



**MARINHA DO BRASIL  
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA  
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE  
PROGRAMA ASSOCIADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA MARINHA**

**LAIS PEREIRA D'OLIVEIRA NAVAL XAVIER**

**RISCO DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS: SIMILARIDADE AMBIENTAL E  
MUDANÇAS CLIMÁTICAS.**

**ARRAIAL DO CABO/RJ**

**2023**



**MARINHA DO BRASIL  
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA  
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE  
PROGRAMA ASSOCIADO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA MARINHA**

**LAIS PEREIRA D'OLIVEIRA NAVAL XAVIER**

**RISCO DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS: SIMILARIDADE AMBIENTAL E  
MUDANÇAS CLIMÁTICAS.**

Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora em Biotecnologia Marinha.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Coutinho  
Coorientadora: Profa. Dra. Paula Spotorno de Oliveira

**ARRAIAL DO CABO/RJ**

**2023**

## FICHA CATALOGRÁFICA

X3r	<p>Xavier, Lais Pereira D'Oliveira Naval</p> <p>Risco de dispersão de espécies exóticas: similaridade ambiental e mudanças climáticas / Lais Pereira D'Oliveira Naval Xavier. – Arraial do Cabo, 2023.</p> <p>73 f.: il.; 30 cm.</p> <p>Orientador: Ricardo Coutinho. Coorientador: Paula Spotomo de Oliveira.</p> <p>Tese (Doutorado) – Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e Universidade Federal Fluminense - IEAPM/UFF, Programa Associado de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha, Arraial do Cabo, 2023.</p> <p>1. Bioinvasão marinha. 2. Aquecimento global. 3. Biogeografia. I. Coutinho, Ricardo. II. Oliveira, Paula Spotomo. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDD:660.6</p>
-----	--

**LAIS PEREIRA D'OLIVEIRA NAVAL XAVIER**

**RISCO DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS: SIMILARIDADE AMBIENTAL E MUDANÇAS CLIMÁTICAS.**

Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora em Biotecnologia Marinha

**COMISSÃO JULGADORA:**

---

Prof. Dr. Ricardo Coutinho  
Instituto de Estudos do Mar Almirante  
Paulo Moreira  
Professor orientador - Presidente da Banca  
Examinadora

---

Prof. Dr. Carlos Eduardo Leite Ferreira  
Universidade Federal Fluminense

---

Profa. Dra. Daniela Bueno Sudatti  
Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo  
Moreira/Universidade Federal Fluminense

---

Profa. Dra. Cristiane Xerez Barroso  
Universidade Federal do Ceará

---

Prof. Dr. Alexandre Dias Kassuga  
Instituto de Estudos do Mar Almirante  
Paulo Moreira

**Arraial do Cabo/RJ, 30 de Junho de 2023.**

À todas as vítimas da Pandemia de Covid-19,  
em especial, à minha prima Cristiane Contrera (*in memoriam*) e ao amigo Daniel  
Campbell (*in memoriam*).

## AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida!

À minha filha Lis Naval Xavier, por me ensinar o significado do amor incondicional. Dona do sorriso mais lindo e com um poder sem igual para renovar minhas forças. Minha maior motivação para concluir essa fase tão importante. Te amo! Te amo!

Aos meus pais, Clemilda Simas (*in memoriam*) e Luiz Naval, por todo amor, carinho e dedicação. Em especial à minha mãe, por quem hoje meu coração transborda de saudades. Amo vocês!

Ao meu marido, melhor amigo e companheiro Fabio Xavier, pelo amor, dedicação e incansável ajuda. Sem você nada disso teria sido possível. Te amo!

À minha família em especial aos meus irmãos Wagner, Luciana e Débora pela parceria de vida e aos meus sobrinhos que alegam meus dias.

À minha tia Cleusa e ao meu primo Vinícius pela ajuda em tantos momentos durante o mestrado e doutorado. Tia, obrigada por me estender a mão sempre que precisei. Amo vocês!

Ao Pequeno Vivente! Sem a certeza de que minha pequena e amada filha estaria em total segurança, teria sido impossível concentrar meus esforços na análise dos dados e na redação desta tese.

Ao meu orientador Dr. Ricardo Coutinho pela oportunidade de integrar a Departamento de Biotecnologia Marinha. Sou muito grata pelo apoio, confiança e ensinamentos.

À minha coorientadora Dra. Paula Spotorno pela ajuda, atenção e amizade.

À Luciana Messano, Ricardo Coutinho e Alexandre Kassuga pela oportunidade de ingressar no fantástico mundo da Pesquisa. Ricardo, Lu e Kassuga, obrigada pela oportunidade de fazer parte da equipe do Gebio, certamente marcou minha carreira científica.

Aos amigos da Departamento de Biotecnologia Marinha, sem exceção!

À pessoa mais linda que conheço, Glauce Galeazzi. Sempre atenciosa e dedicada.

Aos amigos mais que especiais, Juliana, Luciana, Alexandre, Túlio, Daniela, Nicollas, Celine, Rafael, Patrícia, Thiago, Nilce, Marlon, Felipe, Lorena, Sabrina, José Eduardo, Fabian, Márcio e Ellen pela parceria e, é claro ajuda durante toda minha formação acadêmica. Em especial à Lu Altvater, pelas sugestões durante a redação da

tese e Celine pela ajuda com a pequena Lis.

Ao grupo do Feriadão em Búzios, em especial Tereza (Tetê) e Beto por sempre nos acolher (Família Naval Xavier) com tanto carinho.

Ao Programa de Pós Graduação em Biotecnologia Marinha e ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, pela estrutura acadêmica concedida. Em especial à Dra. Maria Helena e à Beatriz, sempre dispostas a nos ajudar com o que fosse preciso.

Aos alunos do Programa de Biotecnologia Marinha por todos os momentos durante todos esses anos.

Aos professores do Programa de Biotecnologia Marinha pela formação acadêmica. Em especial ao Leandro Calado, Bernardo da Gama, Carlos Eduardo e Daniela Sudatti por toda ajuda durante esses longos anos de formação acadêmica.

Aos professores que integraram a banca do exame de qualificação, Dra. Luciana Messano, Dr. Leandro Calado, Dr. Mario Soares e Dr. José Eduardo pelas sugestões para a conclusão da tese.

À Alexia pela revisão do texto da tese e sugestões para a preparação dos artigos.

Aos professores que integraram a comissão julgadora, Dr. Carlos Eduardo, Dra. Daniela Sudatti, Dra. Cristiane Xerez e Dr. Alexandre Kassuga, pelas revisões e sugestões para a elaboração da versão final da tese e dos artigos.

À CAPES pela bolsa concedida.

À todos, OBRIGADA!

## RESUMO

As mudanças climáticas e as invasões biológicas representam as maiores ameaças à biodiversidade e à estabilidade dos ecossistemas marinhos. Apesar dos esforços para reduzir a transferência de organismos, a taxa anual de novas introduções continua aumentando, sem nenhum sinal de saturação no acúmulo de espécies exóticas em escala global. Até o final do século 21, espera-se que a temperatura dos oceanos atinja níveis críticos, com possibilidade de aumento de até 3°C acima da média global. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivos (1) avaliar o efeito das mudanças climáticas na similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo (MEOW); bem como (2) desenvolver um método para identificar áreas vulneráveis à dispersão de duas espécies exóticas para a costa do Brasil: da ostra *Saccostrea cucullata* e do vermetídeo *Eualetes tulipa*. A similaridade ambiental entre as MEOW e a probabilidade de dispersão de *S. cucullata* e de *E. tulipa* foram avaliadas considerando um período de referências (PR) - (2000 - 2014) e dois cenários de mudanças climáticas (MC) - o RCP2.6 (cenário de pico e declínio) e o RCP8.5 (alto aquecimento). A partir de um conjunto de dados de temperatura e salinidade, um modelo linear generalizado foi utilizado para avaliar a similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo (PR versus RCPs 2.6 e 8.5). Posteriormente, um modelo/classificador, baseado em *Random Forest* (RF), foi treinado e validado a partir de registros georreferenciados das espécies alvo, com o objetivo de identificar áreas vulneráveis à possíveis eventos de dispersão dessas espécies. De acordo com os resultados, caso os cenários de mudanças climáticas se concretizarem, os polos (Ártico e Antártica), assim como as zonas temperadas do Atlântico e Pacífico (Hemisfério Norte) seriam as regiões mais propensas a sofrer com os impactos do aquecimento global. Conseqüentemente, o estabelecimento de espécies marinhas tropicais e subtropicais em latitudes mais elevadas seria favorecido. Alterações nos padrões de temperatura e salinidade, resultantes das mudanças climáticas, podem redefinir os limites de distribuição de espécies, já que alterações nas características ambientais podem modificar a compatibilidade espécie-ambiente. Tomando como modelo as espécies exóticas *S. cucullata* e *E. tulipa*, o método desenvolvido por RF permitiu identificar áreas vulneráveis à introdução/dispersão de espécies exóticas dentro da zona marítima do Brasil, sob diferentes cenários utilizados. Os algoritmos apontaram que 33% da zona marítima brasileira estão vulneráveis a dispersão de *S. cucullata*, com potencial redução da área em função das alterações nos padrões de temperatura e salinidade. Enquanto, 4% estão vulneráveis a dispersão de *E. tulipa*, com possibilidade de aumento. Apesar dos processos de dispersão e extinção de espécies serem, naturalmente, moduladores da biogeografia, os resultados indicaram possíveis modificações nos padrões de distribuição dos organismos marinhos, como consequência das alterações na similaridade ambiental em escala global.



