UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

LETÍCIA SCHABIUK CRUZ

DISTRIBUIÇÃO DE RAIAS-MANTA (*Mobula spp)* NO OCEANO ATLÂNTICO: UMA VISÃO ATUAL E FUTURA

ILHÉUS-BAHIA
2025

LETÍCIA SCHABIUK CRUZ

DISTRIBUIÇÃO DE RAIAS-MANTA (*Mobula spp)* NO OCEANO ATLÂNTICO: UMA VISÃO ATUAL E FUTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientador: Dr. Alexandre Schiavetti

Coorientador: Dr. Vinicius Giglio

ILHÉUS-BAHIA
2025

LETÍCIA SCHABIUK CRUZ

DISTRIBUIÇÃO DE RAIAS-MANTA (*Mobula spp)* NO OCEANO ATLÂNTICO: UMA VISÃO ATUAL E FUTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, sob a orientação do Prof. Dr. Alexandre Schiavetti

Ilhéus, _____ de fevereiro de 2025.

Banca Examinadora

_____

Alexandre Schiavetti (Orientador)
Universidade Estadual de Santa Cruz

_____

_____

C957 Cruz, Letícia Schabiuk

Distribuição de raias-manta (Mobula spp) no Oceano Atlântico: uma visão atual e futura / Letícia Schabiuk Cruz. – Ilhéus, BA: UESC, 2025.

38.: il.

Orientador: Alexandre Schiavetti

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Ecologia animal. 2. Elasmobrânquio. 3. Mudanças climáticas. 4. Nicho (Ecologia). I. Título.

CDD 591.5

A todos os navegantes que ousam
mergulhar nas profundezas do
conhecimento, em busca de respostas
nas correntes da curiosidade e da
descoberta

AGRADECIMENTO

A conclusão desta dissertação seria impossível sem o apoio de diversas pessoas e instituições que me acompanharam ao longo dessa jornada. Por muitos momentos pensei que não chegaria até aqui. Encontrei muitos desafios pelo caminho, mas graças a cada uma das pessoas próximas a mim nesse momento, pude me reinventar e por isso, estou aqui.

Agradeço primeiramente às amigas, Nayara Bucair e Ana Fornicola, por terem me dado um pontapé inicial para entrar nessa jornada e me mostrarem que tudo é possível. Obrigada por me incentivarem, por me mostrarem os caminhos e por sempre me apoiarem.

À Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), por ser o espaço que me proporcionou o desenvolvimento acadêmico e o crescimento pessoal ao longo desses anos. Foi nesta instituição que encontrei a base sólida para construir este trabalho e, especialmente, para seguir adiante na minha formação científica. Agradeço também a todo o corpo docente e discente, sempre prontos para ajudar em qualquer situação, a compartilhar conhecimentos e trocar experiências enriquecedoras, para além da vivência acadêmica. Não posso deixar de enaltecer o carinho, respeito e a gratidão que sinto especialmente para as meninas da minha turma, uma turma só de mulheres poderosas, Thays, Sthéfanne, Alejandra, Nayla, Victoria, Laura, Júlia e Hanna, eu amo vocês! Obrigada por casa riso, por cada lágrima, por cada aventura, surto compartilhado, por cada conselho, por cada palavra amiga.

Aos meus orientadores, Vinicius e Alexandre, pela paciência, orientação, e incentivo contínuo. Suas palavras sábias e seus conselhos foram cruciais em cada etapa deste processo, e sou imensamente grata por cada palavra e por todas as vezes que vocês me acolheram e me orientaram, até além da vivência acadêmica. Não sei o que seria de mim sem vocês!

Ao Projeto Mantas do Brasil, e toda a sua equipe de pessoas engajadas e comprometidas com a conservação, por me permitir mergulhar profundamente no mundo das raias-manta e suas complexas interações com o ambiente marinho. É uma honra fazer parte de algo cuja missão sempre foi uma fonte constante de inspiração para a minha vida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa da Bahia (FAPESB) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, que possibilitou a dedicação necessária a este projeto. O suporte financeiro foi fundamental para a realização deste trabalho.

Aos meus amigos, para além da vida acadêmica, que compartilharam essa caminhada comigo, pelo apoio, pela troca de ideias, e pela amizade. Foram os momentos de leveza, risadas e camaradagem que tornaram essa jornada mais suportável e, muitas vezes, mais divertida.
E, finalmente, à minha família, pelo amor, compreensão e encorajamento constantes. Meus pais, Regina e Cláudio, apesar da chatice, vocês foram fundamentais para o meu sucesso. Vocês foram o meu porto seguro durante essa travessia, e sem o apoio de vocês, nada disso teria sido possível. Dedico esse trabalho para meu avô, Sr. José, que acaba de passar por uma severa cirurgia e luta pela vida, ameaçada por um câncer. Foi por você que pensei em desistir, mas também é por você que cheguei até aqui. Você é e sempre será o meu maior amor no planeta Terra, obrigada por ser o meu maior fã, o meu maior herói, a minha maior inspiração. Te amo e ainda quero te encontrar muitas vezes pelo universo.

A todos, meu profundo agradecimento.

“No water, no life. No blue, no green.”
Sylvia Earle

RESUMO

Os elasmobrânquios desempenham papéis ecológicos chave como reguladores de redes tróficas e provedores de serviços ecossistêmicos. No entanto, enfrentam ameaças, como pesca, degradação de habitats e mudanças climáticas, que impactam sua distribuição e sobrevivência. As raias-manta, espécies emblemáticas e ameaçadas, são particularmente vulneráveis devido ao ciclo de vida lento e à dependência de habitats específicos. Este estudo busca entender os padrões de distribuição espacial das raias-manta no Oceano Atlântico Sul Ocidental, analisando os fatores ambientais que influenciam sua presença e projetando cenários futuros sob mudanças climáticas. O objetivo geral é analisar os padrões de distribuição das raias-manta ao longo da zona marinha brasileira, utilizando modelagem de nicho ecológico para entender sua distribuição atual e prever mudanças futuras sob cenários climáticos SSP2-4.5 e SSP5-8.4. Hipotetiza-se que a espécie será mais presente em áreas com maior concentração de clorofila-a, será influenciada por variáveis oceanográficas, como temperatura, e que haverá uma redução nas áreas adequadas em cenários climáticos futuros. A coleta de dados sobre avistamentos de raias-manta foi realizada por de bancos de dados online, dados de ciência cidadã e redes sociais. Esses registros foram processados garantir a precisão, removendo dados inconsistentes e fora da área de estudo. Para analisar a distribuição da espécie, foram consideradas as variáveis ambientais temperatura da superfície do mar, profundidade, declividade, distância da costa, radiação fotossinteticamente ativa, clorofila-a, velocidade das correntes superficiais e salinidade. Modelos de distribuição foram gerados a partir de diferentes algoritmos (GLM, MaxEnt, SVM e RDF), e a contribuição das variáveis foi avaliada por meio de análises de componentes principais. O desempenho dos modelos foi validado com métricas de acurácia, como o Índice de Jaccard e AUC. Os resultados destacaram a influência de fatores ambientais como clorofila-a, correntes, profundidade e salinidade na distribuição das raias-mantas na costa brasileira. As raias-manta preferem áreas oligotróficas, próximas à costa e em águas rasas, com boa disponibilidade de presas. Com relação aos cenários climático, no moderado (SSP2-4.5) a distribuição permanece estável, enquanto no cenário extremo (SSP5-8.5) as áreas de vida se mantêm, mas com possíveis impactos devido ao aumento das temperaturas e eventos climáticos extremos. O estudo sugere a necessidade de políticas de conservação e o uso de tecnologias avançadas para melhorar a coleta de dados e entender melhor os padrões sazonais.

Palavras-chave: Elasmobrânquio, raia-manta, mudanças climáticas, modelagem de nicho ecológico

ABSTRACT

Elasmobranchs play key ecological roles as regulators of trophic networks and providers of ecosystem services. However, they face threats such as fishing, habitat degradation, and climate change, which impact their distribution and survival. Manta rays, iconic and threatened species, are particularly vulnerable due to their slow life cycle and dependence on specific habitats. This study aims to understand the spatial distribution patterns of manta rays in the Southwestern Atlantic Ocean by analyzing the environmental factors that influence their presence and projecting future scenarios under climate change. The main objective is to analyze the distribution patterns of manta rays along the Brazilian marine zone, using ecological niche modeling to understand their current distribution and predict future changes under climate scenarios SSP2-4.5 and SSP5-8.5. It is hypothesized that the species will be more present in areas with higher chlorophyll-a concentrations, will be influenced by oceanographic variables such as temperature, and that suitable areas will decrease under future climate scenarios. Manta ray sighting data were collected from online databases, citizen science contributions, and social media. These records were processed to ensure accuracy, with inconsistent and out-of-scope data removed. To analyze the species' distribution, the following environmental variables were considered: sea surface temperature, depth, slope, distance from the coast, photosynthetically active radiation, chlorophyll-a, surface current velocity, and salinity. Distribution models were generated using different algorithms (GLM, MaxEnt, SVM, and RDF), and variable contributions were assessed through principal component analyses. Model performance was validated using accuracy metrics such as the Jaccard Index and AUC. The results highlighted the influence of environmental factors such as chlorophyll-a, currents, depth, and salinity on manta ray distribution along the Brazilian coast. Manta rays prefer oligotrophic areas, close to the coast and in shallow waters, with good prey availability. Regarding climate scenarios, under the moderate scenario (SSP2-4.5), distribution remains stable, while under the extreme scenario (SSP5-8.5), habitat areas are maintained but may be impacted by rising temperatures and extreme climate events. The study suggests the need for conservation policies and the use of advanced technologies to improve data collection and better understand seasonal patterns.

Keywords: Elasmobranch, manta ray, climate change, ecological niche modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: área de estudo correspondente aos pontos de ocorrência, que compreende às Ecorregiões marinhas: Guiana (GU), Amazônia (AM), Nordeste do Brasil (NB), Fernando de Noronha e Atol das Rocas (FNAR), Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSP), Leste do Brasil (EB), Arquipélago de Trindade de Martins Vaz (TMV), Sudeste do Brasil (SB) e Rio Grande (RG). 5

Figura 2: pontos de ocorrência de raia-manta (M. birostris e M cf. birostris) na região de estudo, considerando todas as fontes de registros (base de dados, ciência cidadã e literatura). 14

Figura 3: variações das condições ambientais nos pontos de ocorrência, o eixo y representa a densidade de ocorrência e o eixo x a variação de cada variável, sendo elas: (A) clorofila-a, (B) velocidade das correntes de superfície, (C) distância da costa, (D) radiação fotossinteticamente ativa, (E) produtividade primária, (F) profundidade m, (G) salinidade, (H) temperatura da superfície do mar e (I) declividade. 15

Figura 4: densidade das ocorrências de raias-manta (Mobula birostris e Mobula cf. birostris) na área de estudo incluindo todas as fontes dos registros (base da dados online, ciência cidadã e literatura). 17

Figura 5: áreas de maior adequabilidade para raias-manta (Mobula birostris e Mobula cf. birostris) no momento presente. Com destaque para a ecorregião marinha da Guina e do Norte do Brasil, na província marinha da Plataforma norte do Brasil e para a ecorregião marinha do Sudeste do Brasil, na província do Atlântico Sudoeste Temperado Quente. 19

Figura 6: áreas adequadas para as raias-manta (Mobula birostris e Mobula cf. birostris) para o cenário SSP2 para as décadas de 2040-2050 e 2050-2060. 20

Figura 7: áreas adequadas para as raias-manta (Mobula birostris e Mobula cf. birostris) para o cenário SSP8 para as décadas de 2040-2050 e 2050-2060. 21

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: valores dos algoritmos utilizados para modelagem 18
Tabela 2: importância da contribuição de cada variável no modelo. 21

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVOS 4
2.1. Objetivo Geral 4
2.2. Objetivos Específicos 4
3. METODOLOGIA 4
3.1. Área de Estudo 4
3.2. Coleta de Dados 6
3.2.1. Bancos de Dados Online 6
3.2.2. Ciência Cidadã 7
3.2.3. Revisão de literatura 8
3.3. Análise de Dados 8
3.3.1. Descrição das condições ambientais 8
3.3.2. Análise de densidade de Kernel 9
3.3.3. Modelos de Distribuição de Espécie 10
4. RESULTADOS 13
4.1. Descrição das condições ambientais de M. birostris 13
4.2. Densidade de Kernel 16
4.3. Modelagem de distribuição de espécie 17
5. DISCUSSÃO 22
5.1. Fatores ambientais 22
5.2. Lacunas e perspectivas futuras 25
5.3. Impactos das mudanças climáticas 26
6. CONCLUSÃO 27
7. REFERÊNCIAS 28

1. INTRODUÇÃO

Os elasmobrânquios (tubarões, raias e quimeras) desempenham um papel fundamental na regulação dos ecossistemas marinhos. Tais organismos atuam como predadores de topo ou mesopredadores, influenciando a dinâmica trófica (Heithaus et al., 2010; Ferretti et al., 2010; Heupel et al., 2014). No entanto, enfrentam ameaças crescentes devido à sobrepesca, degradação de habitats e mudanças climáticas, resultando na classificação de mais de um terço das espécies como ameaçadas (Dulvy et al., 2014; Dulvy et al., 2021; Pacoureau et al. 2021).

