ao contexto exposto, a AIC se posiciona como uma abordagem que pode responder a esses desafios, ao integrar dados sobre pressões antrópicas, como a expansão da exploração energética, e dados ecológicos essenciais, como a distribuição de habitats. Essa abordagem fornece subsídios para decisões fundamentadas, contribuindo para um PEM que não apenas responda aos desafios imediatos, mas também antecipe potenciais conflitos e oportunidades, promovendo o uso integrado e sustentável do ambiente marinho.

A tese está estruturada de forma que o primeiro capítulo busca contemplar uma das camadas de entrada de dados essencial na metodologia de AIC, que é o mapeamento dos habitats bentônicos. No segundo capítulo, demonstra-se a aplicação da avaliação de impacto cumulativo e como os resultados contribuem para a compreensão das diferentes pressões às quais os ambientes marinhos estão expostos. Já no terceiro capítulo, será realizada a modelagem do impacto cumulativo frente à potencial expansão do setor de petróleo e gás e a implantação de parques eólicos *offshore* na área de estudo. Por fim, será discutido como os resultados alcançados podem contribuir para a geração de informações relevantes para um processo de PEM no Brasil, destacando o papel que a Avaliação de Impacto Cumulativo pode desempenhar ao longo das diferentes etapas do processo.

1.1 JUSTIFICATIVA

Dado o atual contexto de aumento das demandas de usos e atividades marítimas no Brasil, em especial o avanço das discussões para a implantação de parques eólicos *offshore*, e o início da implementação do PEM no Brasil, há a necessidade da definição de um arcabouço metodológico comum para a avaliação de impactos cumulativos a nível nacional. Isso implica na definição de um arcabouço metodológico comum e que permita a comparabilidade entre as diferentes regiões de planejamento. Esta etapa demanda, ainda, a sistematização e harmonização de dados espaciais disponíveis, bem como a aplicação de uma metodologia robusta na integração destes dados.

1.2 HIPÓTESE

A Avaliação de Impacto Cumulativo é uma ferramenta eficaz para **organizar, sistematizar e analisar** dados espaciais que subsidiarão o Planejamento Espacial Marinho no Brasil, fornecendo subsídios para a compreensão dos principais impactos no cenário atual no ambiente marinho e elementos para a projeção de cenários futuros.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta tese é de compreender o papel da Avaliação de Impacto Cumulativo em diferentes etapas do Planejamento Espacial Marinho, a saber: (i) sistematização, harmonização e categorização de dados espaciais; (ii) análise e síntese da interação entre ambiente e usos e; (iii) modelagem de cenário como instrumento de suporte à decisão.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Elaborar e analisar um mapa de habitats bentônicos como camada de entrada para a Avaliação de Impacto Cumulativo;
- ii. Avaliar a distribuição de impactos cumulativos ao longo da margem continental brasileira, com destaque para os principais usos por região;
- iii. Propor um método de Avaliação de Impacto Cumulativo para a elaboração de cenários futuros;
- iv. Discutir a importância da Avaliação de Impacto Cumulativo como uma ferramenta de apoio ao Planejamento Espacial Marinho.

3CAPÍTULO 1: MAPEAMENTO DE HABITATS BENTÔNICOS

Este artigo foi submetido para publicação com o título *Charting the uncharted: broad-scale benthic habitat distribution in the Brazilian*, para o periódico *Estuarine Coastal and Shelf Science* (Elsevier), em 18 de junho de 2024.

3.1 INTRODUÇÃO

Um habitat pode ser definido como a área que apresenta determinadas características ambientais onde um organismo, uma população ou uma comunidade de espécies provavelmente ocorrerá (CONNOR *et al.*, 2004; OLENIN; DUCROTOY, 2006). Elas desempenham um papel importante em termos de funcionamento (BELLEY; SNELGROVE, 2016) estrutura (NORLING *et al.*, 2007) e composição biótica (ELLINGSEN; HEWITT; THRUSH, 2007) do ecossistema. Atualmente, os habitats estão sujeitos a uma grande variedade de pressões (p. ex. danos físicos, poluição, acidificação etc.) exercidas pelo aumento e diversificação das atividades e usos humanos (p. ex. pesca, navegação, mineração, entre outros) (HALPERN *et al.*, 2008). Portanto, a compreensão científica acerca da distribuição dos habitats marinhos é imperativa para a formulação de estratégias e medidas eficazes para sua conservação, protegendo assim a biodiversidade associada (GALPARSORO *et al.*, 2015). Além disso, o mapeamento de habitats facilita o delineamento de estratégias mais eficientes em termos de amostragem e pesquisa de habitats (BROWN *et al.*, 2011).

Os avanços na amostragem *in situ* combinados com técnicas de sensoriamento remoto facilitam a integração de dados espaciais para a classificação e mapeamento de habitats marinhos (COGAN *et al.*, 2009; MISIUK; BROWN, 2024). Nesse sentido, os mapas de habitat são um exemplo de como diferentes conceitos ecológicos podem ser integrados de modo que as classes definidas traduzam informações úteis aos tomadores de decisão, como diferenças na sensibilidade à determinados impactos ou vocação para a instalação de determinada atividade, por exemplo (BROWN; SAMEOTO; SMITH, 2012). Os métodos de mapeamento de habitats enquadram os padrões do ambiente marinho em uma escala adequada fornecem um contexto espacial que a auxiliam na compreensão da distribuição das atividades humanas

(LECOURS *et al.*, 2015). Isso é de extrema relevância para a alocação espacial adequada dos usos humanos e a proposição de medidas de conservação eficazes para habitats sensíveis. Em suma, as informações sobre a distribuição de habitats desempenham um papel importante na aplicação da Gestão Baseada em Ecossistemas (GBE) (ANDERSEN *et al.*, 2018).

O mapeamento de habitats empregado, geralmente, depende do esquema de classificação que está sendo aplicado para produzir esses mapas. Por esse motivo, eles devem ser produzidos sob uma estrutura definida e com base em conceitos ecológicos sólidos. De fato, os sistemas de classificação de habitats são considerados a maneira mais eficiente de fornecer uma linguagem comum e estruturada para a descrição de habitats (GALPARSORO *et al.*, 2012). Um estudo feito por STRONG *et al.*, (2019) demonstrou que o tipo de sistema de classificação tem uma influência direta em como os mapas de habitat são interpretados, exibidos e usados para informar pelos usuários finais. Isso se deve, principalmente, à aplicação que está sendo dada ao produto do mapeamento (p.ex.: delimitação de áreas marinhas protegidas ou avaliações de impacto cumulativo) e à estrutura do sistema (se ele é estruturado hierarquicamente, por exemplo). Portanto, as características de um sistema de classificação dependem do contexto em que estão sendo desenvolvidos, nos quais esquemas aplicados com menor nível de detalhamento – e, portanto, menor número de classes de habitats – estão associados a uma gama mais ampla de aplicações (ROFF; TAYLOR; LAUGHREN, 2003). Nesse sentido, a Agência Europeia do Meio Ambiente tem sido fundamental no desenvolvimento de uma estrutura para a classificação de habitats na Europa, exemplificada por iniciativas como o projeto *Irish Sea Pilot* (VINCENT *et al.*, 2004) e esforços subsequentes como o projeto *UKSeaMap* (CONNOR *et al.*, 2006; MCBREEN; ASKEW; CAMERON, 2011).

Esses projetos lançaram as bases para esforços de mapeamento em escala larga escala em toda a Europa, alinhando-se aos princípios da classificação de habitats do *European Nature Information System* (EUNIS). Em nível internacional, dois projetos europeus estavam desenvolvendo e testando simultaneamente essa abordagem, a saber, o *Mapping European Seabed Habitats* (MESH) (COLTMAN; GOLDING; VERLING, 2008) e o *Baltic Sea Management - Nature Conservation and Sustainable Development of the*

Ecosystem through Spatial Planning (BALANCE) (ANDERSEN *et al.*, 2018). O MESH desenvolveu um protótipo de mapa de habitats para a bacia do Atlântico Norte, enquanto o BALANCE cobriu a região do Mar Báltico. Ambos os projetos foram concebidos para avançar com a implementação da seção marinha da classificação de habitats EUNIS (HARRIS, P. T. *et al.*, 2014). Esses projetos compatíveis com a EUNIS impulsionaram outras iniciativas de mapeamento em larga escala na Europa, tornando o *EUSeaMap* o mais proeminente desses projetos de mapeamento) (ANDERSEN *et al.*, 2018).

Esse esforço em expandir o mapa de habitats para abranger todas as bacias europeias tem origem nas demandas dos formuladores de políticas e das diretivas europeias - como a *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD) - e nos recentes avanços no Planejamento Espacial Marinho (PEM) (ANDERSEN *et al.*, 2018; POPULUS *et al.*, 2017). Entre outros esquemas de classificação de habitats, o EUNIS tem sido amplamente utilizado em avaliações, designação de áreas protegidas e iniciativas de PEM (ANDERSEN *et al.*, 2018).

É importante destacar que outros sistemas de classificação surgiram em outros contextos diferentes, também baseados nos conceitos estabelecidos por Day & Roff (2000), de mapeamento de atributos ambientais como substitutos para a distribuição de habitats. Esses conceitos foram colocados em prática no Canadá por Roff; Taylor & Laughren (2003) e inspiraram outras iniciativas, como as desenvolvidas por HARRIS *et al.*, (2008) e GUARINELLO *et al.*, (2010), aplicadas nacionalmente na Austrália e nos Estados Unidos, respectivamente. No entanto, o EUNIS surgiu como um sistema de classificação que permite a entrada de diferentes resoluções de dados devido à sua estrutura hierárquica. Ele permite que áreas com pouca amostragem sejam mapeadas com um certo grau de incerteza e em um determinado nível, mas, à medida que novos dados são disponibilizados, a resolução e a confiança do mapa são aprimoradas. Isso é potencialmente útil para regiões que exigem um mapa de habitats de cobertura total, mas têm lacunas na coleta e disponibilidade de dados, como é o caso do Brasil (GANDRA *et al.*, 2018). Poucas iniciativas de aplicação do EUNIS foram realizadas no país e contribuíram para a adaptação da metodologia em um contexto não europeu (DE SOUZA, 2019; MUSSI, 2017).

Atualmente, há uma necessidade de um mapa de habitats para apoiar os tomadores de decisão brasileiros devido ao início do processo de PEM. Ele

começou em 2024 por meio de um projeto piloto a ser realizado na região Sul. Os esforços subsequentes estão previstos para os próximos anos, alinhados com o compromisso do Brasil de estabelecer um PEM nacional até 2030, conforme prometido na Conferência do Oceano da ONU (Ocean Action 41664). Embora exista uma extensa literatura sobre a caracterização de ecossistemas terrestres em documentos oficiais brasileiros, o ambiente marinho só recentemente recebeu atenção em uma publicação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019). No entanto, essa publicação caracteriza os ecossistemas costeiros de acordo com a vegetação, a geomorfologia e a geologia, mas adota uma caracterização muito genérica para os ecossistemas marinhos, i.e. regionalização de Grandes Ecossistemas Marinhos (Sherman e Duda, 1999).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo produzir um mapa de habitats bentônicos em larga escala para a margem continental brasileira. Para tanto, foi adotado o esquema de classificação de habitat EUNIS e conjuntos de dados de acesso livre foram usados para a espacialização dos atributos ambientais necessários para a identificação e o mapeamento dos habitats. Os resultados apresentados aqui são o primeiro mapa de habitats bentônicos de cobertura total da margem continental brasileira desenvolvido com base em uma classificação sólida e amplamente aplicada.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área mapeada abrange aproximadamente cinco milhões de quilômetros quadrados, representando a totalidade da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) brasileira mais a Plataforma Continental Estendida (Figura 1). Essa demarcação abrange, notavelmente, tanto a região sob jurisdição nacional quanto a extensão da Margem Continental, conforme apresentado pelo governo brasileiro à Comissão das Nações Unidas sobre os Limites da Plataforma Continental (CLPC).

Grande parte do conhecimento científico produzido e compilado sobre os ecossistemas marinhos, a fauna e os recursos econômicos foi sustentado pelos programas de Levantamento da Plataforma Continental Brasileira (LEPLAC) (JECK *et al.*, 2019) e de Avaliação de Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva (REVIZEE) (FREIRE, 2004).

Ambos os programas foram conduzidos pelo governo brasileiro em parceria com a comunidade científica nas últimas décadas. O projeto LEPLAC fez avanços significativos no mapeamento das características geofísicas da margem continental brasileira, pois um dos principais objetivos era apoiar a exigência brasileira de extensão territorial. Por outro lado, o programa REVIZEE concentrou-se mais na biodiversidade, mais especificamente nas espécies de pesca comercial. No entanto, ele também avançou no mapeamento geofísico, especialmente na parte sul da ZEE brasileira.

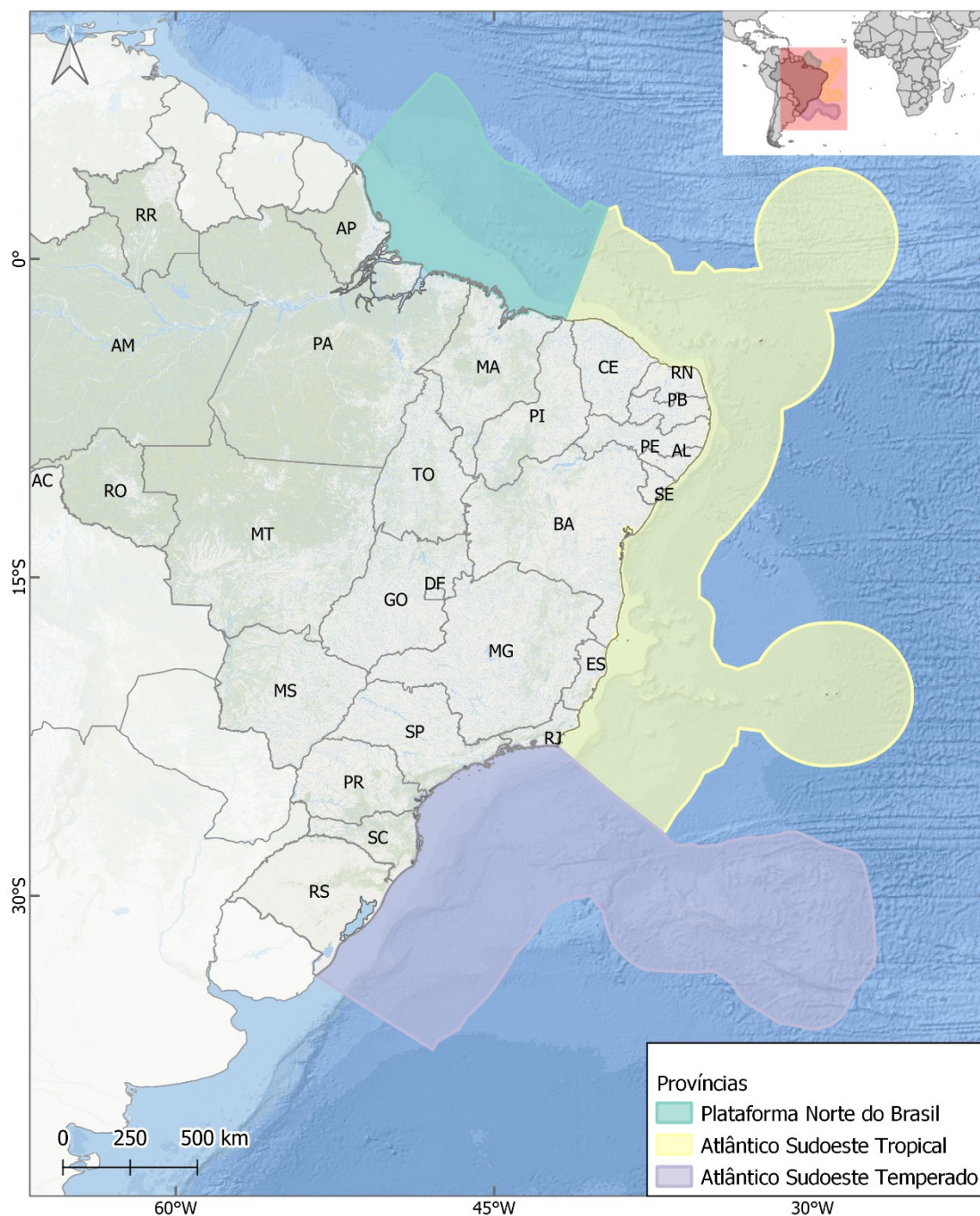
Outros esforços significativos no mapeamento de habitats bentônicos foram feitos em nível regional. Por exemplo, o Recife de Abrolhos foi mapeado usando uma combinação de sensoriamento remoto (MOURA *et al.*, 2013) e amostragem *in situ* (MOURA *et al.*, 2021; PEREIRA-FILHO *et al.*, 2012). A plataforma continental amazônica também tem sido pesquisada desde a década de 1980 para operações de petróleo e gás, revelando extensos recifes mesofóticos e bancos de rodólito (LAVAGNINO *et al.*, 2020; MOURA *et al.*, 2016).

Estudos anteriores fizeram tentativas de regionalização das áreas costeiras e marinhas brasileiras, contribuindo tanto para investigações localizadas (MARTINS; COUTINHO, 1981) quanto para análises globais mais amplas (EKAU; KNOPPERS, 2003; SHERMAN; DUDA, 1999; SPALDING *et al.*, 2007). Por exemplo, BRIGGS; BOWEN, (2013) demonstraram que, de uma perspectiva biogeográfica, as águas brasileiras se distinguem do Caribe (no norte) e do Atlântico tropical oriental (no sul). A área evoluiu de forma distinta desde 11 milhões de anos atrás devido a mudanças de regime na descarga do rio Amazonas e, no sul, por uma barreira suave durante a expansão do Atlântico Médio. Por outro lado, MILOSLAVICH *et al.*, (2011) argumentaram que a margem brasileira se distingue dos setores circundantes devido a diferenças na circulação oceânica e na biodiversidade.

Para a presente pesquisa, optamos por adotar os limites da ecorregião marinha propostos por SPALDING *et al.*, (2007). Três províncias ocorrem na área de estudo: Plataforma Norte do Brasil (PNB), Atlântico Sudoeste Tropical (ASTr) e Atlântico Sudoeste Temperado (ASTe). Essa classificação fornece uma estrutura robusta para a compreensão das diversas nuances ecológicas e geográficas nas paisagens costeiras e marinhas do Brasil. Para o presente

estudo, os limites das províncias foram ampliados para corresponder à totalidade da margem continental brasileira, já que os limites das províncias não abrangem a área de estudo (Figura 1).

Figura 1. Margem continental brasileira e as províncias propostas por Spalding *et al.* (2007).



3.2.2 Elaboração do mapa

Na versão mais atualizada do EUNIS (EVANS *et al.*, 2016), o primeiro nível de classificação diferencia os habitats marinhos dos terrestres. O segundo

nível é definido por uma combinação de duas variáveis ambientais importantes, a saber, tipo de substrato e zona biológica; e o terceiro nível incorpora uma segmentação biogeográfica com base nas diferentes bacias oceânicas (Atlântico, Báltico, Ártico e Mediterrâneo). Do quarto nível em diante, há uma forte dependência de dados biológicos, pois o objetivo é definir biótopos (OLENIN; DUCROTOY, 2006). Neste estudo, mapeamos os habitats até o nível 3 (tipos de habitats), considerando a divisão de Províncias proposta por SPALDING et al., (2007) como segmentação biogeográfica.

Duas abordagens diferentes para mapear a distribuição de habitats bentônicos foram combinadas: a primeira baseada em VASQUEZ et al., (2015) e a segunda, em TEMPERA, (2015) e POPULUS et al., (2017). A primeira abordagem baseia-se na modelagem de atributos ambientais e foi aplicada a habitats na plataforma continental. A segunda, aplicada aos habitats do talude continental e oceano profundo, considera o uso de características geomórficas mapeadas e faixas de profundidade para a classificação. Todas as operações e análises de SIG foram realizadas usando o software estatístico R (v4.1.2; R Core Team, 2021) e o QGIS (v3.28.12; QGIS.org, 2023). Mais detalhes sobre a sistematização, o processamento e a análise dos conjuntos de dados estão descritos abaixo (Quadro 1).

Quadro 1. Dados ambientais utilizados na modelagem de habitats

Categoria	Tema	Método	Fonte	Resolução espacial
Substrato	Tipo de sedimento	Interpolação com algoritmo <i>Natural Neighbor</i>	Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO) https://www.marinha.mil.br/chm/bndo	Ponto
		Classificação de acordo com Folk (1954) e reclassificação de acordo com Populus (2017)		1 km
	Substrato biogênico	Feições de corais de profundidade, corais	Áreas Prioritárias para a Conservação da	Polígono

Categoria	Tema	Método	Fonte	Resolução espacial
		mesofóticos e banco de rodólitos compilados. Exclusão das feições modeladas	Biodiversidade (MMA, 2022)	
	Rocha	Operações de geoprocessamento de acordo com Tempera (2015)	Global Seafloor Geomorphic Features (https://bluehabitats.org/)	30 arc sec (~ 1 km)
Zonas Biológicas	Profundidade da camada fótica (ZEU)	Média anual de ZEU para um período de 20 anos (2003-2022)	NASA Ocean - Level 3 Special Products (https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/)	4 km
	Período de onda (Tp)	Climatologia de ondas para o período de 1993-2021	Copernicus - GLOBAL_MULTIYEA R_WAV_001_032 (https://data.marinecopernicus.eu/)	0.2 graus
	Talude continental/ Zonas abissais	Filtragem para feições selecionadas de acordo com Tempera (2017)	Global Seafloor Geomorphic Features (https://bluehabitats.org/)	30 arc sec (~ 1 km)
	Modelo Digital Batimétrico (MDB)		Infraestrutura de Dados Espaciais Marinhos (https://idem.dhn.mar.mil.br/)	1.5 km

3.2.3 Zonas biológicas

Seguindo a premissa de VASQUEZ et al., (2015) este estudo usou uma climatologia calculada para definir limiares de variáveis que têm uma variação considerável ao longo do tempo, como a profundidade da zona fótica e a da base das ondas. Os autores argumentam que os valores limitem devem ser definidos de acordo com as condições ambientais médias e que, portanto, valores de eventos extremos de tais variáveis devem considerados para garantir que o mapeamento em larga escala seja o mais geral possível.

O esquema de classificação adotado baseia-se no pressuposto de que as zonas ecologicamente significativas são definidas com base na distribuição de determinados parâmetros abióticos (p. ex.: profundidade, luz no fundo do mar, substrato, profundidade da base das ondas). Atualmente, o EUNIS considera três zonas biológicas dentro da plataforma continental: o infralitoral, o circalitoral e o circalitoral profundo. Do limite inferior da plataforma continental até o talude e a planície abissal, as zonas biológicas são divididas em quatro zonas, classificadas a partir da profundidade mais rasa: batial superior, batial médio, batial inferior e abissal.

A zona infralitoral é definida como a profundidade da água na qual pelo menos 1% da luz atinge o fundo do mar, o que permite que os organismos fotossintéticos colonizem o ambiente bentônico (VASQUEZ *et al.*, 2015). Neste estudo, usamos a média anual da profundidade da zona eufótica (ZEU) adquiridas do banco de dados da NASA Ocean Color com uma resolução de 4 km. A ZEU média foi calculada para um período de 20 anos (2003-2022) e sobreposta ao Modelo Digital de Terreno (MDT) de batimetria para definir o limite inferior da zona infralitoral.

O limite entre a zona circalitoral e a zona circalitoral profunda é dado pela profundidade na qual a circulação de ondas e correntes não influencia mais o fundo do mar, ou seja, a profundidade da base da onda. Isso, por sua vez, permite a colonização do substrato por organismos sésseis, como esponjas e ascídios. A teoria das ondas define que a profundidade, h , é igual à metade do comprimento de onda, λ , em águas profundas (HUNT, 1979). Portanto, o limite entre o circalitoral e o circalitoral profundo foi definido pela fórmula $\lambda/h \leq 2$.

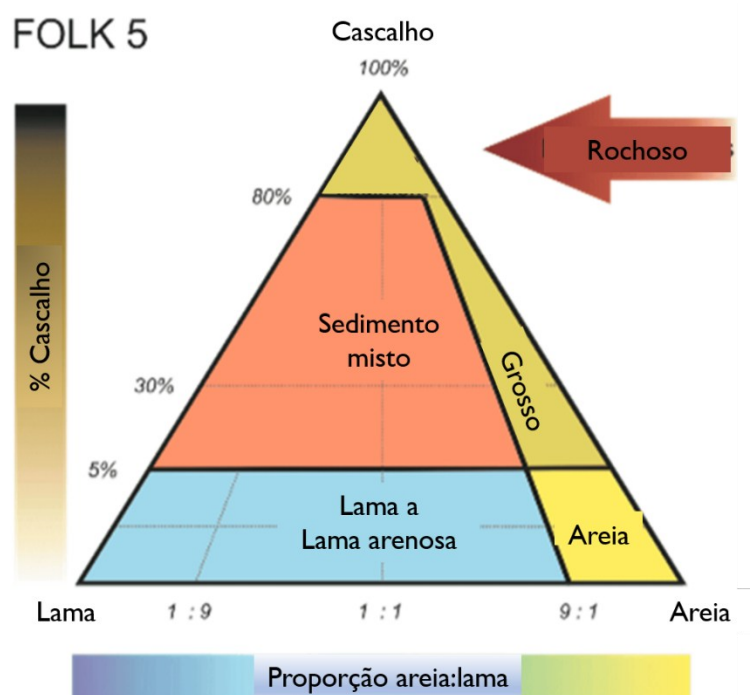
As zonas biológicas adicionais mapeadas foram delimitadas por faixas de profundidade, conforme proposto por HOWELL, (2010). O limite entre o circalitoral profundo e as zonas batimétricas é definido pela quebra da plataforma continental (ou seja, 200 m de profundidade). A zona batial é subdividida em inferior (até 600 m de profundidade), média (até 1.300 m de profundidade) e batial inferior (até 4.000 m de profundidade). Os habitats abissais foram definidos por profundidades abaixo de 4.000 m.

3.2.4 Tipo de substrato

Uma camada de substrato de cobertura total para a área foi proposta de acordo com as diretrizes do EUSEaMap para os mares Atlântico, Ártico e Báltico

(POPULUS *et al.*, 2017). Um conjunto de dados de pontos foi obtido do Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO), contendo 7.198 pontos com suas respectivas porcentagens de argila, silte, areia e cascalho. Para fins de classificação, as porcentagens de argila e silte foram combinadas em lama. A camada de pontos foi interpolada usando a técnica de distância inversa ponderada (IDW) utilizando o algoritmo de Vizinho Natural (*Natural Neighbor*), que gerou três conjuntos de dados - um para cada classe de sedimento - com uma grade de 1 km de tamanho de célula. Os tipos de sedimentos foram então classificados de acordo com a classificação de Folk (FOLK, 1974) e reclassificados de acordo com as classes EUNIS (POPULUS *et al.*, 2017) (Figura 2. A camada de sedimentos resultante continha quatro classes de tipos de sedimentos, a saber, lama, areia, sedimentos mistos e cascalho.

Figura 2. Triângulo de Folk modificado (1974) usado para classificar os tipos de sedimentos. Adaptado de POPULUS *et al.*, (2017)



Além do tipo de sedimento, uma camada contendo substrato de fundo biogênico foi compilada a partir da publicação “Segunda Atualização sobre as Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade” (MMA, 2022), um estudo realizado pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil. Esse estudo usou feições mapeadas e modeladas para definir metas para a conservação da biodiversidade. Os habitats marinhos definidos incluem recifes de coral, bancos

de rodolitos e de algas, bem como outros habitats costeiros, como manguezais e costões rochosos. Para a presente pesquisa, optamos por usar apenas as características mapeadas conhecidas e as que foram classificadas como marinhas, ou seja, que são permanentemente cobertas pelo oceano. Assim, essa camada consistiu em corais rasos, mesofóticos e de águas profundas, bem como em bancos de rodolitos, que foram combinados para formar uma camada de substrato biogênico.

Um mapa de cobertura de feições rochosas presentes na plataforma continental não estavam disponíveis nos bancos de dados consultados. Por esse motivo, os habitats rochosos não foram mapeados ao longo da plataforma continental e é necessário um mapeamento adicional dessa classe de substrato. Ainda assim, este não é um gargalo significativo do presente trabalho, uma vez que MARTINS; COUTINHO, (1981) descreveram a plataforma continental brasileira como sendo predominantemente coberta por substrato de fundo não consolidado e por acumulações biodetríticas de carbonato, com características rochosas possivelmente restritas a afloramentos rochosos de praias relíquia. Alguns leitos de rochas cristalinas, localizados perto da costa no setor mais ao sul da plataforma continental, também ocorrem. No entanto, eles têm tamanhos comparativamente pequenos e a maioria não foi representada em nossos resultados.

A classificação do substrato nas zonas batial e abissal baseia-se no uso de feições geomórficas mapeadas no escopo do *Global Seafloor Geomorphic Features Map* (HARRIS; BAKER, 2011) e está disponível para download na plataforma *Blue Habitats*¹. Apesar de não ter sido produzido no âmbito do EUNIS, várias das características mapeadas podem ser traduzidas para as classes do EUNIS (por exemplo, montes submarinos, cumes, leques etc.). Isso foi feito considerando as operações de geoprocessamento detalhadas por TEMPERA, (2015).

3.3 RESULTADOS

Foi produzido um mapa de habitats bentônicos cobrindo 5.000.800 km² ao longo da Amazônia Azul brasileira. Os resultados para as camadas intermediárias (zonas biológicas e tipo de substrato) são mostrados na Figura 3.

¹ www.bluehabitats.org/. Acessado em 04 de fevereiro de 2024.

Figura 3. Zonas biológicas (esquerda) e tipos de substrato (direita) na margem brasileira.