Identificar áreas vulneráveis à introdução e dispersão de espécies exóticas, sob diferentes cenários climáticos pode subsidiar a elaboração de estratégias de conservação dos recursos naturais, incluindo os hotspots de biodiversidade.

**Palavras-chaves:** Bioinvasão marinha, aquecimento global, biogeografia, aprendizado de máquina.

## ABSTRACT

Climate change and biological invasions represent the most threats to marine biodiversity and ecosystem stability. Despite ongoing efforts to reduce the transfer of organisms, the annual rate of new introductions continues to rise, with no signs of saturation in the accumulation of exotic species on a global scale. By the end of the 21st century, it is expected that ocean temperatures may reach critical levels, increasing by up to 3°C above the global average. This study aims to assess the effect of climate change on the environmental similarity between the world's marine ecoregions (MEOW), and to develop a method to identify areas vulnerable to the dispersal of two exotic species to the coast of Brazil: the oyster *Saccostrea cucullata* and the vermetid *Eualetes tulipa*. The environmental similarity between the MEOW and the probability of dispersal of *S. cucullata* and *E. tulipa* was evaluated considering a reference period (PR) - (2000-2014) and two climate change scenarios (MC) - RCP2.6 (peak and decline scenario) and RCP8.5 (high warming). A generalized linear model was employed to assess the environmental similarity among the MEOW using a dataset of temperature and salinity. A model/classifier based on Random Forest (RF) was trained and validated using georeferenced records of the target species to identify regions vulnerable to potential dispersal events of these species. If climate change scenarios come true, the poles (Arctic and Antarctic), as well as the temperate zones of the Atlantic and Pacific (Northern Hemisphere) would be the regions most susceptible to the impacts of global warming. Hence, the establishment of tropical and subtropical marine species at higher latitudes would be favored. Changes in temperature and salinity patterns resulting from climate change can redefine the geographical distribution limits of species. This is because alterations in environmental characteristics can modify the compatibility between species and their surroundings. Using the exotic species *S. cucullata* and *E. tulipa* as models, the RF-based method developed enabled the identification of areas vulnerable to the introduction/dispersal of exotic species within the maritime zone of Brazil under scenarios. The algorithms showed that 33% of the Brazilian maritime zone is susceptible to the dispersal of *S. cucullata*, with a potential reduction in the area due to changes in temperature and salinity. Meanwhile, 4% are susceptible to the dispersal of *E. tulipa*, with the possibility of an increase. Although the processes of dispersal and extinction of species naturally modulate biogeography, the results indicate possible changes in the distribution patterns of marine organisms as a result of changes in environmental similarity on a global scale. Identifying vulnerable areas for the introduction and dispersal of exotic species under different climatic scenarios can inform the development of strategies for conserving natural resources, including biodiversity hotspots.

**Key-words:** Marine bioinvasion, climate change, biogeography, machine learning.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 – Emissões de dióxido de carbono nas Rotas de Concentração Representativas (RCPs) (linhas) e o cenário associado (As áreas coloridas mostram uma faixa de 5 a 95%). Fonte: Adaptado de IPCC (2014). . . . .	17
FIGURA 2 – Anomalias projetadas da temperatura da superfície do mar (SST) de acordo com as projeções do IPCC para os cenários RCP2.6 (cenário de pico e declínio) e RCP8.5 (cenário de alto aquecimento).	18
FIGURA 3 – Fluxograma da metodologia utilizada para calcular os valores de distância/similaridade ambiental entre cada par de ecorregiões. *Cada ecoregião, proposta por Spalding et al. (2007), está representada no mapa através das cores. Adaptado de (TZENG, 2022).	26
FIGURA 4 – Distribuição dos valores de distância ambiental (par-a-par) estimado para as ecoregiões do mundo, considerando o período de referência e 4 cenários climáticos futuros. As letras indicam as diferenças encontradas pelo teste de Tukey. . . . .	29
FIGURA 5 – Aumento/Decréscimo da similaridade ambiental por cenário (média e desvio padrão) . . . . .	30
FIGURA 6 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Southern California Bight (Porto de Los Angeles), indicada pelos círculos pretos. . . . .	34
FIGURA 7 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Southeastern Brazil (Porto de Santos), indicada pelos círculos pretos.	35
FIGURA 8 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião North Sea (Porto de Roterdã), indicada pelos círculos pretos. . .	36
FIGURA 9 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Angulhas Bank (Porto de Durban), indicada pelos círculos pretos.	37

FIGURA 10 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par- apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião East China Sea (Porto de Xangai), indicada pelos círculos pretos.	38
FIGURA 11 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par- apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Manning-Hawkesbury (Porto de Sydney), indicada pelos círculos pretos. . . . .	39
FIGURA 12 – Esquema representativo das etapas para a filtragem dos parâ- metros abióticos, baseado no algoritmo de classificação <i>Random Forest</i> . . . . .	48
FIGURA 13 – Esquema representativo das etapas para o treinamento e valida- ção do modelo, desenvolvido a partir do algoritmo de classificação <i>Random Forest</i> . . . . .	49
FIGURA 14 – Estatística descritiva para o parâmetro temperatura por cenário (período de referência e cenários climáticos), por ecoregião do Brasil	50
FIGURA 15 – Estatística descritiva para o parâmetro salinidade por cenário (pe- ríodo de referência e cenários climáticos), por ecoregião do Brasil	51
FIGURA 16 – Vulnerabilidade ambiental da zona marítima do Brasil quanto a dispersão de <i>S. cucullata</i> , considerando o período de referência e os cenários climáticos futuros. *Os marcadores representam as ocorrências publicadas para a espécie. As cores no mapa representam a probabilidade de ausência (cinza) e ocorrência (vermelho) da espécie, de acordo com o modelo. . . . .	52
FIGURA 17 – Vulnerabilidade ambiental da zona marítima do Brasil quanto a dispersão de <i>E. tulipa</i> , considerando o período de referência e os cenários climáticos futuros. *Os marcadores representam as ocor- rências publicadas para a espécie. As cores no mapa representam a probabilidade de ausência (cinza) e ocorrência (vermelho) da espécie, de acordo com o modelo. . . . .	53
FIGURA 18 – Probabilidade de ocorrência das espécies <i>S. cucullata</i> e <i>E.tulipa</i>	53

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Portos mais operativos do mundo por continente e suas respectivas localizações. . . . .	26
TABELA 2 – Média, desvio padrão e outros itens descritivos como os valores máximos e mínimos e também os percentis de 25%, 50% e 75% para temperatura (°C). . . . .	27
TABELA 3 – Média, desvio padrão e outros itens descritivos como os valores máximos e mínimos e também os percentis de 25%, 50% e 75% para salinidade. . . . .	28
TABELA 4 – Valores de distância ambiental (par-a-par) estimado para todas as ecoregiões do mundo, considerando o período de referência e 2 cenários climáticos futuros (RCP2.6 e RCP8.5) em dois tempos (2050 e 2100). . . . .	29
TABELA 5 – Similaridade Ambiental Média (%): Top 5 Ecoregiões Marinhas do Mundo. . . . .	31
TABELA 6 – Similaridade Ambiental (%): Top 5 aumento (+) ou decréscimo(-) entre as regiões de referência e as demais ecorregiões. . . . .	33
TABELA 7 – Métricas de performance do modelo . . . . .	51

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>20</b>
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
<b>3</b>	<b>HIPÓTESES</b>	<b>21</b>
<b>4</b>	<b>CAPÍTULO 1 - O IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA BIOINVASÃO MARINHA: UMA PERSPECTIVA BASEADA NA SIMILARIDADE AMBIENTAL ENTRE AS ECOREGIÕES MARINHAS DO MUNDO</b>	<b>22</b>
4.1	INTRODUÇÃO	23
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	25
4.2.1	Parâmetros abióticos	25
4.2.2	Similaridade Ambiental: Dados globais	25
4.2.3	Similaridade Ambiental: Dados por regiões de referência	26
4.2.4	Análise Estatística	27
4.3	RESULTADOS	27
4.3.1	Caracterização Abiótica	27
4.3.2	Similaridade Ambiental: Global	28
4.3.3	Similaridade Ambiental: Região de referência vs Global	32
4.4	DISCUSSÃO E CONCLUSÕES	40
<b>5</b>	<b>CAPÍTULO 2 - MUDANÇAS CLIMÁTICAS: PREVISÃO DE ÁREAS VULNERÁVEIS À INTRODUÇÃO E DISPERSÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS.</b>	<b>43</b>
5.1	INTRODUÇÃO	44
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	47
5.2.1	Aquisição dos dados	47
5.2.1.1	Fatores abióticos	47
5.2.1.2	Distribuição das espécies exóticas	47
5.2.2	Método de classificação	48
5.2.2.1	Treinamento do modelo	48
5.2.2.2	Avaliação do modelo	49
5.2.3	Análise da vulnerabilidade ambiental	50
5.3	RESULTADOS	50
5.3.1	Caracterização abiótica	50
5.3.2	Performance do Modelo	51