Entre esses organismos, as raias-manta (*Mobula spp*), destacam-se por sua ampla distribuição em regiões tropicais e subtropicais e por seu ciclo de vida lento, que as torna vulneráveis à superexploração (Marshall e Bennet, 2010; Couturier, 2012; Croll et al., 2016; Marshall et al., 2020). Atualmente, são reconhecidas duas espécies, a raia-manta-recifal (*Mobula alfredi*) e a raia-manta-oceânica (*Mobula birostris*), embora evidências sugiram a possível existência de uma terceira (Marshall et al., 2009; Hinijosa-Alvarez et al., 2016). Sua biologia filtradora influencia a estrutura das comunidades planctônicas, regulando a disponibilidade de recursos na cadeia trófica (Marshall, et atl., 2009; Graham et al., 2012). Além disso, suas carcaças fornecem nutrientes para os ecossistemas bentônicos (Higgs et al., 2014). Do mesmo modo, as raias-manta têm grade relevância socioeconômica, sendo o ecoturismo uma atividade que pode gerar benefícios financeiros e promover a conservação (Graham et al., 2019; O'Malley et al., 2013; Venables et al., 2016)

A distribuição das raias-manta está diretamente associada a fatores ambientais, como a temperatura da superfície do mar, a produtividade primária e a disponibilidade de plâncton, sendo que alterações nesses fatores, sejam naturais ou impulsionadas por atividades humanas, podem modificar padrões de ocorrência da espécie (Graham et al., 2012; Di Lorenzo et al., 2017). Estudos indicam que, devido ao seu comportamento migratório e à necessidade de habitats específicos (e.g. recifes de corais), as raias-manta são particularmente vulneráveis às mudanças no ambiente (Marshall et al., 2009) e desempenham um papel fundamental na conservação marinha como espécies guarda-chuva, pois sua proteção beneficia outros organismos e habitats associados (Roberge & Angelstam, 2004; Branton & Richardson, 2011). Sua popularidade facilita o engajamento público e a captação de recursos, tornando-as aliadas na conservação

da biodiversidade marinha (Sergio et al., 2008). No entanto, sua vulnerabilidade reforça a necessidade de estratégias de conservação que considerem não apenas a espécie, mas também seu habitat e interações ecológicas (Palumbi et al., 2009; Ward-Paige et al., 2012). Além do mais, informações sobre sua distribuição em sistemas mesopelágicos e águas profundas é limitada (Graham et al., 2012). Portanto, compreender a sua distribuição e os fatores que influenciam seus padrões espaciais é chave não apenas para a conservação das espécies, mas para a gestão marinha e consequentemente para a saúde do oceano. Nesse caso a modelagem de nicho ecológico pode ser uma excelente ferramenta para avançar no conhecimento e assim implementar estratégias de conservação eficazes, baseadas em previsões (Sims et al., 2006).

A modelagem de nicho ecológico tem se consolidado como uma ferramenta essencial para predizer a distribuição de espécies no presente, permitindo analisar como fatores ambientais influenciam a ocorrência de organismos em diferentes habitats (Elith et al., 2006). Ao incorporar variáveis ambientais associadas às mudanças climáticas, como projeções de temperatura do oceano e produtividade primária, esses modelos podem identificar mudanças como redução ou expansão de áreas de vida adequadas em cenários futuros (Araújo & Peterson, 2012).

Os Modelos de Circulação Global (GCMs) e os Cenários Socioeconômicos Compartilhados (SSPs) são utilizados para projetar cenários climáticos baseados em emissões de gases de efeito estufa (Riahi et al., 2017). Enquanto os GCMs simulam interações climáticas globais, os SSPs exploram diferentes trajetórias de desenvolvimento socioeconômico (França et al., 2023). Juntos, eles permitem compreender impactos climáticos em ecossistemas e espécies, auxiliando na formulação de estratégias de conservação adaptativas, promovendo uma gestão mais eficiente dos recursos naturais e minimizando conflitos entre conservação e uso humano (Guisan et al., 2013; Runting et al., 2017).

As mudanças climáticas afetam a disponibilidade de presas, a qualidade dos habitats e processos ecológicos, prejudicando espécies já ameaçadas, como muitos elasmobrânquios sensíveis a variações na temperatura do mar e na produtividade primária (Maxwell et al., 2020; Cheung et al., 2015). Essas alterações impactam diretamente a distribuição e a sobrevivência de diversas espécies marinhas (Pörtner et

al., 2019; Poloczanska et al., 2016), como é o caso da tropicalização, fenômeno que resulta da expansão de espécies tropicais e da retração de espécies temperadas (Zarzyczny et al., 2024).

O Oceano Atlântico, com sua grande diversidade de ecossistemas marinhos, é um ponto-chave para a conservação de espécies, como as raias-manta, que, como espécies guarda-chuva, têm o potencial de promover a proteção de outras espécies vulneráveis que compartilham a mesma área. Ademais, espécies marinhas ameaçadas e emblemáticas, como as raias-manta, podem servir como indicadoras da saúde do ecossistema e são prioridades para a implementação de medidas de conservação em larga escala (Barreto et al., 2023). Ao protegê-las juntamente com seus habitats, podemos, indiretamente, fomentar a proteção de diversas outras espécies e serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, as províncias e ecorregiões marinhas, como as definidas pela WWF (Spalding et al., 2007), oferecem uma estrutura essencial para a priorização de áreas de conservação, pois refletem padrões biogeográficos únicos que influenciam a distribuição de espécies. A identificação de áreas prioritárias dentro dessas ecorregiões pode facilitar a implementação de medidas de proteção para toda a biodiversidade marinha local, contribuindo para a conservação e o gerenciamento integrado de ecossistemas costeiros e oceânicos (Maxwell et al., 2020).

O presente estudo visa analisar os padrões de distribuição espacial das raias-manta em uma região do oceano Atlântico, com foco nas variáveis ambientais que podem influenciar sua distribuição. A questão central desta pesquisa é: quais fatores ambientais explicam a variação espacial e a presença das raias-manta em uma porção do Oceano Atlântico e como será a adequabilidade de áreas para sua distribuição no futuro diante das mudanças climáticas? Hipotetiza-se que (1) as raias-manta estarão mais presentes em áreas com maiores concentrações de clorofila-a; (2) que sua ocorrência será modulada por variáveis oceanográficas, como a temperatura superficial do mar, e (3) haverá uma diminuição nas áreas com adequabilidade para espécie no futuro.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Compreender os padrões de distribuição das raias-manta em uma área do Oceano Atlântico, utilizando modelagem de nicho ecológico para entender a distribuição potencial da espécie atualmente e prever as mudanças na distribuição em cenários climáticos futuros.

2.2. Objetivos Específicos

- Descrever as variações das condições ambientais onde foram obtidos pontos de ocorrência
- Testar a relação espacial entre as ocorrências e as variáveis ambientais
- Realizar a modelagem de nicho ecológico para identificar áreas de maior adequabilidade ambiental para a raia-manta no presente e em 2040/2050 e 2050/2060 utilizando os cenários SSP2-4.5 e SSP5-8.4
- Testar a influência das variáveis ambientais na distribuição das raias-manta
- Identificar as áreas onde existe adequabilidade ambiental em baixa amostragem

3. METODOLOGIA

3.1. Área de Estudo

A área de estudo abrange as regiões costeira e oceânica do Suriname, da Guiana Francesa e do Brasil, englobando três províncias marinhas: 1) A província marinha da Plataforma Norte do Brasil, que inclui as ecorregiões marinhas da Guiana e da Amazônia; 2) A província marinha do Atlântico Sudoeste Tropical, que abrange as ecorregiões do Nordeste do Brasil, Fernando de Noronha e Atol das Rocas, Ilhas de São Pedro e São Paulo, Leste do Brasil e Ilhas de Trindade e Martim Vaz; e 3) A província marinha do Atlântico Sudoeste Temperado Quente, que compreende as ecorregiões do Sudeste do Brasil e do Rio Grande, compondo uma região do Oceano Atlântico. (Fig. 1). Esta área é de relevância ecológica e econômica (Pereira et al., 2014), com uma rica biodiversidade marinha e ecossistemas costeiros e oceânicos,

como recifes de corais, estuários e manguezais (Lewinsohn e Prado, 2002; Floeter et al., 2008).

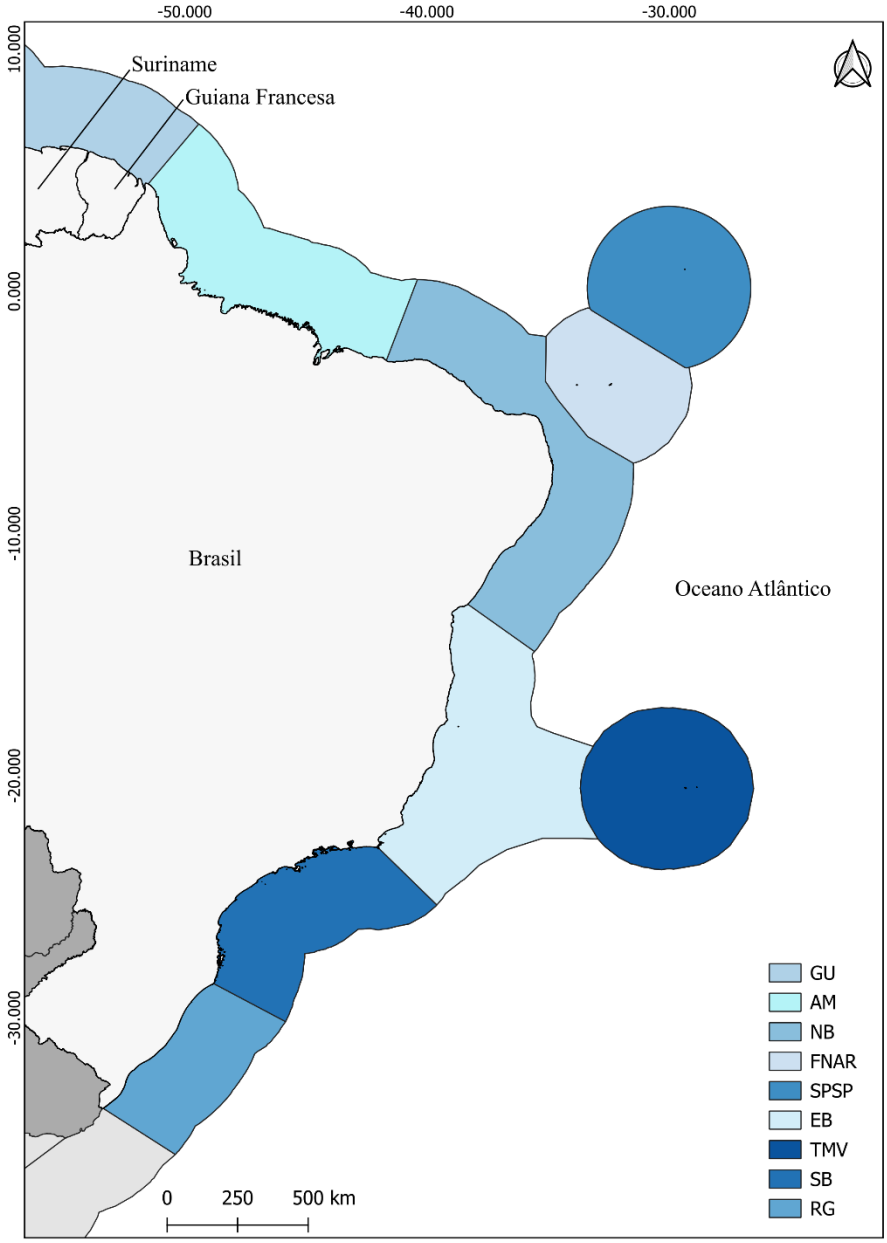

Figura 1: área de estudo correspondente aos pontos de ocorrência, que compreende às ecorregiões marinhas: Guiana (GU), Amazônia (AM), Nordeste do Brasil (NB), Fernando de Noronha e Atol das Rocas (FNAR), Arquipélago de São Pedro e São Paulo (SPSP), Leste do Brasil (EB), Arquipélago de Trindade de Martins Vaz (TMV), Sudeste do Brasil (SB) e Rio Grande (RG).