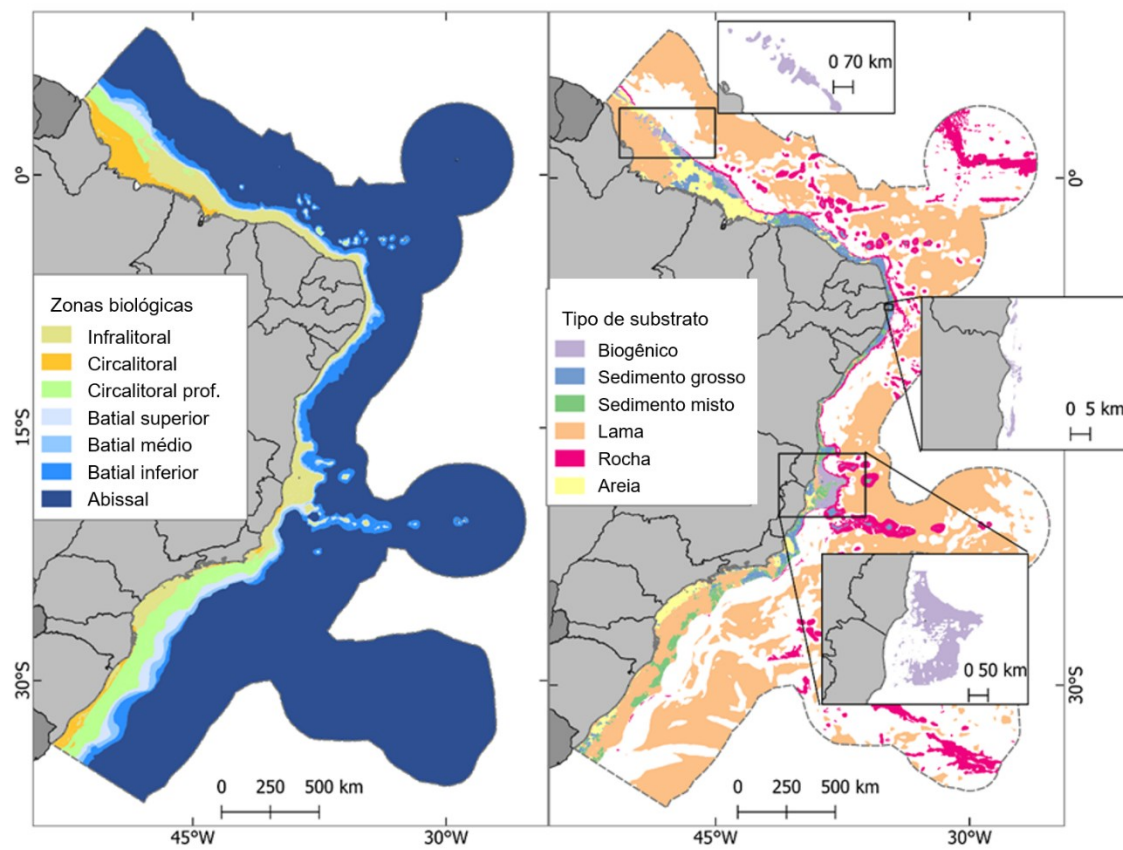


Tabela 1. Área ocupada por cada classe de habitat nas províncias dentro da Zona Econômica Exclusiva brasileira. PR: Província

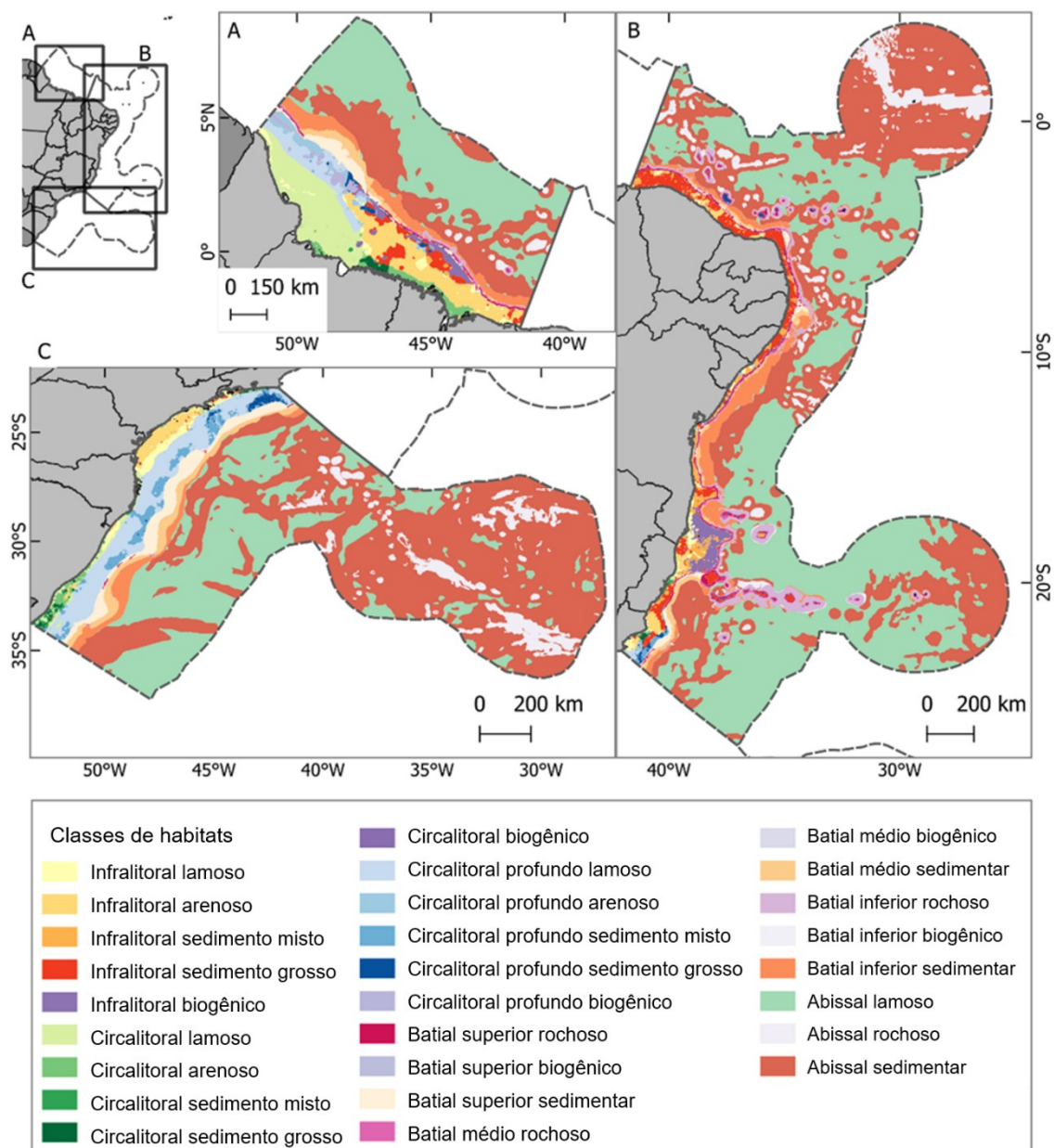
	Plataforma Norte do Brasil		Atlântico Sudoeste Tropical		Atlântico Sudoeste Temperado		Total	
	Área	%PR	Área	%PR	Área	%PR	Área	%Total
Infralitoral lamoso	6,699	0,95	11,948	0,51	20,152	1,03	38,800	0,78
Infralitoral arenoso	51,734	7,31	15,337	0,66	24,378	1,25	91,449	1,83
Infralitoral sedimento misto	1,223	0,17	27,821	1,19	1,554	0,08	30,597	0,61
Infralitoral sedimento grosso	16,595	2,34	61,473	2,63	1,755	0,09	79,824	1,60
Infralitoral substrato biogênico	8,893	1,26	20,686	0,88	0,000	0,00	29,579	0,59
Circalitoral lamoso	72,738	10,28	1,518	0,06	14,487	0,74	88,743	1,77
Circalitoral arenoso	13,286	1,88	0,584	0,02	8,340	0,43	22,210	0,44
Circalitoral sedimento misto	0,355	0,05	0,865	0,04	3,869	0,20	5,090	0,10
Circalitoral Sedimento grosso	3,728	0,53	1,228	0,05	3,998	0,20	8,954	0,18
Circalitoral substrato biogênico	0,376	0,05	0,039	0,00	0,000	0,00	0,415	0,01
Circalitoral profundo lamoso	23,645	3,34	2,271	0,10	111,814	5,73	137,730	2,75
Circalitoral profundo arenoso	11,198	1,58	1,328	0,06	2,338	0,12	14,864	0,30
Circalitoral profundo sedimento misto	0,518	0,07	4,544	0,19	36,215	1,85	41,276	0,83
Circalitoral profundo sedimento grosso	3,563	0,50	6,174	0,26	7,358	0,38	17,095	0,34
Circalitoral profundo substrato biogênico	9,439	1,33	0,401	0,02	0,000	0,00	9,840	0,20

Habitats de plataforma continental	223,989	31,65	156,22	6,67	236,26	12,10	616,466	12,33
Batial superior rochoso	4,309	0,61	25,328	1,08	1,021	0,05	30,658	0,61
Batial superior substrato biogênico	0,178	0,03	0,750	0,03	0,000	0,00	0,927	0,02
Batial superior sedimentar	15,451	2,18	14,545	0,62	58,539	3,00	88,535	1,77
Batial médio rochoso	3,383	0,48	19,460	0,83	0,255	0,01	23,098	0,46
Batial médio substrato biogênico	0,120	0,02	0,000	0,00	0,000	0,00	0,120	0,00
Batial médio sedimentar	13,317	1,88	20,402	0,87	40,534	2,08	74,253	1,48
Batial inferior rochoso	3,391	0,48	70,562	3,01	0,160	0,01	74,114	1,48
Batial inferior substrato biogênico	0,000	0,00	0,012	0,00	0,000	0,00	0,012	0,00
Batial inferior sedimentar	34,362	4,86	77,231	3,30	36,369	1,86	147,962	2,96
Abissal lamoso	247,854	35,02	973,696	41,60	480,051	24,59	1701,601	34,03
Abissal rochoso	8,399	1,19	123,186	5,26	122,500	6,27	254,085	5,08
Abissal sedimentar	152,989	21,62	859,196	36,71	976,782	50,03	1988,968	39,77
Habitats do talude e oceano profundo	483,753	68,35	2184,369	93,33	1716,212	87,90	4384,334	87,67
Total	707,742	100,00	2340,587	100,00	1952,470	100,00	5000,80	100,00

A distribuição espacial dos habitats é exibida na Figura 4. Os resultados foram divididos de acordo com as províncias das ecorregiões dentro da ZEE brasileira, proporcionando uma forma de comparação entre esses setores.

Na Plataforma Norte do Brasil (PNB), a área mapeada foi de 707.742 km², dos quais 223.989 km² (31,65%) correspondem à plataforma e 483.753 km² (68,35%) a habitats de talude e mar profundo, respectivamente. Em contraste com essa cobertura, as províncias da Atlântico Sudoeste Tropical (ASTr) e Atlântico Sudoeste Temperado (ASTe) tiveram habitats da plataforma continental com distribuição mais restrita, representando 6,67% e 12,10% em cada província, respectivamente. Isso se deve principalmente à extensão de sua plataforma continental - especialmente no caso da província Atlântico Sudoeste Tropical, mas também à sua extensão em direção ao mar profundo e às ilhas oceânicas. No geral, os habitats de plataforma representaram 12,33% da área mapeada, enquanto os habitats de talude e de mar profundo representaram 87,67%.

Figura 4. Distribuição dos habitats bentônicos nas três províncias dentro da área de estudo.

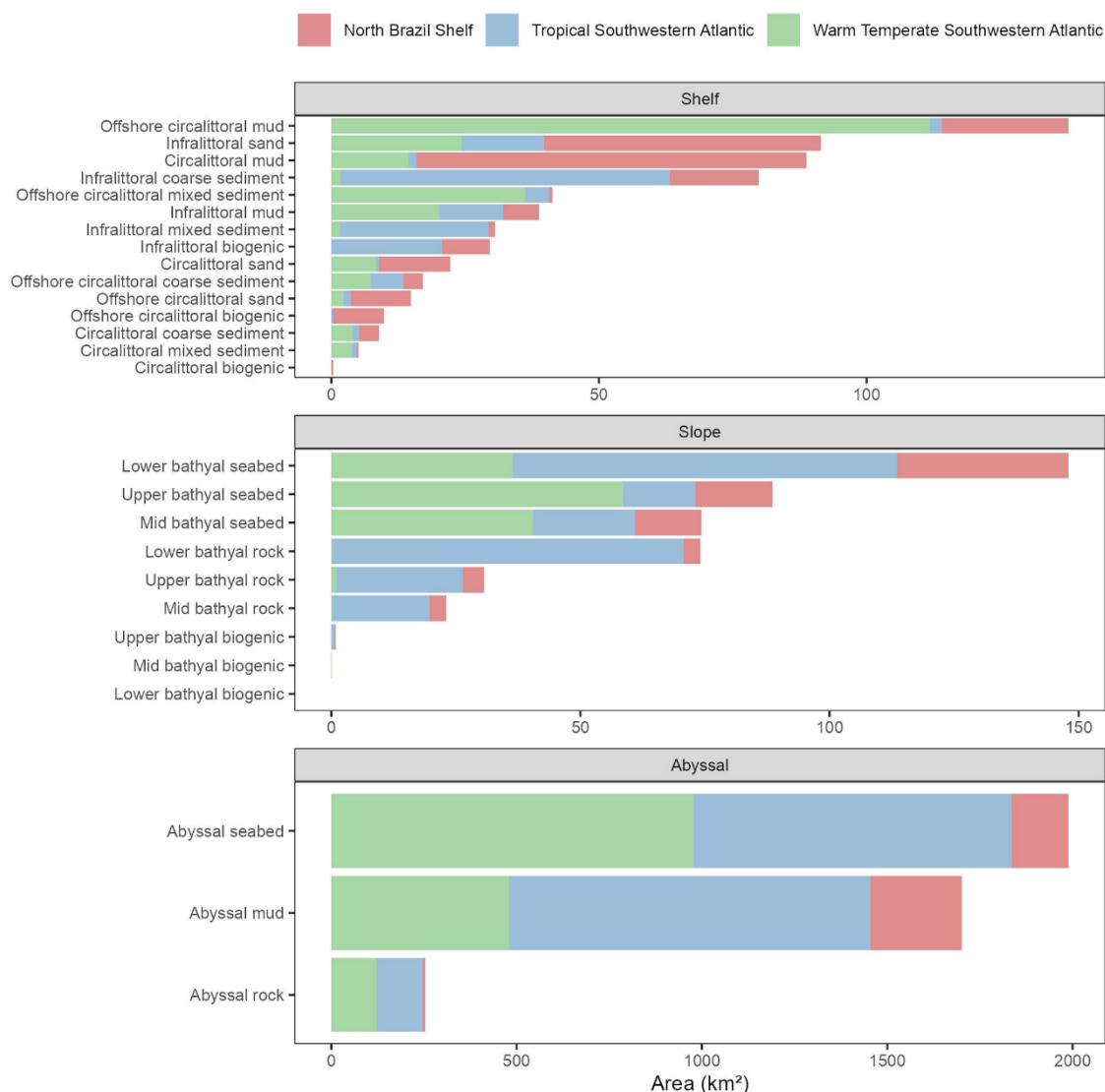


A distribuição de classes de habitats varia significativamente nas três províncias. Na PNB, os habitats lamosos cobrem a maior parte da plataforma continental, concentrando-se no circalitoral (72.738 km^2 ; 10,28%) e no circalitoral profundo (23.645 km^2 ; 3,34%), embora tenham distribuição restrita na zona infralitoral (6.699 km^2 ; 0,95%). Ainda assim, há uma concentração relativamente alta de habitats arenosos não apenas na zona infralitoral (51.734 km^2 ; 7,31%), mas também nas zonas circalitoral e circalitoral profundo - 13.286 km^2 (1,88%) e 11.1198 km^2 (1,58%), respectivamente. É interessante notar que os habitats da zona circalitoral ocupam uma ampla

área mais próxima da linha de costa, enquanto os habitats infralitoral estão concentrados em direção à quebra da plataforma e na porção oeste da província. Esse padrão espacial reflete potencialmente a influência do aporte de sedimentos do rio Amazonas, limitando a penetração de luz no fundo do mar nas zonas infralitoral. Os habitats biogênicos ocupam uma porção relativamente alta em comparação às outras províncias, concentrados principalmente nas zonas circalitoral profundo (9.439 km²; 1,33%) e infralitoral (8.893 km²; 1,26%). Os habitats da zona batial são distribuídos de forma esparsa na província, pois o declive continental é relativamente estreito, enquanto a zona abissal é coberta principalmente por lama (247.854 km²; 35,02%), que é a classe mais representativa da província.

A plataforma continental na ASTr é relativamente estreita em comparação com a totalidade da província, que representa 6,67%. A zona infralitoral cobre quase a totalidade da plataforma continental, principalmente coberta por sedimentos grossos (61.473 km²; 2,63%) e sedimentos mistos (27.821 km²; 1,19%). Além disso, ela tem a maior cobertura de habitats biogênicos entre as províncias, concentrados principalmente na zona infralitoral.

Figura 5. Área ocupada por classe de habitat em cada uma das províncias mapeadas.



Em geral, a margem brasileira é coberta principalmente por habitats de mar profundo, dos quais os habitats abissais representam 78,88% do total (3.944.654 km²) e são cobertos principalmente por lama (1.701,60 km²; 34,03%). Ainda assim, a maior extensão dos habitats na zona abissal foi classificada como substrato desconhecido (39,77% do total). Os habitats do talude continental correspondem a 8,79% (439.679 km²) do total e os habitats da plataforma representam 12,33% do total, constituídos principalmente de circalitoral profundo lamoso (137,730 km²; 2,75%), infralitoral arenoso (91.449 km²; 1,83%) e circalitoral lamoso (88.743 km²; 1,77%). Os habitats biogênicos estão altamente concentrados na zona infralitoral (29.579 km²; 0,59%) em comparação com a área mapeada no circalitoral (415 km²; 0,01%) e no circalitoral profundo (9.840 km²; 0,20%).

3.4 DISCUSSÃO

Apresentamos um mapa da distribuição de habitats com cobertura total da margem continental brasileira. Ao integrar conjuntos de dados de acesso aberto por meio de técnicas de SIG, conseguimos produzir o primeiro mapa para todo o país. Embora trabalhos anteriores tenham contribuído para avanços significativos no conhecimento sobre a distribuição de habitats bentônicos no Brasil, eles foram limitados na extensão dos mapas produzidos. Isso representa um marco importante na caracterização de habitats que podem ser úteis para uma ampla gama de aplicações, especialmente no escopo do PEM.

Além disso, trata-se de uma das poucas tentativas de aplicar a classificação EUNIS fora do contexto europeu (p.ex.: CALLERY; GREHAN, 2023; MANCA, 2022). Como os níveis mais genéricos da EUNIS se baseiam exclusivamente em parâmetros abióticos, a classificação pode ser aplicada em diferentes contextos e, ao mesmo tempo, garantir o significado ecológico de suas classes. Nesse sentido, os resultados obtidos nesta pesquisa podem contribuir potencialmente para a futura classificação de habitats em níveis mais detalhados do sistema (por exemplo, nível 4 – complexos de habitats ou nível 5 - biótopos).

Nos últimos anos, surgiram várias metodologias para elucidar a distribuição espacial dos habitats bentônicos (HARRIS; BAKER, 2019; LUCATELLI *et al.*, 2020; MCQUAID *et al.*, 2020; SHUMCHENIA; KING, 2010). Embora os mapas de habitats de alta resolução gerados por meio de instrumentos com alta resolução, como sondas multifeixe, sonar *sidescan* e ROVs ofereçam percepções mais detalhadas sobre o ambiente, a implementação em larga escala é inviável em termos de tempo e custo. Assim, as abordagens baseadas em técnicas de geoprocessamento apresentam uma alternativa a este desafio, ainda mais quando combinadas ao uso de dados abertos e ferramentas de código livre (Misiuk e Brown, 2024). Nesse contexto, este artigo avança na compreensão da distribuição dos habitats bentônicos em uma área extensa e que apresentam relativamente pouco amostrada. Ainda assim, os esforços futuros devem se concentrar no mapeamento de alta resolução (usando sondas multifeixe, por exemplo) e no processo de validação das classes de habitats identificadas.

3.4.1 Limitações da abordagem

Embora o mapeamento de habitats tenha sido amplamente utilizado para determinar a distribuição potencial de habitats bentônicos, há certos aspectos que devem ser levados em consideração ao avaliar a confiabilidade dos mapas produzidos. Por exemplo, a resolução dos dados de entrada é fundamental para determinar a precisão do mapa de saída; portanto, ela depende da coleta e, mais importante, da disponibilidade desses dados a serem incorporados ao exercício de mapeamento (BROWN *et al.*, 2012). Como não foi possível avaliar a confiança de cada uma das camadas de informação inseridas no modelo, reconhecemos que uma investigação mais aprofundada deve tentar abordar a cobertura desigual das amostras de dados, como é o caso do tipo de sedimento. Além disso, embora várias investigações geológicas e sísmicas tenham sido realizadas no escopo do LEPLAC, não há dados processados e disponíveis que permitam o reconhecimento de feições rochosas na área, razão pela qual ela foi identificada somente por meio da utilização dos dados de HARRIS *et al.*, (2014). Portanto, essas limitações devem ser consideradas ao interpretar as informações obtidas.

O EUNIS passou por discussões e revisões substanciais nas últimas três décadas na Europa, reunindo cientistas e formuladores de políticas públicas para desenvolver um sistema de classificação compreensível e informativo. Várias mudanças e adaptações foram feitas para acomodar as diferenças ecológicas e ambientais entre as diferentes regiões (Ártico, Báltico, Mediterrâneo e Atlântico) e biótopos que foram descritos desde sua criação. Nesse sentido, embora a classificação tenha demonstrado um grande potencial para ser usada em um contexto não europeu, avaliamos que o envolvimento da comunidade científica dedicada ao mapeamento de habitats tropicais e equatoriais, por exemplo, seria de suma importância para as adaptações no nível mais detalhado da classificação. A expansão desse esquema de classificação pode permitir o reconhecimento de diferentes limites entre cada classe de acordo com as características oceanográficas locais e regionais (p. ex.: maior número de classes de sedimento para melhor representar as diferenças encontradas no oceano). Nesse sentido, as etapas subsequentes devem envolver procedimentos de validação e verificação de

campo, conforme sugerido por MISIUK & BROWN (2024), que, por sua vez, exigem amostragem sistemática e maior acessibilidade aos conjuntos de dados pertinentes.

3.4.2 Mapas de habitats bentônicos para fins de gestão

Os mapas de habitats são fundamentais para apoiar os processos de tomada de decisão (STRONG *et al.*, 2019). Eles têm sido amplamente aplicados na concepção, implementação e monitoramento da gestão com base ecossistêmica, pois consistem em uma das principais informações para entender as características ambientais dos ecossistemas marinhos. Além disso, tem sido amplamente aplicados em contextos relacionados à gestão, como a identificação de áreas prioritárias para conservação, designação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) e Planejamento Espacial Marinho (PEM). Em geral, o principal objetivo dessas iniciativas é manter um bom estado ambiental ou ecológico das áreas marinhas, incluindo seus organismos e recursos econômicos. Portanto, é essencial entender a distribuição dos habitats, pois eles representam as diferentes condições oceanográficas que determinarão a composição das comunidades bentônicas.

Desde a sistematização do conceito e das diretrizes do PEM por EHLER; DOUVERE, (2009a), avanços significativos foram feitos na gestão dos ecossistemas marinhos (EHLER, 2021). Como está intrinsecamente ligado aos princípios da GBE, o PEM defende uma condição ambiental saudável, produtiva e resiliente por meio do ordenamento das atividades humanas nos espaços marinhos (ANSONG *et al.*, 2017). Assim, é essencial entender os padrões ecológicos e oceanográficos, dos quais a distribuição dos habitats bentônicos desempenha um papel importante. Essa é a base para várias camadas de informações relevantes para o PEM, como o nível de insubstituibilidade dos tipos de habitat e o respectivo valor para conservação (TILLIN *et al.*, 2022), a sensibilidade a um conjunto de diferentes pressões de atividades humanas (ARKEMA *et al.*, 2014; HAMMAR *et al.*, 2020; WYATT *et al.*, 2017) e o fornecimento de serviços ecossistêmicos (GALPARSORO *et al.*, 2014; TEMPERA *et al.*, 2016). Além disso, o mapeamento de habitats está em conformidade com a fase "Identificação das condições existentes" proposta pelo guia da UNESCO

sobre PEM (IGLESIAS-CAMPOS *et al.*, 2021) será fundamental para definir o contexto no qual o plano será elaborado.

À medida que o Brasil embarca em sua iniciativa de PEM, é evidente que o mapeamento da distribuição de habitats bentônicos será altamente relevante para o processo. Conforme descrito em MENANDRO *et al.*, (2022), há uma necessidade emergente de o Brasil desenvolver seu sistema de classificação de habitats, o que não é uma tarefa simples. No entanto, isso deve estar na agenda das autoridades nacionais e da comunidade científica, para as quais o PEM poderia ser o ponto de virada nessa questão.

3.5 CONCLUSÕES

A pesquisa atual forneceu o primeiro mapa de habitats bentônicos para a margem continental brasileira usando conjuntos de dados de acesso aberto de várias fontes e resoluções. As camadas de dados foram integradas por meio de técnicas de SIG e classificadas de acordo com um sistema de classificação sólido e reconhecido. Essa abordagem provou ser eficiente em termos de custo e tempo para o mapeamento de uma área tão extensa. Além disso, os resultados obtidos nessa investigação são de grande relevância para fins de gestão, especialmente no âmbito do Planejamento Espacial Marinho. Como o Brasil está atualmente empenhado em desenvolver seu plano, o mapa resultante provavelmente será muito importante na caracterização ambiental e outras avaliações poderão se beneficiar dele.

4 CAPÍTULO 2. AVALIAÇÃO DE IMPACTOS CUMULATIVOS

4.1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o espaço oceânico vem sendo objeto de uma intensificação dos usos humanos que são chave no desenvolvimento de diferentes setores econômicos. Avanços tecnológicos recentes possibilitaram a superação de inúmeros desafios operacionais na exploração de recursos marinhos. Por exemplo, o aprimoramento de equipamentos de pesca e o aumento da capacidade de carga e armazenamento de embarcações foram fatores cruciais para a consolidação da indústria pesqueira, resultando, entretanto, na superexploração de estoques. De maneira similar, a capacidade de perfuração em águas ultraprofundas viabilizou a exploração de petróleo nas camadas do pré-sal, como na Bacia de Santos. Adicionalmente, a crescente demanda por proteína animal impulsionou o avanço da aquicultura, promovendo o cultivo de organismos aquáticos em larga escala. Esses exemplos, entre outros, evidenciam a diversificação e intensificação das atividades humanas no ambiente marinho, com impactos sem precedentes nos ecossistemas oceânicos (HALPERN *et al.*, 2008; HALPERN; FUJITA, 2013).

A necessidade de compreender a distribuição e a extensão das pressões humanas e o consequente impacto nos ecossistemas marinhos tem sido amplamente discutida na literatura acadêmica. Abordagens como as Avaliações de Impacto Cumulativo (AICs) são implementadas em diferentes contextos e com diferentes objetivos (KORPINEN; ANDERSEN, 2016). Mais recentemente, elas têm se consolidado como uma ferramenta metodológica essencial para o Planejamento Espacial Marinho (PEM). Ao integrar informações sobre a distribuição e intensidade das pressões humanas com dados sobre a vulnerabilidade dos ecossistemas, a AIC oferece uma análise abrangente dos impactos cumulativos no espaço. Isso possibilita a identificação de áreas prioritárias para conservação, manejo e alocação espacial de atividades, destacando seu papel na promoção da abordagem ecossistêmica (JUDD *et al.*, 2015; MENEGON *et al.*, 2018).

Nesse contexto, as AICs deveriam ser incorporadas às políticas marinhas desde os estágios iniciais do processo de tomada de decisão, tornando-se uma etapa essencial para a formulação de estratégias de

gestão. Na Europa, por exemplo, ela foi incorporada à Diretiva Marco da Estratégia Marinha (MFSD, 2008) e à Diretiva de Planejamento Espacial Marinho (MSPD, 2014), com o objetivo de reduzir os efeitos desses impactos cumulativos e promover o bom estado ambiental dos ecossistemas marinhos e da biodiversidade.

A MSFD tem como objetivo atingir o chamado *Good Environmental Status* (GES) – ou Bom Estado Ambiental (tradução própria) – nas águas sob jurisdição da União Europeia e traçar estratégias para a manutenção da biodiversidade. Para isso, orienta os países membros a realizarem avaliações do estado atual de diversos componentes ambientais (i.e. grupos de fauna, como mamíferos, elasmobrânquios etc. ou classes de habitats) e quais impactos provenientes de atividades socioeconômicas a nível nacional. Mais especificamente, a MFSD requer que os países membros conduzam “uma análise das pressões e impactos predominantes (...)”, a qual deve “abarcas os efeitos cumulativos e sinérgicos”. Essas avaliações, segundo a Diretiva, são importantes para a compreensão do cenário atual dos impactos no ambiente marinho, mas também para que se possa avaliar o efeito que determinadas medidas de gestão (p.ex. a criação de uma zona de exclusão à pesca) podem ter ao longo do tempo. Assim, as avaliações iniciais (*Initial Assessments*) devem incluir alguma forma de quantificação das pressões cumulativas (art. 1b.ii) que afetam os ecossistemas marinhos e quais elementos destes ecossistemas são afetados. Por sua vez, a MSPD estabelece princípios e metas específicas para o desenvolvimento de planos de Planejamento Espacial Marinho (PEM), determinando prazos para sua implementação. Apesar de ambas as Diretivas abordarem pressões e impactos cumulativos, apenas a MSFD especifica como esses aspectos devem ser analisados.

Embora a relação entre a AIC da MSFD e as diretrizes da MSPD não seja explicitamente definida, entende-se que a AIC desempenha um papel fundamental no PEM por dois motivos principais (KIRKFELDT; ANDERSEN, 2021). Primeiramente, o PEM baseia-se na alocação racional dos usos marinhos sob uma abordagem ecossistêmica, que requer análises integradas dos impactos ambientais. Em segundo lugar, a AIC oferece uma metodologia capaz de subsidiar o PEM em múltiplos níveis, incluindo a

caracterização inicial da área planejada, a priorização de áreas e a formulação de diretrizes de gestão (HAMMAR *et al.*, 2020). Além disso, a AIC pode ser utilizada na modelagem de cenários, permitindo avaliar como medidas de gestão afetam o padrão de impactos cumulativos em diferentes locais.

Uma análise realizada por DEPELLEGRIN *et al.* (2021) avaliou seis ferramentas de suporte ao PEM e demonstrou que a maioria delas concentram-se na análise das condições atuais ou na modelagem de condições futuras. Essas ferramentas baseiam-se em AICs, que, embora utilizem definições conceituais ligeiramente distintas, são aplicadas de maneira semelhante em diferentes contextos europeus.

O Symphony, por exemplo, foi uma ferramenta desenvolvida como forma de auxiliar a implementação da abordagem ecossistêmica no processo de PEM na Suécia (HAMMAR *et al.*, 2020). O impacto cumulativo é calculado seguindo a metodologia proposta por HALPERN *et al.*, (2008) e teve a inclusão de cenários de gestão como uma de suas principais contribuições. A modelagem de cenários foi incorporada à ferramenta para avaliar as alterações nos impactos sobre os componentes ambientais a partir da implementação das diferentes medidas de gestão propostas no plano elaborado. Assim, foi possível quantificar a redução ou incremento no impacto e quais componentes são potencialmente mais afetados.

Outras ferramentas de AIC foram desenvolvidas em diferentes contextos para o PEM, mas com o objetivo comum de avaliar o nível de impacto cumulativo causado pelos usos humanos no ambiente marinho. Estas ferramentas, foram em geral, utilizadas nas etapas finais do planejamento, integrando as informações da base ambiental com os usos (KIRKFELDT; ANDERSEN, 2021).

No contexto brasileiro, onde o PEM encontra-se em estágio inicial de implementação, a AIC apresenta um potencial particularmente relevante para orientar o processo de planejamento. A costa brasileira é marcada por uma intensa sobreposição de usos humanos, como a exploração de petróleo e gás nas bacias sedimentares, a pesca industrial e artesanal, a expansão da aquicultura e, mais recentemente, o planejamento de parques eólicos

offshore. Essa multiplicidade de atividades gera pressões cumulativas significativas sobre os ecossistemas marinhos.

Considerando as lacunas significativas na coleta e sistematização de dados espaciais no Brasil, a AIC pode desempenhar um papel integrador, organizando informações sobre usos humanos, pressões e vulnerabilidade ecológica em um único arcabouço analítico. Esse esforço é essencial para construir um PEM robusto, que equilibre as necessidades de conservação da biodiversidade com o desenvolvimento econômico sustentável. Ao subsidiar decisões informadas e promover uma gestão integrada, a AIC tem o potencial de se tornar um pilar central na construção de um modelo brasileiro de Planejamento Espacial Marinho.

4.2 OBJETIVO

O objetivo deste capítulo é o de avaliar os impactos cumulativos de usos humanos na Zona Econômica Exclusiva do Brasil com o intuito de informar atuais e futuras iniciativas de planejamento e gestão. Mais especificamente, o capítulo busca essa contribuição através da: (i) sistematização de dados de distribuição espacial de usos humanos e de componentes ecológicos selecionados; (ii) estimativa do nível de pressões exercidas por estas atividades; (iii) avaliação de impactos cumulativos em cada componente ecológico e; (iv) síntese dos impactos cumulativos em cada uma das regiões estabelecidas para o PEM.

4.3 MATERIAIS E MÉTODOS

O processo de avaliação é fundamentado em três componentes principais: as pressões exercidas pelos usos humanos no oceano, os componentes do ecossistema (p.ex.: grupos taxonômicos, tipos de habitats, teias alimentares) que estão sendo afetados e a respectiva sensibilidade de cada componente à determinada pressão. As conexões entre atividades, pressões e componentes do ecossistema são essenciais para uma análise confiável e robusta. Essas conexões são estabelecidas com base na causalidade (p.ex.: quais atividades causam quais pressões e quais componentes do ecossistema são afetados?), extensão espacial (p.ex.: onde há sobreposição entre determinada pressão e um componente do

ecossistema?) e sensibilidade (p.ex.: quão sensível é determinado componente do ecossistema à determinada pressão?).

No entanto, a seleção de quais categorias de pressão e componentes do ecossistema que serão utilizados na análise não é trivial. Esta etapa é, geralmente, feita através de consulta a um painel de especialistas por meio de processo participativo (PEDRESCHI *et al.*, 2019). Os componentes ambientais que serão escolhidos devem representar as características do ecossistema, habitats e/ou teias alimentares a serem analisadas. Além disso, a forma como serão caracterizados os usos devem refletir informações relevantes para a escala adotada e representar os diferentes níveis de intensidade em determinado local. Por fim, essas informações devem ser integradas de forma que os diferentes níveis de sensibilidade dos componentes ambientais às pressões avaliadas sejam representadas na análise. Como destacado por KIRKFELDT; ANDERSEN, (2021), o número de componentes ambientais a serem avaliados pode variar de poucos elementos (menos de 10) a mais de 25. O mesmo é verdade para as pressões, o que, em si, cria um potencial de uma grande variedade de possíveis matrizes de sensibilidade, já que as relações entre eles é o que define este componente da análise.

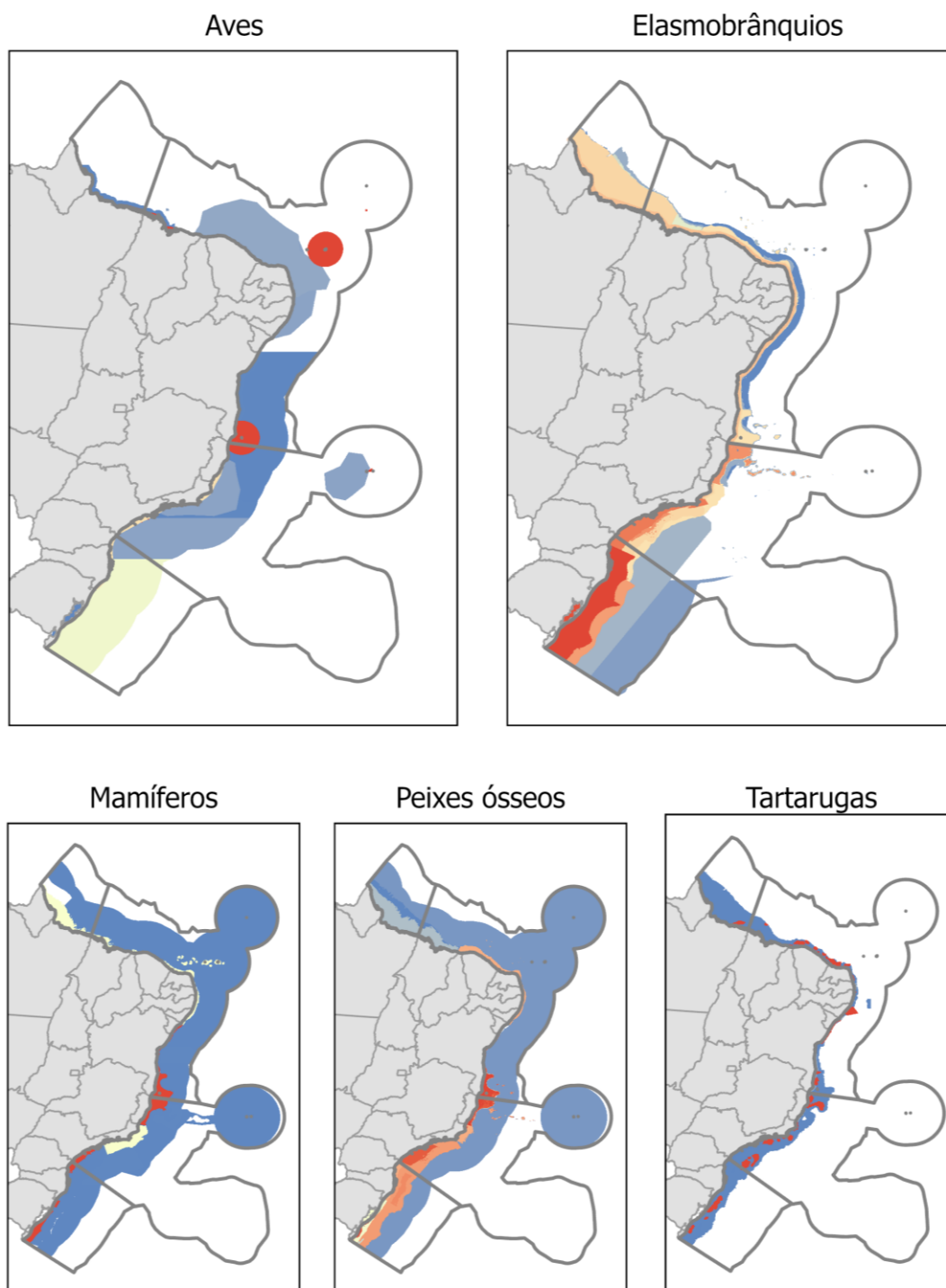
4.3.1 Componentes ambientais

Os componentes ambientais podem ser compreendidos como as variáveis – bióticas e abióticas – que são relevantes para a compreensão de aspectos ambientais que serão impactos quando da presença de determinada pressão causada pela atividade humana. Neste sentido, diversos níveis de agregação podem ser adotados, uma vez que os impactos das atividades humanas podem ser avaliados em diferentes escalas, dependendo do objetivo a ser alcançado. Ainda que haja uma diversidade de abordagens a ser adotada, é recomendado que se adote um nível de agrupamento que seja ecologicamente relevante, uma vez que devem representar aspectos fundamentais da biodiversidade e do ambiente físico que será analisado, além de ser coerente com a escala adotada. Nesse sentido, este trabalho se propõe a avaliar dois conjuntos de componentes do ecossistema, formados por (a) grandes grupos taxonômicos e (b) habitats bentônicos.