		13
5.3.3	Vulnerabilidade ambiental à dispersão/estabelecimento de <i>S.cuccullata</i> e <i>E.tulipa</i> . . . . .	51
5.4	DISCUSSÃO E CONCLUSÕES . . . . .	53
5.4.1	Performance do algoritmo . . . . .	53
5.4.2	Vulnerabilidade ambiental à dispersão/estabelecimento de <i>S.cuccullata</i> e <i>E.tulipa</i> . . . . .	55
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> . . . . .	<b>59</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> . . . . .	<b>61</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A introdução de espécies em uma região pode impactar negativamente a diversidade, e conseqüentemente, resultar em danos sociais e econômicos (SIMBERLOFF et al., 2013; OGDEN et al., 2019; ADELINO et al., 2021; POLAND et al., 2021). A introdução de espécies tem se tornado cada vez mais comum (SEEBENS; GASTNER; BLASIUS, 2013; SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016), devido às modificações em áreas costeiras e ao aumento do transporte marítimo decorrentes da globalização (MACDOUGALL; TURKINGTON, 2005; DAFFORN et al., 2015; BISHOP et al., 2017). Diante desse cenário, a Organização Marítima Internacional (IMO) recomendou diretrizes para o controle e gestão da água de lastro e sedimentos (2004) (DIASAMIDZE; SHOTADZE, 2019), bem como para o controle da bioincrustação (2011-2012) (MOSER; WIER; GRANT et al., 2016). Apesar dos esforços para reduzir a transferência de organismos, de acordo com Seebens et al., (2017), a taxa anual de novas introduções continua aumentando, sem nenhum sinal de saturação no acúmulo de espécies exóticas em escala global.

As invasões biológicas ocorrem quando espécies são translocadas para além de seus limites naturais de distribuição (HULME, 2009). No entanto, o sucesso de estabelecimento dessas espécies em um novo ecossistema depende, principalmente, da passagem bem-sucedida por uma série de filtros ambientais (propriedades físico-químicas da água) e ecológicos (interações ecológicas). No ambiente marinho, as espécies presentes em um vetor precisam resistir ao transporte entre as regiões doadora e receptora. Ao chegarem ao novo ambiente, os organismos introduzidos precisam sobreviver às condições ambientais e expandir suas populações (COLAUTTI; MACISAAC, 2004; OCCHIPINTI-AMBROGI, 2007; HULME et al., 2008; BELLARD et al., 2013). Quando as espécies introduzidas, já estabelecidas e com rápido aumento populacional, provocam impactos ambientais, sociais e/ou econômicos, tornam-se invasoras (DAVIS; THOMPSON, 2000). No entanto, dentre as espécies que se estabelecem em uma nova área, apenas uma pequena parcela atinge o status de invasora (LOCKWOOD; HOOPES; MARCHETTI, 2013).

A introdução de organismos marinhos em um novo ambiente pode ocorrer de modo intencional, por meio de práticas relacionadas à aquicultura e maricultura, ou de modo não intencional. Diferentes vetores têm sido apontados como facilitadores da dispersão não intencional de espécies exóticas. No entanto, a navegação, incluindo a descarga de água de lastro e a bioincrustação (cascos e áreas nicho), é considerada o principal mecanismo responsável por translocar espécies marinhas ao redor do mundo (MOSER; WIER; FIRST et al., 2017; OJAVEER; GALIL; CARLTON et al., 2018;



DIASAMIDZE; SHOTADZE, 2019; BAILEY et al., 2020; STRANGA; KATSANEVAKIS, 2021). O alto fluxo dessas espécies ao redor do globo pode levar ao desenvolvimento de comunidades biológicas mais homogêneas, uma vez que a introdução de espécies exóticas em uma área pode suprimir a diversidade nativa (ZEEMAN et al., 2017; DAR; RESHI, 2020). Assim, as invasões biológicas podem alterar ecossistemas marinhos de diferentes formas, incluindo o declínio da biodiversidade (SEEBENS; BLACKBURN et al., 2018).

Atualmente, o transporte marítimo representa mais de 70% do volume do comércio mundial e estabelece uma complexa rede de conexões entre portos e outras instalações aquaviárias (SEEBENS; GASTNER; BLASIUS, 2013; KOSOWSKA-STAMIROWSKA, 2020). O movimento de navios e outras estruturas ao redor do mundo é considerado um importante mecanismo de dispersão antropogênica de organismos exóticos marinhos, incluindo aqueles com potencial invasor (SEEBENS; GASTNER; BLASIUS, 2013; CLARKE MURRAY et al., 2014; OJAVEER; GALIL; MINCHIN et al., 2014; MOSER; WIER; GRANT et al., 2016; SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016; MOSER; WIER; FIRST et al., 2017; SHENKAR; ROSEN, 2018). Considerando eventos de introduções não intencionais, áreas portuárias são regiões altamente suscetíveis à entrada, estabelecimento e dispersão desses organismos (PIOLA; JOHNSTON, 2008; KATSANEVAKIS et al., 2013; OJAVEER; GALIL; MINCHIN et al., 2014). Portos e marinas, por exemplo, são locais que sustentam alta riqueza de espécies exóticas (FERRARIO et al., 2017), e conseqüentemente, são considerados, simultaneamente, receptores e doadores de espécies (SEEBENS; GASTNER; BLASIUS, 2013). Entretanto, eventos de introduções bem sucedidos não dependem, exclusivamente dos mecanismos de transferência (vetores e rotas), mas da sinergia entre diversos fatores, incluindo condições ambientais favoráveis e a resistência biótica (MOORE; ELMENDORF, 2006; PIOLA; JOHNSTON, 2008; CLARK; JOHNSTON, 2011; DICK et al., 2014).

Além do transporte marítimo, atualmente deve-se considerar como variável potencializadora de novas invasões, as mudanças climáticas (SEEBENS; BACHER et al., 2021). Em resposta ao aquecimento dos oceanos, espécies marinhas podem sofrer mudanças em seus padrões de distribuição geográfica. Geralmente, essas mudanças ocorrem na forma de contrações, realocações ou extensões de alcance na adequabilidade de habitats (RAMOS et al., 2018). Por exemplo, casos de mudanças climáticas na Austrália impulsionaram a perda de florestas de algas e suas espécies associadas (WERNBERG et al., 2011). Diante disso, é crucial compreender o efeito das mudanças climáticas nas invasões biológicas, assim como desenvolver ferramentas que possam auxiliar na identificação de áreas mais vulneráveis à contração e expansão de espécies, considerando os diferentes cenários climáticos projetados.