A região de estudo é caracterizada pela interação complexa entre diferentes correntes e massas de água, que influenciam diretamente a distribuição de organismos marinhos (Caires, 2014). Ao Norte, a dinâmica é dominada pela Corrente Sul Equatorial, que transporta águas quentes e oligotróficas para a região costeira, e pela Corrente Guiana, que redistribui essas massas de água, afetando padrões de temperatura e salinidade. Ao Sul, a interação entre a Corrente do Brasil e a Corrente das Malvinas cria um sistema dinâmico de convergência, onde o encontro de águas quentes tropicais com águas frias subantárticas influencia a produtividade primária e a disponibilidade de nutrientes (Gramcianinov, 2013; Pezzi, 2015). A Corrente Circumpolar Antártica, por sua vez, desempenha um papel fundamental na circulação oceânica global, modulando o transporte de massas de água e contribuindo para a variabilidade interanual das correntes do Atlântico Sul. Essas interações determinam condições ambientais que favorecem a agregação de diversas espécies marinhas, incluindo as raias-manta, ao influenciar a disponibilidade de alimento e a conectividade entre habitats.

A escolha dessa área para o presente estudo se justifica pela diversidade de habitats presentes, singularidades em processos oceânicos e pela importância dessas regiões para a conservação de espécies marinhas ameaçadas, como as raias-manta, que possuem elevado risco de extinção, mas são avistadas esporadicamente em toda a área de estudo e pouco se sabe sobre sua real distribuição (Amorim et al., 1998; Luiz et al., 2009; Mendonça et al. 2012; Girondot et al., 2014; Medeiros et al. 2015; Bucair et al., 2021 & Medeiros 2022).

3.2.Coleta de Dados

Para toda a área de estudo, sem distinção entre *M. birostris* e *M. cf. birostris*, os avistamentos oportunísticos foram registrados a partir da integração de diferentes fontes de dados: (1) bancos de dados online, (2) ciência cidadã e (3) informações provenientes da literatura.

3.2.1. Bancos de Dados Online

Os registros de avistamento de raias-manta foram coletados a partir de plataformas de dados global *Ocean Biodiversity Information System* - OBIS

(https://obis.org/) e nacional Banco Brasileiro de Mantas – BBM (https://www.mantasdobrasil.org.br/). O OBIS é uma das principais bases de dados global de ocorrência de espécies, oferecendo acesso aberto a registros de biodiversidade provenientes de instituições de pesquisa e projetos de conservação ao redor do mundo (Maldonado et al., 2015). O BBM reúne registros de fotoidentificação e ocorrência de raias-manta, que são realizados por mergulhadores vinculados ao Projeto Mantas do Brasil em todo o litoral brasileiro. O projeto é responsável pela curadoria de todos esses dados, disponíveis no *website* da instituição. Foi feito o download de todos os dados de ocorrência disponíveis de 2000 a 2024. Com o objetivo de identificar possíveis atualizações de nomes científicos e sinonímias, realizamos uma checagem taxonômica de todos os táxons utilizando a plataforma *World Register of Marine Species* – WORMS (https://www.marinespecies.org/).

Dados públicos podem apresentar inconsistências, como erros relacionados à taxonomia e ao georreferenciamento. Tal cenário torna indispensável a realização de um processo de auditoria (Edgard et al., 2018). Seguindo as diretrizes propostas por Velazco et al. (2017), a primeira etapa desse processo consistiu em remover todas as ocorrências localizadas fora da área de distribuição da espécie, conforme os polígonos definidos pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN). Posteriormente, foram excluídos registros fora da área de estudo e aqueles cuja identificação apresentou confiabilidade duvidosa. Além disso, dados com coordenadas duplicadas ou imprecisas foram eliminados.

3.2.2. Ciência Cidadã

A ciência cidadã tem se mostrado uma ferramenta alternativa poderosa na obtenção de dados sobre a biodiversidade marinha, especialmente para espécies de difícil monitoramento, como as raias-manta (Ehemann et al., 2022), que possuem uma ampla distribuição (Dickinson et al., 2012). No caso deste estudo, registros de ocorrências de raias-manta (*M. birostris* e *M. cf. birostris*) foram fornecidos pelo Programa Cidadão Cientista - Projeto Mantas do Brasil. A iniciativa visa conscientizar e engajar a sociedade para contribuir ativamente com a pesquisa e conservação de espécies marinhas em diferentes pontos do Brasil. Os dados foram validados de acordo

com evidências audiovisuais, localização geográfica e data do registro, assim como outros detalhes do avistamento quando disponível.

3.2.3. Revisão de literatura

Foi realizada uma revisão sistemática da literatura com foco na área de estudo, considerando exclusivamente registros de ocorrência em ambiente marinho. As buscas foram realizadas nas bases de dados Web of Science, Scopus e Google Scholar, utilizando as palavras-chave: *"Manta ray"*, *"Mobula birostris"* e *"Manta birostris",* combinadas com operadores booleanos (AND/OR). Foram incluídos artigos que apresentavam registros georreferenciados ou descrições espaciais claras de ocorrência de raias-manta. Foram excluídos estudos que tratavam exclusivamente de indivíduos mortos, capturados ou desembarcados, bem como registros oriundos de acervos de museus ou sem informações de localização precisas. Essa triagem teve como objetivo garantir que os dados representassem apenas indivíduos em seu habitat natural, assegurando a relevância ecológica dos registros e evitando vieses decorrentes de interações antrópicas diretas. Após a aplicação dos critérios de inclusão e exclusão, 05 artigos foram considerados relevantes e utilizados na análise.

Combinando essas fontes, foi possível construir um conjunto de dados que permitiu a geração de modelos mais robustos e verossímeis para as raias-manta na área de estudo.

3.3.Análise de Dados

3.3.1. Descrição das condições ambientais

Os pontos de ocorrência foram plotados no software Qgis v.3.28 (Qgis Development Team, 2022) juntamente aos arquivos em formato rasters das variáveis ambientais: 1) clorofila-a, 2) velocidade das correntes de superfície, 3) distância da costa, 4) radiação fotossinteticamente ativa, 5) produtividade primária, 6) declividade, 7) salinidade, 8) profundidade e 9) temperatura da superfície do mar. Em seguida, utilizando a função *Point Sampling Tools*, os valores das variáveis foram extraídos pixel a pixel para cada ponto de ocorrência da espécie-alvo (Elith; Kearney; Phillips,

2010). Após a criação do conjunto de dados, eles foram submetidos a estatística descritiva e histogramas com curvas de densidade e marcação das médias foram elaborados, para descrever a variabilidade ambiental onde a espécie ocorre (Subbotina; Grjibovski, 2014). Os gráficos foram confeccionados através do pacote *ggplot2* no software R v. 4.3.1 (R Core Team, 2018).

Para compreender se existe relação entre a posição de ocorrência e as variáveis ambientais, estes dados foram convertidos em matrizes de espaço contendo as posições das raias-manta e a matriz ambiental, ambos convertidos pela métrica de Distância Euclidiana (Sutherland, 2015). Por conseguinte, aplicamos a análise de Procrustes que minimiza a soma dos quadrados das distâncias entre pontos correspondentes de duas matrizes através de um algoritmo que aplica um ajuste rotacional, resultando em uma estatística R^2, derivada da estatística de correlação *r*, demonstrando sua maior robustez matemática e sensibilidade aos dados quando comparado a outros modelos de análises matriciais (Peres-Neto; Jackson, 2001). A estatística de correlação indica o grau de associação entre pares de matrizes de resposta, ou seja, 0 e 1 indicam diferença completa e relação completa, respectivamente. A significância da estatística de Procrustes será testada por permutação com o teste de randomização de Procrustes - PROTEST (com 9999 permutações) (Peres-Neto; Jackson, 2001). Todas as análises foram realizadas no software R, utilizando os pacotes *vegan* (Oksanen et al., 2022) e *packfor* (Dray, S.; Legendre, P., 2009).

3.3.2. Análise de densidade de Kernel

Para identificar possíveis padrões espaciais de agregação de pontos de ocorrência, foi empregado o Algoritmo de Estimativa de Densidade de Kernel Univariada. Esse método estatístico não-paramétrico utiliza uma função de densidade suavizada, permitindo a criação de um modelo espacial que representa a distribuição dos dados de forma mais contínua (Chen, 2017). A análise foi realizada utilizando o software QGIS, versão 3.32. O funcionamento do algoritmo de Kernel é descrito pela seguinte equação:

$$\hat{f}(x) = \frac{1}{nh^2}\sum_{i=1}^{n} \quad K\left\{\frac{x - x_i}{h}\right\}$$

Na qual: *n* é o número de pontos observados; *h* é a largura de banda; k é a função Kernel; *x* é o vetor de coordenada que representa a localização do ponto; e x_i é o vetor da i-ésima coordenada que representa cada ponto observado em relação ao estimado (Węglarczyk, 2018). Os critérios adotados foram de raio estimado de 500 km e aplicada uma função quártica que atribui o mesmo peso para os pontos plotados do mapa e garante um ótimo ajuste para interpolação.

3.3.3. Modelos de Distribuição de Espécie

3.3.3.1. Dados de Ocorrência

Os registros de ocorrências passaram pela avaliação de um especialista para remover qualquer erro ou incerteza de identificação (Velazco et al., 2020). Com a finalidade de restringir possíveis problemas de autocorrelação nos dados de ocorrência e viés geográfico, foi realizado a filtragem espacial das ocorrências da espécie, amostrando aleatoriamente apenas um registro dentro de cada célula da grade (~5km) (Velazco et al., 2019). Esse processo foi realizado utilizando o pacote *spThin* (Aiello-Lammens et al., 2015).

3.3.3.2.Variáveis ambientais

Foram utilizadas 8 variáveis – temperatura da superfície do mar, profundidade, distância da costa, radiação fotossintéticamente ativa, clorofila, velocidade das correntes de superfície, salinidade, declividade, com uma resolução espacial de 167 arco-segundos (~5km). As variáveis foram obtidas a partir da plataforma Bio-Oracle (Tyberghein et al., 2012) Em seguida, para eliminar a colinearidade, realizamos uma Análise de Componentes Principais com as variáveis onde utilizamos como nossos preditores os primeiros eixos que explicaram 95% da variância das variáveis originais (De Marco & Nóbrega, 2018).

3.3.3.3.Modelagem e avaliação dos modelos

Cada modelo de distribuição potencial possui incertezas, o que torna a escolha de parâmetros um fator relevante (Diniz-Filho et al., 2009). Desse modo, a modelagem

de distribuição da espécie foi realizada a partir de quatro algoritmos diferentes (GLM - modelo linear generalizado, MaxEnt - modelo de máxima entropia, SVM - *Support Vector Machine* e RDF - *Random Forests*) visando a obtenção de uma estimativa mais confiável da distribuição do táxon estudado (Rocchini et al., 2011). Para calibração dos modelos, utilizamos como background a área desde a zona costeira da região oceânica do Suriname, Guiana Francesa e Brasil.

Para ajustar os modelos baseados em métodos de presença-ausência, foram criadas pseudoausências distribuídas aleatoriamente no espaço geográfico dentro da área de calibração, em quantidade igual ao número de presenças. O particionamento dos dados foi realizado com o método de validação cruzada em blocos (Roberts et al., 2017), utilizando duas partições no formato *checkerboard* para controlar a autocorrelação espacial entre os dados de treinamento e teste. Esse método explora blocos espaciais com diferentes tamanhos de células para determinar a melhor resolução, considerando o menor índice de autocorrelação espacial (I de Moran), a máxima similaridade ambiental (distância euclidiana) e a mínima diferença de registros entre os dados de treino e teste (desvio padrão) (Velazco et al., 2019).