Para os grupos de fauna, as espécies de mamíferos, tartarugas marinhas, aves marinhas, elasmobrânquios e peixes foram selecionadas com base na publicação Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade, do Ministério do Meio Ambiente e Mudanças Climáticas (MMA) (MMA, 2023). Essa publicação faz parte da estratégia oficial para a conservação dos recursos naturais e da biodiversidade. No total, foram avaliadas 97 espécies de peixes, 54 espécies de elasmobrânquios, 21 espécies de aves, 14 espécies de mamíferos e 6 espécies de tartarugas.

A distribuição das principais espécies desses grupos taxonômicos foi estimada por 34 especialistas em uma série de workshops conduzidos pelo MMA. Os especialistas basearam sua avaliação considerando a distribuição das espécies selecionadas, as áreas relevantes para determinados estágios da vida (p.ex.: áreas de reprodução e corredores de migração) e o nível de vulnerabilidade de cada espécie classificada de acordo com os critérios da IUCN. A meta percentual para a conservação da área estimada para cada espécie também foi ponderada pelo nível de endemismo de cada espécie, sendo que aquelas com distribuição mais ampla receberam um peso menor do que aquelas com distribuição restrita. Usamos o valor mais alto da meta de conservação em cada grupo de fauna por célula de grade, obtendo valores contínuos por grupos taxonômicos separados. Esse dado foi utilizado como um indicador do nível de importância de determinada área para esse respectivo grupo. Como os valores-alvo foram expressos como porcentagens, redimensionamos os valores obtidos para que variassem de 0 a 1 (Figura 6).

Figura 6. Valores máximos de conservação estabelecidos por grupo de fauna (0 a 100%) considerados na análise de impacto cumulativo.



Outro componente ecológico importante e que é comumente avaliado por meio das experiências listadas anteriormente são os habitats bentônicos. Como demonstrado no Capítulo 1 desta tese, os habitats foram mapeados através de dados abióticos e classificados de acordo com o EUNIS. Para fins deste exercício de AIC algumas classes de habitats foram

combinadas, uma vez que não foi possível encontrar elementos para diferenciação no nível de sensibilidade entre elas (o método de definição da sensibilidade será detalhado a seguir). Por isso, os habitats sedimentares foram agrupados entre sedimentos mistos (sedimento misto e grosso) e sedimentos areno-lamosos (areia e lama). Além disso, os habitats das zonas circalitoral e circalitoral profundo foram agrupados em circalitoral e os da zona batial (superior, médio e inferior) também foram agrupados entre si, diferenciando-se o tipo de substrato apenas. Os habitats biogênicos também foram combinados entre si, independentemente da zona biológica em que se encontram. Assim, as 29 classes mapeadas no capítulo foram combinadas em 9 classes de habitats a serem incorporadas na avaliação.

4.3.2 Usos humanos no mar

Os dados de uso foram compilados a partir de consultas a bases de dados abertas e informações obtidas diretamente de agências reguladoras, como a Agência Nacional de Petróleo (ANP) e outros órgãos governamentais, como o IBAMA. Todas as camadas de dados espaciais foram coletadas e harmonizadas utilizando um grid contínuo de 1km com a extensão da margem continental do Brasil.

Os dados de pesca foram adquiridos através da plataforma *Global Fishing Watch*. Os valores de esforço de pesca, calculados em horas de pesca aparente, são estimados através de localização por instrumentos de *Automatic Identification System (AIS)* e *Vessel Monitoring Systems (VMS)*, que são provenientes do Programa Nacional de Rastreamento de Embarcações Pesqueiras por Satélite (PREPS). Foram obtidos os valores de esforço de pesca anuais entre Janeiro de 2016 e Dezembro de 2023 em um grid de 0.01 graus. Os arquivos matriciais foram somados e selecionou-se o percentil de 90% ($p=0.90$) da amostra total. Assim, os resultados obtidos refletem os valores mais comuns encontrados na amostra e filtra-se os valores *outliers* do dado final. Dentre o conjunto de dados sistematizado incluem dados da distribuição para as frotas de: Arrasto de fundo, espinhel de superfície, espinhel de fundo, arrasto, pesca de armadilha, pesca de pote, pesca de vara e emalhe.

O dado de pesca artesanal é proveniente de uma compilação realizada a partir de levantamentos para licenciamento ambiental, no qual

foram mapeados polígonos com áreas mais comuns para a pesca. Levantamentos foram realizados a partir da contagem do número de polígonos reportados por diferentes comunidades pesqueiras por unidade de grid de 0.025°. Este dado foi utilizado como uma camada de informação na avaliação das Áreas Prioritárias para Conservação (MMA, 2023). Os valores variam entre 1 e 41, sendo esse o número máximo de comunidades de pescadores que atuam em uma mesma área.

Os dados de mineração e de petróleo e gás foram extraídos da base de dados das respectivas agências reguladoras. No caso da mineração, os dados foram baixados da plataforma da Agência Nacional da Mineração (ANM) de processos minerários ativos. Assim, foram consideradas as áreas destinadas à mineração de areia, argila, calcário, carvão, conchas calcárias, algas calcárias e antracito. Para a atividade de exploração de petróleo e gás, foram adquiridos os dados da plataforma de dados espaciais da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), com os campos de petróleo atualmente em produção. Em ambas as atividades, não foram consideradas áreas potenciais para a atividade, como as áreas potenciais para a mineração, definidas pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), e de blocos de petróleo ofertados e arrematados em rodadas de leilão até o momento. Os mapas individuais de uso estão apresentados no Apêndice I.

Quadro 2. Síntese dos dados de uso utilizados na Avaliação de Impacto Cumulativo.

Setor	Atividade	Fonte	Tipo	Unidade	Resolução
Pesca	Arrasto Espinhel pelágico Espinhel demersal Cerco Vara Emalhe Armadilha e potes	Global Fishing Watch	Intensidade	Esforço de pesca – Horas de pesca aparente (2017- 2024)	1 km
	Pesca artesanal	MMA, 2023	Densidade de polígonos obtidos por célula de grid		Polígono

Energia	Petróleo e gás	Agência Nacional de Petróleo (ANP)	Presença	Campos de produção ativos (com exceção dos campos em descomissionamento)	Polígono
Produção alimentar	Aquicultura		Presença	Sítios de produção	Polígono
Navegação	Tráfego marítimo	Marine Traffic	Intensidade		2 km
Mineração	Mineração		Presença	Polígonos de mineração com licença de operação concedida	Polígono

4.3.3 Definição das categorias de pressões

A definição das categorias de pressão seguiu o proposto pela legislação europeia na MSFD, Anexo III. Foram elencadas 11 pressões, categorizadas entre pressões físicas e pressões biológicas. Esta distinção foi importante à medida que algumas pressões avaliadas (como *bycatch*, por exemplo), afeta diretamente os organismos capturados, mas possui pouco ou nenhum efeito direto sobre a integridade física dos habitats. Por outro lado, algumas das pressões têm efeitos diretos, principalmente nos habitats, como *Perda de habitats*, que aparece na literatura também como *Physical loss* ou *Physical damage*. Essa diferenciação foi importante também na distinção da sensibilidade às pressões por partes dos componentes ambientais, ainda que todas as interações entre todas as combinações pressão/ componente ambiental foram avaliadas.

Após a etapa de definição das categorias de pressão que a serem analisadas, fez-se necessário estabelecer a relação entre os diferentes usos e as pressões. Para isso, baseou-se no trabalho desenvolvido sob escopo do artigo publicado por SCHERER et al., (2024), no qual cada relação possível entre pressões e usos foram analisadas o que resultou em uma

matriz de correlação. No presente trabalho, esta matriz está apresentada na Figura 7. Os mapas com as pressões mapeadas são apresentados no Apêndice 2.

Figura 7. Matriz de correlação entre usos (linhas) e as categorias de pressão analisadas (colunas). Vermelho representa que a atividade exerce a respectiva pressão.

		Físico					Biológico					
		Perda de habitat	Distúrbio físico	Barreira	Recursos não-vivos	Ruído	Mudança na sedimentação	Abrasão	Introdução de spp. Exótica	Extração de spp.	Bycatch	Perda incidental
Pesca industrial	Aquicultura											
	Pesca artesanal											
	Emalhe											
	Espinhel pelágico											
	Espinhel demersal											
	Vara											
	Potes											
	Armadilha											
	Arrasto											
	Mineração											
	Óleo e gás											
	Navegação											

4.3.4 Desenvolvimento da matriz de sensibilidade

Na presente avaliação, a seleção de categorias – tanto de pressões quanto de componentes do ecossistema – foi embasada em experiências prévias documentadas sobre este tipo de análise, todas desenvolvidas no contexto do PEM. Foram investigadas as categorias aplicadas no escopo de diversas AICs regionais desenvolvidas por diferentes projetos com foco na Europa, a saber SIMWESTMED (GIMARD *et al.*, 2018), SIMNORAT (LAZAR *et al.*, 2024), SYMPHONY (HAMMAR *et al.*, 2020), ADRIPLAN (BARBANTI *et al.*, 2015), e outra realizada pela HELCOM (KORPINEN *et al.*, 2021). Estas foram consideradas as avaliações realizadas no escopo do PEM mais relevantes na Europa por KIRKFELDT; ANDERSEN, (2021).

Uma matriz de sensibilidade que relaciona cada componente ecológico e pressão analisada foi criada com base nas experiências pesquisadas. Todas as matrizes desenvolvidas nessas avaliações regionais foram baseadas na opinião de especialistas e apoiadas por uma extensa

revisão da literatura. Embora fosse esperado algum nível de consistência entre essas experiências, foram encontradas diferenças significativas na forma como os especialistas avaliaram a referida sensibilidade. Isso se deve, em parte, às diferenças no nível de agregação dos componentes ecológicos (por exemplo, analisar as espécies de mamíferos separadamente em vez de considerar os mamíferos em geral) e às categorias de pressões que estão sendo consideradas (por exemplo, diferenciação entre diferentes espectros de ruído em relação ao ruído genérico). Além disso, há discrepância entre as escalas usadas para designar a magnitude da sensibilidade a cada ligação entre pressão e componente ecológico. A Symphony, por exemplo, adota uma escala que varia de 0 a 64, enquanto o índice de sensibilidade da HELCOM é escalonado de 0 a 1.

Para a definição dos níveis de sensibilidade para cada interação componente ambiental/ pressão, foram analisadas as matrizes construídas pelos casos apresentados. Neste sentido, optamos por adotar as categorias de sensibilidade do SIMNORAT, principalmente por dois motivos: (i) por possuir uma característica de caráter qualitativa, uma vez que são divididas em quatro categorias (alta, média, baixa e insignificante) e, (ii) por adotar um conjunto muito semelhante de componentes ambientais adotados no presente trabalho. Por outro lado, tivemos que traduzir essas categorias qualitativas em valores numéricos para inserir no modelo e, portanto, aplicamos os valores usados na avaliação da HELCOM, onde: Muito alto = 1, Médio = 0,6, Baixo = 0,2 e Pouco significativo ou desconhecido = 0. A representação gráfica da matriz de sensibilidade é apresentada na Figura 8.

Figura 8. Matriz de sensibilidade aplicada na Avaliação de Impacto Cumulativo.

	Aves marinhas	Elasmobrânquios	Peixes	Tartarugas	Mamíferos	Habitats biogênicos	Infralitoral areno-lamoso	Infralitoral misto	Circalitoral areno-lamoso	Circalitoral misto	Batial sedimentar	Batial rochoso	Abissal sedimentar	Abissal rochoso
Introdução de spp. exóticas	0.2	0.2	0.2	0	0	1	0.6	0.6	0.6	0	0	0	0	0
Distúrbio de spp.	0.6	0.2	0.2	0.2	0.2	1	0	0.2	0	0	0	0	0	0
Extração de spp.	0	1	1	0.6	0.6	1	0.2	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6
Perda física de habitat	0.2	0.6	0.6	0	0.2	0.6	0.6	0.6	0	0	0	0	0	0
Abrasão	0	0.2	0.2	0	0	1	1	0.2	1	0.2	0.6	0.6	0.6	0.6
Alteração no padrão de sedimentação	0	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.6	0	0.2	0	0	0	0	0
Ruído	0	0.2	0.2	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bycatch	1	1	0.6	1	0.6	1	0.6	0.2	0.6	0.2	0.2	0.2	0.2	0
Recursos não-vivos	0	0	0	0	0	1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Perda incidental de spp.	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Introdução barreira	1	0.2	0.2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Negligenciável Alto

4.3.5 Cálculo do Índice de Impacto Cumulativo (IIC)

O cruzamento dos dados se deu pela multiplicação das camadas de componentes ambientais e pressão pelo valor de sensibilidade atribuído a cada relação componente-pressão. A operação é sintetizada pela Equação 1 demonstrada abaixo, na qual D_i é a distribuição especial das pressões; e_j é a distribuição espacial dos componentes ambientais e $\mu_{i,j}$ é o nível de sensibilidade atribuído para a relação entre o componente ambiental j à pressão i . O resultado obtido foi definido como Índice de Impacto Cumulativo (IIC).

$$I_{sum}(x, y) = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m D_i(x, y) e_j(x, y) \mu_{i,j}$$

4.4 RESULTADOS

Uma etapa intermediária do processo da AIC é a combinação dos elementos dos componentes ambientais e das diferentes pressões mapeadas na área de estudo. Dessa forma, a soma de componentes

ambientais combinados (à esquerda) refere-se à soma de todas as camadas de entrada; e estes ponderados pela média de sensibilidade (à direita) por célula do grid estão representados na Figura 9. Já os dados de sobreposição de usos (à esquerda) e de pressões cumulativas (à direita) estão representados na Figura 10.

Figura 9. Mapa dos componentes ambientais combinados (à esquerda) e da média de sensibilidade dos componentes ambientais (à direita).

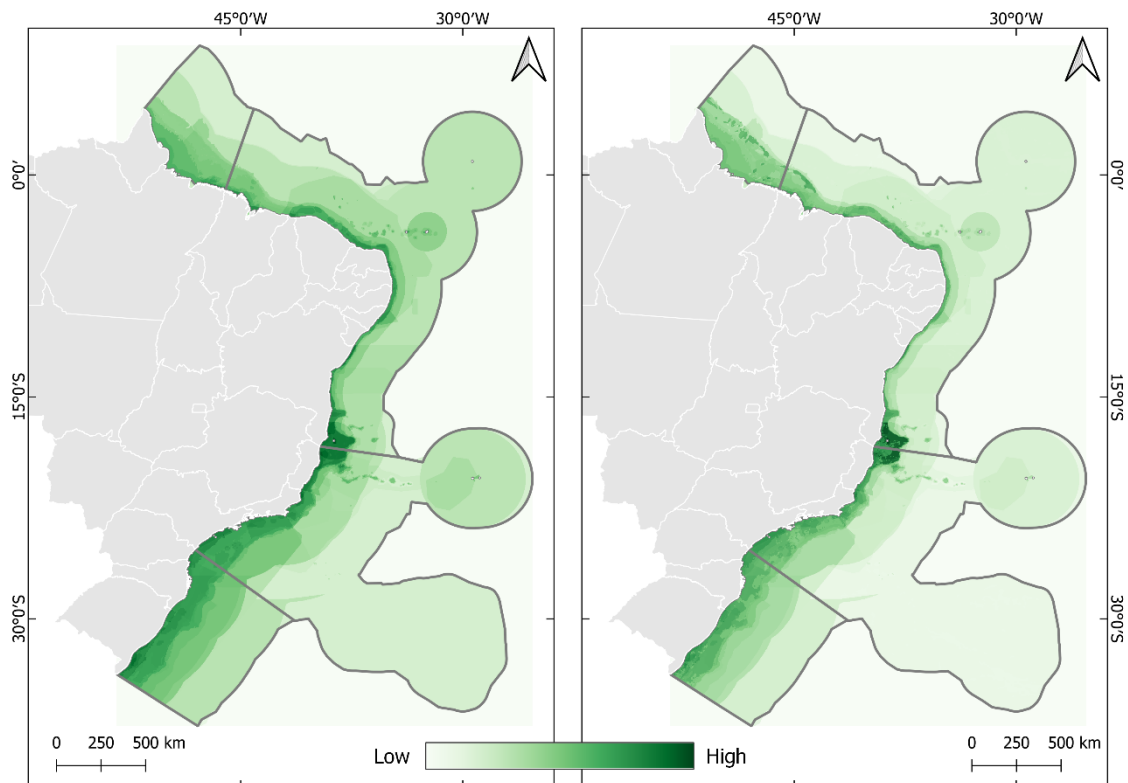
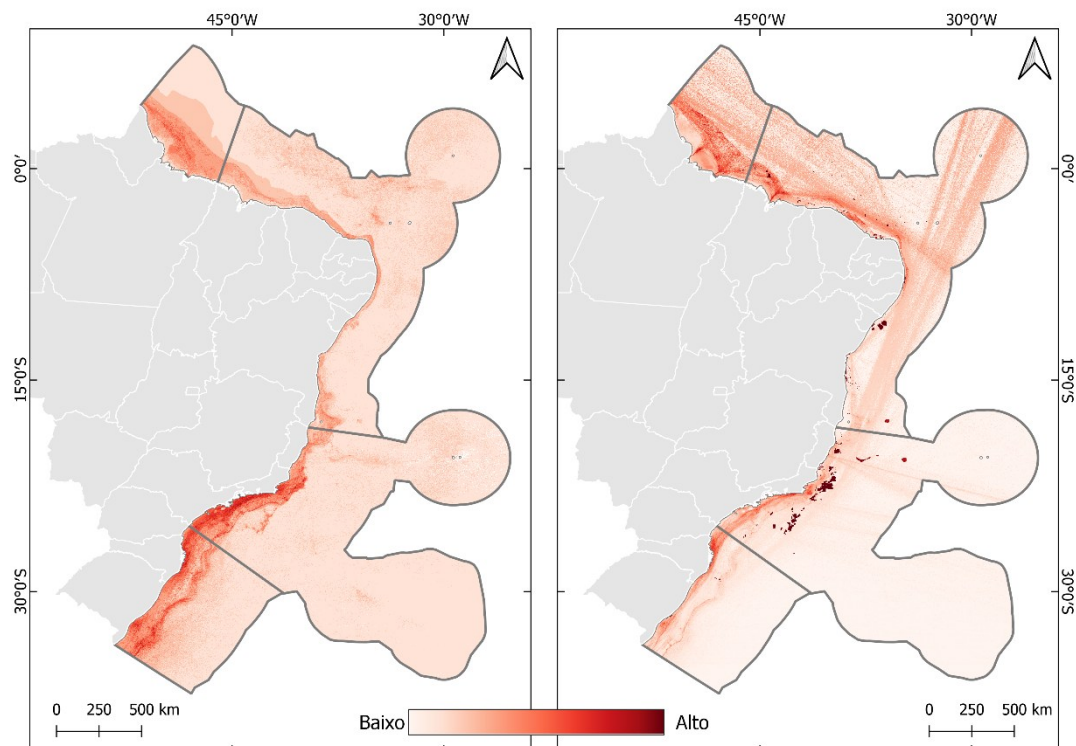
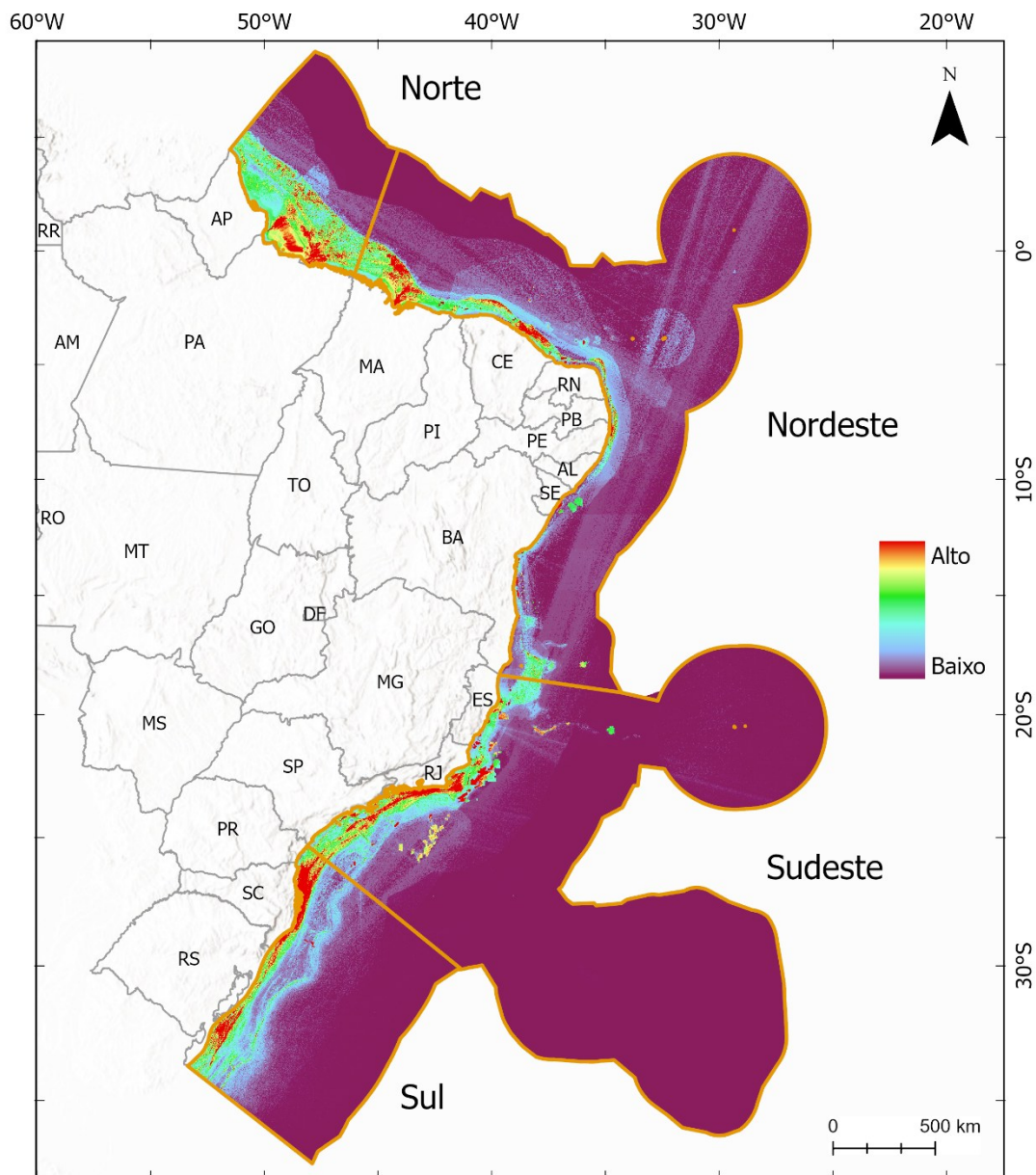


Figura 10. Mapa de sobreposição de usos (à esquerda) e soma das pressões mapeadas (à direita).



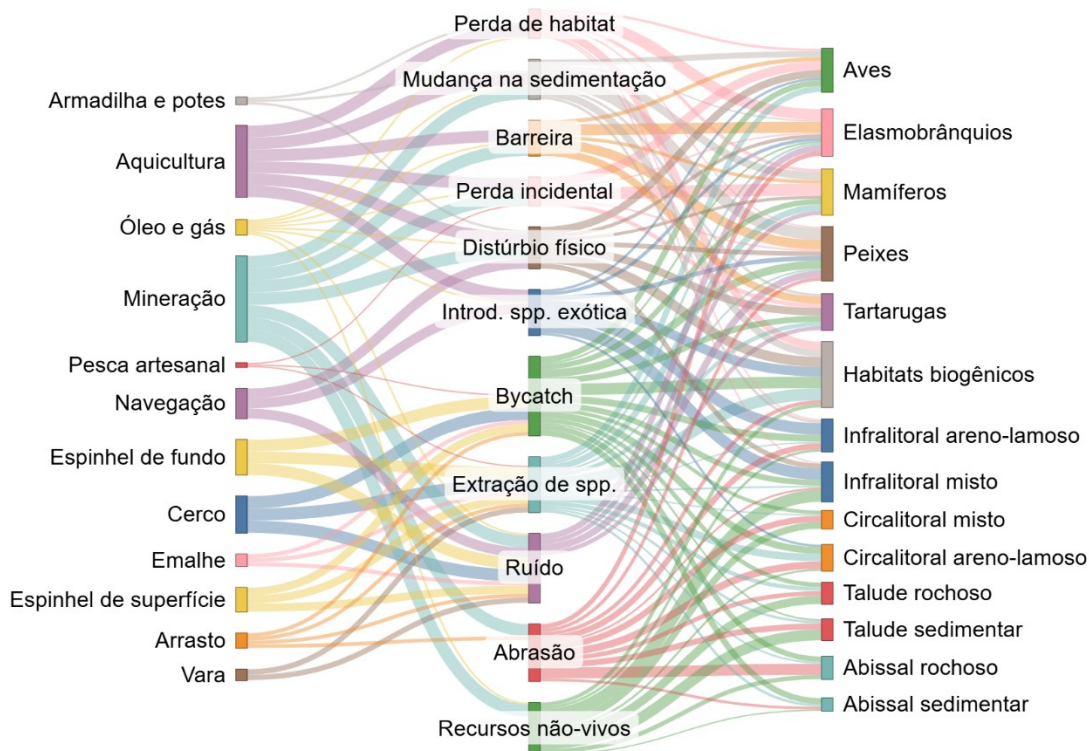
O Índice de Impacto Cumulativo (IIC) calculado aponta para uma distribuição heterogênea dos impactos ao longo da margem continental brasileira (Figura 11). Esta diferença nos valores de impacto está relacionada tanto às quatro regiões definidas para o PEM, como pelo gradiente de profundidade ao longo da área de estudo. Os valores altos de IIC representam áreas onde há uma diversidade ou acúmulo de diferentes pressões combinados a componentes ambientais com maior sensibilidade à estas pressões. Da mesma forma, áreas com menores valores de IIC apresentam este padrão devido ao menor acúmulo de pressões combinado à áreas que tem menor importância para a conservação ou menor sensibilidade às pressões analisadas.

Figura 11. Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na margem continental brasileira. O IIC é calculado em função da sobreposição de diferentes pressões em relação aos componentes do ecossistema analisados, ponderados pela matriz de sensibilidade.



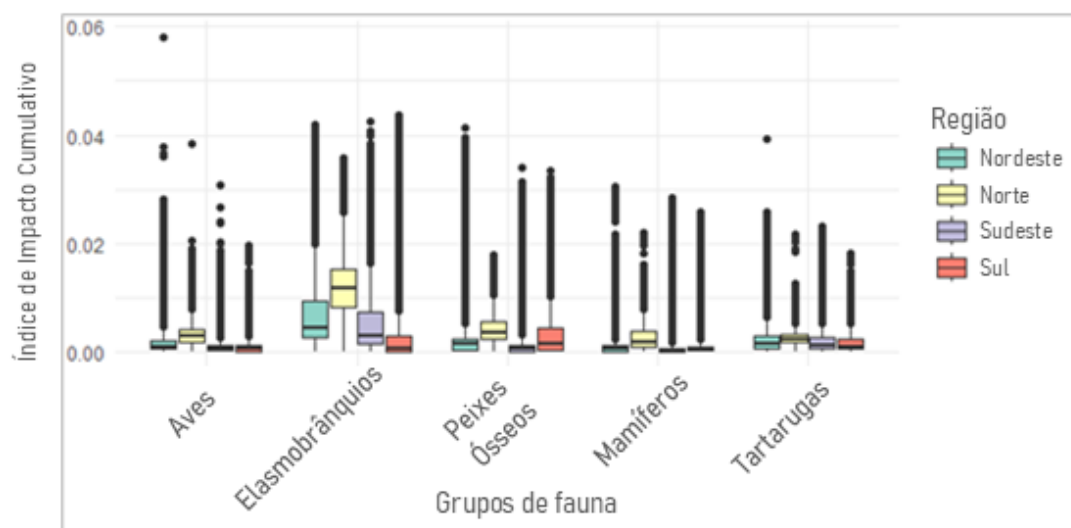
Os impactos cumulativos sob os componentes do ecossistema foram analisados individualmente e estão apresentados na Figura 12. As pressões associadas diretamente à impactos biológicos, como Extração de espécies e *Bycatch* representam riscos significativos aos componentes do ecossistema, especialmente à fauna. Além disso, a pressão de Distúrbio físico e Introdução de espécies invasoras também representaram impactos significativos. Os principais componentes ambientais afetados são Elasmobrânquios, Peixes ósseos, Mamíferos, habitats biogênicos e infralitoral misto e areno-lamoso.

Figura 12. Diagrama de Sankey demonstrando as relações entre as diferentes pressões analisadas (à esquerda) com o impacto cumulativo em cada um dos componentes do ecossistema avaliados individualmente (à direita).



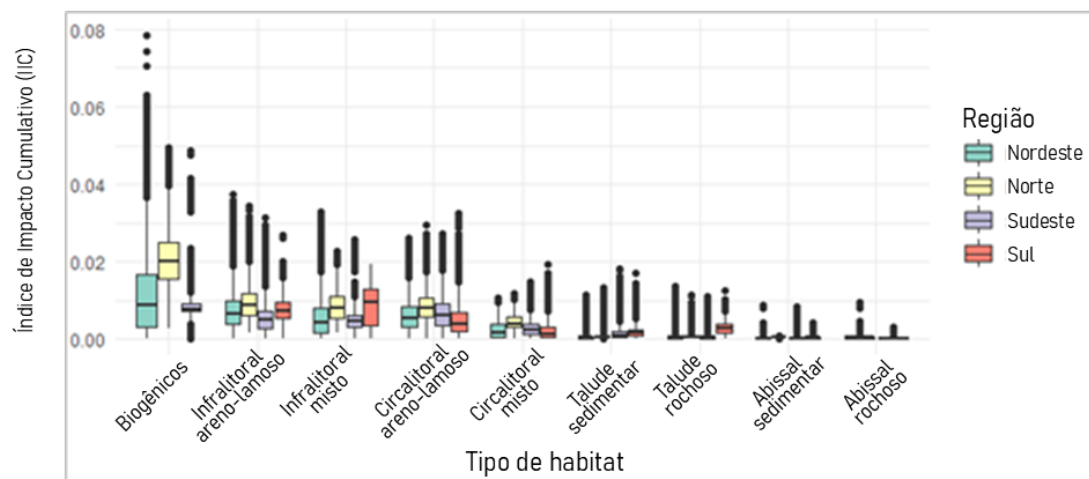
No entanto, os valores de IIC por componente ambiental, não se distribuem de forma equânime nas diferentes regiões do Brasil (Figura 13). Ao avaliar os grupos de fauna, os maiores valores de impacto estão na região Norte, com exceção de tartarugas. Os valores para o grupo de elasmobrânquios são proporcionalmente maiores que os outros componentes, apesar de os valores para peixes também serem altos, principalmente na região Sul. Para as tartarugas, os valores de IIC apresentam padrão de distribuição semelhante entre as regiões estudadas.

Figura 13. Índice de Impacto Cumulativo em cada grupo de fauna por região



Já em relação aos habitats, pode-se observar um padrão de diminuição dos valores de impacto de acordo com a profundidade dos habitats (com exceção para os habitats biogênicos) (Figura 14). No geral, os habitats biogênicos apresentaram valores de IIC de mais altos, principalmente na região Norte e Nordeste. Isso pode ser explicado pela alta sensibilidade às pressões analisadas e a alta concentração de atividade pesqueira nestes habitats, principalmente na região Norte. Em seguida, os habitats infralitoral de fundo misto e os de substrato areno-lamosos, tanto infralitoral quanto circalitoral, apresentaram valores semelhantes entre si. Em geral, o IIC apresentou uma relação direta com a inversamente proporcional à profundidade – ou seja, quanto mais profundo os habitats (no talude e abissal), menor o IIC associado.

Figura 14. Índice de Impacto Cumulativo em cada classe de habitat e região.