Diversos eventos climáticos marcaram a história do planeta e foram causados

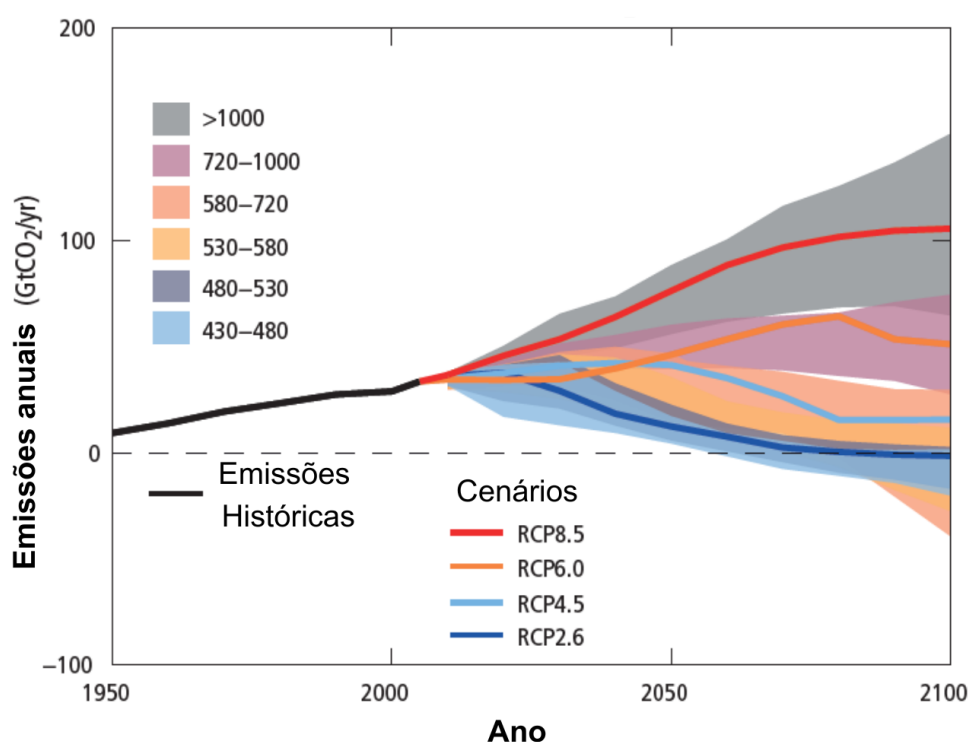
por processos naturais que ocorreram no clima e na temperatura da Terra, contribuindo para extinção e, também, evolução das espécies (WERNBERG et al., 2011). O regime climático mundial varia naturalmente (ciclos sazonais e padrões inter-anuais) (HARLEY et al., 2006). Entretanto, ações antropogênicas têm sido, cientificamente, apontadas como responsáveis por acelerar e/ou intensificar tal processo (HE; SILLIMAN, 2019). Por exemplo, as emissões de gases de efeito estufa (GEE) aumentaram drasticamente, devido à globalização, desde a era pré-industrial (IPCC, 2014). A alta emissão desses gases impulsionaram o aquecimento global e desencadearam uma série de consequências. Mudanças nos padrões climáticos, ondas de calor mais frequentes e prolongadas, derretimento de geleiras e calotas polares, alterações nos padrões de precipitação, aumento do nível do mar e acidificação dos oceanos são alguns impactos negativos das mudanças climáticas antrópicas que podem colapsar diferentes ecossistemas marinhos (RAMÍREZ et al., 2017; PÖRTNER et al., 2022).

Diversas espécies de cnidários, crustáceos e moluscos são sensíveis ao aumento da temperatura da água. Corais e anêmonas, em particular, apresentam um limite de tolerância estreito à variação térmica, que pode afetar negativamente a relação simbiótica entre coral e alga (DONEY et al., 2012) e desencadear um fenômeno denominado branqueamento (ANTHONY et al., 2008). Projeta-se que os recifes de coral diminuam mais de 70% a 1,5°C de aquecimento, e mais de 90% à 2°C (IPCC, 2018). Eventos climáticos extremos, intensificados pelas mudanças climáticas, tem provocado a perda de uma grande parte da cobertura recifal do planeta. Esses ecossistemas, fortemente ameaçados pelo aquecimento global, são de extrema importância para uma variedade de organismos (HALPERN et al., 2007; EREZ et al., 2011; HOEGH-GULDBERG et al., 2017). No oceano, a mortalidade abrupta de espécies formadoras de habitat em recifes de corais e florestas de algas marinhas, especialmente após ondas de calor, tem aumentado drasticamente nas últimas décadas (WERNBERG et al., 2011; PÖRTNER et al., 2022).

Diante de tantas incertezas relacionadas às mudanças climáticas antrópicas, em 1988, foi criado o Painel Intergovernamental Sobre Mudanças Climáticas (IPCC). O IPCC foi estabelecido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e pela Organização Meteorológica Mundial, com o objetivo de auxiliar na elaboração de políticas públicas focadas em reduzir/estabilizar os impactos das mudanças climáticas (IPCC, s.d.). De acordo com o IPCC, os impactos do aumento da temperatura média global já são irreversíveis. Desde o período pré industrial estima-se um aquecimento global de, aproximadamente, 1°C. No entanto, metas foram definidas para limitar o aquecimento à 2°C ou menos com o objetivo de tentar reduzir os impactos previstos. Ao alcançar a marca de 1,5°C, por exemplo, espera-se uma perda de, aproximadamente, 18% na biodiversidade em escala global (MASSON-DELMOTTE et al., 2021).

Com o objetivo de projetar os impactos das mudanças climáticas, diferentes cenários - RCPs (*Representative Concentration Pathway*) foram desenvolvidos (Figura 1). Cada RCP representa uma estimativa da concentração média de dióxido de carbono na atmosfera, em partes por milhão (ppm), até o ano 2100. Os RCPs incluem quatro cenários principais, onde: o RCP2.6 representa um cenário aquecimento global abaixo de 2°C; os RCP4.5 e RCP6.0 consistem em dois cenários intermediários e o RCP8.5 trata-se de um cenário de altas emissões, ou seja, sem esforços adicionais para restringir as emissões de GEE (IPCC, 2014).

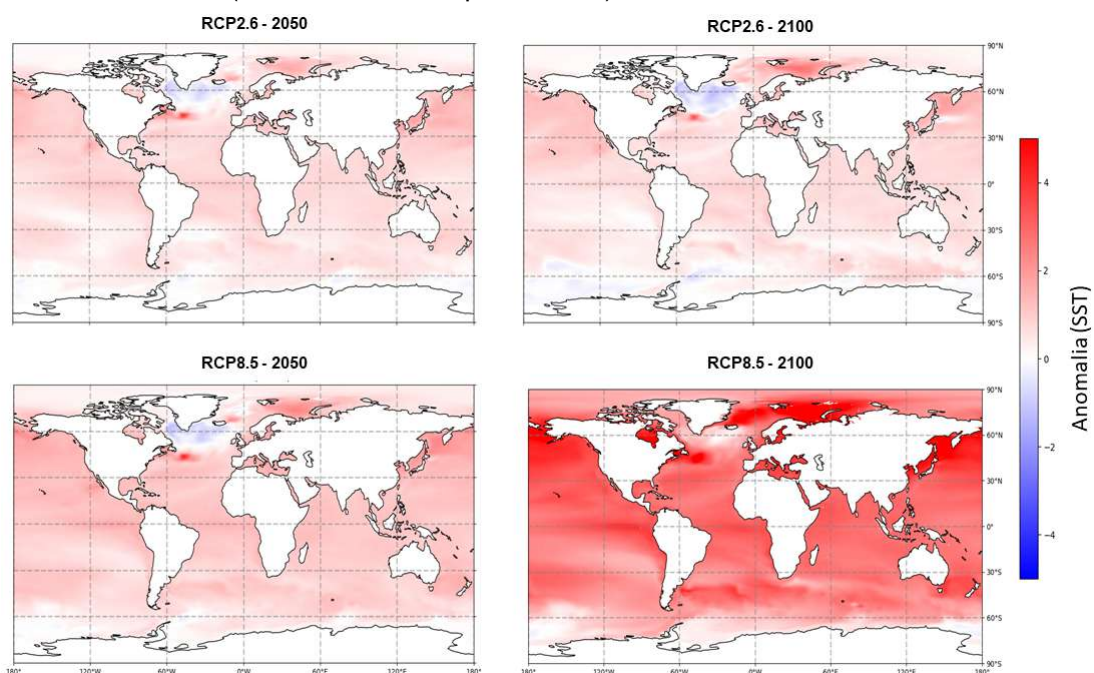
FIGURA 1 – Emissões de dióxido de carbono nas Rotas de Concentração Representativas (RCPs) (linhas) e o cenário associado (As áreas coloridas mostram uma faixa de 5 a 95%). Fonte: Adaptado de IPCC (2014).



De acordo com as projeções do IPCC, a temperatura da superfície (SST) está projetada para aumentar até o final do século 21 em todos os cenários de emissão. Entretanto, a magnitude do aquecimento depende do cenário projetado (COOLEY et al., 2022) (Figura 2). Em relação ao período pré-industrial, até 2100, a temperatura da superfície em escala global, provavelmente excederia 1,5°C caso as projeções dos RCPs 4.5, 6.0 e 8.5 se concretizem. Porém, segundo projeções mais extremas (RCP6.0 e RCP8.5), a SST pode exceder 2°C (IPCC, 2014).