O desempenho preditivo dos modelos foi avaliado com as métricas de acurácia, incluindo o Índice de Similaridade de Jaccard (Jaccard, 1908) e a Área Sob a Curva (AUC) (Lobo; Jiménez-Valverde; Real, 2008). O Índice de Jaccard mede a semelhança entre previsões e observações, sendo menor quando há mais falsos positivos e negativos em relação às presenças verdadeiras (Meynard et al., 2019). Já o valor de AUC, calculado a partir da curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), avalia a qualidade das previsões: valores iguais ou inferiores a 0,5 indicam previsões aleatórias, acima de 0,5 indicam bom desempenho, e superiores a 0,9 são considerados excelentes (Lima-Ribeiro; Diniz-Filho, 2012).

Foi gerado um modelo consenso para a espécie combinando as predições dos algoritmos com desempenho acima da média geral, por meio de uma média simples. O modelo contínuo foi convertido em binário (presença e ausência) utilizando um limiar de corte que maximiza o Jaccard para cada espécie (Liu; White; Newell, 2010). Todas as etapas de modelagem e avaliação foram realizadas com o uso do pacote *ENMTML* (Andrade; Velazco; De Marco Júnior, 2020).

3.3.3.4.Avaliação da contribuição relativa de cada variável nos modelos

Para a avaliação da contribuição das variáveis nos modelos de consenso, utilizamos dois conjuntos de dados raster: (1) o modelo final de ocorrência, no qual os valores de cada pixel indicam a adequabilidade para a espécie, e (2) o conjunto empilhado das variáveis ambientais (*raster stack*). Em seguida, a partir do raster de distribuição da espécie, selecionamos todos os pixels com valores superiores a 0,7, considerados como indicativos de presença (Liu; White; Newell, 2010). As coordenadas geográficas correspondentes a esses pixels foram extraídas, formando uma matriz com longitude e latitude dos pontos de presença.

Com as coordenadas dos pontos de presença, os valores das variáveis ambientais nas mesmas localizações foram extraídos do conjunto raster de variáveis. Esse procedimento resultou em uma matriz onde cada linha representa um ponto de presença e cada coluna, o valor de uma variável ambiental naquele ponto (Elith; Kearney; Phillips, 2010). Para evitar problemas nas análises subsequentes, foram removidas todas as linhas com valores ausentes, garantindo que apenas pontos de presença com informações completas para todas as variáveis fossem utilizados (Little; Rubin, 2019).

Foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com os dados ambientais. Esta abordagem reduz a dimensionalidade dos dados e transforma as variáveis em um novo conjunto de variáveis não correlacionadas, conhecidas como componentes principais (Jolliffe; Cadima, 2016). O PCA foi conduzido com os dados padronizados (média zero e desvio padrão unitário) para eliminar diferenças de escala entre as variáveis. A matriz de covariância foi calculada, seguida pela decomposição em autovalores e autovetores, que definem a variância explicada por cada componente e sua orientação no espaço (Legendre, 2012). Os componentes principais foram calculados de acordo com a equação:

$$PC = X.v$$

Onde X é a matriz padronizada dos dados e v contém os autovetores.

Os *scores* dos componentes principais (projeções dos dados nos PCs) foram extraídos e combinados com os valores de presença/ausência da espécie. Esse

procedimento resultou em um conjunto de dados que integra os dados reduzidos do PCA com a distribuição da espécie.

A contribuição das variáveis para os componentes principais foi avaliada utilizando a matriz de cargas, que representa as correlações entre as variáveis originais e os PCs (Jolliffe; Cadima, 2016). O quadrado das cargas foi calculado para medir a contribuição relativa de cada variável para o modelo. A importância total de cada variável foi obtida somando os quadrados das cargas ao longo dos PCs:

$$Importância\ relativa = \Sigma\ (cargas)^2$$

Os valores de importância foram normalizados para calcular a percentagem de contribuição relativa de cada variável em relação ao total. Com base nas percentagens de contribuição, as variáveis foram categorizadas em classes de importância (baixa, média e alta), utilizados como critérios de separação (Legendre; Legendre, 2012). Por fim, foi gerada uma tabela com a importância relativa de cada variável ambiental, sua porcentagem de contribuição e classificação.

4. RESULTADOS

4.1. Descrição das condições ambientais de Manta birostris

Essas espécies estão, no caso da área de estudo selecionada, ocorrendo em gradiente latitudinal amplo, com grande variabilidade nos dados oceanográficos. Ao todo, foram registradas 741 ocorrências de raias-manta na área de estudo. Desse total, 358 registros ocorreram na província marinha da Plataforma Norte do Brasil, sendo 356 localizados na ecorregião marinha da Guiana e 2 na ecorregião marinha da Amazônia. Na província do Atlântico Tropical Sudoeste, foram contabilizadas 156 ocorrências, distribuídas entre a ecorregião das Ilhas de São Pedro e São Paulo (1 registro), Fernando de Noronha e Atol das Rocas (94 registros), Nordeste do Brasil (30 registros) e Leste do Brasil (31 registros). Além disso, 227 registros foram atribuídos à província do Atlântico Sudoeste Temperado Quente, com a maioria concentrada na ecorregião marinha do Sudeste do Brasil (226 registros) e apenas 1 na ecorregião do Rio Grande (Fig. 2)

Entre todas as ocorrências contabilizadas, 60% (n = 445) foram obtidas a partir de bases de dados online, 17% (n = 126) originaram-se de iniciativas de ciência cidadã e 23% (n = 170) resultaram da revisão da literatura.

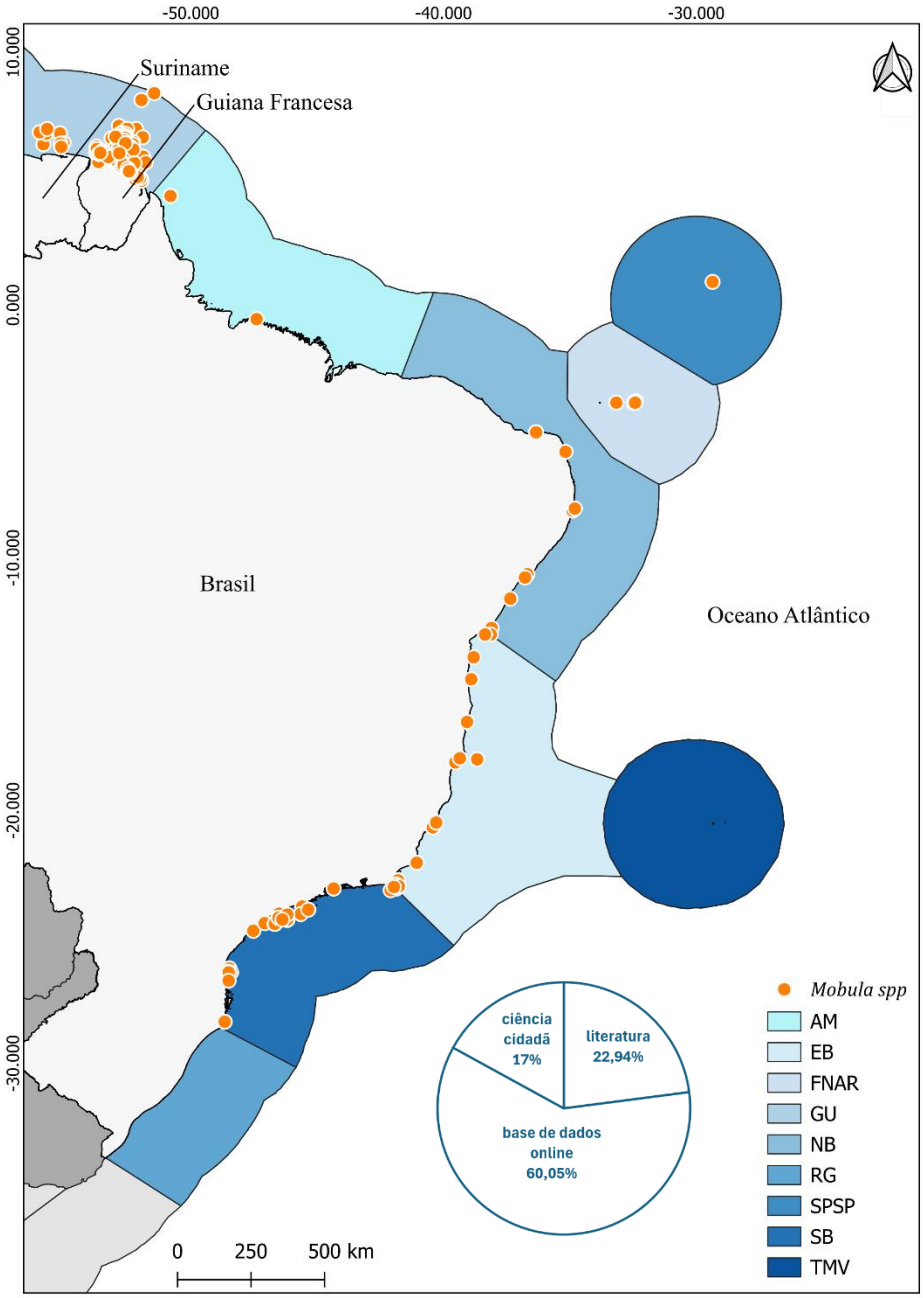

Figura 2: pontos de ocorrência de raia-manta (*M. birostris e M cf. birostris*) na região de estudo, considerando todas as fontes de registros (base de dados, ciência cidadã e literatura).

A análise revelou que as raias-manta ocupam habitats com características ambientais específicas. Entretanto a preferência por esse ambiente reflete parte da vida das espécies estudadas. Nesse caso, o resultado obtido não significa que elas ocorram em regiões com outras características ambientais. Os modelos sugere-se que é possível encontrá-la em ambientes com baixas concentrações de clorofila-a (cerca de 02, mg/m³) (Fig. 3A), quando a velocidade das correntes está por volta de 0,2 m/s (Fig. 3B), em distâncias próximas a costa (<50km) (Fig. 3C), preferencialmente em águas rasas (<50m) (Fig. 3F), regiões com radiação fotossinteticamente ativa entre 35 e 45 µmol/m²/s (Fig. 3D), locais com produtividade primária baixa (0,01 gC/m²/dia) (Fig. 3E), salinidades próximas a 36 PSU (Fig. 3G), temperatura da superfície do mar, entre 24°C e 26°C (Fig. 3H) e declividade <10° (Fig. 3I).