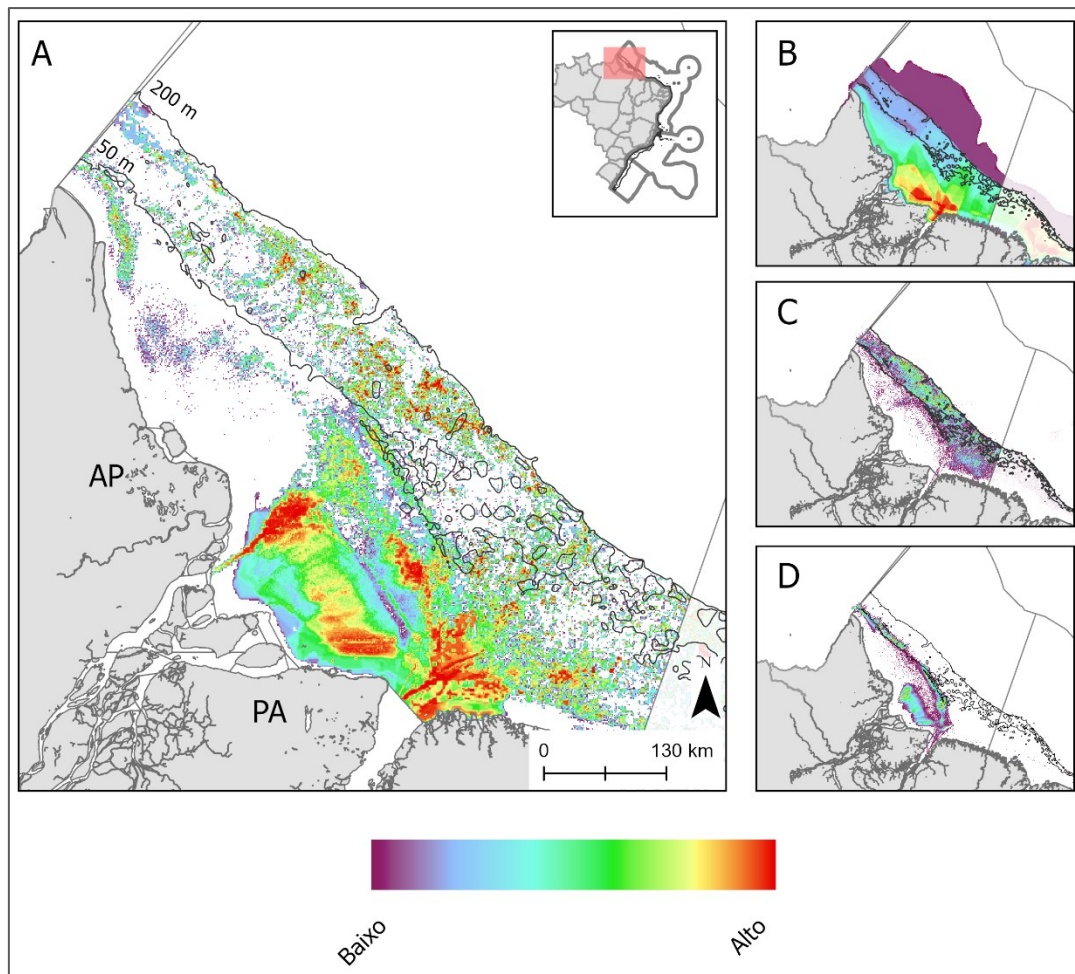


A seguir, os resultados da avaliação de impacto serão apresentados por região definidas para o PEM no Brasil, buscando destacar quais são as atividades que contribuem mais significativamente para os valores de IIC obtidos. Para isso, foram extraídos os valores acima do terceiro quartil (25% mais altos) e aplicada uma análise de correlação espacial entre as atividades analisadas nos limites de cada região.

4.4.1 Região Norte

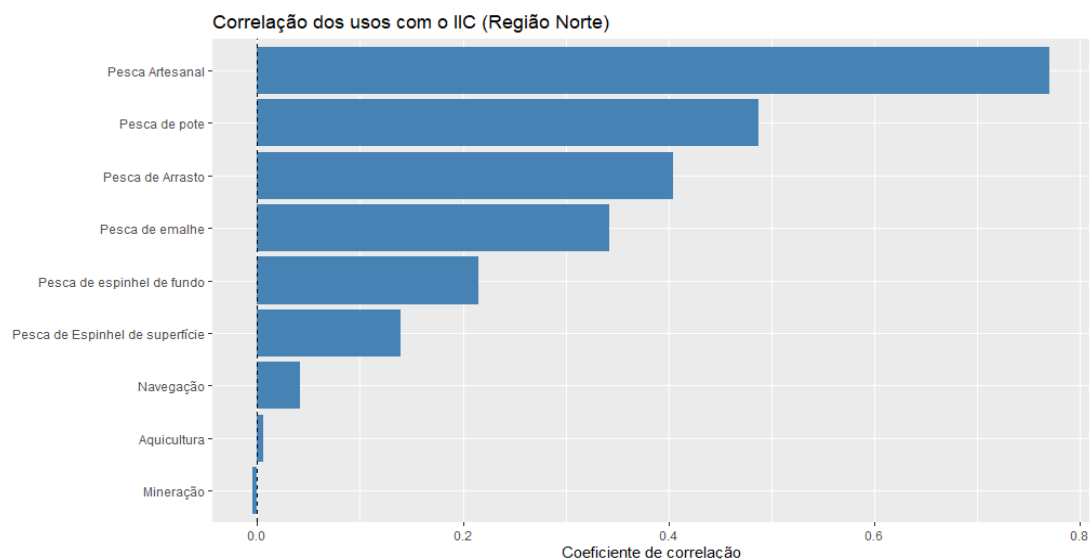
Na região Norte, os maiores valores de IIC estão associados à plataforma continental, a qual é bastante extensa nessa região (Figura 15). Pode-se observar uma concentração de valores mais altos de IIC próximos às desembocaduras dos Rios Amazonas e Tocantins entre os estados de Amapá e Pará, e do Rio Mearim, no estado do Pará.

Figura 15. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Norte (A). Distribuição espacial da pesca artesanal (B), pesca de pote (C) e pesca de arrasto (D).



Os maiores valores de IIC apresentam forte correlação com a atividade de pesca artesanal e pesca de pote (Figura 16). A pesca artesanal se distribui por toda a plataforma continental e talude, com maior concentração próxima à costa nos estados do Pará e Maranhão. Já a pesca de pote ocorre em profundidades entre 50 e 200 metros e se distribui ao longo de toda região. Por outro lado, a pesca de arrasto ocorre em profundidades mais rasas, principalmente entre 20 e 50 metros de profundidade. Outras artes de pesca, como o emalhe e espinhel de fundo e de superfície contribuem de forma menos significativa para o risco na região. A mineração apresentou correlação negativa com os valores mais altos de IIC na região.

Figura 16. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Norte)



Os altos valores de IIC também correspondem à áreas que são consideradas mais sensíveis, como os bancos de rodolitos (habitat biogênico). Além disso, as áreas costeiras próximas aos manguezais também apresentam altos valores de importância para conservação, o que também contribui para uma maior sensibilidade dos componentes ecológicos.

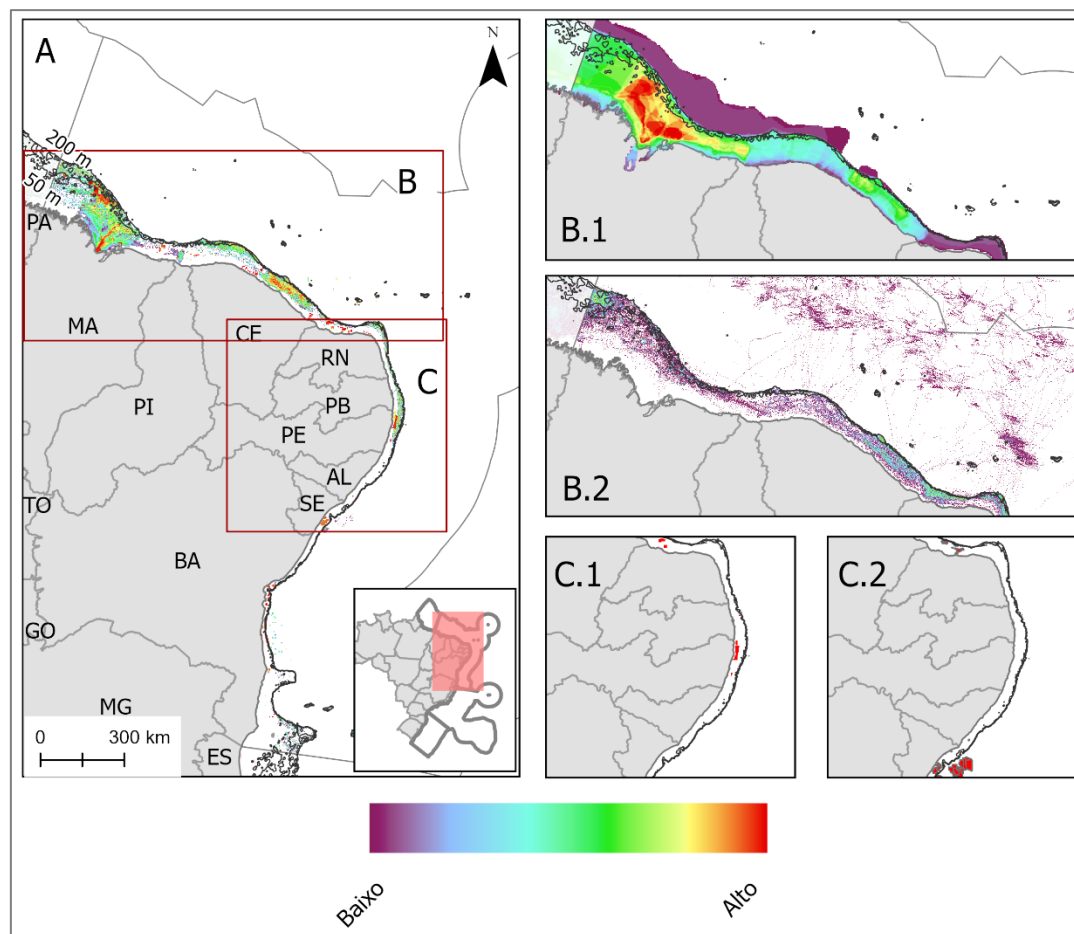
4.4.2 Região Nordeste

A região Nordeste apresentou concentração dos valores mais altos de IIC nas áreas da plataforma continental (até 200 metros de profundidade). No entanto, áreas da plataforma continental, como no Sul da Bahia e porções dos estados de Sergipe, Alagoas e Rio Grande do Norte também apresentaram menores valores de IIC. Além disso, pode-se notar três segmentos distintos no que tange ao alto IIC aferido e os usos que estão associados à estes valores.

No setor mais ao norte da região, entre os estados do MA e RN, pode-se observar um contínuo de alto IIC que possui alta correlação com a pesca artesanal (Figura 17.B1), que ocorre em maior intensidade próximo ao MA e oeste do CE. Ainda neste setor, a pesca de cerco (Figura 17.B2), que se distribui ao longo da quebra da plataforma continental do MA e na

plataforma continental nos estados do CE e RN, também contribui significativamente para os altos valores de IIC. Outro setor com altos valores de IIC que se destaca se distribui entre os estados do RN e SE, com alta correlação espacial das atividades de mineração (Figura 17.C1) e petróleo e gás (Figura 17.C2).

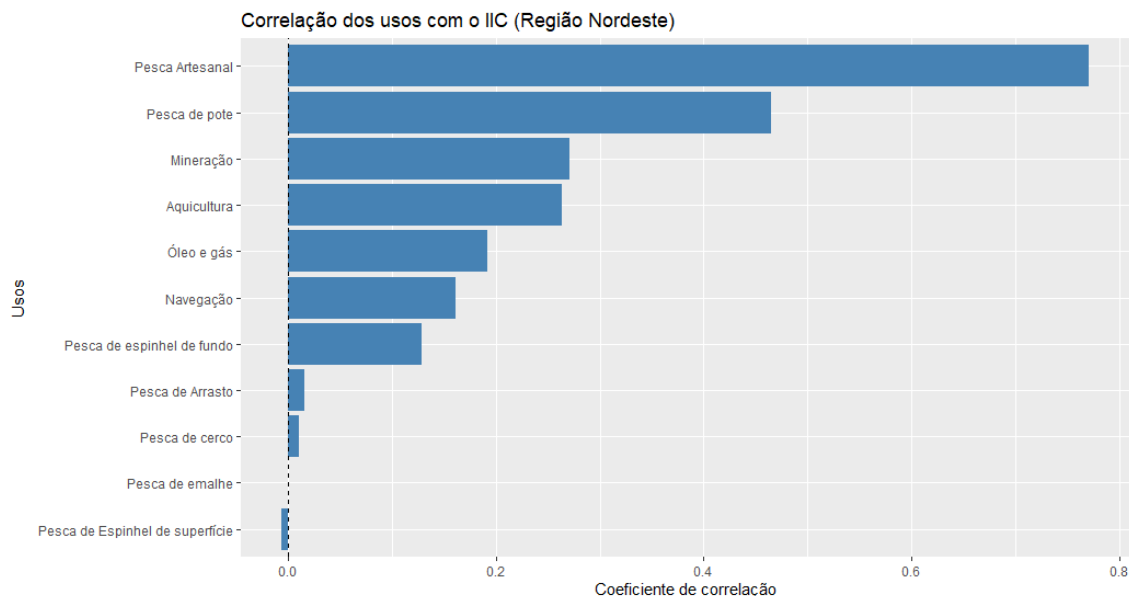
Figura 17. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Nordeste. Distribuição espacial da pesca artesanal (A.1 e C.1), pesca de pote (A.2 e C.2), mineração (B.1) e óleo e gás (B.2).



Os resultados são corroborados pela alta correlação da pesca artesanal com os maiores índices de IIC. A atividade, além de se distribuir ao longo de toda a plataforma continental do setor setentrional (Figura 17.A1), possui alta densidade na região costeira, principalmente próximo à desembocadura do Rio Mearim, no MA. Nesta porção da região, a aquicultura também representou um uso importante nos índices de IIC. Já na porção setentrional, os setores da pesca de pote, mineração e óleo e gás (Figura 18). A pesca de emalhe e espinhel de superfície apresentaram

correlação negativa, apontando para uma baixa contribuição dessas atividades para o nível de impacto atual.

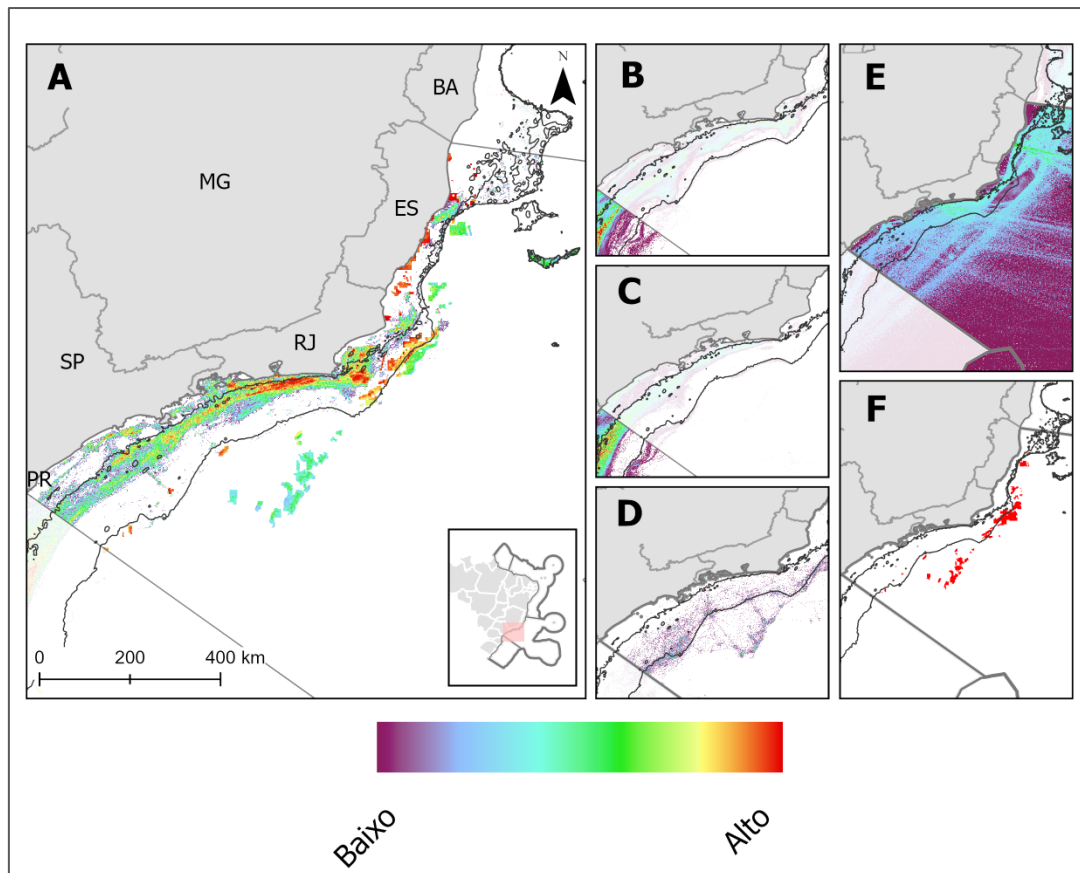
Figura 18. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Nordeste).



4.4.3 Região Sudeste

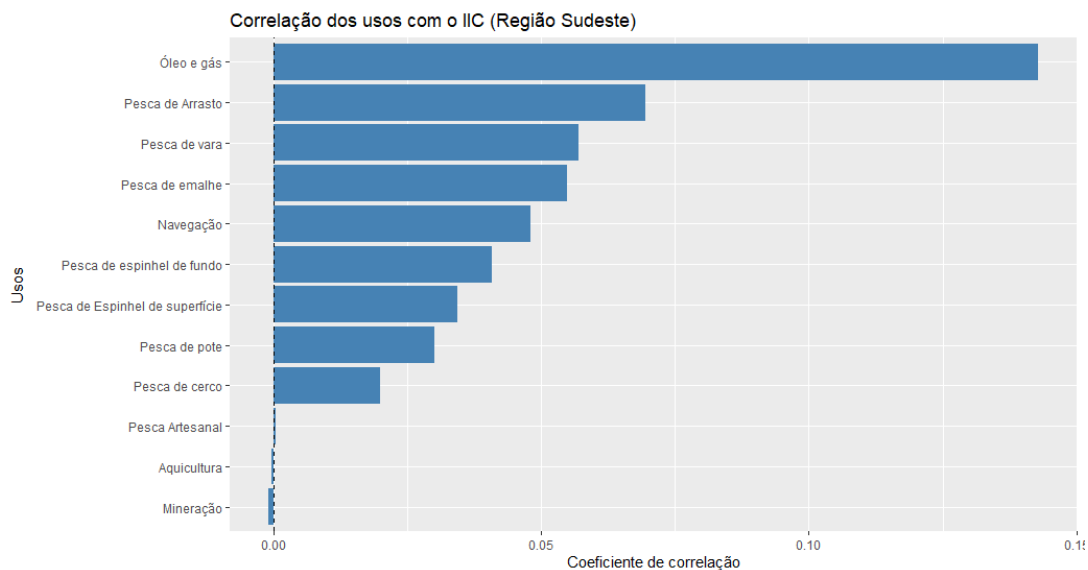
Os maiores valores de IIC na região Sudeste estão localizados na plataforma continental externa rasa (entre 50 e 100 metros de profundidade próximos ao estados de São Paulo (SP) e ao sul do Rio de Janeiro (RJ). Ao norte de Cabo Frio, no RJ, os maiores valores também se distribuem na plataforma continental interna (menos de 50 metros de profundidade) (Figura 19). Também entre os estados de SP e RJ há altos valores em profundidades próximos aos 2000 metros de profundidade. No Estado do Espírito Santo (ES), os maiores valores estão distribuídos ao longo de toda a plataforma continental (até os 200 metros de profundidade), com algumas manchas no talude continental (entre 200 e 1200 metros). Manchas com altos valores de IIC também estão associados com montes submarinos ao longo da cadeia montanhosa de Vitória-Trindade.

Figura 19. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Sudeste (A). Distribuição espacial da pesca de arrasto (B), pesca de emalhe (C), pesca de vara (D), navegação (E) e óleo e gás (F).



No que tange à correlação espacial dos usos com altos valores de IIC, não foi possível estabelecer uma correlação significativa, dado que os maiores valores do coeficiente de correlação não ultrapassam 0,14, associado aos locais com exploração de óleo e gás (Figura 20). Além disso, os diferentes usos analisados tiveram valores de correlação muito próximos, o que denota a ausência de dominância de um determinado uso no resultado final. Isso se explica pelo fato de os valores mais altos de IIC estarem associados à áreas com sobreposição de diversos usos, o que implica também um maior acúmulo e diversidade de pressões nos componentes do ecossistema avaliados. Assim, pode-se concluir que os altos valores de IIC na região estão relacionados não à intensidade de um ou mais usos predominantes, mas sim pela diversidade de usos mapeados.

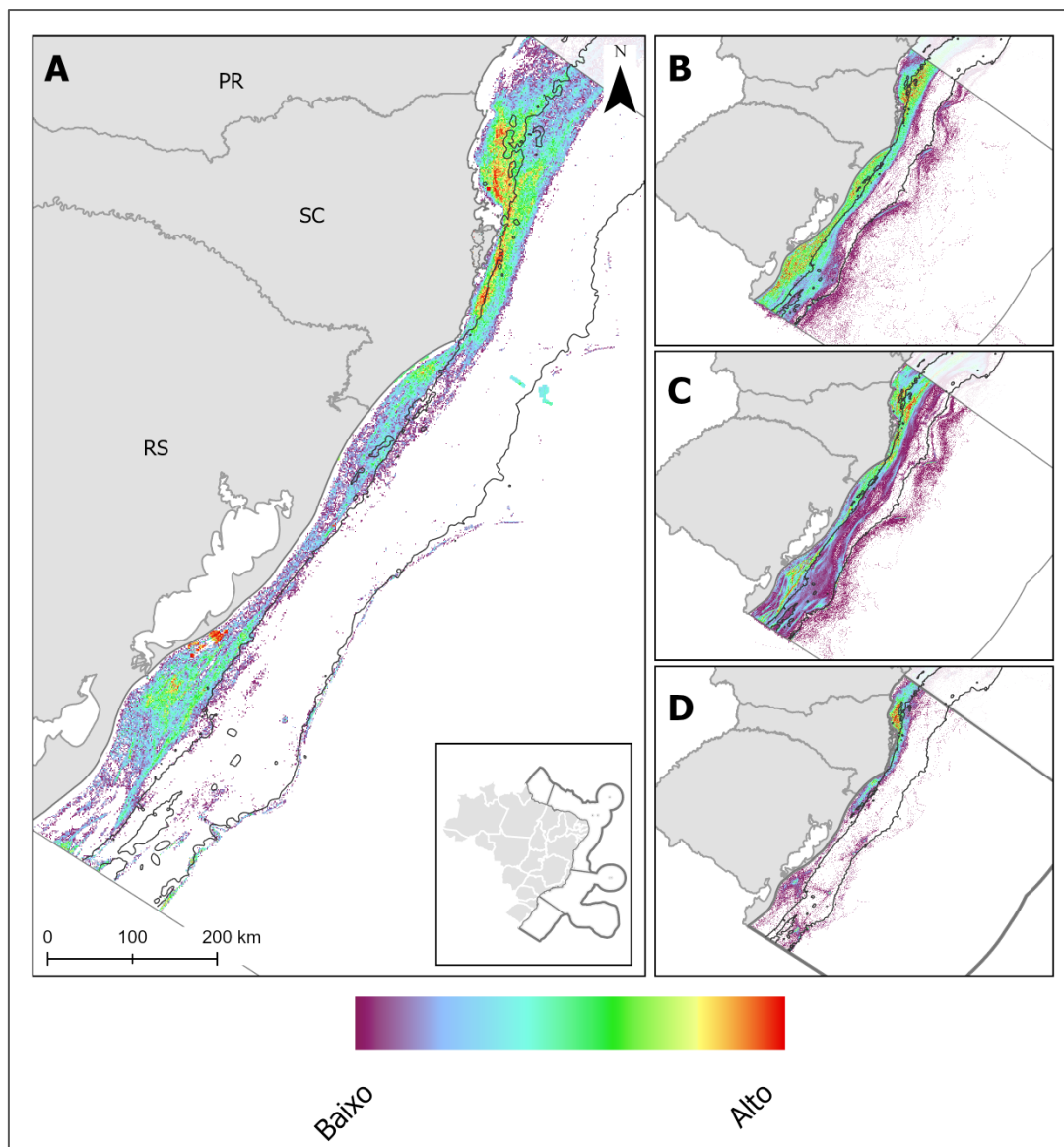
Figura 20. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Sudeste).



4.4.4 Região Sul

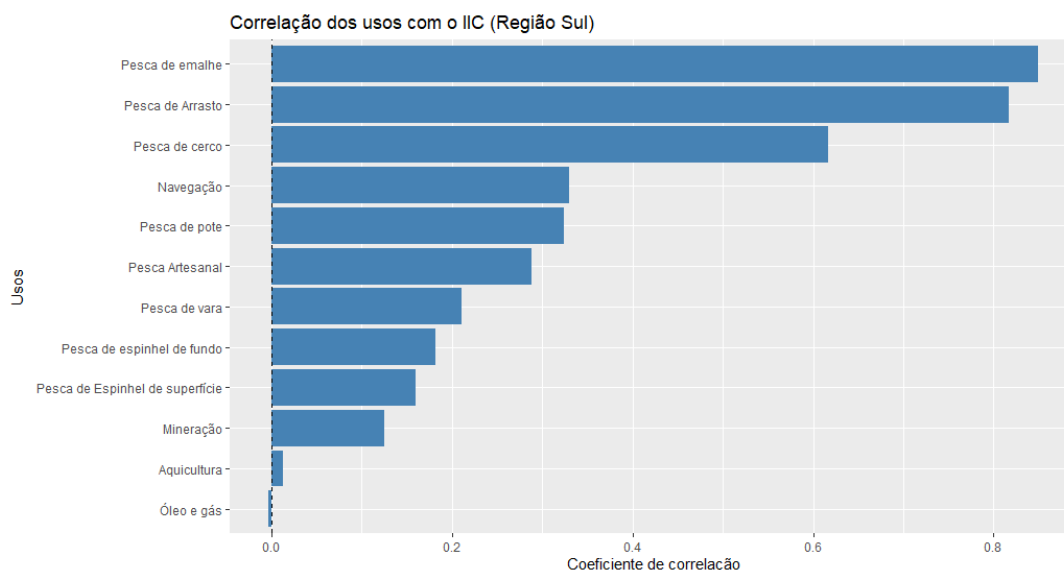
Na região Sul, os maiores valores de IIC se concentram próximos à costa, principalmente até a isóbata de 100 metros em Santa Catarina (SC) e sul do Rio Grande do Sul (RS), entre 20 e 50 metros de profundidade. Além disso, há uma concentração de altos valores entre 200 e 1000 metros de profundidade, na região do talude continental (Figura 21).

Figura 21. Valores acima do terceiro quartil do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) na Região Sul (A). Distribuição espacial da pesca de emalhe (B), pesca de arrasto (C) e pesca de cerco (D).



As áreas com maior IIC apresentaram alto índice de correlação com maiores valores de esforço pesqueiro. As artes de pesca com maior coeficiente de correlação foram a pesca de emalhe, arrasto e cerco. A navegação, a pesca de pote e a pesca artesanal também contribuíram significativamente para os maiores valores de IIC na região (Figura 22). A atividade de óleo e gás teve correlação espacial negativa, denotando que estão inversamente relacionadas com altos valores de IIC, ou seja, em locais com menor índice de impacto.

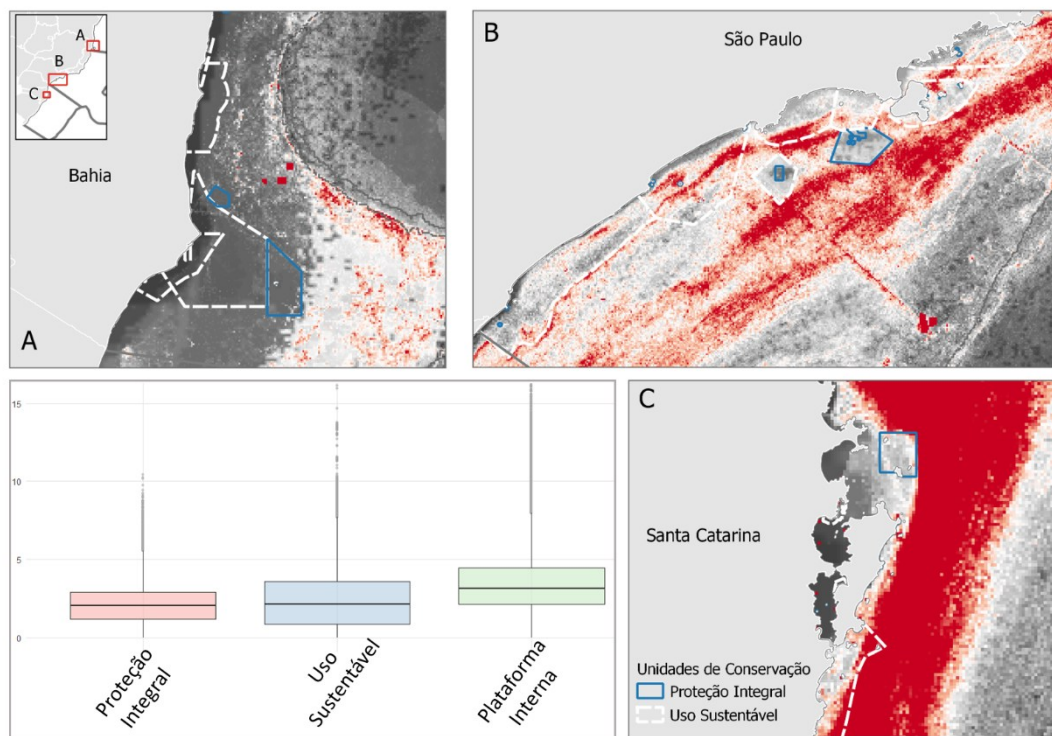
Figura 22. Correlação espacial dos usos com o quartil mais alto de impacto cumulativo (região Sul).



4.4.5 O papel das Unidades de Conservação

Uma questão relevante que se destaca entre os resultados obtidos é o papel que as Unidades de Conservação (UCs) representam na redução do IIC. Apesar da maior área de UCs marinhas corresponderem às UCs em ilhas oceânicas (aproximadamente 83% da área total de UCs), elas desempenham papel fundamental em áreas da plataforma continental interna (até 50 metros de profundidade). Alguns exemplos são demonstrados na Figura 23. É possível observar que as áreas de UCs apresentam valores significativamente menor de IIC, além de possíveis indicações de efeito spill-over nas áreas limítrofes, indicando também um possível efeito positivo dessas áreas, principalmente, para os estoques pesqueiros (MOTTA *et al.*, 2021; ROLIM; ÁVILA-DA-SILVA, 2016). Esses resultados corroboram os obtidos por MAGRIS *et al.* (2021), mas também aponta para uma necessidade de que novas UCs sejam planejadas além da zona costeira, protegendo também habitats e espécies em áreas mais profundas da plataforma continental. Dessa forma, a aplicação da AIC também aponta para o potencial de orientar a definição de medidas de conservação (BAN *et al.*, 2010; DA LUZ FERNANDES *et al.*, 2018), garantindo que as iniciativas de conservação sejam estrategicamente alocadas no espaço, a fim de maximizar sua eficácia.

Figura 23. Mapa de Índice de Impacto Cumulativo em áreas de Unidades de Conservação no Sul da Bahia (A); São Paulo (B) e Santa Catarina (C).



4.5 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste capítulo destacam a relevância da Avaliação de Impacto Cumulativo (AIC) como ferramenta estratégica no suporte ao Planejamento Espacial Marinho (PEM) na Margem Continental Brasileira. A análise espacial revelou a distribuição heterogênea do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) nas quatro regiões propostas para o PEM, evidenciando padrões específicos de impacto relacionados à intensidade e à sobreposição de pressões humanas sobre componentes ambientais sensíveis.

O aumento da profundidade – e no caso da ZEE brasileira, seu consequente aumento de distância da costa – desempenhou papel fundamental na modulação dos impactos, conforme indicado pela maior intensidade de IIC em habitats mais rasos e nas áreas de plataforma continental, particularmente na Região Norte e Sul. Esse padrão é coerente com a elevada concentração de atividades como pesca artesanal, de arrasto e de pote, que, em conjunto, apresentam alta correlação espacial com os valores mais elevados de IIC. Em contrapartida, pressões relacionadas à

mineração e exploração de óleo e gás apresentaram correlação negativa em algumas regiões, sugerindo uma relação inversa entre a intensidade dessas atividades e o impacto cumulativo.

As diferenças regionais apontam para desafios na gestão integrada e estratégica do PEM. Enquanto os impactos na Região Norte são majoritariamente associados à pesca artesanal e habitats biogênicos sensíveis, como bancos de rodólitos, a Região Sudeste é caracterizada pela sobreposição de múltiplos usos, implicando em uma diversidade de pressões. A ausência de dominância de um único uso nesta região reforça a importância de abordagens que considerem a complexidade do mosaico de atividades marítimas. No Sul, a correlação espacial entre o esforço pesqueiro e os altos valores de IIC destaca a necessidade de medidas específicas para a gestão sustentável dessa atividade.

Além disso, a análise individual dos componentes ecológicos revelou que grupos como elasmobrânquios, mamíferos e habitats sedimentares profundos apresentam alta sensibilidade e níveis de impacto desproporcionalmente elevados, reforçando a importância de estratégias direcionadas para sua conservação. A distribuição heterogênea dos valores de IIC entre os grupos regionais também sugere que o PEM deve considerar as características ecológicas e socioeconômicas específicas de cada região para garantir a eficácia das medidas de manejo.

Dado o intrínseco caráter espacial do PEM, é possível afirmar que o processo deve ter como objetivo atuar na alocação dos diferentes usos (EHLER; DOVERE, 2009a; OLSEN *et al.*, 2014), considerando as características ambientais de cada área. Em outras palavras, é a partir da caracterização da distribuição espacial de cada uso que as medidas de gestão serão propostas, uma vez que não se pode alterar a alocação dos componentes ambientais – sejam espécies importantes para a conservação, sejam habitats mais sensíveis à impactos (CROWDER; NORSE, 2008). Portanto, as diretrizes de gestão devem buscar estabelecer o regramento das atividades marítimas a fim de que sejam garantidos os objetivos de conservação.

Neste sentido, uma das principais contribuições foi a identificação de quais componentes ambientais estão sob maior intensidade dos impactos

provenientes dos usos humanos no ambiente marinho. A análise desenvolvida permitiu a associação dos diferentes usos aos níveis mais altos de pressão sobre o ambiente, definindo também qual deve ser o foco do planejamento em cada região. Esses elementos podem contribuir também para a identificação de potenciais conflitos entre usos e entre usos além de definir áreas importantes para a conservação.

4.6 LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES

Algumas limitações foram identificadas no que diz respeito à disponibilidade e formato de dados, além de escolhas metodológicas adotadas que não constituem limitações em si, mas que devem ser consideradas caso a ferramenta seja aplicada em exercícios reais de PEM.