As mudanças climáticas assim como as invasões biológicas representam as maiores ameaças à biodiversidade e a estabilidade dos ecossistemas marinhos (ZHAN et al., 2015; SENEY et al., 2013). Ambas, modificam a estrutura de comunidades e aumentam o risco de extinção de espécies nativas e nativas endêmicas (COOLEY

FIGURA 2 – Anomalias projetadas da temperatura da superfície do mar (SST) de acordo com as projeções do IPCC para os cenários RCP2.6 (cenário de pico e declínio) e RCP8.5 (cenário de alto aquecimento).



et al., 2022). O aquecimento dos oceanos e a introdução de espécies exóticas são problemas globais e que apresentam custos elevados para que seus efeitos sejam reduzidos (SIMBERLOFF et al., 2013). Como não existe uma solução definitiva para que essas problemáticas sejam erradicadas, muito se tem discutido para evitar e/ou mitigar seus efeitos. Acordos e metas são definidas periodicamente para a redução dos precursores do aquecimento global, tais como redução na queima de combustíveis fósseis, assim como a diminuição do desmatamento e adoção de medidas para a recuperação da cobertura vegetal (LAW; HARMON, 2011). Quanto às bioinvasões, a análise de risco tem sido considerada um elemento chave na biossegurança de sistemas marinhos com foco na prevenção das invasões biológicas (HEWITT; CAMPBELL, 2007; CAMPBELL, M. L.; HEWITT, C. L., 2011; HEWITT; CAMPBELL et al., 2011; GOLDSMIT; MCKINDSEY et al., 2019). Isoladamente, as mudanças climáticas e as invasões biológicas têm sido amplamente discutidas em estratégias de conservação (GIAKOUMI et al., 2016; GUIDETTI; DANOVARO, 2018; MAČIĆ et al., 2018). Entretanto, o efeito sinérgico entre esses dois processos tem sido negligenciado. Assim, através deste estudo, pretende-se discutir as seguintes questões norteadoras: (a) As mudanças climáticas alteram a similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas no mundo? (b) As mudanças climáticas afetam a vulnerabilidade ambiental quanto à introdução/dispersão de espécies exóticas? Além disso, esse estudo teve como objetivo desenvolver um método para identificar áreas vulneráveis à introdução/dispersão de espécies exóticas marinhas, sob diferentes cenários climáticos futuros.

Para responder a segunda questão (b), foi desenvolvido um método de estudo baseado na ocorrência de duas espécies exóticas para a costa do Brasil: *Saccostrea cucullata* (Born, 1778) e *Eualetes tulipa* (Rousseau, 1843). *S. cucullata*, uma ostra introduzida no Brasil entre 2005 e 2014, apresenta distribuição documentada desde o sudeste (22°) até o sul (27°) do Brasil, ocupando desde manguezais até costas rochosas (GALVÃO; ALVES; HILSDORF, 2017; AMARAL et al., 2020). A espécie é nativa da região Indo-Pacífico, onde tem sido relatada como dominante na zona supralitoral (MORTON, 1990; LAM; MORTON, 2006). Ao passo que, *E. tulipa* é um gastrópodo marinho da família Vermetidae. Possivelmente de origem panamenha (WELLS; BIELER, 2020), *E. tulipa* foi detectado pela primeira vez no Brasil, no estado do Ceará, em 2005, e posteriormente no Rio de Janeiro, em 2009 (SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2018). A espécie é considerada introduzida em 32 localidades ao redor do mundo, onde os indivíduos são encontrados fixados tanto em substratos artificiais quanto naturais (CABI, 2009). As espécies *S. cucullata* e *E. tulipa* foram selecionadas para a elaboração desse estudo pois são de difícil detecção no ambiente marinho, além do potencial invasor que essas espécies apresentam. Detectar precocemente possíveis eventos de introduções bem-sucedida ou de expansão geográfica de organismos não-nativos é fundamental para a proteção de ecossistemas e sua diversidade associada (D'AMEN; AZZURRO, 2020), já que competem por espaço e recursos com a fauna/flora nativa de uma determinada região.

Esse estudo foi dividido em 2 capítulos, o primeiro relacionado com a similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo e o segundo sobre a previsão de áreas vulneráveis à introdução e dispersão das espécies exóticas para a costa brasileira, *S. cucullata* e *E. tulipa*, sob diferentes cenários de mudanças climáticas.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o efeito das mudanças climáticas na similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo, bem como desenvolver um método para identificar áreas vulneráveis à introdução e dispersão de espécies exóticas, sob diferentes cenários de mudanças climáticas.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o efeito das mudanças climáticas na similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo;
- Desenvolver um método para identificar áreas vulneráveis à introdução e expansão de espécies exóticas na zona marítima do Brasil;
- Identificar áreas vulneráveis à expansão das espécies exóticas *Saccostrea cucullata* e *Eualetes tulipa* na zona marítima do Brasil;
- Avaliar se as mudanças climáticas afetam a vulnerabilidade ambiental da zona marítima do Brasil frente à expansão das espécies exóticas *S.cuccullata* e *E. tulipa*.

### 3 HIPÓTESES

A hipótese que norteou o capítulo 1, intitulado 'O impacto das mudanças climáticas na bioinvasão marinha: uma perspectiva baseada na similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo', foi:

- As mudanças climáticas tornam as ecoregiões marinhas mais similares ambientalmente.

As hipóteses que nortearam o capítulo 2, intitulado 'Mudanças Climáticas: Previsão de áreas vulneráveis à introdução e expansão de espécies exóticas', foram:

- Regiões mais similares ambientalmente dentro da zona marítima do Brasil são mais vulneráveis à expansão das espécies exóticas *S. cucullata* e *E. tulipa*;
- As mudanças climáticas aumentam a vulnerabilidade das áreas dentro da zona marítima do Brasil frente à expansão das espécies exóticas *S. cucullata* e *E. tulipa*.

#### **4 CAPÍTULO 1 - O IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA BIOINVASÃO MARINHA: UMA PERSPECTIVA BASEADA NA SIMILARIDADE AMBIENTAL ENTRE AS ECOREGIÕES MARINHAS DO MUNDO**

##### **Resumo:**

O aquecimento dos oceanos é irreversível, mas a magnitude dos impactos esperados até o final do século, é dependente do cenário projetado. A partir de um conjunto de dados de temperatura e salinidade, considerando um período de referência (2000-2014) e dois cenários de mudanças climáticas (MC) – RCP2.6 (cenário de pico e declínio) e RCP8.5 (alto aquecimento), foi realizado um estudo para responder as seguintes questões: (1) As mudanças climáticas dentro dos cenários previstos podem alterar a similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas no mundo? (2) Quais ecoregiões seriam mais sensíveis a essas alterações? A similaridade ambiental foi estimada, com base na temperatura e salinidade, a partir das distâncias par-a-par calculadas entre as 232 Ecoregiões Marinhas do Mundo (MEOW), através de um modelo linear generalizado. Para avaliar as maiores variações na similaridade par-a-par entre as MEOW foram estimadas taxas de aumento/decréscimo médio, considerando os RCPs 2.6 e 8.5 versus o período de referência. Os resultados mostraram que as variações nos valores de temperatura e salinidade entre o período de referência e os cenários climáticos futuros, até o final do século 21, podem resultar em alterações na similaridade ambiental em escala global. Entretanto, em relação ao período de referência, as taxas de aumento e decréscimo na similaridade foram mais evidentes no cenário mais extremo (RCP8.5). Essas alterações podem aumentar a probabilidade de estabelecimento de espécies exóticas, direta (compatibilidade espécie-ambiente) ou indiretamente (resistência biótica reduzida). Quando comparadas as demais MEOW, as regiões do Pacífico Norte e do Oceano Ártico apresentaram as maiores taxas de similaridade nos RCPs 2.6 e RCP8.5, evidenciando a vulnerabilidade dessas regiões aos efeitos das MC. As mudanças climáticas podem alterar a similaridade ambiental entre as regiões marinhas do mundo, levando, por conseguinte, à expansão ou retração dos limites de distribuição das espécies. Diante do crescente declínio da biodiversidade, em função das invasões biológicas e das mudanças climáticas, esses resultados são de grande relevância para auxiliar na elaboração de políticas públicas que visem a conservação de áreas prioritárias. Prever a distribuição futura de espécies exóticas é essencial para a elaboração de ações que auxiliem a análise de risco de espécies exóticas com foco na prevenção de novas introduções e oportunidades de erradicação.

**Palavras-chave:** Aquecimento global, diversidade biológica, espécies exóticas, tráfego marítimo.



## 4.1 INTRODUÇÃO

Os oceanos cobrem dois terços do planeta, abrigam uma vasta biodiversidade e desempenham um papel fundamental na regulação do sistema climático global. No entanto, ações antrópicas alteram suas características físicas e químicas, e consequentemente, resultam em impactos negativos aos ecossistemas marinhos (COOLEY et al., 2022). O aquecimento dos oceanos é irreversível, mas a magnitude do aquecimento esperado até o final do século 21, é dependente do cenário projetado (*Representative Concentration Pathway* - RCPs) (IPCC, 2014, 2018; COOLEY et al., 2022). Masson-Delmotte et al. (2021) evidenciam que em escala global, o aquecimento dos oceanos não é uniforme e consequentemente, há um acúmulo significativo de calor principalmente no Oceano Antártico.