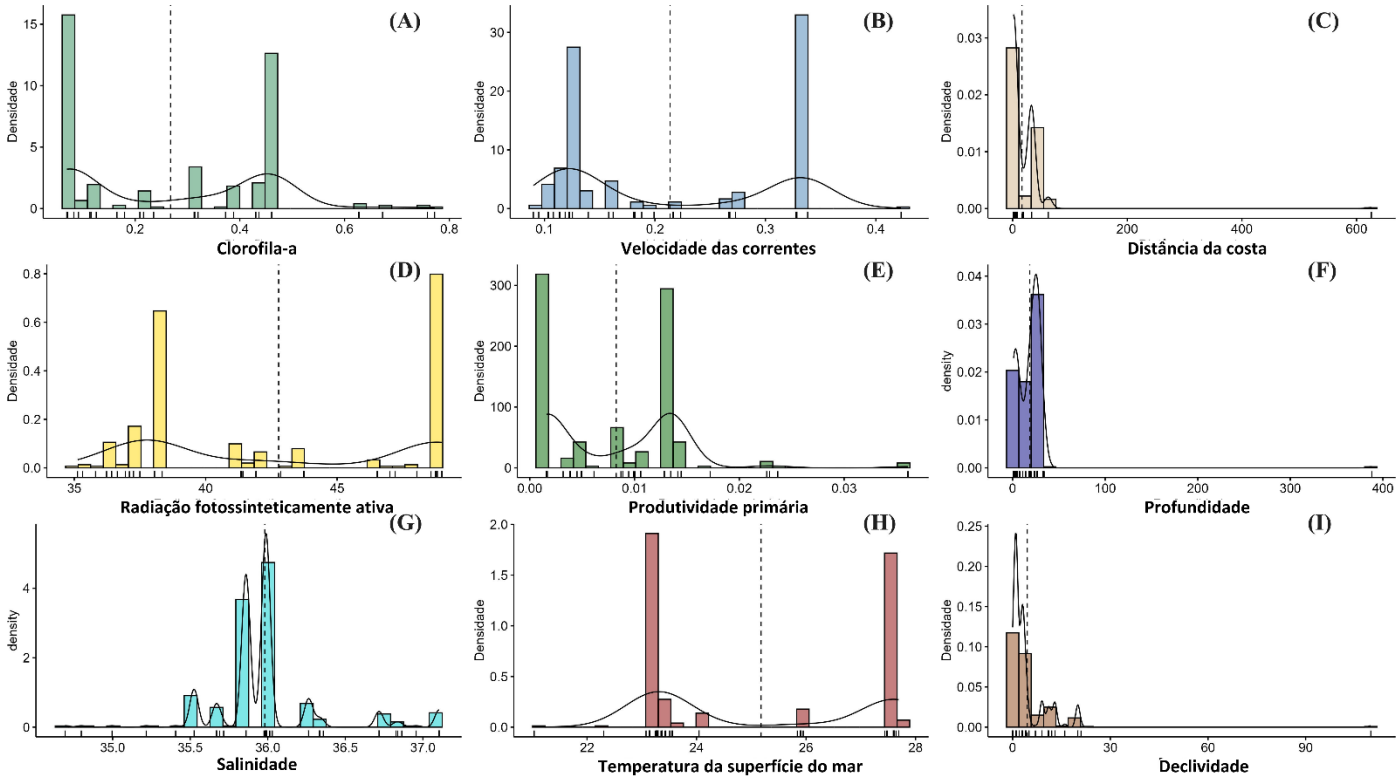

Figura 3: variações das condições ambientais nos pontos de ocorrência de raias-manta (*Mobula birostris* e *Mobula cf. birostris*), o eixo y representa a densidade de ocorrência e o eixo x a variação de cada variável, sendo elas: (A) clorofila-a, (B) velocidade das correntes de superfície, (C) distância da costa, (D) radiação fotossinteticamente ativa, (E) produtividade primária, (F) profundidade m, (G) salinidade, (H) temperatura da superfície do mar e (I) declividade.

Os resultados da análise de Procrustes revelam uma forte correlação ($r = 0,676$, $p < 0,001$) entre as variáveis ambientais e a distribuição espacial das raias-manta, com 82% da variação espacial explicada pelas condições ambientais analisadas ($R^2 = 0,822$). Esses resultados mostram que há uma relação clara entre as condições ambientais e a distribuição das raias-manta.

4.2.Densidade de Kernel

A análise da distribuição espacial dos pontos de ocorrência revelou a presença de localidades com alta densidade de registros, intercaladas por expressivas lacunas entre essas regiões. Esse padrão pode ser atribuído à maior concentração de registros em determinadas áreas, influenciada pela intensa realização de atividades turísticas, como o mergulho, bem como pela atuação de projetos locais de conservação e pela realização de pesquisas anteriores nesses locais, ou seja, os registros podem estar mais associados à presença humana, ao invés de refletir a real densidade de ocorrência das espécies (Fig. 4).

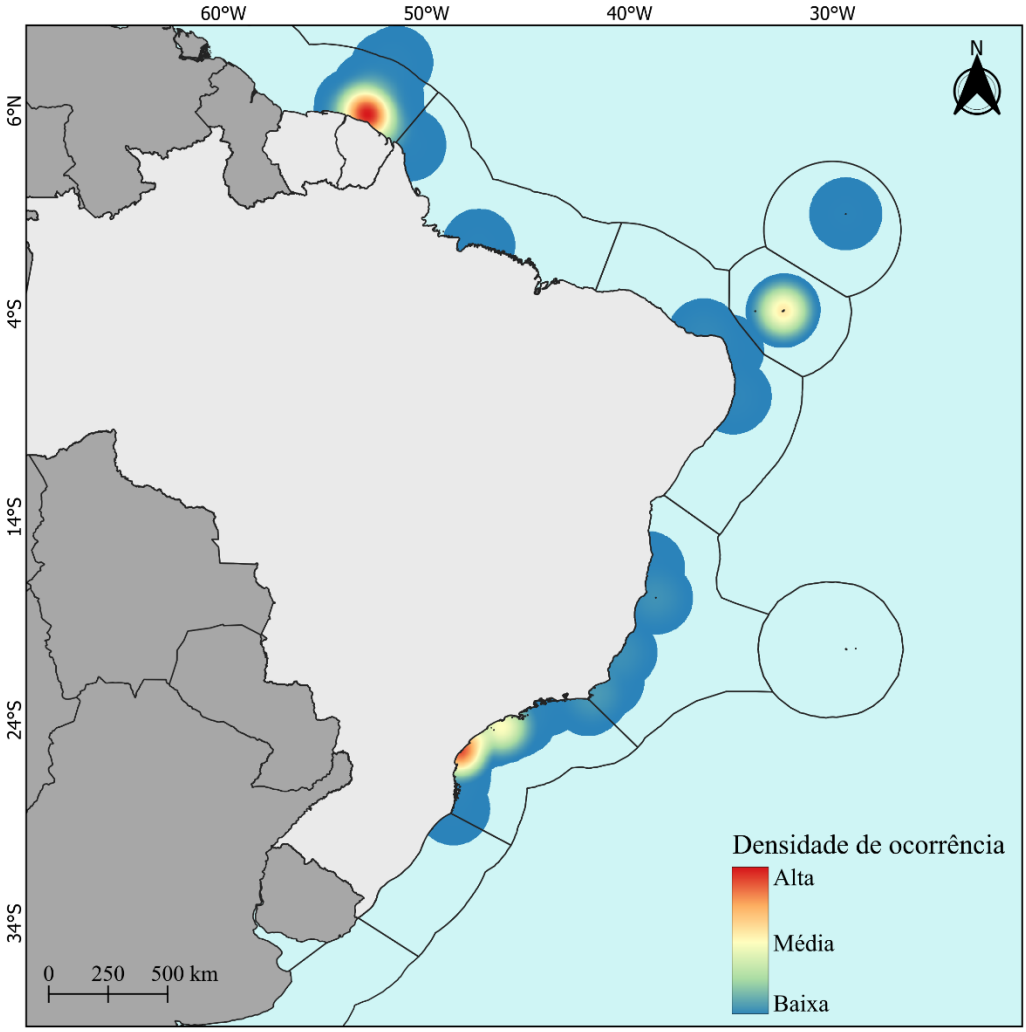

Figura 4: densidade das ocorrências de raias-manta (*Mobula birostris* e *Mobula cf. birostris*) na área de estudo incluindo todas as fontes dos registros (base da dados online, ciência cidadã e literatura).

4.3. Modelagem de distribuição de espécie

Após a filtragem espacial das ocorrências, considerando uma ocorrência para cada grade de pixel de 5 km, utilizamos 185 ocorrências para os procedimentos de modelagem. Todos os algoritmos utilizados e o modelo de conjunto apresentaram valores próximos ou iguais a 1, podendo ser observado na tabela 1, revelando excelente desempenho preditivo do modelo.

Tabela 1: valores dos algoritmos utilizados para modelagem. Modelo linear generalizado (GLM), Modelo de máxima entropia (MaxEnt), *Support Vector Machine* (SVM), *Random Forests* (RDF) e a média (MEA).

Espécie	**Algoritmo**	**AUC**	**TSS**	**Jaccard**	**Sorensen**
Mobula birostris	GLM	0.993	0.990	0.990	0.995
	MSX	0.998	0.990	0.990	0.995
	RDF	1.000	1.000	1.000	1.000
	SVM	1.000	1.000	1.000	1.000
	MEA	1.000	1.000	1.000	1.000

O mapa da modelagem para o período atual (2000–2024) indica alta adequabilidade ambiental para as espécies ao longo e ao norte das ecorregiões marinhas da Guiana e Amazônia, com áreas de maior adequabilidade também identificadas na ecorregião marinha do Sudeste do Brasil (Fig. 5).

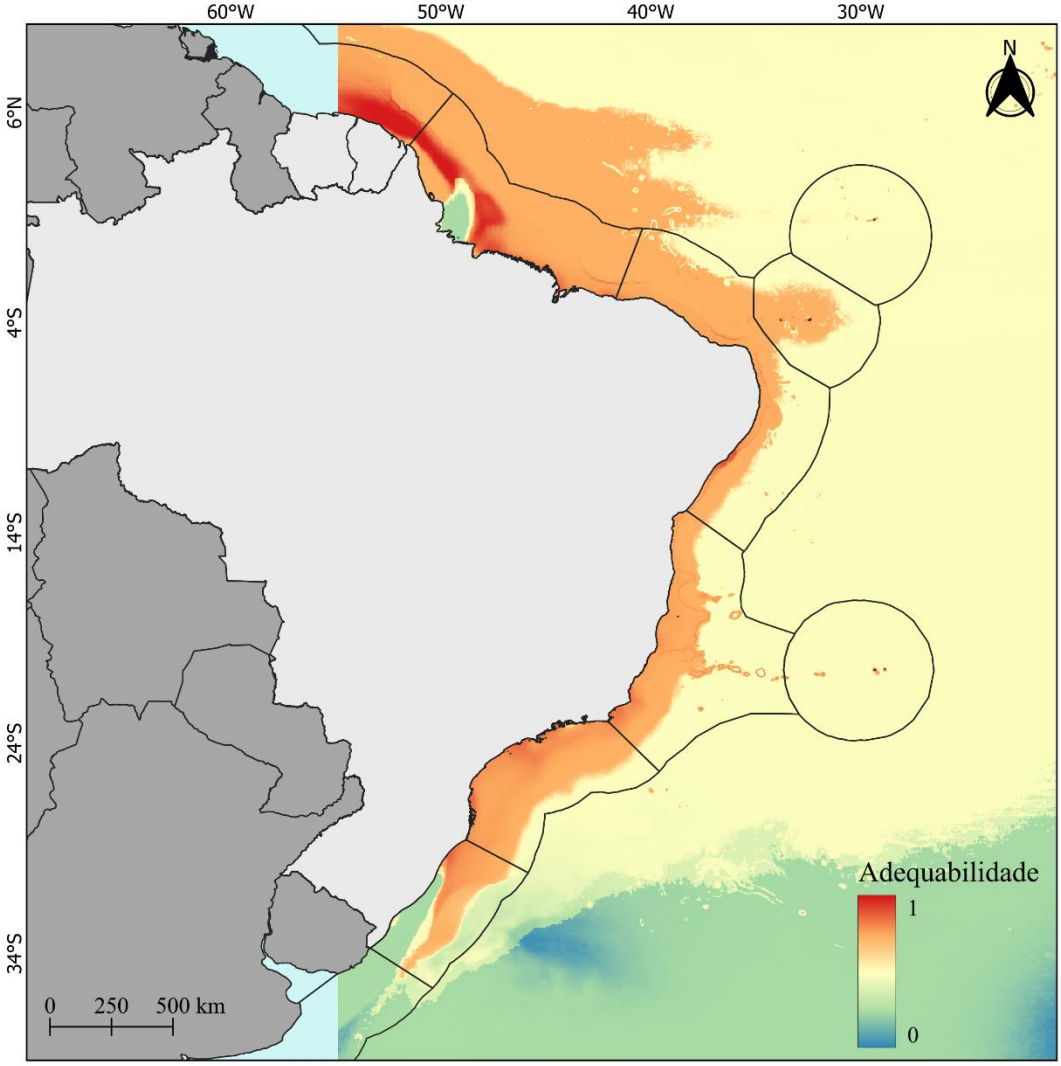

Figura 5: áreas de maior adequabilidade para raias-manta (*Mobula birostris* e *Mobula cf. birostris*) no momento presente. Com destaque para a ecorregião marinha da Guina e do Norte do Brasil, na província marinha da Plataforma norte do Brasil e para a ecorregião marinha do Sudeste do Brasil, na província do Atlântico Sudoeste Temperado Quente.