Nas regiões Norte e Nordeste, a pesca artesanal teve uma relação muito forte com as áreas de maior impacto. Isso pode estar relacionado com os dados de entrada, que foram obtidos através da vetorização de áreas mais importantes para a pesca artesanal, relatada em processos de licenciamento ambiental. Quando reescaladas, segundo a metodologia proposta, os valores associados a essas áreas apresentaram valores que podem superestimar a influência dessa atividade na contribuição do IIC. Dados de esforço de pesca contínuos, como os que foram utilizados para a frota industrial, representam de maneira mais acurada a distribuição pesqueira em larga escala (MCCLUSKEY; LEWISON, 2008). Além disso, a integração com técnicas de mapeamento participativo, no qual os pescadores são envolvidos durante o processo de coleta e sistematização de dados, representa o método mais acurado para se estimar a distribuição da atividade (DE SOUZA & FREITAS, 2018; BORGES *et al.*, 2021; SCHIMITZ *et al.*, 2021).

Como descrito na metodologia, optou-se por não incluir pressões de origem terrestres no ambiente marinho (p.ex.: *input* de matéria orgânica, introdução de poluentes) e pressões exercidas em terra por atividades marítimas (p.ex.: estrutura de armazenamento de petróleo e gás, estruturas portuárias). Ainda que esta tenha sido uma opção adotada por conta da escala de análise, a inclusão destas pressões é uma das formas de se representar as interações entre o ambiente terrestre e marinho, o que tem se convencionado chamar de interação terra-mar (KIDD *et al.*, 2019).

Diferentes casos estudados incluíram em suas análises pressões provenientes do ambiente terrestre. De fato, pressões como introdução de contaminantes e matéria orgânica por meio de efluentes ou criação de barreiras físicas por infraestrutura urbana causam impactos significativos em ecossistemas e fauna marinha. No entanto, a escala de influência destas pressões tende a ser maior em áreas próximas à costa (CRAIN *et al.*, 2009), tendo sua magnitude pouco relevante para a escala de análise adotada. Além disso, a revisão bibliográfica de métodos de AIC feita por JUDD; BACKHAUS; GOODSIR (2015) demonstrou que a integração da interface terra-mar é um dos maiores desafios encontrados na aplicação deste tipo de avaliação. Por esses motivos, optou-se por limitar os mapeamentos e análise à porção marinha. Ainda assim, para fins do PEM ressalta-se a importância de se considerar a interação terra-mar, visto que ambientes costeiros tendem a serem mais vulneráveis e acumularem maior número de pressões, tanto de fontes terrestres quanto marinhas (LOISEAU *et al.*, 2021; SINGH *et al.*, 2021).

4.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste capítulo reforçam a hipótese de que a integração da AIC ao processo de PEM pode auxiliar na identificação de riscos à biodiversidade, pressões sobre os ecossistemas marinhos e na priorização de medidas de manejo que conciliem conservação e desenvolvimento econômico. A caracterização detalhada da distribuição espacial de pressões, impactos e componentes ambientais fornece subsídios essenciais para a tomada de decisão, permitindo um planejamento adaptativo e direcionado.

A aplicação da AIC revelou não apenas os padrões espaciais de impacto, mas também as lacunas nas atuais estratégias de conservação, especialmente em relação à proteção de habitats profundos. Ademais, a associação entre os altos valores de IIC e a sobreposição de pressões em diversas regiões enfatiza a necessidade de uma coordenação nacional no desenvolvimento de planos regionais, garantindo coerência entre prioridades locais e objetivos federais.

Por fim, os resultados evidenciam que a eficácia do PEM depende de uma abordagem integrada que considere tanto os componentes ambientais sensíveis quanto a diversidade de usos humanos no ambiente

marinho. A análise desenvolvida neste capítulo destaca o potencial da AIC como ferramenta de suporte à definição de zonas prioritárias para a conservação e ao gerenciamento sustentável de atividades marítimas. Esses avanços são especialmente relevantes no contexto brasileiro, onde o PEM ainda está em estágios iniciais de implementação, contribuindo para o fortalecimento das bases científicas e operacionais para o uso sustentável dos recursos marinhos.

5 CAPITULO 3: A AVALIAÇÃO DE IMPACTO CUMULATIVO E FERRAMENTAS DE SUPORTE À DECISÃO

A elaboração de cenários constitui uma das últimas etapas de elaboração do Plano de Gestão Espacial durante o processo de Planejamento Espacial Marinho (PEM) (EHLER; DOUVRE, 2009a). Em linhas gerais, a elaboração de cenários refere-se à prospecção de como determinada medida de gestão possível de ser adotada se refletirá no cumprimento dos objetivos e metas estabelecidos. Em um contexto mais amplo, os cenários elaborados deverão contribuir na identificação e antecipação das consequências que as estratégias propostas no plano terão no futuro (VAN HOOFF *et al*, 2014).

Dentro do contexto do PEM, a criação de cenários pode ser realizada de diversas maneiras, conforme a pergunta a ser respondida. De acordo com BÖRJESON *et al.* (2006) os cenários podem ser categorizados como *Normativo*, *Preditivo* ou *Exploratório*. A primeira categoria (Normativo) entende a elaboração de cenários como uma forma de avaliar diferentes estratégias para atingir um determinado objetivo. Nesse caso, estes cenários geralmente são projetados quando um estado ou condição final desejado foi estabelecido e, desta forma, busca-se desenvolver estratégias para atingir este estado e identificar quais fatores podem impedir que o objetivo seja alcançado. Este tipo de cenário é bastante utilizado na definição de estratégias de conservação (VAUGHAN & AGARDI, 2020; VIGO *et al.*, 2024), casos nos quais, geralmente há uma meta de conservação definida e busca-se avaliar diferentes locais para a alocação de uma Área Marinha Protegida (AMP), por exemplo.

A categoria de Cenários Preditivos busca responder a pergunta “o que irá acontecer?”, e são baseadas em informações passadas e o futuro é projetado levando em conta determinado padrão de comportamento. Este tipo de cenário é bastante utilizado com relação às questões de como as mudanças climáticas podem afetar diferentes recursos, uma vez que há projeções futuras de mudança em diferentes variáveis que afetam esse processo (p.ex.: temperatura, clorofila) e pode-se buscar entender como isso se reflete em outras variáveis (p.ex.: diminuição do estoque pesqueiro). Este tipo de cenário também é bastante utilizado em relação às análises de riscos

costeiros, no qual o objetivo é avaliar, por exemplo, o risco à inundação de determinado local (ANTONIOLI ET AL., 2020) ou a probabilidade no aumento de eventos extremos (GAO ET AL., 2022).

Já o terceiro tipo de cenário refere-se aos *Exploratórios*, onde a pergunta “o que pode acontecer?” será respondida. Este tipo de cenário é comumente projetado para a compreensão de como uma ou mais variáveis tendem a se comportar quando há a inclusão de novos empreendimentos em uma área (GIMPEL *et al.*, 2015). Este é o tipo de cenários mais comum com aplicação direta em ferramentas de suporte à decisão (PINARBAŞI *et al.*, 2017) e pode ser utilizado para uma vasta gama de propósitos no PEM. As aplicações mais comuns demonstram o efeito da introdução de uma nova atividade (FILGUEIRA *et al.*, 2015), podem ser usados na avaliação de *trade-offs* entre cenários (ARKEMA *et al.*, 2014; HARRIS *et al.*, 2014; STELZENMÜLLER *et al.*, 2022) e na realocação de usos existentes (COCCOLI *et al.*, 2018). Cenários exploratórios são essenciais para modelar futuros alternativos, levando em consideração diferentes combinações de fatores e suas consequências no ecossistema marinho.

Neste sentido, cenários exploratórios são particularmente importantes para simular o efeito da introdução de novas atividades ou da expansão de atividades já existentes.

Uma das atividades que tem impulsionado o PEM ao redor do mundo é a produção de energia eólica. Dado o atual contexto de discussão da redução do uso de combustíveis fósseis, diversos países têm desenvolvido estratégias para a transição da matriz energética para fontes renováveis. (YATES; BRADSHAW, 2018). Metas como as estabelecidas pela União Europeia de descarbonizar a economia entre 80-90% até 2050 (EUROPEAN UNION, 2018) tem feito da indústria de energia eólica um dos principais setores da Economia Azul. Para que isso seja viável, há uma necessidade de se desenvolver um arcabouço que possa regulamentar o setor e que busque minimizar conflitos com atividades já existentes, como navegação e pesca.

Ao mesmo tempo, atividades tradicionais, como a exploração de petróleo e gás, já possuem uma presença consolidada nos oceanos, e seus impactos ambientais são amplamente conhecidos (VENEGAS-LI *et al.*,

2019). No entanto, com a expansão dessas atividades, especialmente em áreas ainda pouco exploradas, é possível que os impactos ambientais se intensifiquem. A exploração de petróleo e gás marinhos pode resultar em uma série de pressões sobre os ecossistemas, como poluição química, riscos de vazamentos e degradação de habitats essenciais para a biodiversidade marinha. A expansão dessas atividades exige uma análise detalhada dos impactos cumulativos, uma vez que a intensificação das operações pode gerar efeitos adversos significativos para a saúde dos ecossistemas.

O objetivo deste capítulo é, portanto, demonstrar como a Avaliação de Impacto Cumulativo (AIC), ao ser aplicada por meio de cenários exploratórios, pode subsidiar a elaboração de estratégias para a tomada de decisão no PEM. A partir de diferentes cenários, será possível examinar como a expansão de uma atividade tradicional, como a exploração de petróleo e gás, e a introdução de uma nova atividade, como a energia eólica, podem afetar os níveis de impacto cumulativo sobre os ecossistemas marinhos. Mais especificamente, o capítulo visa responder à seguintes perguntas: “Como os níveis de Impacto Cumulativo se alteram com a expansão de uma atividade tradicional (como a exploração de petróleo e gás) e a inclusão de uma nova atividade (como a energia eólica)?”

5.1 ESTUDO DE CASO: A EXPANSÃO ENERGÉTICA E A DEMANDA POR ESPAÇO

5.1.1 Petróleo e gás

O setor brasileiro de petróleo e gás evoluiu significativamente desde seu modesto início no começo do século XX. Inicialmente impulsionado por iniciativas do setor público e, mais tarde, reforçado pelo Conselho Nacional do Petróleo (CNP), o setor foi amplamente definido pelo controle estatal e pelo envolvimento limitado do setor privado. A criação da Petrobras, em 1953, marcou um ponto de inflexão, concedendo à empresa o monopólio da exploração, produção e refino, e estabelecendo as bases para o desenvolvimento industrial do Brasil (DOS SANTOS; DE AVELLAR, 2016) .

No entanto, foi a descoberta das reservas na camada pré-sal, anunciada em 2006, que realmente transformou o Brasil em uma potência petrolífera global. Localizadas abaixo de camadas do pós sal e sal, em

profundidades entre 5000 e 7000 metros abaixo do assoalho oceânico, as reservas contêm grandes quantidades de petróleo de alta qualidade. Desde o início da produção, em 2008, essas reservas aumentaram significativamente a produção de petróleo do Brasil, respondendo agora por mais de 42% da produção nacional e posicionando o país como líder na exploração de petróleo *offshore* (D'ALMEIDA, 2015; MENDES *et al.*, 2020). As projeções indicam que a produção continuará a crescer, podendo chegar a 5,2 milhões de barris por dia até 2031, com o apoio de investimentos estimados em US\$ 180 bilhões entre 2022 e 2031.

Nos últimos anos, a produção de petróleo do Brasil atingiu níveis sem precedentes, impulsionada principalmente pelo início da exploração nos campos de pré-sal. Em 2023, o país atingiu uma média recorde de 4,344 milhões de barris de óleo equivalente por dia (boe/d), marcando um aumento de 11,69% em relação a 2022 e ultrapassando 4 milhões de boe/d pela primeira vez. As projeções indicam que a produção continuará a crescer, podendo chegar a 5,2 milhões de barris por dia até 2031, apoiada por uma estimativa de produção de mais de 1 milhão de barris por dia (ARDENGHY *et al.*, 2023; EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE), 2024).

A atividade de Exploração de Petróleo e Gás (EP&G) está vinculada a uma gama de impactos descritos na literatura. Há os impactos indiretos da atividade, causados pela utilização do combustível fóssil e a emissão de gases de efeito estufa. Já os impactos diretos, causados pela atividade de exploração em si, se distinguem entre agudos e crônicos (HOLDWAY, 2002; VENEGAS-LI *et al.*, 2019). Os impactos agudos são aqueles que ocorrem por falha ou acidente humano, ou seja, fora dos padrões normais da atividade. Esse tipo de impacto é causado pelo derramamento de grandes volumes de óleo por falhas humanas durante a extração ou transporte, causando danos com consequências imprevisíveis para a biodiversidade.

Os impactos crônicos são aqueles oriundos da atividade padrão da indústria, respeitado os limites de qualidade ambiental estabelecido por regras de controles. Esses impactos apresentam menor intensidade e tendem a ter consequências mais previsíveis para a biodiversidade, apesar de maior frequência quando comparados aos agudos (VENEGAS-LI *et al.*,

2019). Isso porque os impactos se distribuem, em diferentes intensidades, ao longo de todas as fases da EP&G.

Desde o início, durante as etapas exploratórias de geologia e geofísica, ocorre um aumento no tráfego de embarcações para pesquisa sísmica e perfurações de poços de exploração. Como consequência, ocorre perda de habitat, aumento de colisão com embarcações e degradação ambiental por poluição sonora. Já nas fases de produção, ao longo do desenvolvimento das instalações físicas, da produção dos hidrocarbonetos, do processamento e descomissionamento, ocorrem o maior volume de impactos, incluindo a perda de habitats, introdução de espécies invasoras e colisão com embarcações.

Uma publicação recente intitulada “Plano de Redução de Impactos das Atividades de Exploração e da Produção de Petróleo e Gás sobre a Biodiversidade Marinha e Costeira” (PRIM-PGMar)(ICMBio, 2023) traz reflexões interessantes sobre como compatibilizar a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento da indústria petrolífera. O estudo, realizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), foi decorrente de um processo participativo que envolveu atores de órgãos governamentais e o setor da indústria. Nele, desenvolveu-se uma ferramenta que se assemelha muito ao desenvolvido neste capítulo, porém com foco exclusivo para o setor de óleo e gás. A ferramenta desenvolvida busca “sintetizar soluções e espacialmente explícitas de compatibilização de interesse”, avaliando as pressões exercidas na biodiversidade pela atividade. Neste sentido, a ferramenta propõem soluções espacialmente explícitas para evitar, mitigar e compensar danos ambientais da atividade.

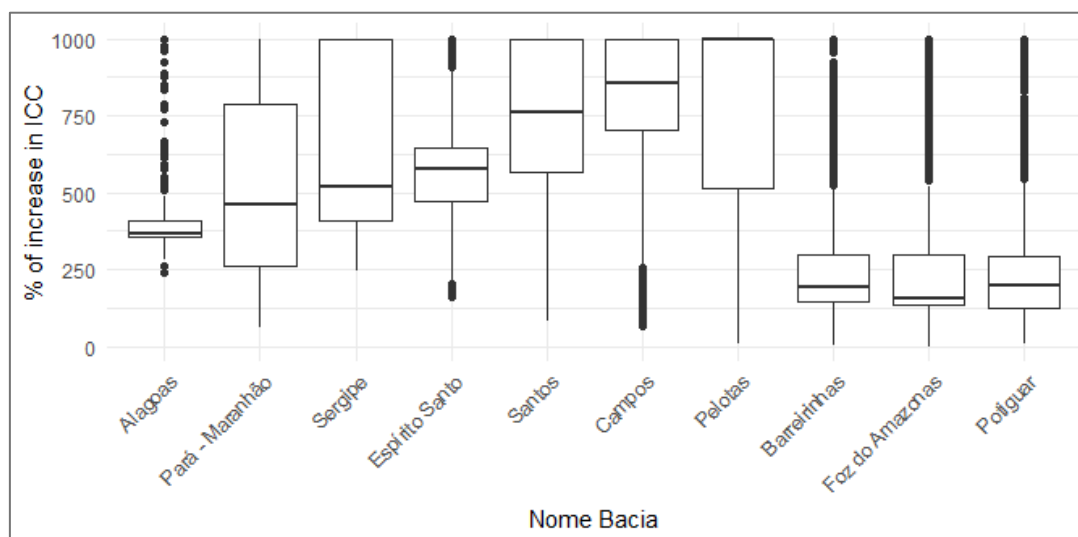
Ainda que a ferramenta tenha o potencial de contribuir para a alocação da atividade com o objetivo de reduzir os impactos, ela se propõe a avaliar aspectos unicamente relativos a EP&G. Assim, ela representa uma ferramenta que pode ser aplicada aos processos de licenciamento ambiental da atividade e direcionar o planejamento estratégico do setor, identificando oportunidades para a compatibilização da EP&G com critérios ambientais.

Contudo, para fins de PEM, faz-se necessário avaliar os efeitos da expansão da atividade frente à outras atividades já existentes. Por esse motivo, foi modelado o incremento no IIC obtido no capítulo 2, considerando

a inclusão de novos blocos de exploração de petróleo e gás. Para a projeção do cenário, foram analisados a inclusão de 169 blocos de exploração, distribuídos entre 10 bacias sedimentares na porção marinha, que foram ofertados e arrematados até a 17ª rodada de leilões de concessão da ANP². Foram consideradas as mesmas pressões associadas à atividade no exercício anterior – abrasão, perda de habitats, alteração na sedimentação, introdução de espécies invasoras, extração de recursos não vivos e distúrbio à fauna.

No geral, o cenário modelado a partir da inclusão de novos blocos de exploração de petróleo aponta para dois padrões distintos no que se refere ao incremento de impacto cumulativo. Neste cenário, em sete dos dez bacias analisadas, a inclusão dos blocos ofertados causou um incremento na ordem entre 3 e mais de 10 vezes nos valores de IIC (Figura 24), enquanto nas outras três bacias esses valores ficam entre 1 a 2 vezes maiores. Por isso, cabe a reflexão sobre quais são as possíveis causas relacionadas às diferenças encontradas entre os impactos que a expansão da atividade pode causar em áreas distintas do Brasil, o que será discutido a seguir.

Figura 24. Incremento de impacto cumulativo na projeção de cenário de expansão da atividade de petróleo e gás, por bacia sedimentar.

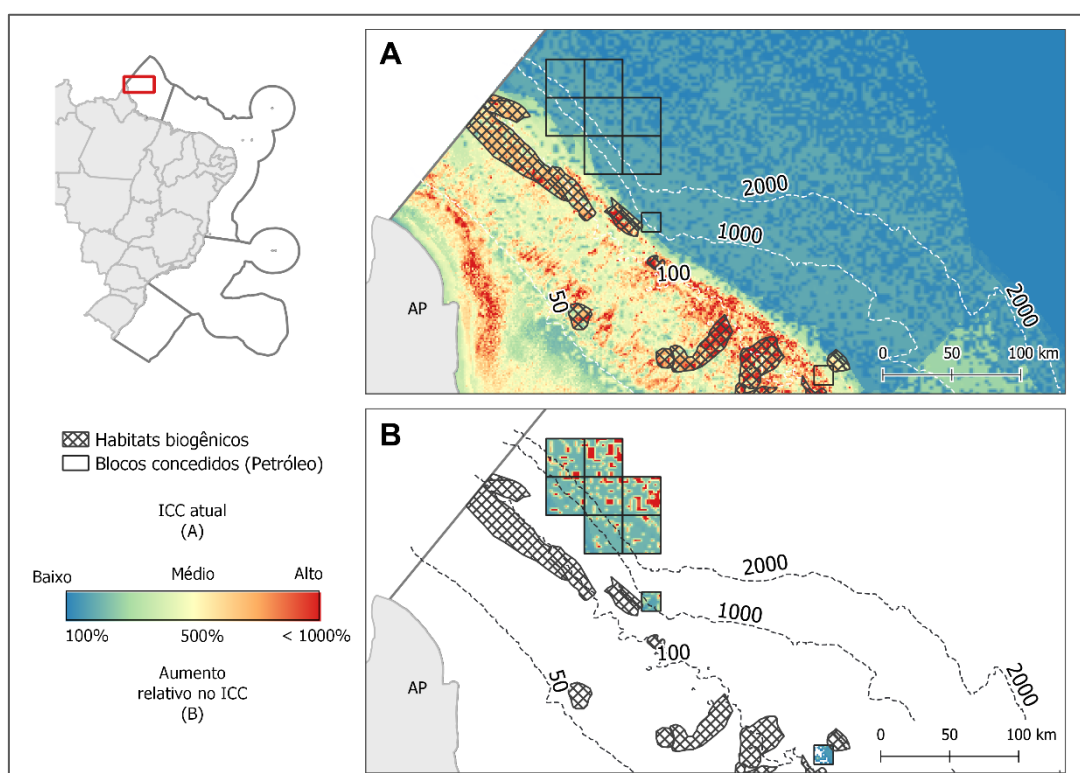


Na região da Margem Equatorial do Brasil, onde se insere a Bacia Sedimentar da Foz do Amazonas, pode-se observar que os campos arrematados abrangem profundidades entre a plataforma continental, talude

² <https://www.gov.br/anp/pt-br/rodadas-anp/rodadas-concluidas/concessao-de-blocos-exploratorios>. Acessado em 14/09/2024.

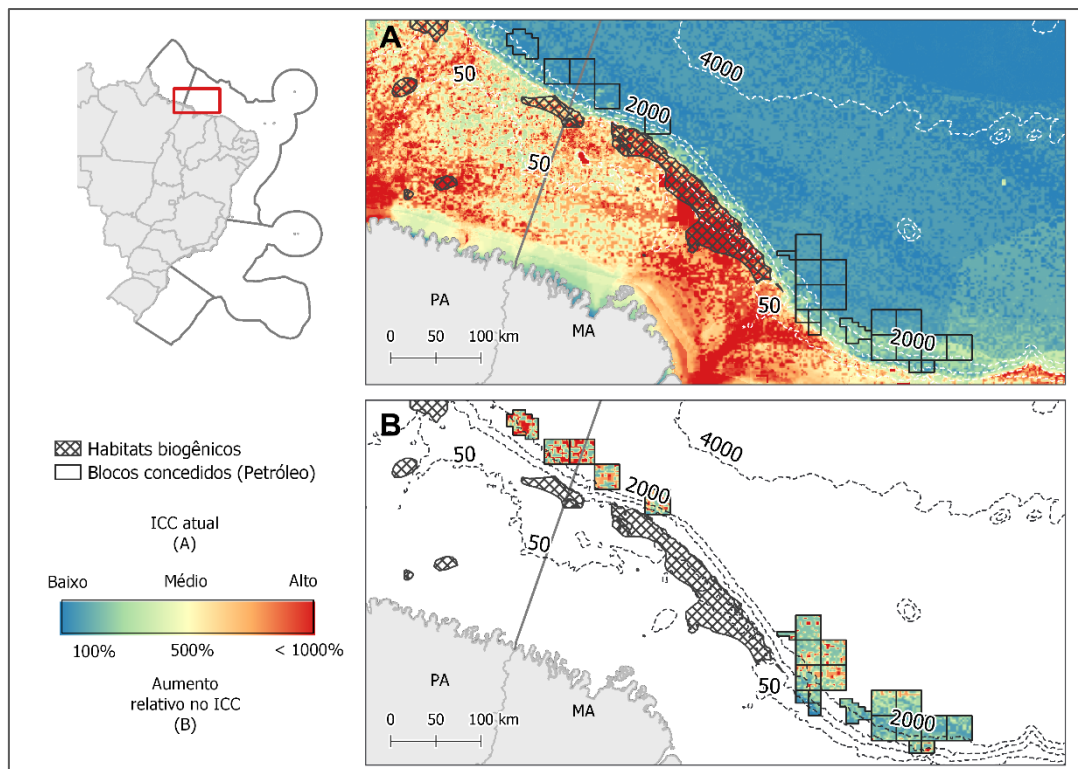
e oceano profundo (< 2000 m). Estes blocos estão localizados próximos à habitats biogênicos, que apresentam altos valores de sensibilidade e que, nesta região e que estão em áreas altamente impactadas no cenário atual (Figura 25.A). No entanto, como oito dos dez blocos ofertados nesta bacia estão em profundidades superiores a 1000 metros, o incremento no impacto no interior destes blocos é relativamente baixo (Figura 25.B). Ainda assim, cabe ressaltar que ao menos 2 dos blocos arrematados se sobrepõem à feições de habitats biogênicos já mapeados.

Figura 25. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Norte).



Os blocos arrematados que ficam no limite entre as regiões Norte e Nordeste, nas bacias sedimentares do Pará-Maranhão e de Barreirinhas, também estão localizados em áreas próximas a habitats biogênicos. Esses blocos estão próximos a áreas que já apresentam altos valores de IIC no cenário atual, principalmente próximo à quebra da plataforma continental (200 metros de profundidade) (Figura 26.A). Por esse motivo, assim como na bacia da Foz do Amazonas, a inclusão dos blocos arrematados representou um incremento de baixo a médio em grande parte da área representada (Figura 26.B).

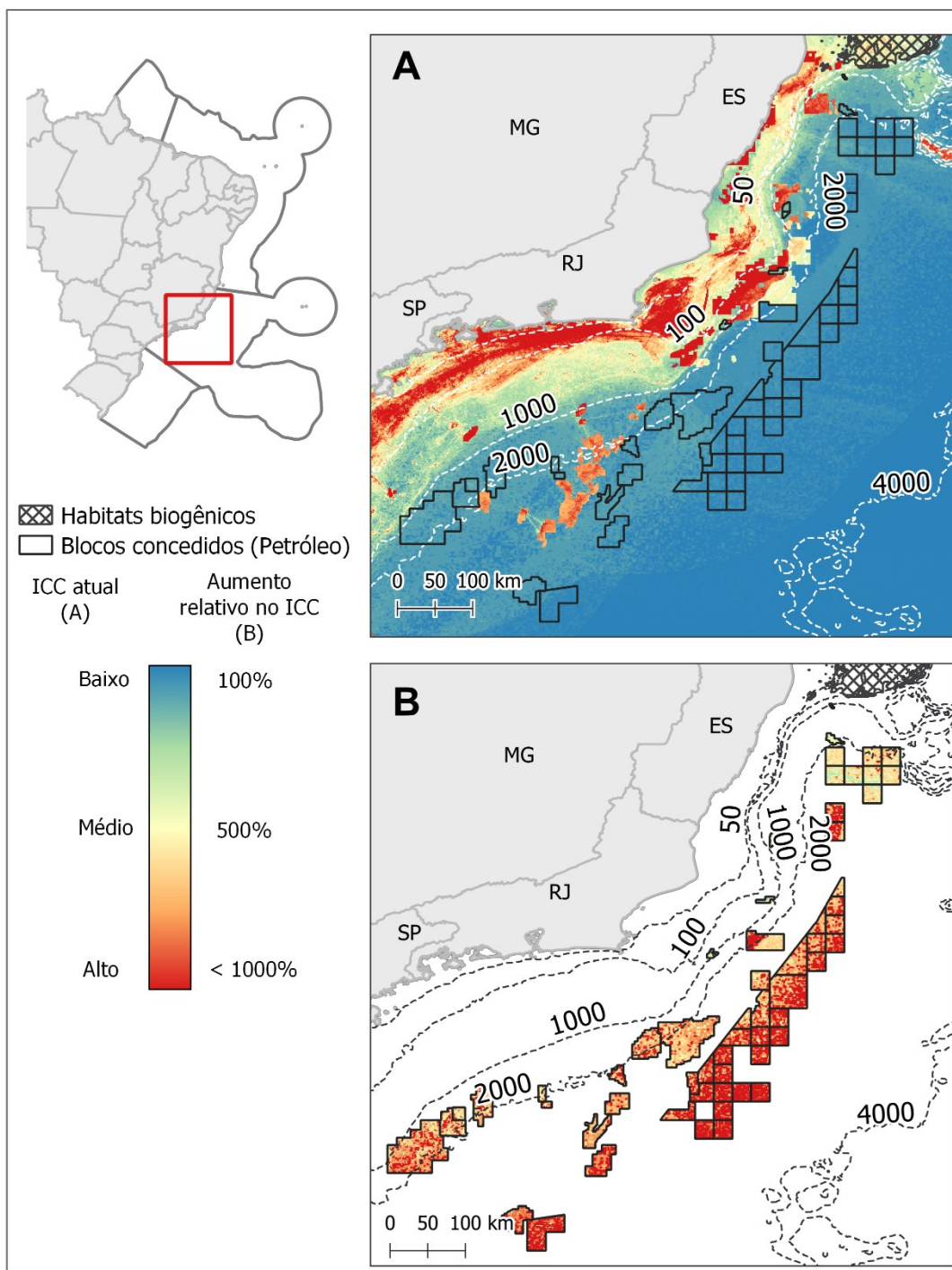
Figura 26. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Norte/ Nordeste).



Bacia de Santos e Campos

No caso das Bacias de Santos e Campos, além dos campos já em exploração, há ainda alta confluência de atividades na região, o que pode indicar um potencial conflito de uso pelo espaço entre os usos que são concorrentes. Atualmente, os blocos do pré-sal que estão em operação nestas bacias já estão associados aos maiores valores de IIC (Figura 27.A) no talude continental e bacia oceânica na região. Por esse motivo, o cenário modelado demonstra que a inclusão destes novos blocos representa um aumento de mais de 10 vezes no impacto atual em uma grande porção dos blocos arrematados (Figura 27.B).

Figura 27. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Sudeste).

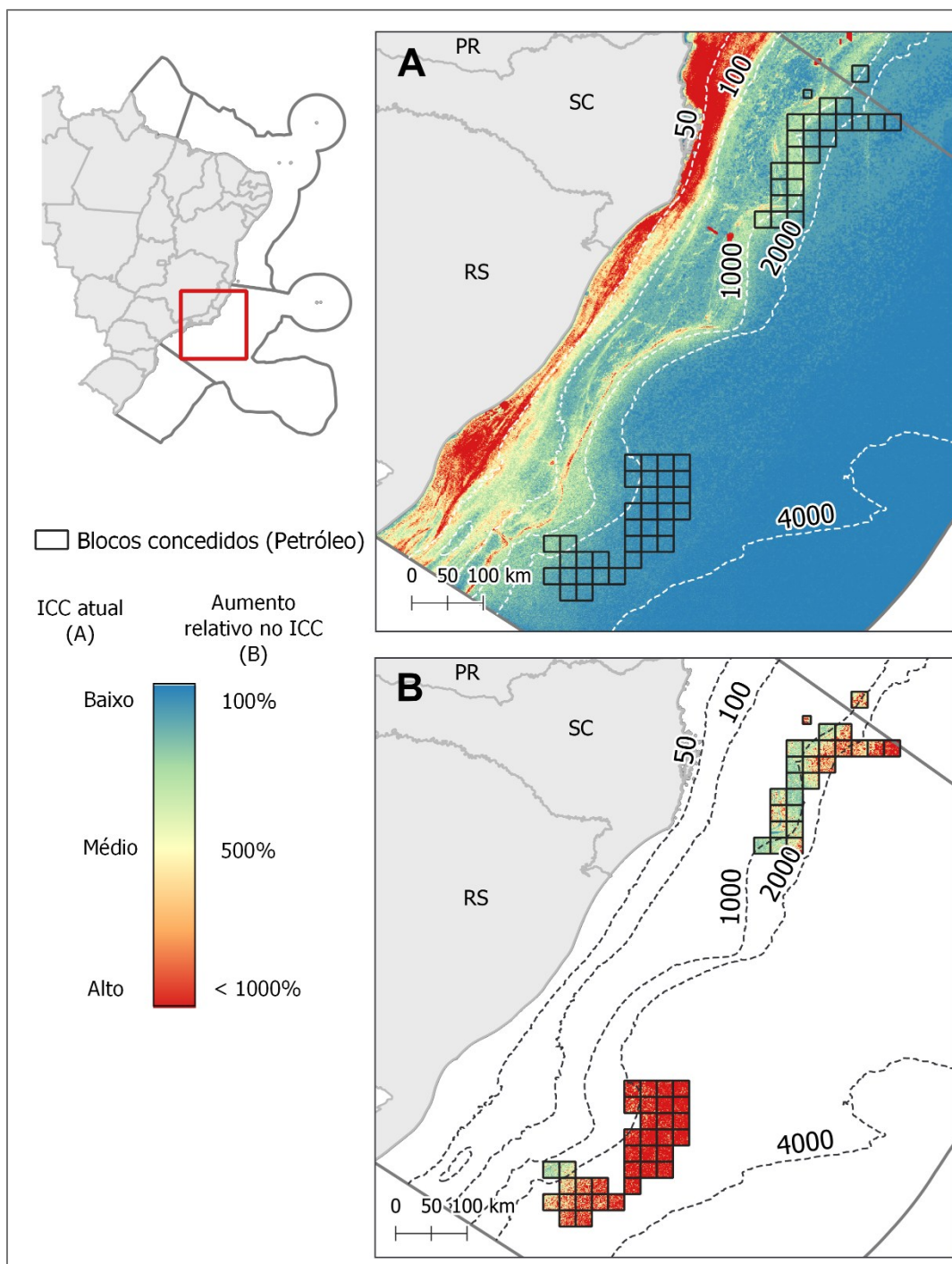


Bacia de Pelotas

Já na Bacia de Pelotas, os blocos arrematados encontram-se em profundidades que abrangem desde o talude continental até o assoalho oceânico (Figura 28). Os blocos mais próximos ao talude, apresentaram menor incremento de impacto em relação aos blocos nas profundidades

maiores que 2000 metros. Isso se deve ao fato de que as áreas mais profundas (>2000 m de profundidade) apresentam valores muito baixo de impacto no cenário atual, o que faz com que a instalação nestes blocos contribuisse para um aumento significativo nas áreas dos blocos arrematados.

Figura 28. Nível atual de impacto cumulativo no cenário atual (A) e no cenário projetado (região Sul).



5.1.2 Eólicas

O setor eólico *offshore* global está experimentando um crescimento sem precedentes, liderado pela Europa e pela Ásia (CHEN; KIM, 2022; COUNCIL, 2022). A Europa é responsável por 93% das instalações eólicas *offshore* globais, liderada por países como Reino Unido, Alemanha, Dinamarca e Holanda, que coletivamente possuem 5.795 turbinas *offshore* com uma capacidade de 28,4 GW em 2022. A Ásia também está avançando, impulsionada pelas estratégias de expansão de energias renováveis da China (COUNCIL, 2022).