Alterações no regime térmico global podem modificar o padrão de distribuição geográfica de espécies, já que a temperatura controla atividades biológicas vitais (CAPINHA; ANASTÁCIO, 2011; SUNDAY; BATES; DULVY, 2012; BAL et al., 2021) e atua como barreira de dispersão (LORD, 2017). No entanto, isoladamente, esse parâmetro não determina o padrão espacial de distribuição de espécies ao redor do mundo. O padrão biogeográfico global é influenciado por uma complexa rede de fatores e processos, onde as interações entre espécies desempenham um papel crucial juntamente com os fatores abióticos (e.g., temperatura e salinidade) (HARLEY et al., 2006). Entretanto, as mudanças climáticas podem alterar a similaridade ambiental, quanto às características abióticas, entre as regiões marinhas do mundo, levando, por conseguinte, à expansão ou retração dos limites de distribuição das espécies (SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016; MANES et al., 2021). Por exemplo, de acordo com projeções do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (COOLEY et al., 2022), um aquecimento de 1,5°C pode deslocar o alcance de muitas espécies marinhas para latitudes mais altas (regiões temperadas e polares). Consequentemente, o aquecimento dos oceanos pode facilitar a expansão de espécies para regiões onde elas não seriam capazes de sobreviver e reproduzir (PERRY et al., 2005; WALTHER et al., 2009). Em escala global, a maioria das áreas projetadas para aumentar a riqueza de espécies exóticas estão localizadas em zonas climáticas temperadas, especialmente no hemisfério norte (BELLARD et al., 2013).

As invasões biológicas, assim como as mudanças climáticas, constituem uma ameaça significativa à biodiversidade e ao equilíbrio dos ecossistemas marinhos (ZHAN et al., 2015; OJAVEER; GALIL; CARLTON et al., 2018). Assim, a identificação de áreas sensíveis à introdução de espécies exóticas, sob diferentes condições climáticas futuras, pode auxiliar na elaboração de estratégias voltadas à detecção precoce e redução dos impactos negativos que essas espécies podem provocar (LYONS et al., 2020). As invasões biológicas têm sido intensificadas por diferentes atividades antrópicas,

especialmente o comércio internacional (SHENKAR; ROSEN, 2018). O transporte transoceânico, por exemplo, é responsável por translocar espécies de uma região para outra, permitindo a transposição de barreiras biogeográficas (HULME et al., 2008; SEEBENS; GASTNER; BLASIUS, 2013; SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016; DAVIDSON et al., 2018). Diante desse cenário, as alterações no padrão de similaridade ambiental entre as regiões marinhas ao redor do mundo, associadas ao intenso tráfego marítimo internacional, podem contribuir para a redistribuição de organismos, em escala global (CAPINHA; ESSL et al., 2015; SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016). O alto fluxo de espécies exóticas ao redor do mundo pode resultar no estabelecimento de comunidades biológicas mais homogêneas, já que essas espécies podem suprimir a diversidade nativa (ZEEMAN et al., 2017; DAR; RESHI, 2020).

As mudanças climáticas podem intensificar o processo das invasões biológicas desde o evento de introdução inicial até o estabelecimento e dispersão (WALTHER et al., 2009; BELLARD et al., 2013). Assim, espera-se que ocorram novas introduções, bem como alterações na adequabilidade de habitats às espécies marinhas em escala global. Por sua vez, isso evidencia a necessidade de desenvolvimento de mais estudos e metodologias que possam auxiliar na elaboração de estratégias destinadas à conservação, principalmente para regiões altamente vulneráveis. No entanto, de acordo com Seebens et al. (2021), esses estudos devem fornecer projeções futuras a nível global, pois a maioria dos estudos realizados são restritos à grupos taxonômicos específicos e localizados em uma determinada região. Prever a distribuição futura de espécies exóticas é essencial para a elaboração de ações que auxiliem a análise de risco de espécies exóticas com foco na prevenção de novas introduções e oportunidades de erradicação (LYONS et al., 2020). Por exemplo, de acordo com Jiménez-Valverde, Peterson et al. (2011), a elaboração de mapas de risco baseados em probabilidades de introdução, estabelecimento e dispersão são ferramentas úteis para antecipar novas possibilidades de invasões de espécies e controlar sua propagação. Isso pode evitar desequilíbrios ambientais, além de reduzir custos em ações para mitigar e controlar os danos causados por novas introduções.

Dessa forma, o presente estudo tem como objetivo: Avaliar o efeito das mudanças climáticas na similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo. A partir de um conjunto de dados de temperatura e salinidade, considerando um período de referência e diferentes cenários climáticos futuros, pretende-se responder as seguintes questões: (1) As mudanças climáticas alteram a similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas no mundo? (2) Quais ecoregiões seriam mais sensíveis a essas alterações?

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Parâmetros abióticos

Dados de temperatura e salinidade foram obtidos através da plataforma Bio-ORACLE (*Marine data layers for ecological modelling*) para caracterizar a camada ambiental. Foram utilizados dados de dois tipos de camadas disponibilizadas pela plataforma: Camada de Superfície (*Surface*) e Camada Bêntica (*Benthic layers*). Essas duas camadas totalizam 4 faixas de profundidade: superfície; camada abaixo da superfície (*Benthic minimum*); camada de profundidade média (*Benthic mean*); e camada próxima ao fundo (*Benthic maximum*) (ASSIS et al., 2018). Para todas essas camadas, as métricas máximo, médio e mínimo foram obtidas para determinado ponto da malha amostral.

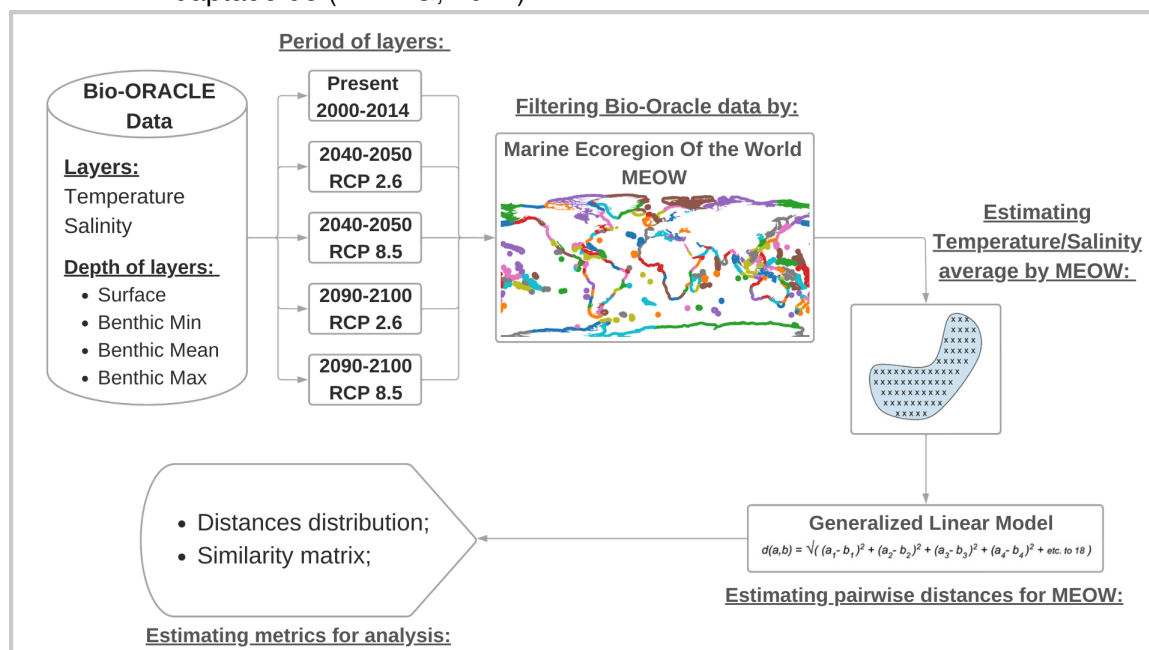
Os parâmetros de temperatura e salinidade foram adquiridos para um período de referência (conjunto de dados referente à 2000-2014) também intitulado como "presente" no Bio-ORACLE. Além disso, os dados de previsão das mudanças climáticas foram adquiridos para o RCP2.6 e o RCP8.5, em dois tempos: 2050 e 2100. Os dados relacionados ao período de referência foram produzidos a partir das médias mensais adquiridas entre 2000 e 2014. Por outro lado, as projeções para os cenários das mudanças climáticas foram projetados e fornecidas pelo IPCC, com base nos RCPs. O RCP2.6 representa um cenário de pico seguido de declínio, resultando em níveis muito baixos de concentração de gases do efeito estufa até o final do século 21. Em contraste, o RCP8.5 descreve um cenário de aumento contínuo das emissões ao longo do tempo, levando a níveis elevados de concentração dos gases do efeito estufa (ASSIS et al., 2018). Todas essas informações estão disponíveis para aplicações em escala global, com uma resolução espacial aproximada de 9,2 km (ou 5 arcmin) a partir da linha do equador (TYBERGHEIN et al., 2012; ASSIS et al., 2018).