Nos cenários futuros, observa-se que as áreas com alta adequabilidade no presente serão reduzidas, apresentando pequenas variações na intensidade e na extensão geográfica, dependendo do cenário climático. No cenário SSP2-4.5 a distribuição potencial da espécie permanece relativamente estável. Os resultados apontam que, de modo geral, toda a região costeira continuará adequada para as espécies, tanto para a década de 2040-2050 quanto para 2050-2060, embora haja perda de área adequada nas ecorregiões marinhas da Guiana e do Amazônia (Fig. 6). É

possível notar também que houve perda de área adequada em um ponto na região costeira da ecorregião marinha do Sudeste do Brasil.

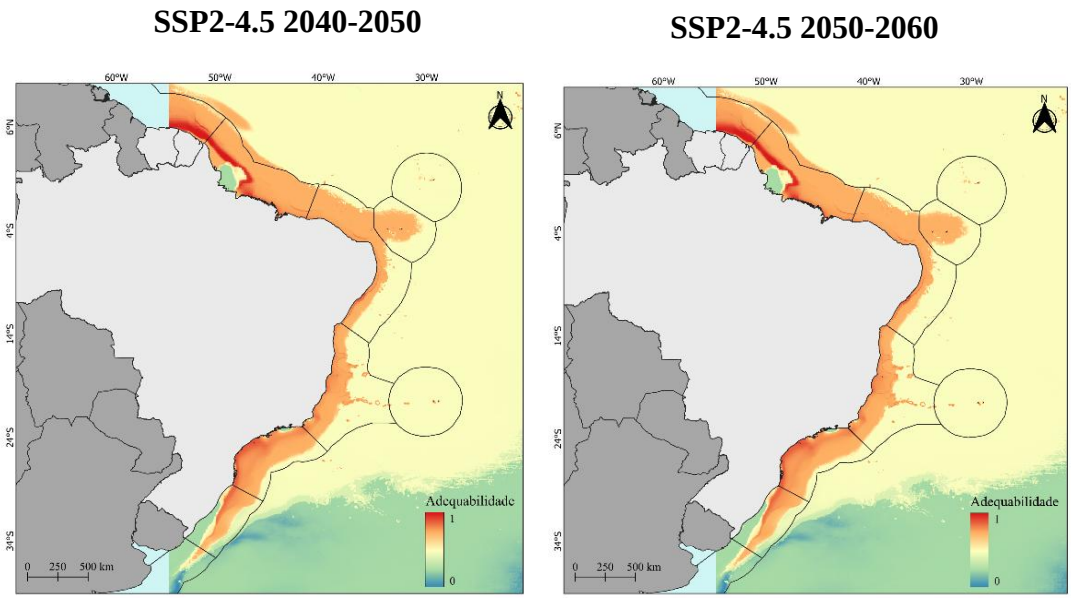

Figura 6: áreas adequadas para as raias-manta (*Mobula birostris* e *Mobula cf. birostris*) para o cenário SSP2 para as décadas de 2040-2050 e 2050-2060.

Sob o cenário mais extremo SSP5-8.5, as mudanças não são tão dissimilares dos resultados para o SSP2-4.5 (Fig. 7). Ambos os cenários apontam uma redução nas áreas de alta adequabilidade na ecorregião marinha da Guiana e do Amazônia tanto para as décadas de 2040-2050 quanto para 2050-2060.

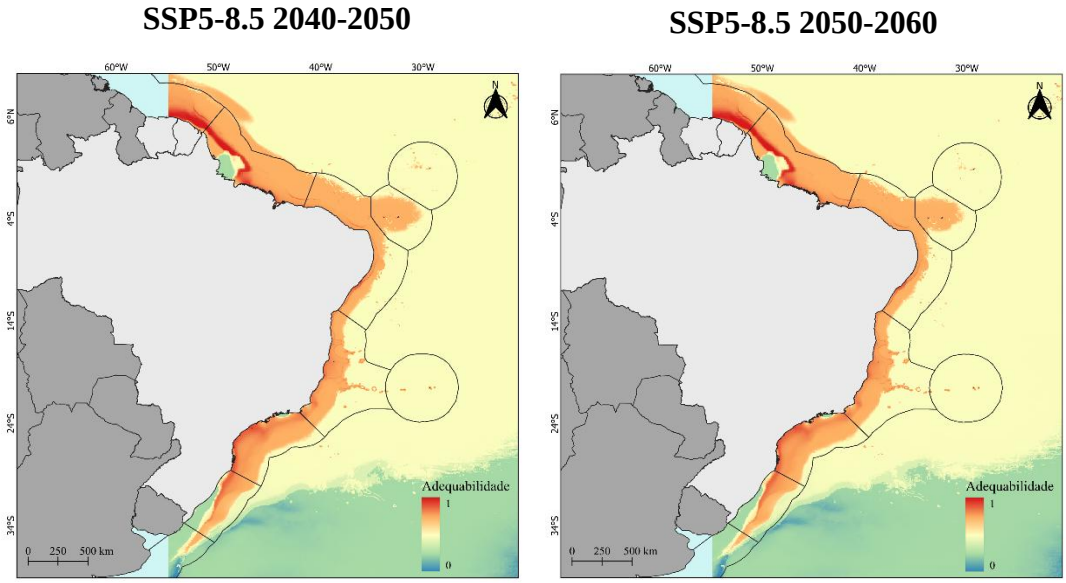

Figura 7: áreas adequadas para as raias-manta (*Mobula birostris* e *Mobula cf. birostris*) para o cenário SSP8 para as décadas de 2040-2050 e 2050-2060.

Com relação a contribuição de cada variável ambiental analisadas no modelo, que foram classificadas de acordo com a sua importância, os fatores que mais contribuem para a espécie são: 1) as velocidades das correntes superficiais; 2) a salinidade; e 3) declividade (Tabela 2). A temperatura da superfície do mar também contribuiu no modelo, mas não o bastante para receber destaque como as anteriormente mencionadas.

Tabela 2: importância da contribuição de cada variável no modelo.

Variável	**Importância**	**Classe**
Profundidade	0,859	Baixa
Distância da Costa	0,913	Média
Radiação fotossinteticamente ativa	0,910	Baixa
Clorofila-a	0,838	Baixa
Velocidade das correntes superficiais	0,975	**Alta**
Salinidade	0,973	**Alta**
Temperatura da superfície do mar	0,942	Média

Declividade	0,947	**Alta**

5. DISCUSSÃO

A distribuição espacial das raias-manta na área de estudo está ligada a fatores ambientais que moldam a adequabilidade de suas áreas de vida parciais. As condições ambientais testadas influenciam diretamente a presença dessas espécies, que enfrentam desafios devido às mudanças climáticas e às pressões antropogênicas. Entretanto, os resultados sugerem que, diferente da hipótese desse estudo, elas não são encontradas em áreas com altas concentrações de clorofila-a. Este estudo ajuda a entender os possíveis padrões de distribuição das espécies, baseada nas fontes de dados compiladas, mas isso não quer dizer que elas estejam restritas a essas áreas rasas. As raias-manta estão, no caso da área de estudo selecionada, ocorrendo em gradiente latitudinal amplo, com grande variabilidade nos dados oceanográficos. Entender, descrever e discutir esse gradiente é parte importante para descrever padrões de distribuição de espécies marinhas, incluindo a megafauna como essas as raias-manta, que tem grande mobilidade, e empregam grandes migrações.

5.1. Fatores ambientais

A ocorrência das raias-manta apresentou maior densidade em áreas com baixa concentração de clorofila-a (cerca de 0,2 mg/m³), sugerindo que elas podem estar presentes em áreas oligotróficas. No entanto, isso não significa que as raias-manta estejam restritas exclusivamente a essas áreas, já que a região de estudo, embora menos produtiva em comparação a outros mares, apresenta características intermediárias entre ambientes oligotróficos e eutróficos. Esse padrão difere do observado em outro estudo que identificou a clorofila-a como a variável mais importante para o modelo de nicho ecológico no Atlântico Central Ocidental (Garzon et al., 2021). As raias-manta foram associadas a áreas costeiras mais produtivas, com maior concentração de clorofila e maior disponibilidade de nutrientes. A divergência entre os resultados pode ser explicada pelas diferenças nos ecossistemas analisados: enquanto Garzon et al.

(2021) se concentra em uma região mais costeira e eutrófica, a área da presente pesquisa abrange uma região extensa costeira com produtividade primária naturalmente mais baixa, exceto em alguns pontos específicos, justamente em áreas com maior densidade de ocorrência, como na ecorregião marinha Amazônia.

A temperatura da superfície do mar em que se há registros variou entre 23°C e 29°C, corroborando com um estudo que utilizou telemetria acústica para monitorar 66 raias-manta oceânicas (*Mobula birostris*) na Baía de Banderas, México, entre 2015 e 2021 (Domíngues-Sánches et al., 2023). Os resultados indicaram picos sazonais de detecção entre janeiro e março, e de maio ao início de outubro, nesse caso a presença das raias foi associada a temperaturas entre 25 °C e 29 °C. Os resultados obtidos em nosso estudo também corroboram com os encontrados por Fonseca-Ponce et al. (2022) onde foram realizados monitoramentos semanais ao longo de 4,5 anos na Baía de Banderas- México, registrando avistamentos de raias-manta oceânicas. As detecções foram relacionadas à temperatura da superfície do mar e ocorreram entre 22°C e 32°C. Apesar de não ter sido uma das variáveis com maior destaque de contribuição para o modelo, a temperatura da superfície do mar parece ter grande influência na distribuição das raias-manta próximas a áreas costeiras e ilhas oceânicas.

As velocidades de corrente, predominantemente em torno de 0,2 m/s, refletem áreas com movimentação moderada das águas, favorecendo o transporte de nutrientes e a concentração de presas (Putra et al., 2020). Essa condição é crucial para a alimentação de raias-manta, que dependem de plâncton transportado por processos oceanográficos como ressurgências e correntes superficiais (Armstrong et al., 2020). A velocidade das correntes superficiais é, em grande parte, influenciada pela ação do vento, que gera forças de arrasto na superfície do oceano e impulsiona a circulação da camada superior da água (Ekman, 1905). Esse efeito pode ser modificado por processos como a força de Coriolis, que desvia as correntes em diferentes direções dependendo da latitude, e pela interação com massas de água subjacentes, que dissipam a energia do vento ao longo da coluna d'água (Chelton et al., 2004).

Os resultados obtidos apontam que as raias-manta foram encontradas geralmente a até 50 km de distância da costa. Habitats costeiros são importantes áreas para alimentação e reprodução das espécies alvo (Couturier et al., 2012; Graham et al., 2012). Esses ambientes também podem oferecer maior proteção contra predadores e

melhores condições para o desenvolvimento de juvenis e estações de limpeza (Marshall et al., 2010; Armstrong et al., 2020; Setyawan et al., 2024). No entanto, viver em regiões costeiras expõe a espécie a diversas pressões antrópicas que ameaçam sua sobrevivência. A pesca incidental é uma das principais ameaças, especialmente em redes de emalhe e linhas de pesca industrial e artesanal, onde as raias-manta frequentemente ficam presas (Croll et al., 2016; Lawson et al., 2017). Além disso, a poluição marinha, incluindo resíduos plásticos e contaminantes químicos, pode comprometer sua saúde (Germanov et al., 2018). A degradação de habitats costeiros devido à urbanização, construção de portos e turismo desordenado também reduz a disponibilidade de áreas críticas para alimentação e reprodução (Luiz et al., 2009). Por fim, o aumento do tráfego marítimo em áreas costeiras eleva o risco de colisões com embarcações, uma ameaça crescente para espécies de grande porte (Needham et al., 2017). Esses fatores combinados reforçam a necessidade de estratégias de conservação voltadas para a mitigação de impactos humanos em habitats costeiros.

A profundidade não foi um fator determinante, nesse estudo a maioria dos registros foram obtidos em águas rasas de até 50 metros Essas regiões proporcionam maior disponibilidade de luz e produtividade primária, sendo fundamentais para a manutenção das cadeias alimentares (Behrenfeld et al., 2006). Áreas rasas também favorecem a detecção de presas devido à concentração de plâncton em camadas superficiais (Hinojosa-Alvarez et al., 2016; Hacohen-Domené, et al., 2017). Estudos de telemetria indicam que as áreas rasas são importantes para o desenvolvimento de parte da vida da raias-mantas, já que elas realizam mergulhos profundos durante a noite para se alimentar, se adaptando às variações na disponibilidade de presas e realizam grandes deslocamentos verticais (Stewart et al., 2016)

A radiação fotosinteticamente ativa (PAR) apresentou picos em torno de 35 e 45 µmol/m²/s, refletindo variações sazonais e regionais na intensidade luminosa. Esse padrão está associado à dinâmica sazonal da produtividade primária, que influencia diretamente a distribuição de zooplâncton (Richardson, 2008; Stewart et al., 2016). Entretando, os resultados apontam que essa variável não é um fator determinante para a ocorrência das espécies alvo.