Apesar do cenário de expansão, o setor enfrenta vários obstáculos em mercados emergentes, principalmente no Hemisfério Sul. A batimetria íngreme e as plataformas continentais estreitas apresentam barreiras técnicas para a instalação das turbinas, especialmente em regiões como na América do Sul (GARCÍA *et al.*, 2020; PISACANE *et al.*, 2018). Essas limitações geográficas exigem dispositivos de ancoragem distantes da costa, aumentando os custos de instalação e manutenção e afetando a lucratividade. Além disso, há também barreiras administrativas significativas, uma vez que a maior parte destes países não possuem arcabouço normativo para a atividade e estão em estágios iniciais do PEM (YATES; BRADSHAW, 2018).

No Brasil, o setor eólico *offshore* está em um estágio incipiente, sem operações em escala comercial ainda estabelecidas ³. O país, no entanto, tem um imenso potencial técnico de 700 GW para energia eólica *offshore*. O governo brasileiro pretende aproveitar 16 GW até 2025 e prevê um ambicioso potencial de 96 GW até 2050 (BANCO MUNDIAL, 2024). Avanços regulatórios recentes, como o Projeto de Lei 576/2021 e o Termo de Referência criado pelo IBAMA para subsidiar o licenciamento, ressaltam o compromisso do Brasil em promover esse setor. No entanto, a falta de planejamento estratégico para o setor e uma cadeia de suprimentos imatura continuam sendo obstáculos significativos para a realização desse potencial (MAURICIO; CARRASCAL, 2024).

³ <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/laf/consultas/mapas-de-projetos-em-licenciamento-complexos-eolicos-offshore>. Acessado em 18/11/2024.

No atual contexto de PEM no Brasil, é necessário que haja um planejamento abrangente, considerando que a implementação da atividade pode levar a conflitos com outras atividades marítimas em andamento, como pesca, navegação e turismo (CHRISTIE *et al.*, 2014; SPIJKERBOER *et al.*, 2020; TSAI *et al.*, 2022). O desenvolvimento de projetos eólicos *offshore* em harmonia com essas atividades requer dados robustos sobre as condições ambientais no cenário atual, colaboração entre atores e setores envolvidos, além de mecanismos para equilibrar os interesses conflitantes.

Além dos potenciais conflitos com os setores existentes, é importante considerar também os impactos causados pela instalação e operação da atividade. Impactos como a poluição sonora, a perda de habitat, os campos eletromagnéticos de cabos submersos e o deslocamento da pesca são as principais preocupações (BERGSTRÖM *et al.*, 2014; REZAEI *et al.*, 2023). Além disso, os impactos cumulativos de vários parques eólicos *offshore* podem exacerbar esses problemas, levando a mudanças mais profundas e potencialmente irreversíveis nos ecossistemas marinhos (BAILEY *et al.*, 2014).

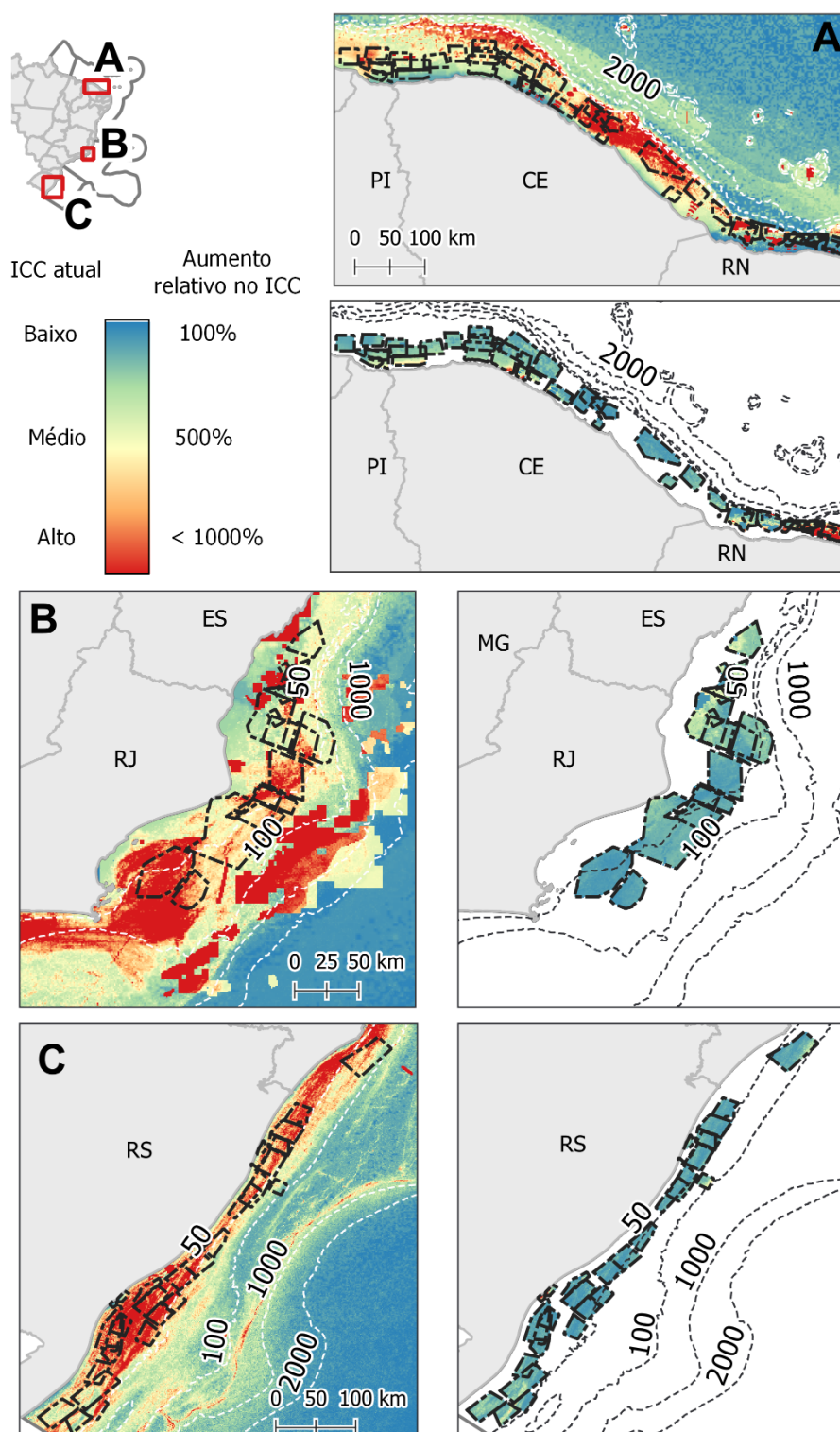
Para a projeção de cenários considerando a implementação de parques eólicos, foram utilizados os polígonos em fase de licenciamento no IBAMA (IBAMA, 2022). De um total de 79 processos em licenciamento, 39 estão no Nordeste, entre os estados do Rio Grande do Norte (10), Ceará (22), Piauí (4) e Maranhão (1). Outros 14 processos estão em licenciamento no Sudeste, entre os estados do Espírito Santo (4) e Rio de Janeiro (10); além de 26 na região Sul, nos estados de Rio Grande do Sul (25) e Santa Catarina (1). A área total destes empreendimentos somam 53,964 km² e possuem potencial de gerar mais de 192 gigawatts de energia.

Resultados

O cenário projetado demonstrou um padrão de variação no IIC semelhante para todas as regiões analisadas (Figura 29). O incremento de IIC foi na ordem de 1-2 vezes os valores atuais para grande parte dos parques eólicos (94% da área total). Ainda que esse seja um resultado que aponte para o relativamente baixo incremento de impacto cumulativo, o resultado precisa ser interpretado considerando o cenário atual nas áreas que estes empreendimentos estão sendo planejados.

Nos polígonos da região Nordeste, os parques eólicos estão localizados em áreas com altos níveis de IIC atualmente, principalmente próximos à costa nos estados Ceará e Rio Grande do Norte e próximos à quebra da plataforma continental na porção oeste do Ceará. Essas áreas, conforme demonstrado no capítulo anterior, possuem alta densidade de pesca, principalmente da pesca artesanal e No entanto, há polígonos em áreas próximas à costa do Rio Grande do Norte e Piauí com valores relativamente baixos no cenário atual. Um padrão semelhante pode ser observado para os polígonos propostos para as regiões Sudeste e Sul. Em ambas, os parques eólicos estão localizados em profundidades até 100 metros, onde há também uma maior concentração de pressões, como discutido no capítulo anterior.

Figura 29. Cenário de impacto cumulativo modelado a partir da inclusão dos parques eólicos em processo de licenciamento no Brasil. Nível do Índice de Impacto Cumulativo (IIC) atual e o aumento relativo no cenário modelado.



Frente ao exposto, o cenário modelado para os parques eólicos aponta para possíveis conflitos por demanda de espaço, elemento que será importante ser considerado ao destinar a alocação da atividade. Apesar de

ainda não haver uma regulamentação para a atividade, exemplos internacionais demonstram que a instalação de parques eólicos causa um efeito de deslocamento de atividades já existentes (STELZENMÜLLER *et al.*, 2022). Isso porque as estruturas instaladas formam barreiras para o tráfego de embarcações e demandam a criação de zonas de exclusão entre as turbinas e limitam a área de atuação da frota pesqueira (TSAI *et al.*, 2022).

5.1.3 Discussão

A escolha pela matriz energética também passa por uma escolha de alocação de novos impactos e das implicações para a integridade do ambiente marinho. Por um lado, a expansão da atividade de exploração de petróleo e gás pode aumentar o risco sob habitats que são altamente vulneráveis e em regiões em que atualmente já apresentam altos valores de impacto (como é o caso das bacias da Foz do Amazonas, Barreirinhas e Pará-Maranhão). No caso da expansão nas bacias de Santos, Campos e Pelotas, há ainda, potencial de impacto em áreas profundas (maiores de 2000 m de profundidade) que, atualmente, ainda são pouco impactadas.

Por outro lado, a instalação da atividade eólica no país também revela uma complexidade de fatores que a atividade pode trazer para áreas que, atualmente, já apresentam altos índices de impacto. Devido à questões de viabilidade técnica (e.g. profundidade de instalação, distância da costa, ligação com redes elétricas existentes), os parques eólicos estão previstos para serem implementados em áreas na plataforma continental interna (até 50 metros de profundidade), onde há uma maior diversidade de usos e componentes do ecossistema mais sensíveis. Assim, há um significativo potencial para conflitos entre diferentes setores, uma vez que a instalação das turbinas também acarretará na criação de zonas de exclusão à pesca, o que tende, neste caso, impactar significativamente a atividade da pesca artesanal e industrial.

A aplicação de AICs também se relaciona com a análise de compatibilidades e conflitos entre os diferentes usos, que é uma das questões que influenciam diretamente o PEM. Dentro das possibilidades de coexistência entre diferentes usos, está ainda a possibilidade de definir zonas de multi-uso, que busca otimizar o uso do espaço e mitigar possíveis

conflitos entre setores. Alguns trabalhos demonstram o potencial de estratégias de multi-uso no Brasil, especialmente os de MEDEIROS *et al.*, (2024), WEISS *et al.*, (2023). Essa pode ser uma alternativa adotada para mitigar os efeitos sobre outras atividades e reduzir os potenciais conflitos por espaço.

Diferentes estratégias de aperfeiçoamento da abordagem de AIC aqui adotada estão descritas na literatura. O trabalho de LONSDALE *et al.*, (2020), por exemplo, avança no sentido de refinar as pressões relacionadas às atividades analisadas de acordo com as fases de implementação de um determinado empreendimento durante a modelagem de cenários. A extração de petróleo e gás, por exemplo, é associada à pressões distintas ao longo do processo de pesquisa, instalação e operação da atividade. Além disso, há diferença na probabilidade de determinada pressão ocorrer, o que foi considerado na análise em questão, ao se diferenciar os riscos de operação, riscos potenciais e riscos de acidente. Essa funcionalidade, apesar de estar presente no PRIM, apresenta uma complexidade quando integrada à outros setores e representa uma das principais barreiras a se transpor nas metodologias de AIC.

A elaboração de cenários no contexto do Planejamento Espacial Marinho (PEM) desempenha um papel fundamental para subsidiar decisões estratégicas e antecipar possíveis implicações das ações de manejo sobre o ambiente marinho. Como abordado, os diferentes tipos de cenários (normativos, preditivos e exploratórios) são ferramentas complementares que permitem a projeção de futuros alternativos, considerando objetivos específicos, tendências e incertezas. No caso dos cenários exploratórios, destacam-se suas aplicações em modelagens que integram novos empreendimentos e avaliam *trade-offs*, sendo cruciais para contextos onde há expansão de atividades tradicionais, como petróleo e gás, ou introdução de novos usos, como a energia eólica *offshore*.

O setor energético apresenta desafios distintos, que vão desde a intensificação de impactos cumulativos em bacias sedimentares em ambientes altamente sensíveis e já bastante impactados (como os habitats biogênicos na região Norte) até os potenciais conflitos com setores existentes. Esses cenários ilustram como o PEM pode servir como um

mecanismo central para harmonizar o desenvolvimento econômico com a conservação da biodiversidade marinha. Adicionalmente, as pressões resultantes da sobreposição de usos reforçam a importância da Avaliação de Impacto Cumulativo (AIC), não apenas para quantificar os impactos, mas também para identificar zonas de conflito e soluções espacialmente explícitas.

A análise dos resultados da modelagem de cenários exploratórios demonstrou diferenças significativas nos níveis de impacto cumulativo entre bacias sedimentares, indicando que a intensidade dos impactos varia conforme a localização e a atividade desenvolvida. Essa variabilidade evidencia a necessidade de estratégias de manejo específicas para cada região, considerando a sensibilidade dos ecossistemas locais e as interações entre múltiplos usos.

5.2 CONCLUSÃO

A aplicação da Avaliação de Impacto Cumulativo por meio de cenários exploratórios no contexto do PEM revelou-se uma ferramenta estratégica para identificar e planejar os impactos da expansão de atividades tradicionais, como a exploração de petróleo e gás, e da introdução de novas atividades, como a energia eólica *offshore*. Essa abordagem permite não apenas antecipar os efeitos potenciais de diferentes estratégias a serem adotadas, mas também promover uma visão integrada das pressões sobre os ecossistemas marinhos, fornecendo suporte científico para a tomada de decisão.

Ao integrar os resultados da AIC ao processo de PEM, é possível identificar áreas prioritárias para a conservação, minimizar conflitos entre usos concorrentes e apoiar a implementação de políticas que promovam a sustentabilidade econômica e ambiental. No caso específico do Brasil, onde a indústria de petróleo *offshore* é altamente desenvolvida e a energia eólica é uma atividade emergente, os cenários exploratórios oferecem uma base equilibrar as metas de desenvolvimento sustentável com a proteção dos ecossistemas marinhos.

6 CONCLUSÕES

A presente tese destaca a relevância e a aplicabilidade da Avaliação de Impacto Cumulativo (AIC) como uma ferramenta para apoiar o Planejamento Espacial Marinho (PEM) no Brasil, especialmente em um contexto de lacunas de dados e desafios para a integração de informações ambientais e socioeconômicas. Os resultados obtidos demonstram que a AIC é eficaz para organizar, sistematizar e analisar dados espaciais, possibilitando a construção de uma base sólida para subsidiar o planejamento e a gestão do espaço marinho.

A abordagem metodológica desenvolvida contribuiu para (i) a harmonização e categorização de dados abióticos, culminando na criação de um mapa contínuo de habitats bentônicos; (ii) a avaliação detalhada da distribuição de impactos cumulativos ao longo da margem continental brasileira, destacando os principais usos e pressões por região; e (iii) a projeção de cenários de impacto, com foco no setor energético, evidenciando os possíveis *trade-offs* e conflitos associados à expansão de atividades como eólicas *offshore* e exploração de óleo e gás.

Os resultados reforçam a hipótese de que a AIC pode fornecer subsídios relevantes para a compreensão dos principais impactos no ambiente marinho, tanto no cenário atual quanto em projeções futuras. Além disso, a aplicação da AIC como um sistema de suporte à decisão se mostrou promissora, destacando áreas prioritárias para a conservação e indicando potenciais sinergias e conflitos entre diferentes usos.

A experiência europeia demonstra a importância de haver uma padronização nas normas, conceitos e métodos associados ao PEM no continente. Ainda que os países desenvolvam seus planos em nível nacional e tenham certa autonomia em como o processo de planejamento, as normativas da MSFD e MSPD definem objetivos comuns a nível regional. Este arcabouço comum facilita a harmonização dos métodos de mapeamento (p.ex.: EUNIS) e estabelece critérios para integração dos dados ambientais e de uso por meio da avaliação dos impactos cumulativos. Isso possibilita o monitoramento dos efeitos dos planos desenvolvidos e a integração transfronteiriça dos planos nacionais.

No caso do Brasil, os processos de PEM regionais tiveram início sem que haja uma padronização nos métodos de sistematização, análise e integração dos dados que serão produzidos ao longo dos processos que ocorrerão paralelamente. Neste sentido, a metodologia de Avaliação de Impacto Cumulativo desenvolvida e aplicada ao longo deste trabalho pode contribuir para a reflexão sobre elementos importantes acerca da temática de dados no PEM. Ao gerar o mapa de habitats que, posteriormente, foi integrado à AIC, foram definidos as bases de dados a serem consultadas, os métodos de harmonização e integração dos dados e um arcabouço comum de classificação em larga escala. Já os resultados obtidos a partir da AIC possibilitou uma visão geral do padrão de usos atuais ao longo da margem continental brasileira e o nível de impacto em espécies e habitats importantes para a conservação. Ainda, os resultados obtidos na projeção dos cenários para o setor energético também demonstraram produzir importantes subsídios para a avaliação de *trade-offs* e de conflitos e sinergias.

Por fim, a tese reforça a importância da coleta, sistematização e análise de dados espaciais como etapas fundamentais do PEM, destacando a AIC como uma ferramenta central para guiar essas ações. Ao identificar os principais impactos cumulativos e projetar cenários de impacto, este trabalho fornece elementos essenciais para o desenvolvimento de um PEM que equilibre objetivos de conservação e desenvolvimento sustentável na margem continental brasileira.

7 REFERÊNCIAS

ANDERSEN, J. H.; MANCA, E.; AGNESI, S.; AL-HAMDANI, Z.; LILLIS, H.; MO, G.; POPULUS, J.; REKER, J.; TUNESI, L.; VASQUEZ, M. European Broad-Scale Seabed Habitat Maps Support Implementation of Ecosystem-Based Management. **Open Journal of Ecology**, [s. l.], v. 08, n. 02, p. 86–103, 2018.

ANSONG, J.; GISSI, E.; CALADO, H. An approach to ecosystem-based management in maritime spatial planning process. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 141, p. 65–81, 2017.

ANTONIOLI, F.; DE FALCO, G.; LO PRESTI, V.; MORETTI, L.; SCARDINO, G.; ANZIDEI, M.; BONALDO, D.; CARNIEL, S.; LEONI, G.; FURLANI, S. Relative sea-level rise and potential submersion risk for 2100 on 16 coastal plains of the Mediterranean sea. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 8, p. 2173, 2020.

ARDENGHY, R. F.; DELGADO, F.; MOREIRA, J.; COSTA, I.; VITTO, W.; ALVES, A.; DAUDT, V.; CAMPOS, T.; VIANA, C.; ROMÃO, A.; GONÇALVES, D. **Panorama Geral do Setor de Petróleo e Gás: Uma agenda para o futuro**. [S. l.: s. n.], 2023.

ARKEMA, K. K.; VERUTES, G.; BERNHARDT, J. R.; CLARKE, C.; ROSADO, S.; CANTO, M.; WOOD, S. A.; RUCKELSHAUS, M.; ROSENTHAL, A.; MCFIELD, M.; DE ZEGHER, J. Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: A demonstration in Belize. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 9, n. 11, 2014.

BAILEY, H.; BROOKES, K. L.; THOMPSON, P. M. **Assessing environmental impacts of offshore wind farms: Lessons learned and recommendations for the future**. [S. l.]: BioMed Central Ltd., 2014.

BAN, N. C.; ALIDINA, H. M.; ARDRON, J. A. Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. **Marine Policy**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 876–886, 2010.

BANCO MUNDIAL. **Cenários para o Desenvolvimento de Eólica Offshore no Brasil**. Washington, DC: [s. n.], 2024. Disponível em: www.worldbank.org. .

BELLEY, R.; SNELGROVE, P. V. R. Relative contributions of biodiversity and environment to benthic ecosystem functioning. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 3, n. NOV, p. 229813, 2016. Disponível em: Acesso em: 25 abr. 2024.

BERGSTRÖM, L.; KAUTSKY, L.; MALM, T.; ROSENBERG, R.; WAHLBERG, M.; ÅSTRAND CAPETILLO, N.; WILHELMSSON, D. Effects of offshore wind farms on marine wildlife - A generalized impact assessment. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 9, n. 3, 2014.

BÖRJESON, L.; HÖJER, M.; DREBORG, K. H.; EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. **Futures**, [s. l.], v. 38, n. 7, p. 723–739, 2006. Disponível em: Acesso em: 7 nov. 2024.

BRAUN, C. D.; LEZAMA-OCHOA, N.; FARCHADI, N.; AROSTEGUI, M. C.; ALEXANDER, M.; ALLYN, A.; BOGRAD, S. J.; BRODIE, S.; CREAR, D. P.; CURTIS, T. H. Widespread habitat loss and redistribution of marine top predators in a changing ocean. **Science Advances**, [s. l.], v. 9, n. 32, p. eadi2718, 2023.

BRIGGS, J. C.; BOWEN, B. W. Marine shelf habitat: biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 40, n. 6, p. 1023–1035, 2013. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jbi.12082>. Acesso em: 6 maio 2024.

BROWN, C. J.; SAMEOTO, J. A.; SMITH, S. J. Multiple methods, maps, and management applications: Purpose made seafloor maps in support of ocean management. **Journal of Sea Research**, [s. l.], v. 72, p. 1–13, 2012. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

BROWN, C. J.; SMITH, S. J.; LAWTON, P.; ANDERSON, J. T. Benthic habitat mapping: A review of progress towards improved understanding of the spatial ecology of the seafloor using acoustic techniques. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 92, n. 3, p. 502–520, 2011. Disponível em: Acesso em: 18 nov. 2021.

CALLERY, O.; GREHAN, A. Extending regional habitat classification systems to ocean basin scale using predicted species distributions as proxies. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 10, p. 1139425, 2023.

CHEN, J.; KIM, M.-H. Review of recent offshore wind turbine research and optimization methodologies in their design. **Journal of Marine Science and Engineering**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 28, 2022.

CHRISTIE, N.; SMYTH, K.; BARNES, R.; ELLIOTT, M. Co-location of activities and designations: A means of solving or creating problems in marine spatial planning?. **Marine Policy**, [s. l.], v. 43, p. 254–261, 2014.

COCCOLI, C.; GALPARSORO, I.; MURILLAS, A.; PINARBAŞI, K.; FERNANDES, J. A. Conflict analysis and reallocation opportunities in the framework of marine spatial planning: A novel, spatially explicit Bayesian belief network approach for artisanal fishing and aquaculture. **Marine Policy**, [s. l.], v. 94, n. April, p. 119–131, 2018.

COGAN, C. B.; TODD, B. J.; LAWTON, P.; NOJI, T. T. The role of marine habitat mapping in ecosystem-based management. **ICES Journal of**

Marine Science, [s. l.], v. 66, n. 9, p. 2033–2042, 2009. Disponível em: <https://academic.oup.com/icesjms/article/66/9/2033/727270>. Acesso em: 10 fev. 2022.

COLTMAN, N.; GOLDING, N.; VERLING, E. Developing a broadscale predictive EUNIS habitat map for the MESH study area. **MESH Guide to Marine Habitat Mapping; Joint Nature Conservation: Peterborough, UK**, [s. l.], 2008.

CONNOR, D. W.; ALLEN, J. H.; GOLDING, N.; HOWELL, K. L.; LIEBERKNECHT, L. M.; NORTHERN, K. O.; REKER, J. B. **The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 04.05**. Peterborough: [s. n.], 2004.

CONNOR, D. W.; GILLIAND, P. M.; GOLDING, N.; ROBINSON, P.; TODD, D.; VERLING, E. **UK SeaMap: The mapping of seabed and water column features of UK seas**. Peterborough: [s. n.], 2006.

COUNCIL, G. W. E. Global offshore wind report 2022. **GWEC: Brussels, Belgium**, [s. l.], v. 20, p. 10–12, 2022.

CRAIN, C. M.; HALPERN, B. S.; BECK, M. W.; KAPPEL, C. V. Understanding and Managing Human Threats to the Coastal Marine Environment. **Annals of the New York Academy of Sciences**, [s. l.], v. 1162, n. 1, p. 39–62, 2009. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1749-6632.2009.04496.x>. Acesso em: 25 set. 2024.

CROWDER, L.; NORSE, E. Essential ecological insights for marine ecosystem-based management and marine spatial planning. **Marine policy**, [s. l.], v. 32, n. 5, p. 772–778, 2008.

DA LUZ FERNANDES, M.; QUINTELA, A.; ALVES, F. L. Identifying conservation priority areas to inform maritime spatial planning: A new

approach. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 639, p. 1088–1098, 2018.

D'ALMEIDA, A. L. **Indústria do petróleo no Brasil e no mundo: formação, desenvolvimento e ambiência atual**. [S. l.]: Editora Blucher, 2015. 2015.

DAY, J. C.; ROFF, J. C. Planning for Representative Marine Protected Areas A Framework for Canada's Oceans. **Oceans**, [s. l.], p. 134, 2000.

DE SOUZA, V. **Proposta metodológica para o mapeamento de habitats marinhos brasileiros no Macrodiagnóstico da Zona Costeira**. 2019. 108 f. Master thesis - Federal University of Rio Grande, [s. l.], 2019.

DOS SANTOS, R. J.; DE AVELLAR, A. P. M. Da criação do Conselho Nacional do Petróleo à política de conteúdo local: a trajetória histórica das políticas para a indústria do petróleo e gás natural no Brasil. **História Econômica & História de Empresas**, [s. l.], v. 19, n. 1, 2016.

EHLER, C. Two decades of progress in Marine Spatial Planning. **Marine Policy**, [s. l.], v. 132, p. 104134, 2021.

EHLER, C.; DOUVERE, F. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. [s. l.], 2009a.

EHLER, C.; DOUVERE, F. Marine spatial planning, a step-by-step approach towards ecosystem-based management. [s. l.], 2009b.

EKAU, W.; KNOPPERS, B. Large Marine Ecosystems of the World. **Large Marine Ecosystems of the World: Trends in Exploitation, Protection, and Research**, [s. l.], v. 12, p. 355, 2003.

ELLINGSEN, K. E.; HEWITT, J. E.; THRUSH, S. F. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. **Journal of Sea Research**, [s. l.], v. 58, n. 4, p. 291–301, 2007. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Boletim de Conjuntura da Indústria do Óleo e Gás - Número 16**. [S. l.: s. n.], 2024. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/boletim-de-conjuntura-da-industria-do-oleo-gas>. Acesso em: 17 nov. 2024.

EVANS, D.; AISH, A.; BOON, A.; CONDÉ, S.; CONNOR, D.; GELABERT, E.; MICHEZ, N.; PARRY, M.; RICHARD, D.; SALVATI, E. Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification-Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. **ETC/BD report to the EEA**, [s. l.], 2016.

FLANNERY, W.; TOONEN, H.; JAY, S.; VINCE, J. **A critical turn in marine spatial planning**. [S. l.]: Springer, 2020.

FOLEY, M. M.; ARMSBY, M. H.; PRAHLER, E. E.; CALDWELL, M. R.; ERICKSON, A. L.; KITTINGER, J. N.; CROWDER, L. B.; LEVIN, P. S. Improving ocean management through the use of ecological principles and integrated ecosystem assessments. **BioScience**, [s. l.], v. 63, n. 8, p. 619–631, 2013.

FOLK, R. L. **Petrology of sedimentary rocks**. Austin, Texas: Hemphill publishing company, 1974. 1974.

FREIRE, O. **Apresentação do Programa Revizee**. [S. l.]: academia.edu, 2004. Disponível em: http://www.academia.edu/download/35170840/revizee_analise_prin_pes.pdf f#page=5.

GALPARSORO, I.; BORJA, A.; UYARRA, M. C. Mapping ecosystem services provided by benthic habitats in the European North Atlantic Ocean. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 1, p. 23, 2014.

GALPARSORO, I.; CONNOR, D. W.; BORJA, Á.; AISH, A.; AMORIM, P.; BAJJOUK, T.; CHAMBERS, C.; COGGAN, R.; DIRBERG, G.; ELLWOOD, H.; EVANS, D.; GOODIN, K. L.; GREHAN, A.; HALDIN, J.; HOWELL, K.; JENKINS, C.; MICHEZ, N.; MO, G.; BUHL-MORTENSEN, P.; PEARCE, B.; POPULUS, J.; SALOMIDI, M.; SÁNCHEZ, F.; SERRANO, A.; SHUMCHENIA, E.; TEMPERA, F.; VASQUEZ, M. Using EUNIS habitat classification for benthic mapping in European seas: Present concerns and future needs. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 64, n. 12, p. 2630–2638, 2012.

GALPARSORO, I.; RODRÍGUEZ, J. G.; MENCHACA, I.; QUINCOCES, I.; GARMENDIA, J. M.; BORJA, Á. Benthic habitat mapping on the Basque continental shelf (SE Bay of Biscay) and its application to the European Marine Strategy Framework Directive. **Journal of Sea Research**, [s. l.], v. 100, p. 70–76, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2014.09.013>.

GANDRA, T. B. R.; BONETTI, J.; SCHERER, M. E. G. Where are the data needed for marine spatial planning (MSP) in Brazil? Analysis of marine data repositories and geospatial data gaps for the generation of descriptors for msp in southern brazil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 44, n. February, p. 405–421, 2018.

GAO, L.; TAO, F.; LIU, R.; WANG, Z.; LENG, H.; ZHOU, T. Multi-scenario simulation and ecological risk analysis of land use based on the PLUS model: A case study of Nanjing. **Sustainable Cities and Society**, [s. l.], v. 85, p. 104055, 2022.

GARCÍA, P. Q.; RUIZ, J. A. C.; SANABRIA, J. G. Blue energy and marine spatial planning in Southern Europe. **Energy Policy**, [s. l.], v. 140, p. 111421, 2020.

GIMARD, A.; QUEMMERAI, F.; ALLONCLE, N.; BLIARD, F.; FARELLA, G.; SARRETTA, A.; BARBANTI, A.; MENEGON, S.; BASSAN, N.; GISSI, E. **Interactions between uses, between uses and environment, including cumulative impacts-Review of evaluation methods carried out in France, Spain and Italy. EU Project Grant No. [S. l.]: EASME/EMFF/2015/1.2. 1.3/02/SI2. 742101. Supporting Implementation of Marine ...**, 2018.

GIMPEL, A.; STELZENMÜLLER, V.; TÖPSCH, S.; GALPARSORO, I.; GUBBINS, M.; MILLER, D.; MURILLAS, A.; MURRAY, A. G.; PINARBAŞI, K.; ROCA, G.; WATRET, R. A GIS-based tool for an integrated assessment of spatial planning trade-offs with aquaculture. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 627, p. 1644–1655, 2018. Disponível em: Acesso em: 8 nov. 2024.

GUARINELLO, M. L.; SHUMCHENIA, E. J.; KING, J. W. Marine habitat classification for ecosystem-based management: A proposed hierarchical framework. **Environmental Management**, [s. l.], v. 45, n. 4, p. 793–806, 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-010-9430-5>. Acesso em: 28 abr. 2024.

HALPERN, B. S.; FUJITA, R. Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. **Ecosphere**, [s. l.], v. 4, n. 10, p. 1–11, 2013. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/ES13-00181.1>. Acesso em: 18 fev. 2024.

HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J. F.; CASEY, K. S.; EBERT, C.; FOX,

H. E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H. S.; MADIN, E. M. P.; PERRY, M. T.; SELIG, E. R.; SPALDING, M.; STENECK, R.; WATSON, R. A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, [s. l.], v. 319, n. 5865, p. 948–952, 2008.

HAMMAR, L.; MOLANDER, S.; PÅLSSON, J.; SCHMIDTBAUER CRONA, J.; CARNEIRO, G.; JOHANSSON, T.; HUME, D.; KÅGESTEN, G.; MATTSSON, D.; TÖRNQVIST, O.; ZILLÉN, L.; MATTSSON, M.; BERGSTRÖM, U.; PERRY, D.; CALDOW, C.; ANDERSEN, J. H. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 734, p. 139024, 2020. Disponível em: Acesso em: 13 out. 2024.

HARRIS, P.; BAKER, E. **Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats**. [S. l.]: Elsevier, 2011. 2011.

HARRIS, P.; BAKER, E. Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of Seafloor Geomorphic Features and Benthic Habitats. **Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of Seafloor Geomorphic Features and Benthic Habitats**, [s. l.], p. 1–1030, 2019. Disponível em: Acesso em: 29 maio 2024.

HARRIS, P.; HEAP, A.; WHITEWAY, T.; POST, A. Application of biophysical information to support Australia's representative marine protected area program. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 51, n. 10, p. 701–711, 2008. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

HARRIS, P. T.; MACMILLAN-LAWLER, M.; RUPP, J.; BAKER, E. K. Geomorphology of the oceans. **Marine Geology**, [s. l.], v. 352, p. 4–24, 2014. Disponível em: Acesso em: 18 fev. 2024.

HARRIS, L. R.; WATTS, M. E.; NEL, R.; SCHOEMAN, D. S.; POSSINGHAM, H. P. Using multivariate statistics to explore trade-offs among

spatial planning scenarios. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 51, n. 6, p. 1504–1514, 2014. Disponível em: Acesso em: 7 nov. 2024.

HOEGH-GULDBERG, O.; POLOCZANSKA, E. S.; SKIRVING, W.; DOVE, S. Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 4, p. 158, 2017.

HOLDWAY, D. A. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 44, n. 3, p. 185–203, 2002.

HOWELL, K. L. A benthic classification system to aid in the implementation of marine protected area networks in the deep/high seas of the NE Atlantic. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 143, n. 5, p. 1041–1056, 2010. Disponível em: Acesso em: 11 nov. 2024.