### 4.2.2 Similaridade Ambiental: Dados globais

Os dados de temperatura e salinidade foram filtrados de acordo com os limites geográficos das Ecoregiões Marinhas do Mundo (*Marine Ecoregion Of the World - MEOW*), disponibilizadas pelo Data Basin (*Conservation Biology Institute*) como um *shapfile* georreferenciado, adaptado de (SPALDING et al., 2007). A bioregionalização proposta pelos autores fornece um sistema aninhado de 12 Domínios, 62 Províncias e 232 ecoregiões. Em seguida, foram estimados valores médios de temperatura e salinidade para cada MEOW por camada de profundidade, totalizando 12 valores médios por parâmetro. Por fim, a similaridade ambiental foi estimada a partir das distâncias par-a-par calculadas entre as 232 Ecoregiões Marinhas do Mundo, através de um modelo linear generalizado (GLM) usando distância euclideana (TZENG, 2022),

como pode ser visto na Figura 3.

FIGURA 3 – Fluxograma da metodologia utilizada para calcular os valores de distância/similaridade ambiental entre cada par de ecorregiões. \*Cada ecorregião, proposta por Spalding et al. (2007), está representada no mapa através das cores. Adaptado de (TZENG, 2022).



#### 4.2.3 Similaridade Ambiental: Dados por regiões de referência

Considerando o período de referência e os cenários climáticos futuros (RCPs 2.6 e 8.5) em 2050 e em 2100, a similaridade ambiental foi utilizada para avaliar as maiores variações de aumento/decréscimo médio na similaridade entre as MEOW (Tabela 1). As ecorregiões de referência foram selecionadas a partir do seguinte critério: que abrigassem portos operativos por continente.

TABELA 1 – Portos mais operativos do mundo por continente e suas respectivas localizações.

Porto	MEOW	País	Continente
Porto de Xangai	East China Sea	China	Ásia
Porto de Roterdã	North Sea	Holanda	Europa
Porto de Los Angeles	Southern California Bight	USA	América do Norte
Porto de Santos	Southeastern Brazil	Brasil	América do Sul
Porto de Durban	Agulhas Bank	África do Sul	África
Porto de Sydney	Manning-Hawkesbury	Austrália	Oceania

#### 4.2.4 Análise Estatística

Com objetivo de comparar as similaridades estimadas par-a-par em todos os cenários climáticos, foram realizadas uma análise de variância (ANOVA) e o teste a posteriori de Tukey, considerando: Período de Referência (2000-2014), Futuro (RCP2.6 - 2050), Futuro (RCP8.5 - 2050), Futuro (RCP2.6 - 2100) e Futuro (RCP8.5 - 2100). Para avaliar as maiores variações na similaridade entre as MEOW par-a-par foram estimadas as taxas de aumento/decréscimo médio na similaridade ambiental considerando os cenários futuros *versus* o período de referência. Estas taxas também foram utilizadas para avaliar as maiores variações de similaridade entre as MEOW que abrigam, especificamente, os portos mais operativos por continente (Tabela 1).

### 4.3 RESULTADOS

#### 4.3.1 Caracterização Abiótica

A Tabela 2 mostra a estatística descritiva para a temperatura, de acordo com o período de referência e os cenários climáticos futuros, onde: a média da temperatura global, por cenário foi de:  $9,05 \pm 9,47^{\circ}\text{C}$ , com amplitude de  $36,03^{\circ}\text{C}$ , para o período de referência (2000-2014);  $9,40 \pm 9,70^{\circ}\text{C}$ , com amplitude de  $37,00^{\circ}\text{C}$ , para o RCP2.6 em 2050;  $9,55 \pm 9,82^{\circ}\text{C}$ , com amplitude de  $37,18^{\circ}\text{C}$ , para o RCP2.6 em 2100;  $9,44 \pm 9,65^{\circ}\text{C}$ , com amplitude de  $36,68^{\circ}\text{C}$ , para o RCP8.5 em 2050; e  $10,46 \pm 10,30^{\circ}\text{C}$ , com amplitude de  $39,32^{\circ}\text{C}$ , para o RCP8.5 em 2100. Em relação ao período de referência, todos cenários mostram um aumento -  $0,35^{\circ}\text{C}$  (RCP2.6-2050),  $0,50^{\circ}\text{C}$  (RCP2.6-2100),  $0,39^{\circ}\text{C}$  (RCP8.5-2050) e  $1,41^{\circ}\text{C}$  (RCP8.5-2100) na média da temperatura global.

TABELA 2 – Média, desvio padrão e outros itens descritivos como os valores máximos e mínimos e também os percentis de 25%, 50% e 75% para temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Métricas	2000-2014	RCP2.6_2050	RCP8.5_2050	RCP2.6_2100	RCP8.5_2100
Média	9.05	9.40	9.55	9.44	10.46
Desvio padrão	9.47	9.70	9.82	9.65	10.30
Mínimo	-1.94	-1.93	-1.93	-1.93	-1.92
25%	1.91	2.02	2.06	2.10	2.43
50%	4.82	5.10	5.16	5.11	5.83
75%	14.64	15.16	15.35	15.23	16.64
Máximo	34.09	35.07	35.25	34.75	37.40

Quanto a salinidade, a média por cenário climático foi de: de  $34,30 \pm 2,68$ , com amplitude de  $35,62$ , para o período de referência;  $34,27 \pm 2,76$ , com amplitude de  $35,80$ , para o RCP2.6 em 2050;  $34,24 \pm 2,76$ , com amplitude de  $35,54$ , para o RCP2.6 em 2100;  $35,26 \pm 2,75$ , com amplitude de  $35,74$ , para o RCP8.5 em 2050; e  $34,17 \pm 2,87$ , com amplitude de  $35,79$ , para o RCP8.5 em 2100. Em relação ao período de referência, todos cenários mostram uma redução na salinidade de  $0,03$  (RCP2.6-2050),  $0,06$  (RCP2.6-2100),  $0,04$  (RCP8.5-2050) e  $0,13$  (RCP8.5-2100).

A Tabela 3 mostra a estatística descritiva para o parâmetro salinidade, de acordo com o período de referência e os cenários climáticos futuros, onde: a média da salinidade global, por cenário foi de:

TABELA 3 – Média, desvio padrão e outros itens descritivos como os valores máximos e mínimos e também os percentis de 25%, 50% e 75% para salinidade.

<b>Métricas</b>	<b>2000-2014</b>	<b>RCP2.6_2050</b>	<b>RCP8.5_2050</b>	<b>RCP2.6_2100</b>	<b>RCP8.5_2100</b>
Média	34.30	34.27	34.24	34.26	34.17
Desvio padrão	2.68	2.76	2.76	2.75	2.87
Mínimo	5.21	5.05	5.31	5.05	5.00
25%	34.30	34.36	34.22	34.23	34.09
50%	34.70	34.68	34.68	34.68	34.67
75%	34.92	34.91	34.90	34.90	34.89
Máximo	40.83	40.85	40.85	40.79	40.79

#### 4.3.2 Similaridade Ambiental: Global

A similaridade ambiental, considerando o período de referência (2000-2014) e os cenários climáticos - RCP2.6 e RCP8.5, em dois tempos de previsão (2050 e 2100), apresentou diferença significativa (ANOVA,  $F = 49.30$ ;  $p < 0,05$ ). De acordo com o teste de Tukey, comparados ao período de referência, todos os cenários foram estatisticamente diferentes. No entanto, apenas o RCP8.5, em 2100, foi significativamente diferente dos demais cenários (Figura 4). Assim, sob as condições de mudanças climáticas projetados para o cenário mais extremo - RCP8.5, espera-se uma alteração (aumento/decréscimo) mais acentuada no padrão de similaridade entre as ecoregiões marinhas do mundo. Dessa forma, até o final do século 21, se medidas para conter o aquecimento global não forem adotadas, a similaridade ambiental par-a-par entre as ecoregiões em escala global, pode apresentar um aumento médio de até 64% e um decréscimo médio de até 141% (RCP8.5-2100 vs. RCP2.6-2100).

As maiores médias de distância ambiental foram para o RCP8.5 em 2050 ( $32,90 \pm 20,40$ ) e em 2100 ( $33,18 \pm 20,52$ ). A média da distância ambiental para o RCP2.6 foi de  $32,90 \pm 20,35$  em 2050 e de  $34,16 \pm 20,96$  em 2100. Além das médias e desvios descritos acima, na Tabela 4, os valores máximos e mínimos, e também os Percentis de 25%, 50% e 75% podem ser observados para cada cenário.

Comparado ao período de referência, o aumento médio da similaridade ambiental (%) entre as ecoregiões, considerando o RCP2.6, foi de  $2,46 \pm 3,03\%$  em 2050 e de  $2,81 \pm 3,35\%$  em 2100. Já no RCP8.5 para os anos de 2050 e 2100, os aumentos médios foram de  $2,66 \pm 3,22\%$  e  $5,43 \pm 5,51\%$ , respectivamente. Quanto ao decréscimo médio da similaridade, em 2050, os valores de  $3,50 \pm 3,97\%$  e  $4,45 \pm 4,70\%$  para os RCPs 2.6 e 8.5 foram, respectivamente, obtidos. Por fim, em 2100, a RCP 2.6 apresentou um decréscimo médio de  $3,62 \pm 4,19\%$  e a RCP 8.5 de  $10,54 \pm 11,33\%$  (Figura 5).