Os valores de salinidade, concentrados em torno de 36 PSU, são característicos de águas tropicais e subtropicais. A estabilidade salina é essencial para a homeostase

osmótica das raias-manta, permitindo sua sobrevivência em áreas de variação ambiental limitada (Last et al., 2016; Rohner et al., 2013). Entretanto, pouco se sabe sobre a influência da salinidade em outras regiões do mundo.

5.2. Lacunas e perspectivas futuras

A ausência de registros em algumas regiões pode refletir limitações no esforço amostral, não na verdadeira distribuição da espécie. Estudos futuros devem priorizar tecnologias como drones e sensores acústicos para melhorar a coleta de dados (Putra et al., 2020; Stewart et al., 2016). A integração de dados temporais ajudará a entender melhor os padrões sazonais e interanuais da distribuição das raias-manta (Couturier et al., 2012; Jaine et al., 2014).

A falta de dados temporais sobre a ocorrência das raias-manta é uma limitação importante deste estudo. A coleta foi pontual, sem registros sistemáticos ao longo do tempo para capturar padrões sazonais ou interanuais, dificultando a análise de flutuações relacionadas a fatores ambientais, como ciclos de produtividade primária e mudanças na temperatura do oceano. Estudos futuros devem priorizar séries temporais para explorar variações na distribuição e os impactos de fatores climáticos e oceanográficos. Apesar do esforço em integrar os dados de ocorrência, a distribuição dos registros ainda reflete lacunas amostrais, especialmente em áreas de difícil acesso ou com menor monitoramento, o que pode comprometer a robustez dos modelos.

Embora a modelagem de nicho ecológico seja eficaz para prever distribuições, todo modelo apresenta incertezas, especialmente devido às premissas e à qualidade dos dados de entrada. Os Modelos de Circulação Global (GCMs) e os Cenários Socioeconômicos Compartilhados (SSPs) dependem de projeções que variam entre conjuntos de dados e algoritmos, introduzindo erros nas estimativas de adequabilidade ambiental, principalmente em cenários futuros. Além disso, a resolução espacial dos dados ambientais pode não capturar variações locais importantes para a ecologia das raias-manta.

Essas limitações destacam a necessidade de aprimorar a coleta de dados, integrar fontes complementares e desenvolver métodos para reduzir incertezas nos modelos climáticos, fornecendo previsões mais confiáveis sobre a distribuição das raias-manta.

5.3. Impactos das mudanças climáticas

Os resultados indicam que, no cenário climático SSP2-4.5, a distribuição potencial da espécie permanece relativamente estável, embora com uma redução na adequabilidade nas ecorregiões marinhas da Guiana e da Amazônia, localizadas na província marinha da Plataforma Norte do Brasil. Essa estabilidade relativa pode ser explicada pela resiliência de áreas onde fatores como produtividade primária e estabilidade térmica continuam favoráveis (Stewart et al., 2016; Putra et al., 2020). A região em questão sofre grande influência da descarga do Rio Amazonas, que modula as condições ambientais locais, criando um ambiente de alta adequabilidade para as espécies devido à combinação de água doce, nutrientes e sedimentos que favorecem a biodiversidade marinha. A pluma do Rio Amazonas, caracterizada por águas de baixa salinidade e alta concentração de nutrientes, exerce grande influência nas regiões costeiras, afetando a dinâmica de dispersão de organismos marinhos e a produtividade primária (Oliveira et al., 2017).

Além disso, a presença de sistemas recifais na foz do Amazonas, compostos por leitos de rodolitos e outras formas de vida marinha, que prosperam em condições desafiadoras, como baixa penetração de luz e alta concentração de sedimentos, características típicas da pluma do Amazonas (Barros et al., 2016), contribui para a complexidade e resiliência dos ecossistemas marinhos locais.

Com relação a distribuição da espécie sob o cenário mais extremo SSP5-8.5, observa-se que as áreas com adequabilidade ambiental ao longo da área de estudo também se mantêm estáveis. Esse padrão pode estar associado ao aumento das temperaturas superficiais do mar e à intensificação de eventos climáticos extremos, que alteram a dinâmica das correntes marinhas e a disponibilidade de recursos tróficos (Pinsky et al., 2013; Graham et al., 2012). A estabilidade relativa observada em ambos os cenários destaca a importância de políticas de mitigação climática para reduzir emissões de gases de efeito estufa e limitar as mudanças ambientais no futuro. Isso também reforça a necessidade de medidas de conservação mais abrangentes, incluindo a proteção de áreas críticas para alimentação e reprodução (Armstrong et al., 2020).

Adicionalmente, a continuidade da adequabilidade na ecorregião marinha do Sudeste do Brasil, mesmo em cenários extremos, pode refletir a influência de fatores oceanográficos locais, como a Corrente do Brasil e a pluma do Rio da Prata, que promovem condições favoráveis para a sobrevivência das espécies filtradoras (Machado et al., 2022). No entanto, a redução na adequabilidade em um ponto próximo a costa na ecorregião marinha do Sudeste do Brasil, pode estar relacionada ao fenômeno de ressurgência da local, que traz águas profundas ricas em nutrientes para a superfície, favorecendo a produtividade primária (Carbonel, 1998).

6. CONCLUSÃO

O estudo revelou padrões na distribuição de raias-manta, destacando a contribuição de variáveis ambientais, como a salinidade, declividade e velocidade das correntes superficiais na sua distribuição. As projeções futuras indicam perdas de área adequada para as espécies no futuro, principalmente nas proximidades da margem equatorial. Entretanto, esses resultados representam apenas uma parte do ciclo de vida das raias-mantas. Pouco se sabe sobre a ocorrência das espécies alvo em áreas mais profundas e distantes à costa na região analisada, mas estudos de telemetria em outras partes do globo indicam que as raias-manta realizam mergulhos profundos em busca de presas.

Em cenários climáticos futuros, observou-se relativa estabilidade na distribuição potencial da espécie, mas reduções de adequabilidade nas ecorregiões marinhas da Guina e do Amazônia, na província da Plataforma Norte do Brasil. Essa estabilidade pode ser explicada pela resiliência em regiões onde fatores como produtividade primária e estabilidade térmica permanecem favoráveis.

Apesar das lacunas amostrais e das incertezas inerentes aos modelos utilizados, este estudo reforça a necessidade de estratégias de conservação integradas, que considerem tanto as pressões antropogênicas quanto os impactos das mudanças climáticas. Medidas como a criação de áreas protegidas e políticas de mitigação climática são essenciais para garantir a sobrevivência das raias-manta em longo prazo. A continuidade de esforços de monitoramento, incluindo o uso de tecnologias inovadoras como a telemetria e taggeamento podem fornecer dados importantes sobre

o completo ciclo de vida das espécies, além de possibilitar a coleta de dados temporais, que são fundamentais para aprimorar o entendimento sobre os padrões de distribuição e as respostas da espécie às mudanças ambientais.

7. REFERÊNCIAS

AIELLO-LAMMENS, M. E. et al. pThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. Ecography, v. 38, n. 5, p. 541–545, 2015.

AMORIM, A. F. et al. Pelagic elasmobranchs caught by longliners off southern Brazil during 1974-97. Marine and Freshwater Research, v. 49, n. 5, p. 469-478, 1998.

ANDRADE, L. C.; VELAZCO, S.; DE MARCO, P. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. Ecology and Evolution, v. 10, n. 24, p. 13947–13955, 2020.

ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. Ecology, v. 93, n. 5, p. 1041-1051, 2012.

ARMSTRONG, A. J. et al. The geographic distribution of reef and oceanic manta rays (Mobula alfredi and Mobula birostris) in Australian coastal waters. Journal of Fish Biology, v. 96, p. 835–840, 2020.

BARRETO, R. et al. PAN Tubarões - Primeiro Ciclo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Tubarões e Raias Marinhos Ameaçados de Extinção. Livro, 2023.

BEHRENFELD, M. J. et al. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. Nature, v. 444, p. 752-755, 2006.

BRANTON, M. A.; RICHARDSON, J. S. Assessing the value of the umbrella-species concept for conservation planning with meta-analysis. Conservation Biology, v. 25, n. 1, p. 9-20, 2011.

BUCAIR, R. et al. Underestimated threats to manta rays in Brazil: Primacies to support conservation strategies. Global Ecology and Conservation, v. 25, p. e01357, 2021.

CAIRES, A. Biogeografia dos peixes marinhos do Atlântico Sul Ocidental: Padrões e processos. Arquivos de Zoologia - Museus de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2014.

CARBONEL, C. Modelling of upwelling in the coastal area of Cabo Frio (Rio de Janeiro - Brazil). Revista Brasileira de Oceanografia, v. 46, n. 1, 1998.

CHELTON, D. B.; DE SZOEKE, R. A.; SCHLAX, M. G.; NAGGAR, K. E.; SIERRA, D. Global observations of large oceanic eddies. *Geophysical Research Letters*, v. 31, n. 23, p. L23102, 2004.

CHEN, Y. C. A tutorial on kernel density estimation and recent advances. Biostatistics & Epidemiology, 1(1), 161–187. 2017.

CHEUNG, W. W. L. et al. Signature of ocean warming in global fisheries catch. Nature, v. 497, p. 365-369, 2015.

COELHO, R.; et al. Fisher ethnotaxonomy for elasmobranchs captured along the Brazilian Amazon Coast. Ethnobiology Letters, v. 14, n. 1, 2023.

COUTURIER, L. I. E.; et al. Biology, ecology and conservation of the Mobulidae. Journal of Fish Biology, v. 80, n. 5, p. 1075-1119, 2012

CROLL, D. A.; et al. Vulnerabilities and fisheries impacts: the uncertain future of manta and devil rays. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 26, n. 3, p. 562-575, 2016

DE MARCO, P.; NOBREGA, F. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. PLOS ONE, v. 13, n. 9, p. e0202403, 2018.

DI LORENZO, E. et al. North Pacific Gyre Oscillation links ocean climate and ecosystem change. Geophysical Research Letters, v. 34, n. 12, p. L23605, 2007.

DI MINIM, A. et al. Prospects and challenges for social media data in conservation science. Conservation and Restoration Ecology, v. 23, n. 2, p. 131-137, 2015.

DICKINSON, J. L. et al. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 10, n. 6, p. 295-303, 2012.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. Ecography, v. 32, n. 6, p. 897–906, 2009.

DRAY, Stéphane; LEGENDRE, Pierre. packfor: Forward Selection with Permutation (Canoco p.46). R package version 4.3.1, 2009.

DULVY, N. K.; et al. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. eLife, v. 3, 2014.

DULVY, N. K.; et al. Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. Current Biology, v. 31, n. 21, p. 4773-4787.e8, 2021

DULVY, N. K.; et al. Challenges and priorities in shark and ray conservation. Current Biology, v. 27, n. 11, p. R565-R572, 2017. DOI: 10.1016/j.cub.2017.04.038.

EDGARD, A. et al. Rapid declines across Australian fishery stocks indicate global sustainability targets will not be achieved without an expanded network of 'no-fishing' reserves. Nature Communications, v. 9, n. 1, p. 347, 2018.

EHEMANN, N.; et al. Manta and devil ray species occurrence and distribution in Venezuela, assessed through fishery landings and citizen science data. Journal of Fish Biology, v. 101, n. 1, p. 1-14, 2022.

EKMAN, V. W. On the influence of the Earth's rotation on ocean currents. *Arkiv för Matematik, Astronomi och Fysik*, v. 2, n. 11, p. 1-52, 1905.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 40, p. 677-697, 2009.

ELITH, J.; KEARNEY, M.; PHILLIPS, S. The art of modelling range-shifting species. Methods in Ecology and Evolution, v. 1, n. 4, p. 330-342, 2010.

FERRETTI, F.; et al. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. Ecology Letters, v. 13, n. 8, p. 1055-1071, 2010.