HUNT, J. N. Direct solution of wave dispersion equation. **Journal of the Waterway, Port, Coastal and Ocean Division**, [s. l.], v. 105, n. 4, p. 457–459, 1979.

IBGE. Biomas e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil. **Série Relatórios metodológicos v. 45**, [s. l.], v. 45, n. 1, p. 164, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101676>. Acesso em: 7 maio 2024.

IGLESIAS-CAMPOS, A.; RUBECK, J.; SANMIGUEL-ESTEBAN, D.; SCHWARZ, G.; ANSONG, J. O.; ISAKSSON, I.; QUESADA DA SILVA, M.; SMITH, J.; SUÁREZ DE VIVERO, J. L.; VARJOPURO, R. MSPglobal: international guide on marine/maritime spatial planning. [s. l.], 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Plano de Redução de Impactos das Atividades de Exploração e Produção de Petróleo e Gás Natural sobre**

a Biodiversidade Marinha e Costeira - PRIM-PGmar. Brasília: [s. n.], 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/plano-de-reducao-de-impactos-sobre-a-biodiversidade/prim-petroleo-e-gas>. Acesso em: 10 out. 2024.

JECK, I. K.; ALBERONI, A. A. L.; TORRES, L. C. LEPLAC-Plano de Levantamento da plataforma continental brasileira/DHN, Marinha do Brasil. **Plataforma Continental Brasileira. Série I. estado do Rio de Janeiro, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.(Org.) Dias, MS**, [s. l.], 2019.

JUDD, A. D.; BACKHAUS, T.; GOODSIR, F. An effective set of principles for practical implementation of marine cumulative effects assessment. **Environmental Science & Policy**, [s. l.], v. 54, p. 254–262, 2015.

KELLY, C.; GRAY, L.; SHUCKSMITH, R. J.; TWEDDLE, J. F. Investigating options on how to address cumulative impacts in marine spatial planning. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 102, n. PA, p. 139–148, 2014. Disponível em: Acesso em: 21 ago. 2023.

KIDD, S.; CALADO, H.; GEE, K.; GILEK, M.; SAUNDERS, F. Marine Spatial Planning and sustainability: Examining the roles of integration-Scale, policies, stakeholders and knowledge. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 191, p. 105182, 2020.

KIDD, S.; JONES, H.; JAY, S. Taking account of land-sea interactions in marine spatial planning. **Maritime spatial planning**, [s. l.], p. 245–270, 2019.

KIRKFELDT, T. S.; ANDERSEN, J. H. Assessment of collective pressure in marine spatial planning: The current approach of EU Member States. **Ocean and Coastal Management**, [s. l.], v. 203, 2021. Disponível em: Acesso em: 9 jul. 2024.

KORPINEN, S.; ANDERSEN, J. H. A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 3, n. AUG, p. 214471, 2016. Disponível em: www.frontiersin.org. Acesso em: 9 jul. 2024.

LAVAGNINO, A. C.; BASTOS, A. C.; AMADO FILHO, G. M.; DE MORAES, F. C.; ARAUJO, L. S.; DE MOURA, R. L. Geomorphometric Seabed Classification and Potential Megahabitat Distribution in the Amazon Continental Margin. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 7, p. 478161, 2020. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

LAZAR, L.; SPANU, A.; BOICENCO, L.; OROS, A.; DAMIR, N.; BISINICU, E.; ABAZA, V.; FILIMON, A.; HARCOTA, G.; MARIN, O. Methodology for prioritizing marine environmental pressures under various management scenarios in the Black Sea. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], 2024.

LECOURS, V.; DEVILLERS, R.; SCHNEIDER, D. C.; LUCIEER, V. L.; BROWN, C. J.; EDINGER, E. N. Spatial scale and geographic context in benthic habitat mapping: review and future directions. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 535, p. 259–284, 2015.

LOISEAU, C.; THIAULT, L.; DEVILLERS, R.; CLAUDET, J. Cumulative impact assessments highlight the benefits of integrating land-based management with marine spatial planning. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 787, p. 147339, 2021. Disponível em: Acesso em: 13 out. 2024.

LONG, R. D.; CHARLES, A.; STEPHENSON, R. L. Key principles of marine ecosystem-based management. **Marine Policy**, [s. l.], v. 57, p. 53–60, 2015.

LONSDALE, J. A.; NICHOLSON, R.; JUDD, A.; ELLIOTT, M.; CLARKE, C. A novel approach for cumulative impacts assessment for marine

spatial planning. **Environmental Science & Policy**, [s. l.], v. 106, p. 125–135, 2020. Disponível em: Acesso em: 30 out. 2024.

LUCATELLI, D.; GOES, E. R.; BROWN, C. J.; SOUZA-FILHO, J. F.; GUEDES-SILVA, E.; ARAÚJO, T. C. M. Geodiversity as an indicator to benthic habitat distribution: an integrative approach in a tropical continental shelf. **Geo-Marine Letters**, [s. l.], v. 40, p. 911–923, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00367-019-00614-x>. Acesso em: 29 fev. 2024.

MAGRIS, R. A.; COSTA, M. D. P.; FERREIRA, C. E. L.; VILAR, C. C.; JOYEUX, J.; CREED, J. C.; COPERTINO, M. S.; HORTA, P. A.; SUMIDA, P. Y. G.; FRANCINI-FILHO, R. B. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, [s. l.], v. 27, n. 2, p. 198–215, 2021.

MANCA, E. Broad-scale habitat mapping in the Beibu Gulf, South China Sea. Final methodology report. [s. l.], 2022.

MARTINS, L. R.; COUTINHO, P. N. The Brazilian continental margin. **Earth Science Reviews**, [s. l.], v. 17, n. 1–2, p. 87–107, 1981.

MAURICIO, O.; CARRASCAL, H. **STRATEGIC PLANNING FOR OFFSHORE WIND ENERGY: A METHODOLOGICAL FRAMEWORK FOR INCREASING ITS SUSTAINABILITY**. 2024. 251 f. Tese apresentada para a obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético - UFRJ/ COPPE, Rio de Janeiro 2024.

MCBREEN, F.; ASKEW, N.; CAMERON, A. UKSeaMap 2010 Technical Report 3. **Substrate data. JNCC, Peterborough**, [s. l.], 2011.

MCCLUSKEY, S. M.; LEWISON, R. L. Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications. **Fish and Fisheries**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 188–200, 2008. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1467-2979.2008.00283.x>.

Acesso em: 11 nov. 2024.

MCLEOD, K. L.; LESLIE, H. M. Why ecosystem-based management. **Ecosystem-based management for the oceans**, [s. l.], p. 3–12, 2009.

MCQUAID, K. A.; ATTRILL, M. J.; CLARK, M. R.; COBLEY, A.; GLOVER, A. G.; SMITH, C. R.; HOWELL, K. L. Using Habitat Classification to Assess Representativity of a Protected Area Network in a Large, Data-Poor Area Targeted for Deep-Sea Mining. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 7, p. 1066, 2020. Disponível em: Acesso em: 14 nov. 2021.

MENANDRO, P. S.; LAVAGNINO, A. C.; VIEIRA, F. V.; BONI, G. C.; FRANCO, T.; BASTOS, A. C. The role of benthic habitat mapping for science and managers: A multi-design approach in the Southeast Brazilian Shelf after a major man-induced disaster. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 9, n. October, p. 1–21, 2022.

MENDES, A.; TEIXEIRA, C.; ROCIO, M.; OLIVEIRA, L. **Panoramas Setoriais 2030 - Petróleo e Gás**. [S. l.: s. n.], 2020.

MENEGON, S.; DEPELLEGRIN, D.; FARELLA, G.; SARRETTA, A.; VENIER, C.; BARBANTI, A. Addressing cumulative effects, maritime conflicts and ecosystem services threats through MSP-oriented geospatial webtools. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 163, p. 417–436, 2018. Disponível em: Acesso em: 7 nov. 2024.

MILOSLAVICH, P.; KLEIN, E.; DÍAZ, J. M.; HERNÁNDEZ, C. E.; BIGATTI, G.; CAMPOS, L.; ARTIGAS, F.; CASTILLO, J.; PENCHASZADEH, P. E.; NEILL, P. E.; CARRANZA, A.; RETANA, M. V.; DÍAZ DE ASTARLOA, J. M.; LEWIS, M.; YORIO, P.; PIRIZ, M. L.; RODRÍGUEZ, D.; VALENTIN, Y. Y.; GAMBOA, L.; MARTÍN, A. Marine Biodiversity in the Atlantic and Pacific Coasts of South America: Knowledge and Gaps. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. e14631, 2011. Disponível em:

<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0014631>.

Acesso em: 6 maio 2024.

MISIUK, B.; BROWN, C. J. Benthic habitat mapping: A review of three decades of mapping biological patterns on the seafloor. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 296, p. 108599, 2024. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

MMA. **2ª Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade 2018**. [S. l.: s. n.], 2022.

MOTTA, F. S.; MOURA, R. L.; NEVES, L. M.; SOUZA, G. R. S.; GIBRAN, F. Z.; FRANCINI, C. L.; SHINTATE, G. I.; ROLIM, F. A.; MARCONI, M.; GIGLIO, V. J. Effects of marine protected areas under different management regimes in a hot spot of biodiversity and cumulative impacts from SW Atlantic. **Regional Studies in Marine Science**, [s. l.], v. 47, p. 101951, 2021.

MOURA, R. L.; ABIERI, M. L.; CASTRO, G. M.; CARLOS-JÚNIOR, L. A.; CHIROQUE-SOLANO, P. M.; FERNANDES, N. C.; TEIXEIRA, C. D.; RIBEIRO, F. V.; SALOMON, P. S.; FREITAS, M. O.; GONÇALVES, J. T.; NEVES, L. M.; HACKRADT, C. W.; FELIX-HACKRADT, F.; ROLIM, F. A.; MOTTA, F. S.; GADIG, O. B. F.; PEREIRA-FILHO, G. H.; BASTOS, A. C. Tropical rhodolith beds are a major and belittled reef fish habitat. **Scientific Reports 2021 11:1**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 1–10, 2021. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-020-80574-w>. Acesso em: 25 abr. 2024.

MOURA, R. L.; AMADO-FILHO, G. M.; MORAES, F. C.; BRASILEIRO, P. S.; SALOMON, P. S.; MAHIQUES, M. M.; BASTOS, A. C.; ALMEIDA, M. G.; SILVA, J. M.; ARAUJO, B. F.; BRITO, F. P.; RANGEL, T. P.; OLIVEIRA, B. C. V.; BAHIA, R. G.; PARANHOS, R. P.; DIAS, R. J. S.; SIEGLE, E.; FIGUEIREDO, A. G.; PEREIRA, R. C.; LEAL, C. V.; HAJDU, E.; ASP, N. E.; GREGORACCI, G. B.; NEUMANN-LEITÃO, S.; YAGER, P. L.;

FRANCINI-FILHO, R. B.; FRÓES, A.; CAMPEÃO, M.; SILVA, B. S.; MOREIRA, A. P. B.; OLIVEIRA, L.; SOARES, A. C.; ARAUJO, L.; OLIVEIRA, N. L.; TEIXEIRA, J. B.; VALLE, R. A. B.; THOMPSON, C. C.; REZENDE, C. E.; THOMPSON, F. L. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science Advances**, [s. l.], v. 2, n. 4, 2016. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1501252>. Acesso em: 28 abr. 2024.

MOURA, R. L.; SECCHIN, N. A.; AMADO-FILHO, G. M.; FRANCINI-FILHO, R. B.; FREITAS, M. O.; MINTE-VERA, C. V.; TEIXEIRA, J. B.; THOMPSON, F. L.; DUTRA, G. F.; SUMIDA, P. Y. G.; GUTH, A. Z.; LOPES, R. M.; BASTOS, A. C. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. **Continental Shelf Research**, [s. l.], v. 70, p. 109–117, 2013. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

MURAWSKI, S.; METHOT, R.; TROMBLE, G. Biodiversity loss in the ocean: how bad is it?. **Science**, [s. l.], v. 316, n. 5829, p. 1281–1284, 2007.

MUSSI, C. **Mapeamento da Geodiversidade e Análise de Bens e Serviços Ecossistêmicos Prestados Pela Plataforma Continental de Santa Catarina, Brasil**. 2017. 204 f. Doctorate - Santa Catarina Federal University, [s. l.], 2017.

NORLING, K.; ROSENBERG, R.; HULTH, S.; GRÉMARE, A.; BONSDORFF, E. Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediment. **Marine Ecology Progress Series**, [s. l.], v. 332, p. 11–23, 2007. Disponível em: <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v332/p11-23/>. Acesso em: 28 abr. 2024.

OLENIN, S.; DUCROTOY, J. P. The concept of biotope in marine ecology and coastal management. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 53, n. 1–4, p. 20–29, 2006. Disponível em: Acesso em: 29 abr. 2024.

OLSEN, E.; FLUHARTY, D.; HOEL, A. H.; HOSTENS, K.; MAES, F.; PECCEU, E. Integration at the round table: marine spatial planning in multi-stakeholder settings. **PloS one**, [s. l.], v. 9, n. 10, p. e109964, 2014.

PEDRESCHI, D.; BOUCH, P.; MORIARTY, M.; NIXON, E.; KNIGHTS, A. M.; REID, D. G. Integrated ecosystem analysis in Irish waters; providing the context for ecosystem-based fisheries management. **Fisheries Research**, [s. l.], v. 209, p. 218–229, 2019.

PEREIRA-FILHO, G. H.; AMADO-FILHO, G. M.; DE MOURA, R. L.; BASTOS, A. C.; GUIMARÃES, S. M. P. B.; SALGADO, L. T.; FRANCINI-FILHO, R. B.; BAHIA, R. G.; ABRANTES, D. P.; GUTH, A. Z.; BRASILEIRO, P. S. Extensive Rhodolith Beds Cover the Summits of Southwestern Atlantic Ocean Seamounts. **Journal of Coastal Research**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 261–269, 2012. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2112/11T-00007.1>. Acesso em: 28 abr. 2024.

PISACANE, G.; SANNINO, G.; CARILLO, A.; STRUGLIA, M. V.; BASTIANONI, S. Marine energy exploitation in the mediterranean region: steps forward and challenges. **Frontiers in Energy Research**, [s. l.], v. 6, p. 109, 2018.

POPULUS, J.; VASQUEZ, M.; ALBRECHT, J.; MANCA, E.; AGNESI, S.; AL HAMDANI, Z.; ANDERSEN, J.; ANNUNZIATELLIS, A.; BEKKBY, T.; BRUSCHI, A.; DONCHEVA, V.; DRAKOPOULOU, V.; DUNCAN, G.; INGHILESI, R.; KYRIAKIDOU, C.; LALLI, F.; LILLIS, H.; MO, G.; MURESAN, M.; SALOMIDI, M.; SAKEL, T. V.; TUNESI, L. **A European broad-scale seabed habitat map Final Report**. [S. l.: s. n.], 2017.

REIMER, J. M.; DEVILLERS, R.; TROUILLET, B.; BAN, N. C.; AGARDY, T.; CLAUDET, J. Conservation ready marine spatial planning. **Marine Policy**, [s. l.], v. 153, p. 105655, 2023.

REZAEI, F.; CONTESTABILE, P.; VICINANZA, D.; AZZELLINO, A. **Towards understanding environmental and cumulative impacts of floating wind farms: Lessons learned from the fixed-bottom offshore wind farms.** [S. l.]: Elsevier Ltd, 2023.

ROFF, J. C.; TAYLOR, M. E.; LAUGHREN, J. Geophysical approaches to the classification, delineation and monitoring of marine habitats and their communities. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 77–90, 2003.

ROLIM, F. A.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O. Effects of marine protected areas on fisheries: the case of São Paulo State, Brazil. **Latin american journal of aquatic research**, [s. l.], v. 44, n. 5, p. 1028–1038, 2016.

SCANES, C. G. Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. *Em: ANIMALS AND HUMAN SOCIETY*. [S. l.]: Elsevier, 2018. p. 451–482.

SCHERER, M. E. G.; SARDINHA, G. D.; DE SOUZA, V.; GANDRA, T. B. R.; FLOETER, S. R.; LIEDKE, A. M. R.; RODRIGUES, A. R.; BONETTI, J.; GOMES, V.; FERNANDES, L. Under pressure: an integrated assessment of human activities and their potential impact on the ecosystem components of the Southern Brazilian continental shelf. **npj Ocean Sustainability**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 9, 2024a.

SCHERER, M. E. G.; SARDINHA, G. D.; DE SOUZA, V.; GANDRA, T. B. R.; FLOETER, S. R.; LIEDKE, A. M. R.; RODRIGUES, A. R.; BONETTI, J.; GOMES, V.; FERNANDES, L. Under pressure: an integrated assessment of human activities and their potential impact on the ecosystem components of the Southern Brazilian continental shelf. **npj Ocean Sustainability**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 9, 2024b.

SHERMAN, K.; DUDA, A. M. Large Marine Ecosystems: An Emerging Paradigm for Fishery Sustainability. **Fisheries**, [s. l.], v. 24, n. 12,

p. 15–26, 1999. Disponível em: <https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1577/1548-8446>. Acesso em: 29 abr. 2024.

SHUMCHENIA, E. J.; KING, J. W. Comparison of methods for integrating biological and physical data for marine habitat mapping and classification. **Continental Shelf Research**, [s. l.], v. 30, n. 16, p. 1717–1729, 2010. Disponível em: Acesso em: 28 abr. 2024.

SINGH, G. G.; COTTRELL, R. S.; EDDY, T. D.; CISNEROS-MONTEMAYOR, A. M. Governing the Land-Sea Interface to Achieve Sustainable Coastal Development. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 8, p. 1046, 2021. Disponível em: Acesso em: 30 jun. 2022.

SPALDING, M. D.; FOX, H. E.; ALLEN, G. R.; DAVIDSON, N.; FERDAÑA, Z. A.; FINLAYSON, M.; HALPERN, B. S.; JORGE, M. A.; LOMBANA, A.; LOURIE, S. A.; MARTIN, K. D.; MCMANUS, E.; MOLNAR, J.; RECCHIA, C. A.; ROBERTSON, J. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. **BioScience**, [s. l.], v. 57, n. 7, p. 573–583, 2007. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1641/B570707>. Acesso em: 28 abr. 2024.

SPIJKERBOER, R. C.; ZUIDEMA, C.; BUSSCHER, T.; ARTS, J. The performance of marine spatial planning in coordinating offshore wind energy with other sea-uses: The case of the Dutch North Sea. **Marine Policy**, [s. l.], v. 115, 2020.

STELZENMÜLLER, V.; LETSCHERT, J.; GIMPEL, A.; KRAAN, C.; PROBST, W. N.; DEGRAER, S.; DÖRING, R. From plate to plug: The impact of offshore renewables on European fisheries and the role of marine spatial planning. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 158, p. 112108, 2022. Disponível em: Acesso em: 7 nov. 2024.

STRONG, J. A.; CLEMENTS, A.; LILLIS, H.; GALPARSORO, I.; BILDSTEIN, T.; PESCH, R. A review of the influence of marine habitat classification schemes on mapping studies: Inherent assumptions, influence on end products, and suggestions for future developments. **ICES Journal of Marine Science**, [s. l.], v. 76, n. 1, p. 10–22, 2019.

TEMPERA, F. Bringing together harmonized EUNIS seabed habitat geospatial information for the European Seas. **EUR–Scientific and Technical Research Reports, Publication Office of the European Union, EUR**, [s. l.], v. 27237, 2015.

TEMPERA, F.; LIQUETE, C.; CARDOSO, A. C. Spatial distribution of marine ecosystem service capacity in the European seas. **Publications Office of the European Union: Luxembourg**, [s. l.], 2016.

TILLIN, H. M.; TYLER-WALTERS, H.; MIESZKOWSKA, N.; HISCOCK, K. **Defining Marine Irreplaceable Habitats: Literature Review**. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: <https://publications.naturalengland.org.uk/publication/6712103688470528>. .

TREBILCO, R.; FLEMING, A.; HOBDAY, A. J.; MELBOURNE-THOMAS, J.; MEYER, A.; MCDONALD, J.; MCCORMACK, P. C.; ANDERSON, K.; BAX, N.; CORNEY, S. P. Warming world, changing ocean: mitigation and adaptation to support resilient marine systems. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, [s. l.], p. 1–25, 2021.

TROUILLET, B. Reinventing marine spatial planning: a critical review of initiatives worldwide. **Journal of Environmental Policy & Planning**, [s. l.], v. 22, n. 4, p. 441–459, 2020. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1523908X.2020.1751605>. Acesso em: 25 ago. 2024.

TSAI, H. H.; TSENG, H. S.; HUANG, C. K.; YU, S. C. **Review on the Conflicts between Offshore Wind Power and Fishery Rights: Marine Spatial Planning in Taiwan**. [S. l.]: MDPI, 2022.

TUDA, A. O.; STEVENS, T. F.; RODWELL, L. D. Resolving coastal conflicts using marine spatial planning. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 133, p. 59–68, 2014. Disponível em: Acesso em: 21 ago. 2023.

UNION, E. **A clean planet for all a European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy**. [S. l.: s. n.], 2018.

VASQUEZ, M.; MATA CHACÓN, D.; TEMPERA, F.; O'KEEFFE, E.; GALPARSORO, I.; SANZ ALONSO, J. L.; GONÇALVES, J. M. S.; BENTES, L.; AMORIM, P.; HENRIQUES, V.; MCGRATH, F.; MONTEIRO, P.; MENDES, B.; FREITAS, R.; MARTINS, R.; POPULUS, J. Broad-scale mapping of seafloor habitats in the north-east Atlantic using existing environmental data. **Journal of Sea Research**, [s. l.], v. 100, p. 120–132, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2014.09.011>.

VENEGAS-LI, R.; LEVIN, N.; MORALES-BARQUERO, L.; KASCHNER, K.; GARILAO, C.; KARK, S. Global assessment of marine biodiversity potentially threatened by offshore hydrocarbon activities. **Global change biology**, [s. l.], v. 25, n. 6, p. 2009–2020, 2019.

VIGO, M.; HERMOSO, V.; NAVARRO, J.; SALA-COROMINA, J.; COMPANY, J. B.; GIAKOUMI, S. Dynamic marine spatial planning for conservation and fisheries benefits. **Fish and Fisheries**, [s. l.], v. 25, n. 4, p. 630–646, 2024. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/faf.12830>. Acesso em: 7 nov. 2024.

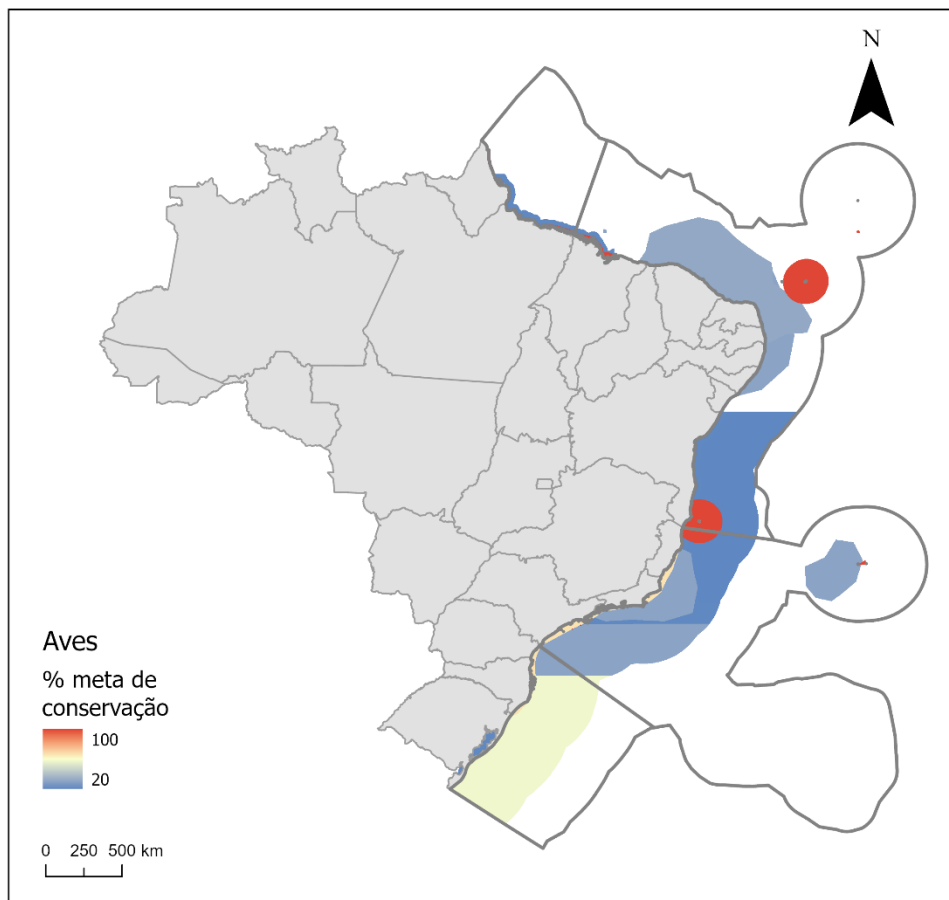
VINCENT, M. A.; ATKINS, S. M.; LUMB, C. M.; GOLDING, N.; LIEBERKNECHT, L. M.; WEBSTER, M. **Marine nature conservation and sustainable development - the Irish Sea Pilot**. Peterborough: [s. n.], 2004.

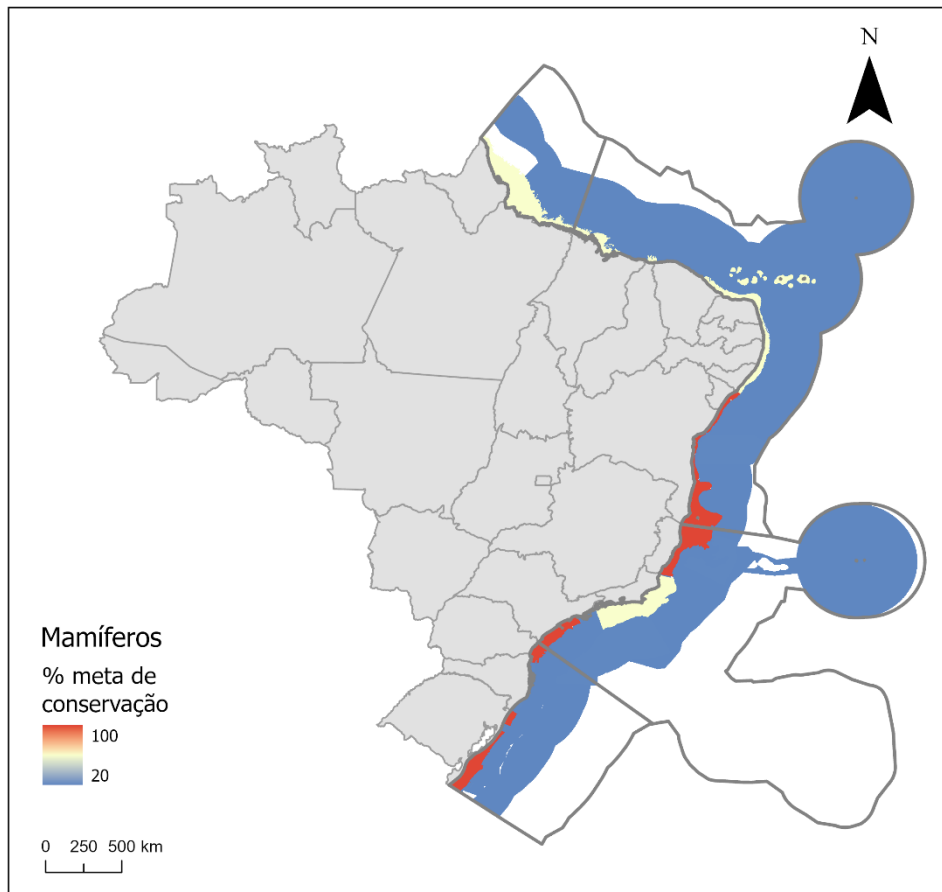
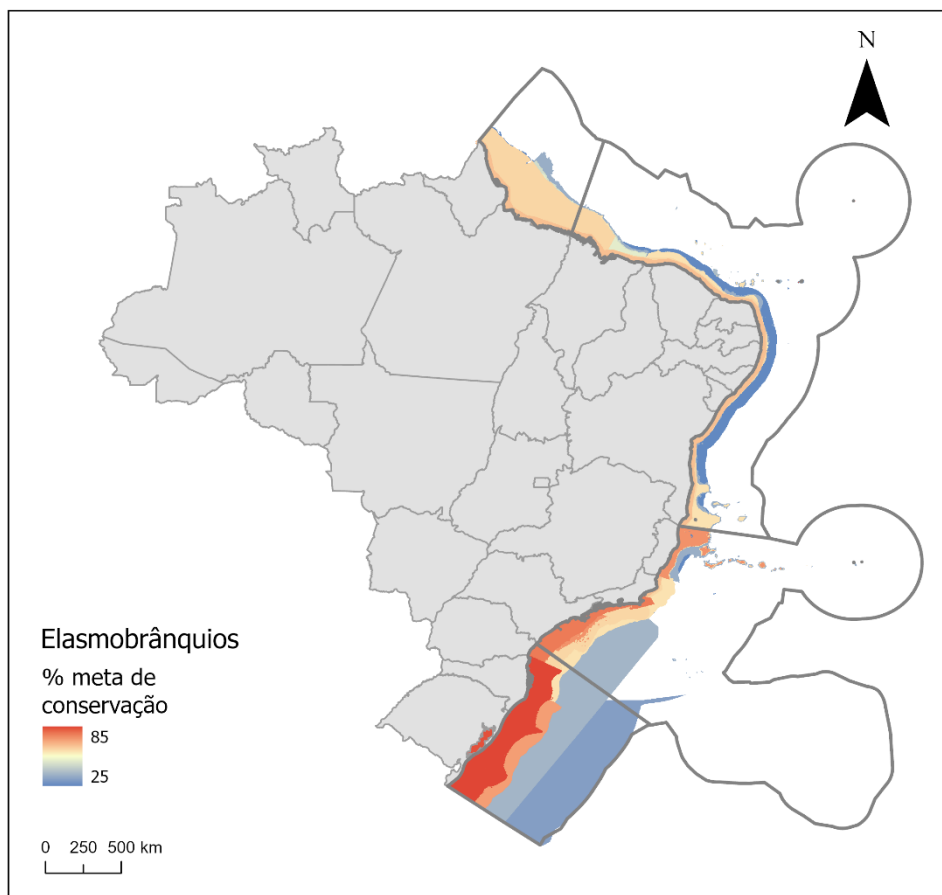
WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J. B. C.; LOTZE, H. K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S. R. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **science**, [s. l.], v. 314, n. 5800, p. 787–790, 2006.

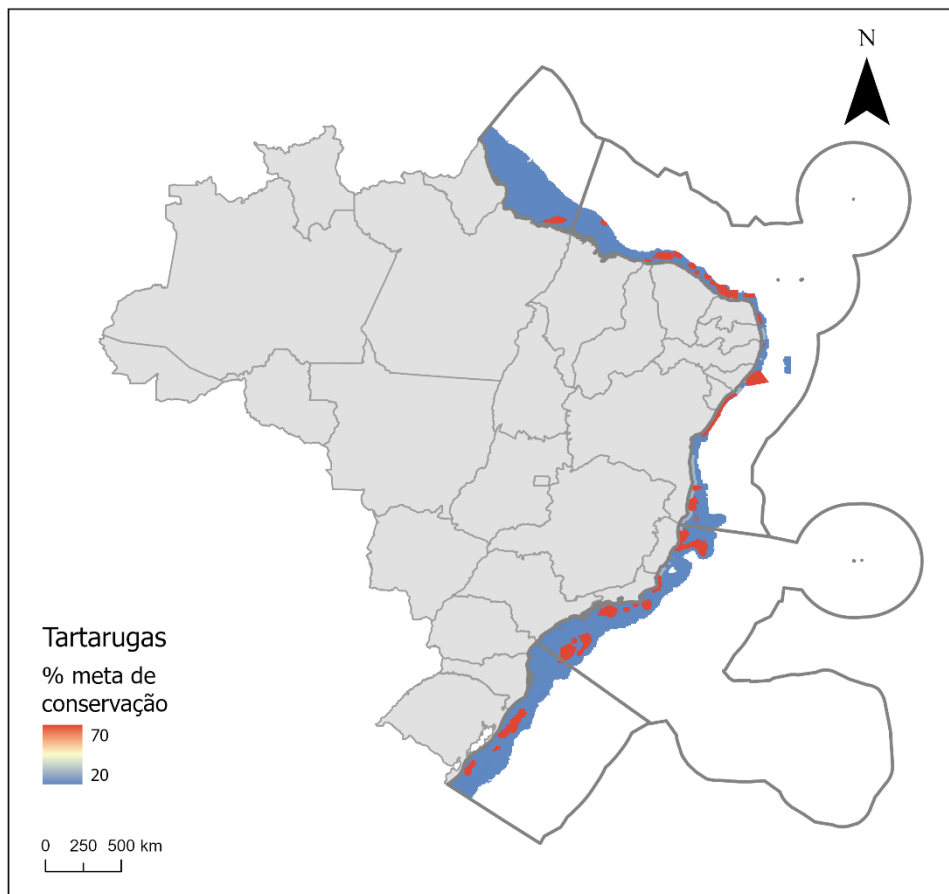
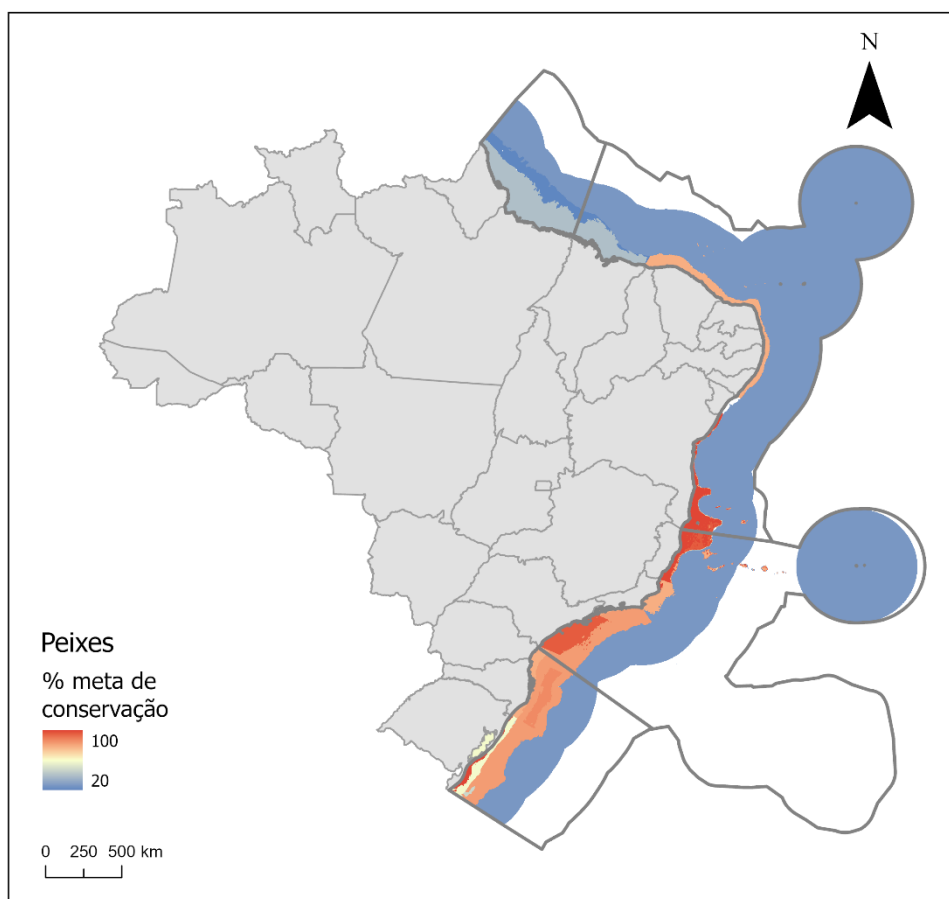
WYATT, K. H.; GRIFFIN, R.; GUERRY, A. D.; RUCKELSHAUS, M.; FOGARTY, M.; ARKEMA, K. K. Habitat risk assessment for regional ocean planning in the U.S. Northeast and Mid-Atlantic. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 12, n. 12, p. e0188776, 2017. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0188776>. Acesso em: 19 fev. 2024.