FLOETER, S. R. et al. Atlantic reef fish biogeography and evolution. Journal of Biogeography, v. 35, n. 1, p. 22-47, 2008.

FRANÇA, L. S. et al. Global climate models: a review. Journal of Hyperspectral Remote Sensing, v. 13, n. 3, p. 418-431, 2023.

GARZON, R. et al. Ecological niche modeling reveals manta ray distribution and conservation priority areas in the Western Central Atlantic. Animal Conservation, v. 24, p. 322–334, 2021.

GERMANOV, E. S.; et al. Microplastics: No small problem for filter-feeding megafauna. Trends in Ecology & Evolution, v. 33, n. 4, p. 227-232, 2018.

GRAHAM, N. A. J.; CINNER, J. E. Coral reefs as novel ecosystems: embracing new futures. Current Opinion in Environmental Sustainability, v. 7, p. 9-14, 2014

GRAHAM, R. T. et al. Satellite tracking of manta rays highlights challenges to their conservation. PLOS ONE, v. 7, n. 5, p. e36615, 2012.

GRAHAM, R. T. et al. Coral reefs as novel ecosystems: embracing new futures. Current Opinion in Environmental Sustainability, v. 34, p. 95-104, 2019.

GRAMCIANINOV, L. Variabilidade da Corrente do Brasil na região da Confluência Brasil-Malvinas através de simulações numéricas. 2013.

GUISAN, A. et al. Predicting species distributions for conservation decisions. Ecology Letters, v. 16, n. 12, p. 1424-1435, 2013.

HACOHEN-DOMENÉ, A, et al., Environmental factors influencing aggregation of manta rays (Manta birostris) off the northeastern coast of the Yucatan Peninsula. Marine Ecology, v. 38, n. 2, p. e12432, 2017.

HARRIS, J. L.; et al. Fine-scale oceanographic drivers of reef manta ray (Mobula alfredi) visitation patterns at a feeding aggregation site. Ecology and Evolution, v. 11, n. 9, p. 4588–4604, 2021

HEITHAUS, M. R.; et al. Unraveling the ecological importance of elasmobranchs. Sharks and their relatives II: Biodiversity, adaptive physiology, and conservation. Boca Raton: CRC Press, 2010. p. 611-637

HEUPEL, M. R.; SIMPFENDORFER, C. A.; DULVY, N. K. Sizing up the ecological role of sharks as predators. Marine Ecology Progress Series, v. 495, p. 291-298, 2014.

HIGGS, N. D.; et al. Fish food in the deep sea: revisiting the role of large food-falls. PLOS ONE, v. 9, n. 5, p. e96016, 2014.

HINOJOSA-ÁLVAREZ, Silvia; et al., A potential third Manta Ray species near the Yucatán Peninsula? Evidence for a recently diverged and novel genetic Manta group from the Gulf of Mexico. Scientific Reports, v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.

JACCARD, P. Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, v. 44, n. 163, p. 223–270, 1908.

JAINE, F.R.A., ET AL. When giants turn up: sighting trends, environmental influences and habitat use of the manta ray Manta alfredi at a coral reef. PLoS One 7, e46170. 2012.

JAINE, F.R.A., ET AL. Movements and habitat use of reef manta rays off eastern Australia: offshore excursions, deep diving and eddy affinity revealed by satellite telemetry. Mar. Ecol. Prog. Ser. 510,73–86. 2014.

LAST, P. R. et al. Rays of the World. Melbourne: CSIRO Publishing, 2016.

LAWSON, J. M.; et al. Sympathy for the devil: a conservation strategy for devil and manta rays. PeerJ, v. 5, p. e3027, 2017.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling, 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2012.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How many species are there in Brazil? Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 610-621, 2005.

LIMA-RIBEIRO, M. S.; FILHO, A. A. Modelando a distribuição geográfica das espécies no passado: uma abordagem promissora em Paleoecologia. Revista Brasileira de Paleontologia, v. 15, n. 3, p. 371–385, 2012.

LITTLE, R. J. A.; RUBIN, D. B. Statistical Analysis with Missing Data. 3. ed. New York: Wiley, 2019.

LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data. Ecological Modelling, v. 235, p. 1-12, 2010.

LOBO, J. M.; VALVERDE, J.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. Global Ecology and Biogeography, v. 17, n. 2, p. 145–151, 2008.

LUIZ, O. J. et al. Seasonal occurrences of Manta birostris (Chondrichthyes: Mobulidae) in southeastern Brazil. Marine Biology, v. 156, n. 4, p. 843-850, 2009.

MALDONADO, A. et al. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? Global Ecology and Biogeography, v. 24, n. 5, p. 532-543, 2015.

MARSHALL, A. D.; et al. Redescription of the genus Manta with resurrection of Manta alfredi (Krefft, 1868) (Chondrichthyes; Myliobatoide). Zootaxa, v. 2301, p. 1-28, 2009.

MARSHALL, A. D.; BENNETT, M. B. Reproductive ecology of the reef manta ray Manta alfredi in southern Mozambique. Journal of Fish Biology, v. 77, n. 1, p. 169-190, 2010.

MARSHALL, A. D.; et al. Mobula birostris. The IUCN Red List of Threatened Species - 2020

MAXELL, B. A. et al. Mobile protected areas for biodiversity on the high seas. Science, v. 368, n. 6492, p. 199-202, 2020.

MEDEIROS, P. R. et al. Occurrence and use of an estuarine habitat by giant manta ray Manta birostris. Marine Ecology Progress Series, v. 529, p. 255-267, 2015.

MEDEIROS, P. R. et al. Endangered mobulids within sustainable use protected areas of southeastern Brazil: occurrence, fisheries impact, and a new prey item. Marine Environmental Research, v. 173, p. 105536, 2022.

MENDONÇA, F. F. et al. Record of a pregnant Mobula thurstoni and occurrence of Manta birostris (Myliobatiformes: Mobulidae) in the vicinity of Saint Peter and Saint Paul Archipelago (Equatorial Atlantic). Marine Biodiversity Records, v. 5, p. e100, 2012.

MEYNARD, C. N.; KAPLAN, D.; LEROY, B. Detecting outliers in species distribution data: Some caveats and clarifications on a virtual species study. Journal of Biogeography, v. 46, n. 9, p. 2141-2144, 2019.

NEEDHAM, M. D.; et al. Manta ray tourism: Interpersonal and social values conflicts, sanctions, and management. Journal of Sustainable Tourism, v. 25, n. 10, p. 1367-1384, 2017.

NGUYEN, T. T. et al. Upper temperature limits of tropical marine ectotherms: Global warming implications. PLOS One, v. 12, p. e29340, 2011.

NODARI, M. et al. A importância das mídias sociais para a divulgação. Anais da Semana de Biologia da UFES Vitória, 2021.

OBIS. Ocean Biodiversity Information System. 2023. Available online: https://obis.org

OKSANEN, Jari; et al. vegan: Community Ecology Package. R package version 4.3.1, 2022.

OLLIFFE, I. T.; CADIMA, J. Principal component analysis: a review and recent developments. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, v. 374, n. 2065, p. 20150202, 2016.

O'MALLEY, M. P.; et al. The global economic impact of manta ray watching tourism. PLOS ONE, v. 8, n. 5, p. e65051, 2013.

PACOUREAU, N.; et al. Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. Nature, v. 589, p. 567–571, 2021

PALUMBI, S. R. et al. Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 7, n. 8, p. 397-405, 2009.

PEREIRA, A. D. Brazil–Africa Relations: The Strategic Importance of the South Atlantic. Insight on Africa, 6(1), 1-13. 2014

PERES-NETO, P. R.; JAKSON, R. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. Oecologia, v. 129, n. 2, p. 169-178, 2001.

PEZZI, L.; SOUZA, S.; QUADRO, L. Uma revisão dos Processos de Interação Oceano-Atmosfera em Regiões de Intenso Gradiente Termal do Oceano Atlântico Sul Baseada em Dados Observacionais. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 40, n. 3, p. 385-396, 2015.

PINSKY, M. L. et al. Marine taxa track local climate velocities. Science, v. 341, n. 6151, p. 1239-1242, 2013.

POLOCZANSKA, E. S. et al. Responses of marine organisms to climate change across oceans. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 14, n. 5, p. 244-250, 2016.

PÖRTNER, H.-O. et al. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Cambridge: Cambridge University Press, 2019. 324 p.

PUTRA, I. et al. Predicting mobulid ray distribution in coastal areas of Lesser Sunda Seascape: Implication for spatial and fisheries management. Ocean and Coastal Management, v. 198, p. 105328, 2020.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. QGIS Geographic Information System. Versão 3.28. Open Source Geospatial Foundation Project, 2022.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2018.

RHIAHI, L. et al. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. Global Environmental Change, v. 42, p. 151-163, 2017.

RICHARDSON, A. J. In hot water: zooplankton and climate change. CES Journal of Marine Science, v. 65, n. 3, p. 279–295, 2008.

ROBERGE, J.-M.; ANGELSTAM, P. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. Conservation Biology, v. 18, n. 1, p. 76-85, 2004.

ROBERTS, D. R. et al. Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. Ecography, v. 40, n. 8, p. 913–929, 2017.

ROCCHINI, D. et al. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, v. 35, n. 2, p. 211–226, abr. 2011.

RODRIGUES, L. S. et al. Species distribution modelling in the Southwestern Atlantic Ocean: A systematic review and trends. Ecological Modelling, v. 486, p. 110514, dez. 2023.

ROHNER, C. A. et al. Trends in sightings and environmental influences on a coastal aggregation of manta rays and whale sharks. Marine Ecology Progress Series, v. 493, p. 107-119, 2013.

RUNTING, R. K. et al. Does more mean less? The value of information for conservation planning under sea level rise. Global Change Biology, v. 25, n. 5, p. 1454-1466, 2019.

SERGIO, F. et al. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 39, p. 1-19, 2008.

SETYAWAN E, et al. Insights into the visitations of oceanic manta rays at cleaning stations on coral reefs in the Bird's Head Seascape, eastern Indonesia. Front. Fish Sci. 2:1432244. doi: 10.3389/frish.2024.1432244, 2024.

STEVENS, J. D.; et al. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES Journal of Marine Science, v. 57, n. 3, p. 476-494, 2000

STEWART, F. et al. Spatial ecology and conservation of Manta birostris in the Indo-Pacific. Biological Conservation, v. 204, p. 264-273, 2016.

SUBBOTINA, M. A.; GRJIBOVSKI, A. V. Descriptive statistics and normality testing for quantitative data. Ekologiya Cheloveka (Human Ecology), v. 42, n. 2, p. 51-57, 2014.

SUTHERLAND, W. J. Ecological Census Techniques: A Handbook. Journal of Ecology, v. 85, n. 1, p. 107, 1997.

TYBERGHEIN, J. et al. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. Biogeography, v. 21, n. 2, p. 272–281, 2012.

VELAZCO, S. et al. On opportunities and threats to conserve the phylogenetic diversity of Neotropical palms. [Revista incompleta, favor adicionar], 2020.

VELAZCO, S. et al. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. Diversity and Distributions, v. 25, n. 4, p. 660-673, 2019.

VENABLES, S. K.; et al. Giant opportunity: the economic impact of manta rays on the Mozambican tourism industry—an incentive for increased management and protection. Tourism in Marine Environments, v. 12, n. 1, p. 25-36, 2016

VENABLES, S. K.; et al. Manta ray tourism management, precautionary strategies for a growing industry: a case study from the Ningaloo Marine Park, Western Australia. Pacific Conservation Biology, v. 22, n. 1, p. 72-80, 2016

VILMAR, A. S.; DI SANTO, E. W. Swimming performance of sharks and rays under climate change. Reviews in Fish Biology and Fisheries, v. 32, n. 1, p. 39-58, 2022.

WARD-PAIGE, C. A. et al. Recovery potential and conservation options for elasmobranchs. Journal of Fish Biology, v. 80, n. 5, p. 1687-1701, 2012.

WĘGLARCZYK, S. Kernel density estimation and its application. ITM Web of Conferences, v. 21, p. 00037, 2018.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. New York: Springer-Verlag, 2016.

ZARZYCZNY, A. L. et al. The ecological and evolutionary consequences of tropicalisation. Trends in Ecology & Evolution, v. 39, n. 2, p. 103-114, 2024.