YATES, K. L.; BRADSHAW, C. J. A. **Offshore energy and marine spatial planning**. [S. l.]: Routledge London, 2018. 2018.

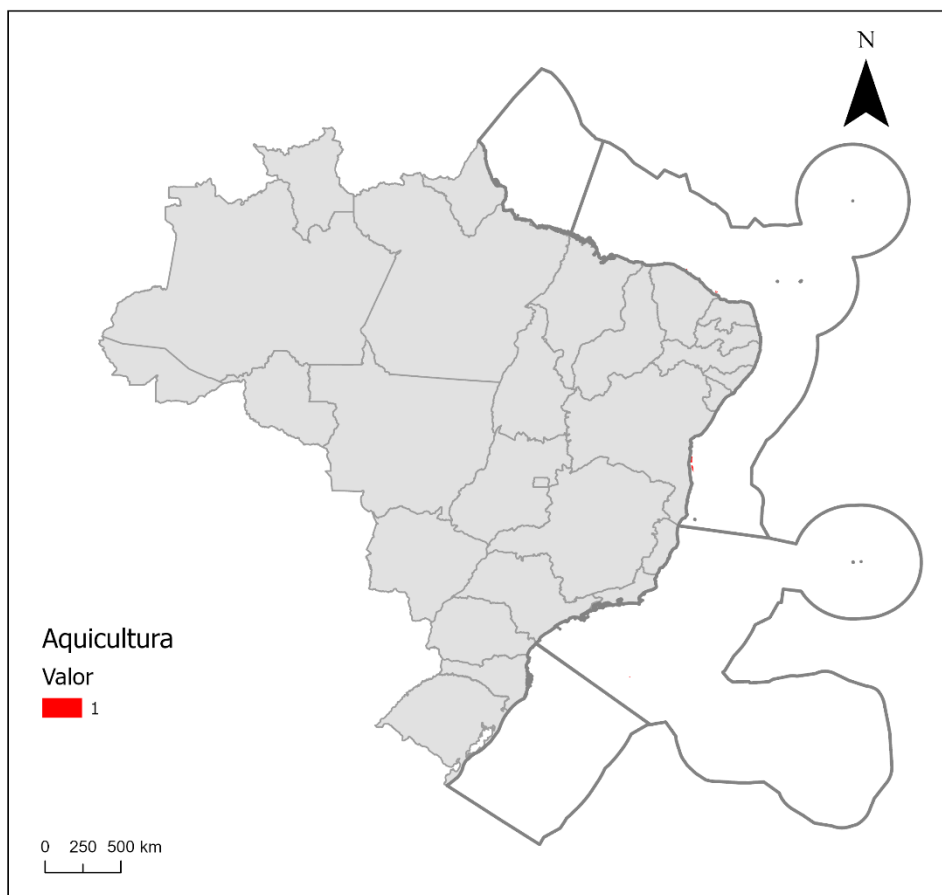
APÊNDICE I – Grupos de fauna considerados na Análise de Impacto Cumulativo

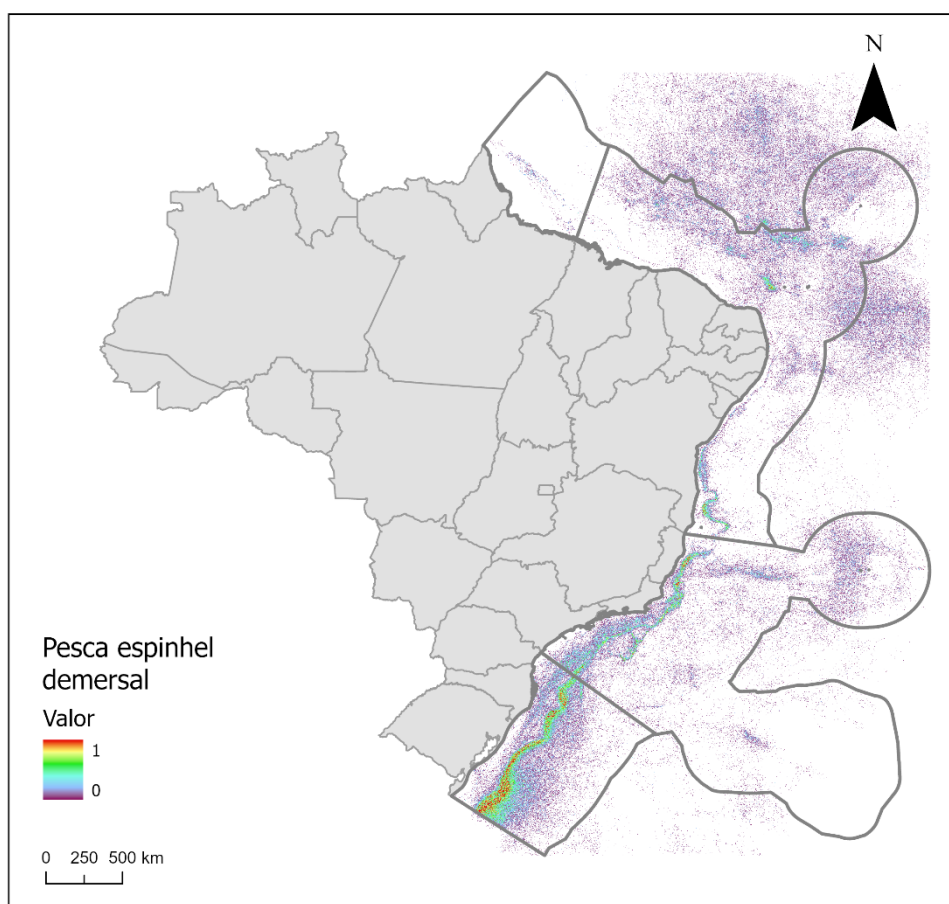
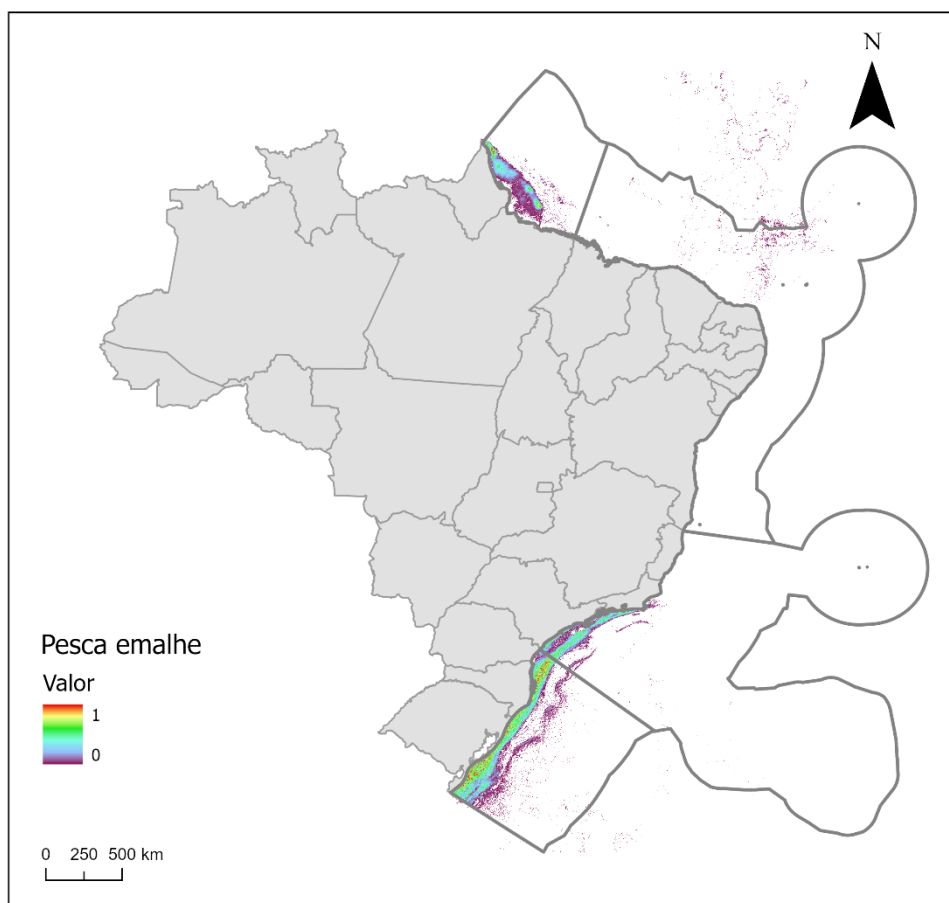


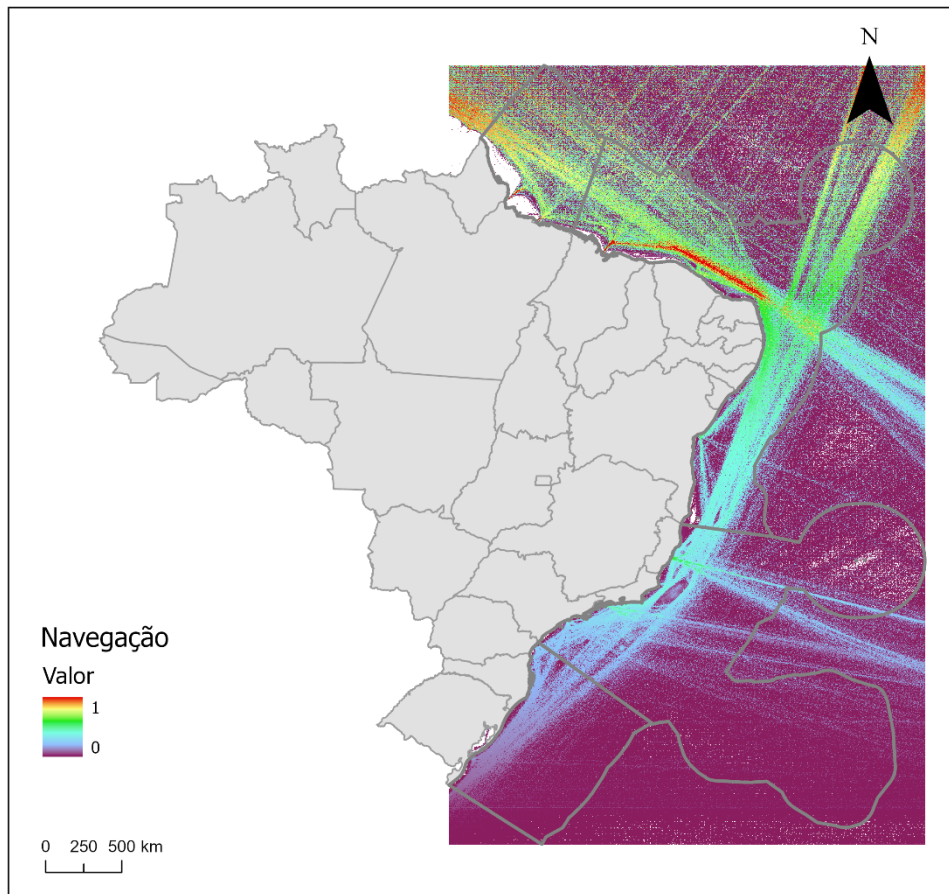
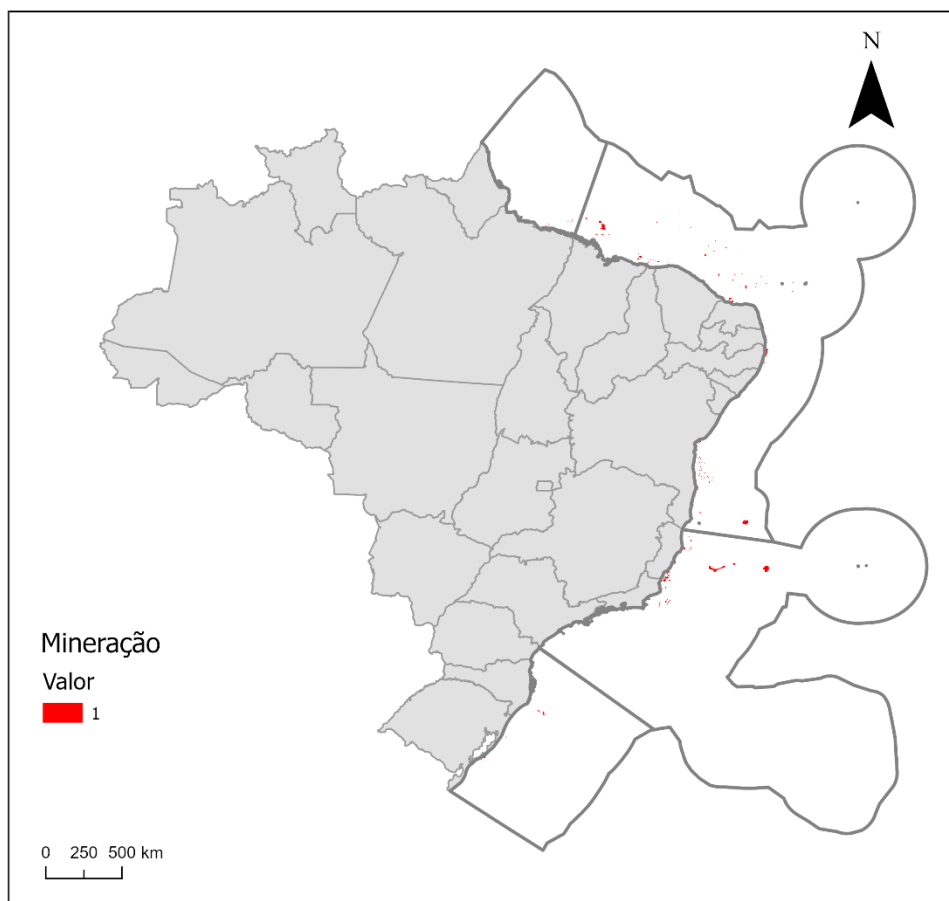


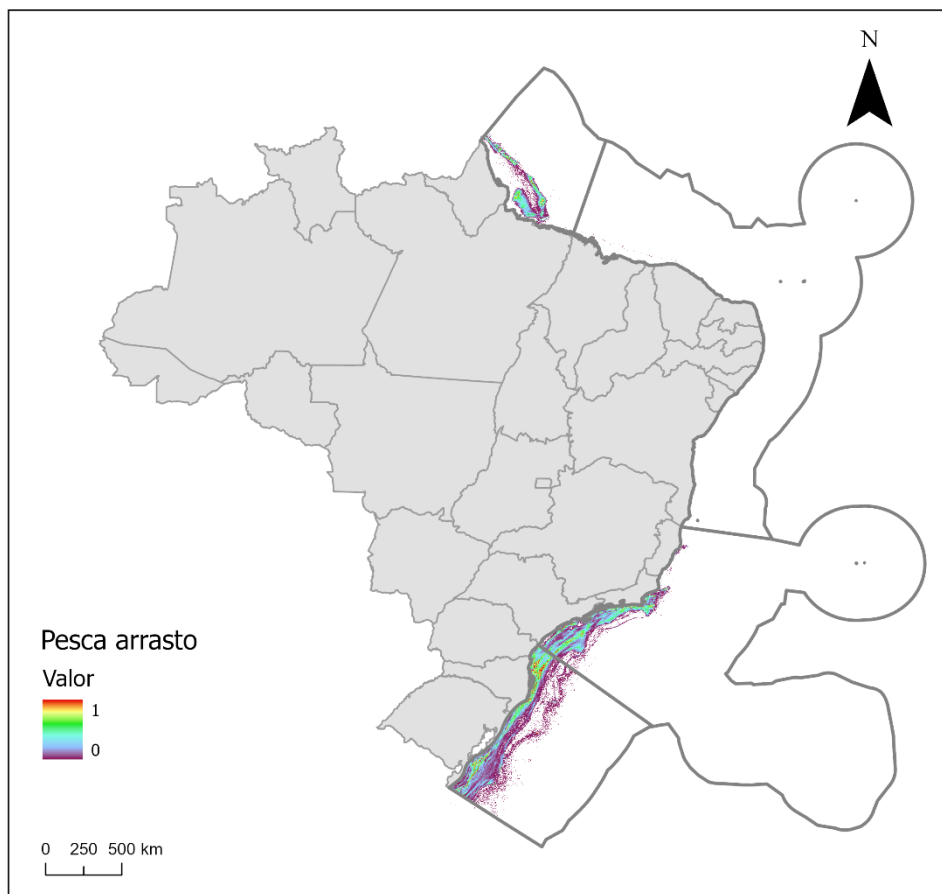
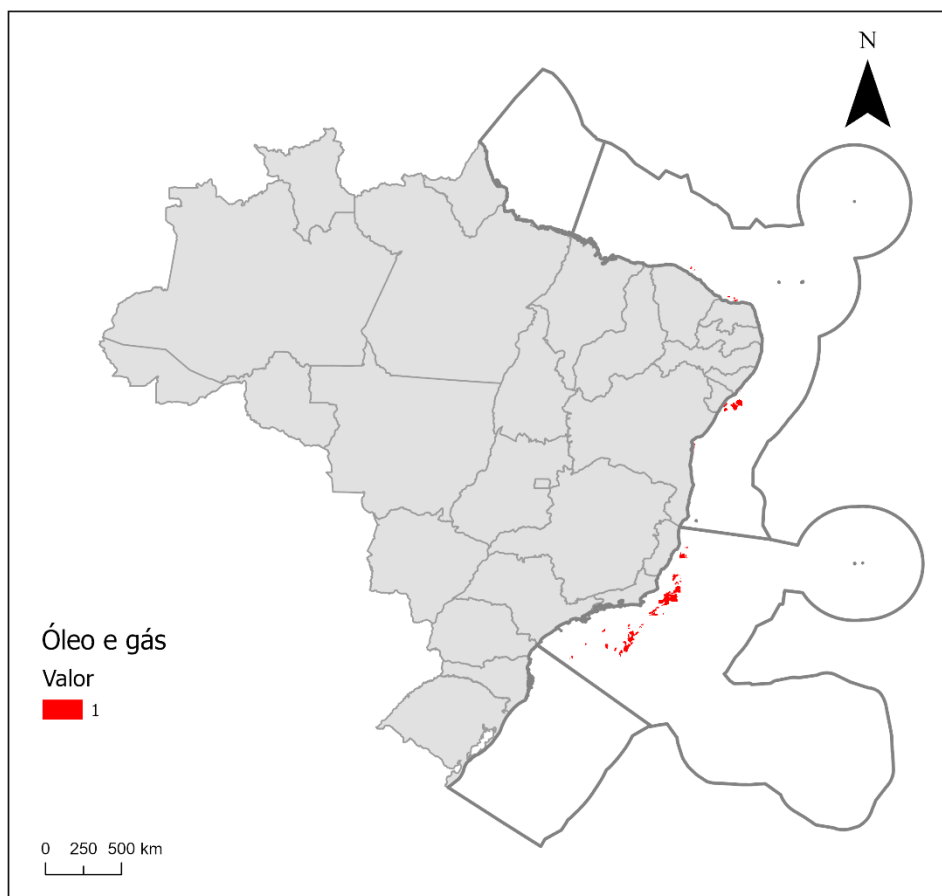


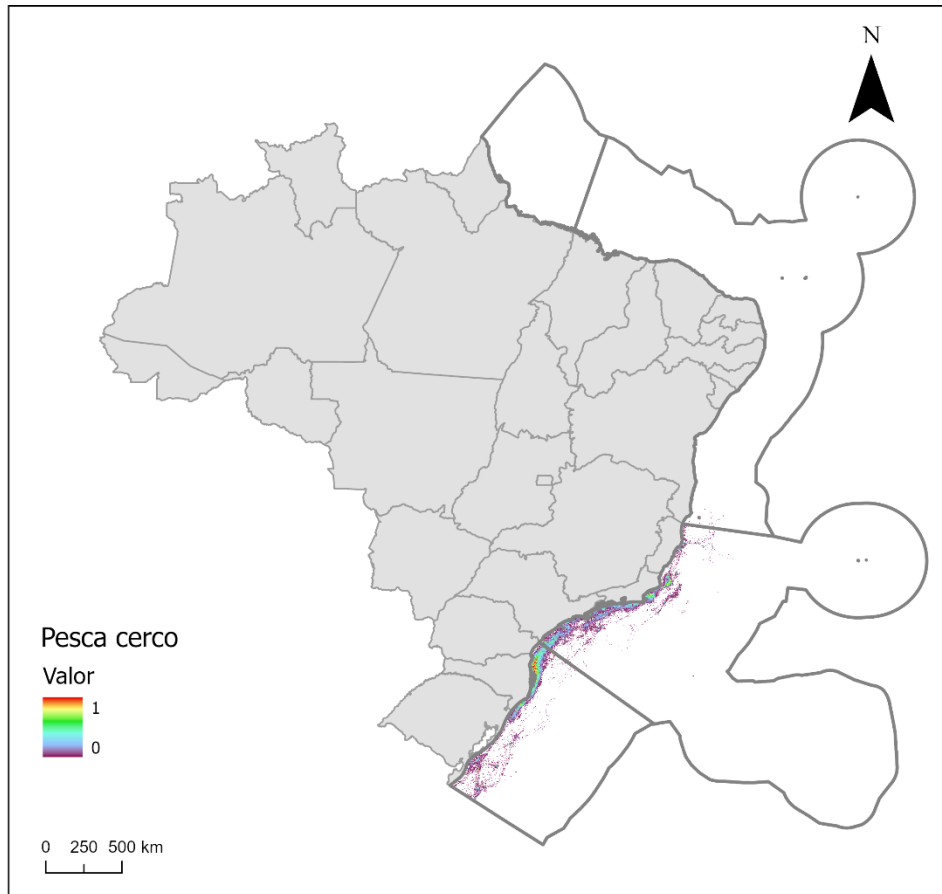
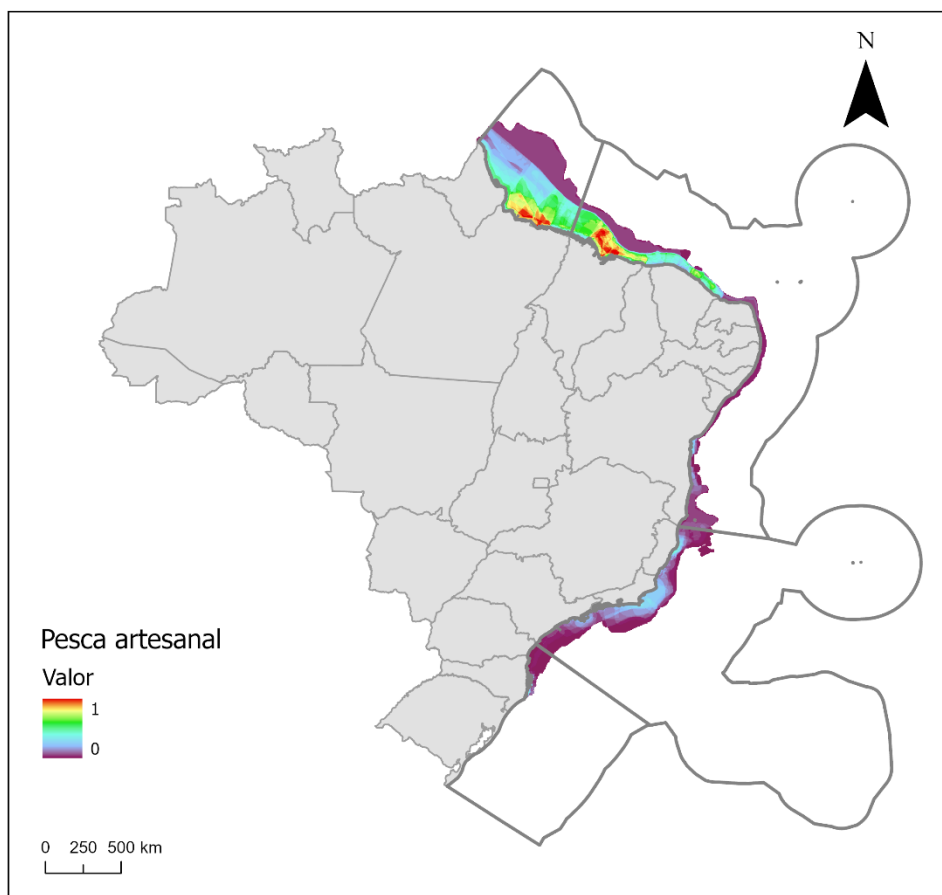
APÊNDICE II – Usos humanos considerados na Análise de Impacto Cumulativo

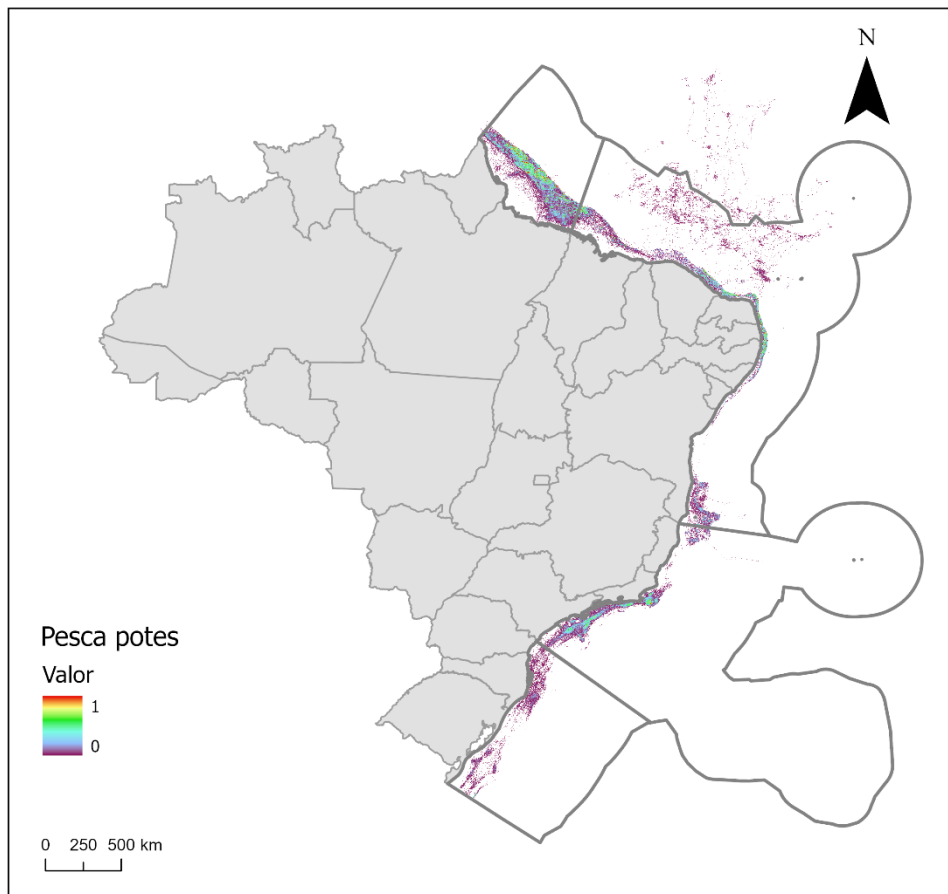
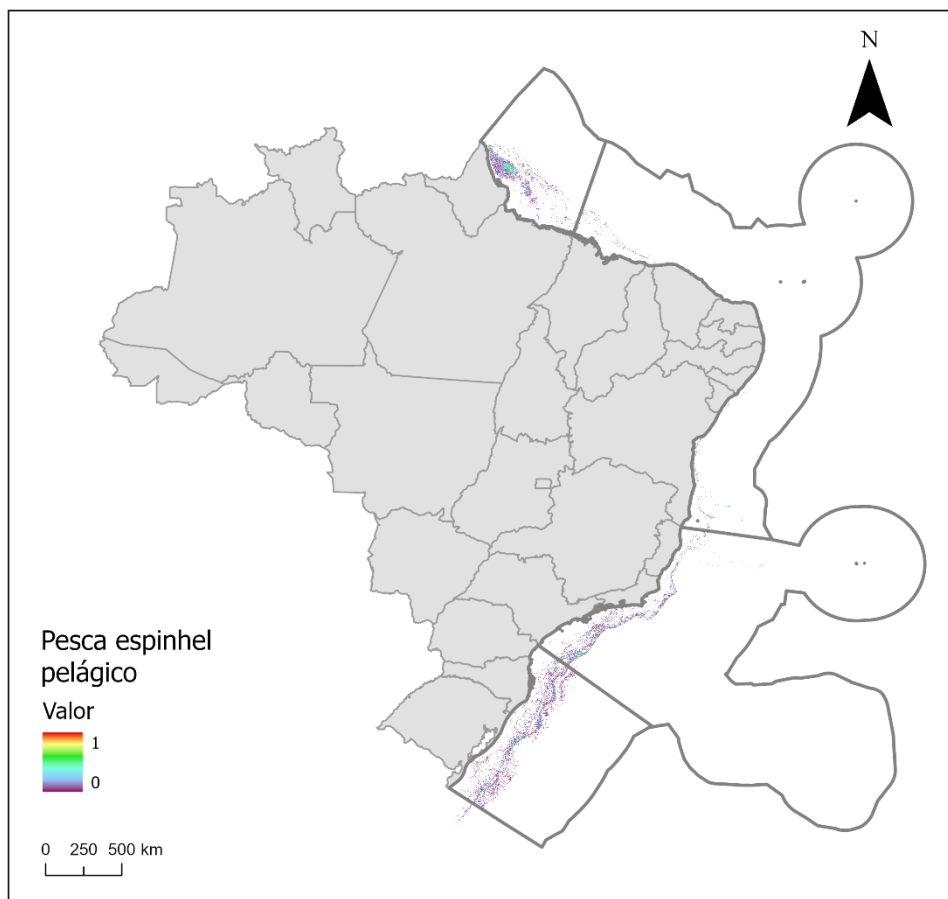


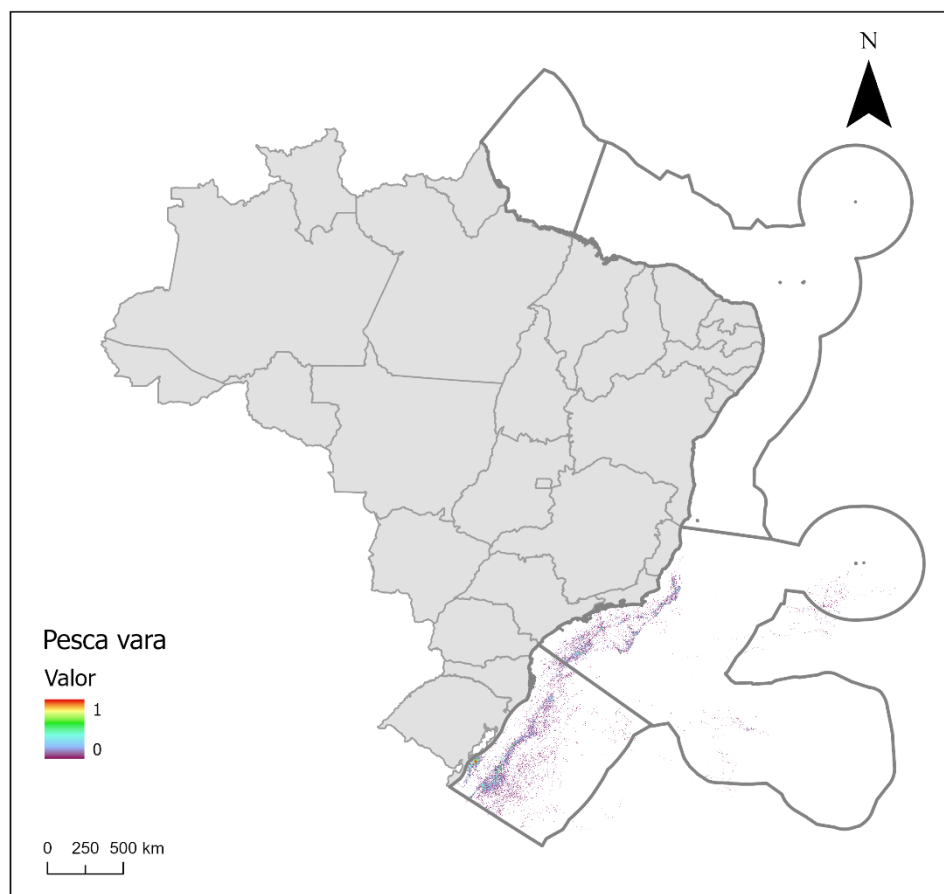












APÊNDICE III – Categorias de pressão consideradas na Avaliação de Impacto Cumulativo