FIGURA 4 – Distribuição dos valores de distância ambiental (par-a-par) estimado para as eco-regiões do mundo, considerando o período de referência e 4 cenários climáticos futuros. As letras indicam as diferenças encontradas pelo teste de Tukey.

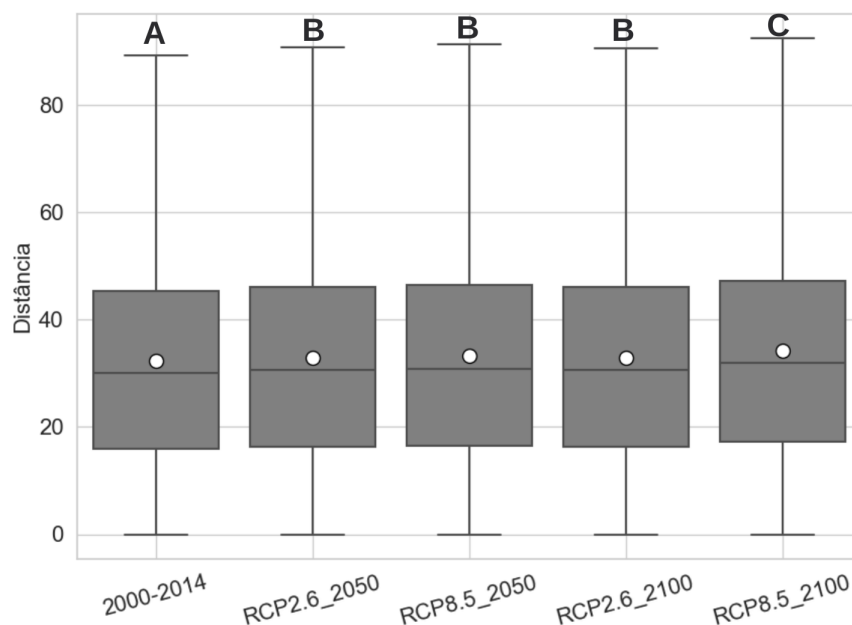


TABELA 4 – Valores de distância ambiental (par-a-par) estimado para todas as ecoregiões do mundo, considerando o período de referência e 2 cenários climáticos futuros (RCP2.6 e RCP8.5) em dois tempos (2050 e 2100).

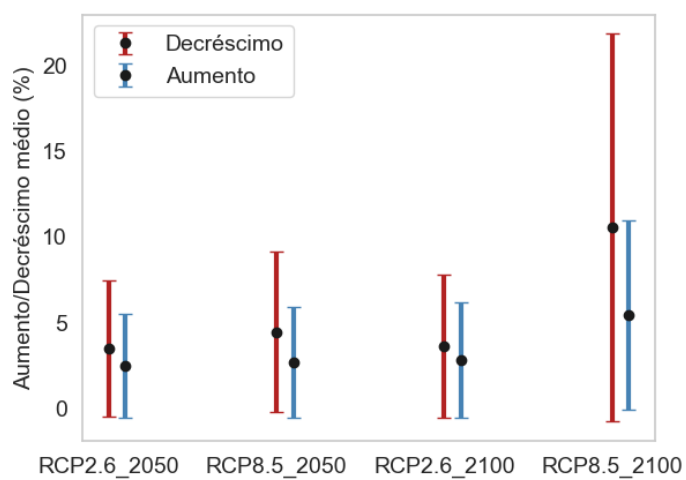
	2000-2014	RCP2.6-2050	RCP8.5-2050	RCP2.6-2100	RCP8.5-2100
Média	32.31	32.90	33.18	32.90	34.16
Desvio padrão	20.13	20.40	20.52	20.35	20.96
Mínimo	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
25%	15.84	16.24	16.40	16.25	17.21
50%	26.3	26.8	26.9	26.6	27.9
75%	45.20	46.00	46.36	45.96	47.24
Máximo	122.64	122.45	122.70	122.68	122.80

De acordo com os resultados, alterações no padrão da similaridade ambiental (par-a-par) entre as ecoregiões marinhas do mundo, em relação ao período de referência, seriam irreversíveis, independente do cenário climático (Tabela 5).

Sob condições de mudanças climáticas, considerando o aumento médio (+), as cinco ecoregiões, por cenário, que apresentariam as maiores taxas de aumento médio na similaridade ambiental encontram-se nos Domínios do Pacífico Norte Temperado (RCP2.6 - 2050), Atlântico Norte Temperado (RCP2.6 - 2050) e, predominantemente, no Oceano Antártico (RCP2.6 - 2100, RCP8.5 - 2050, e RCP8.5 - 2100).

Em contrapartida, as cinco ecoregiões, por cenário, que apresentariam as maiores taxas de decréscimo médio (-) na similaridade ambiental encontram-se nos Domínios Ártico, Pacífico Norte Temperado e Atlântico Norte Temperado. Observa-se que a ecoregião *North and East Barents Sea* (Norte e Leste do Mar de Barents) pode

FIGURA 5 – Aumento/Decréscimo da similaridade ambiental por cenário (média e desvio padrão)



alcançar a média de 87% de decréscimo em 2100 no cenário mais extremo - RCP8.5, quando comparada às demais ecoregiões do mundo.



TABELA 5 – Similaridade Ambiental Média (%): Top 5 Ecoregiões Marinhas do Mundo.

Ecoregião		Provincia	Aumento médio (+)	Ecoregião		Provincia	Decréscimo médio (-)
<b>RCP2.6 - 2050</b>	Scotian Shelf	Temperate Northern Atlantic	2.6	RCP2.6 - 2050	North and East Barents Sea	Arctic	13.7
	Sea of Japan/East Sea	Temperate Northern Pacific	2.3		Kamchatka Shelf and Coast	Temperate Northern Pacific	10.8
	Kamchatka Shelf and Coast	Temperate Northern Pacific	2.2		Gulf of St. Lawrence - Eastern Scotian Shelf	Temperate Northern Pacific	10.2
	Gulf of St. Lawrence - Eastern Scotian Shelf	Temperate Northern Atlantic	2.2		Southern Grand Banks - South Newfoundland	Temperate Northern Pacific	9.3
	Oyashio Current	Temperate Northern Pacific	2.1		Oyashio Current	Temperate Northern Pacific	9.1
<b>RCP2.6 - 2100</b>	South Orkney Islands	Southern Ocean	28.7	RCP2.6 - 2100	North and East Barents Sea	Arctic	35.0
	Peter the First Island	Southern Ocean	12.2		Kara Sea	Arctic	19.3
	South Shetland Islands	Southern Ocean	10.5		Sea of Okhotsk	Temperate Northern Pacific	12.5
	Ross Sea	Southern Ocean	8.7		Northern Norway and Finnmark	Temperate Northern Atlantic	10.4
	East Antarctic Wilkes Land	Southern Ocean	8.1		Kamchatka Shelf and Coast	Temperate Northern Pacific	9.9
<b>RCP8.5 - 2050</b>	South Orkney Islands	Southern Ocean	19.1	RCP8.5 - 2050	North and East Barents Sea	Arctic	20.0
	East Antarctic Dronning Maud Land	Southern Ocean	11.7		Kamchatka Shelf and Coast	Temperate Northern Pacific	12.4
	East Antarctic Enderby Land	Southern Ocean	10.7		Sea of Okhotsk	Temperate Northern Pacific	11.5
	Peter the First Island	Southern Ocean	10.2		Southern Grand Banks - South Newfoundland	Temperate Northern Pacific	10.6
	East Antarctic Wilkes Land	Southern Ocean	9.9		Aleutian Islands	Temperate Northern Pacific	10.1
<b>RCP8.5 - 2100</b>	East Antarctic Dronning Maud Land	Southern Ocean	33.0	RCP8.5 - 2100	North and East Barents Sea	Arctic	86.8
	Weddell Sea	Southern Ocean	23.6		Kara Sea	Arctic	51.9
	Ross Sea	Southern Ocean	22.1		Sea of Okhotsk	Temperate Northern Pacific	33.8
	East Antarctic Wilkes Land	Southern Ocean	17.7		North and East Iceland	Arctic	29.1
	Amundsen/Bellingshausen Sea	Southern Ocean	15.6		Kamchatka Shelf and Coast	Temperate Northern Pacific	26.0

### 4.3.3 Similaridade Ambiental: Região de referência vs Global

Comparado ao período de referência, a similaridade ambiental entre as 5 regiões de referência e as demais ecoregiões marinhas do mundo sofreriam alterações, entre aumentos e decréscimos em todos os cenários climáticos futuros. No entanto, essas diferenças seriam mais evidentes no cenário mais extremo RCP8.5-2100 (Tabela 6). Sob condições do cenário RCP8.5 - 2100, o top 5 das regiões que apresentaram a maior similaridade ambiental, quando comparadas às regiões de referência, estão localizadas, predominantemente, no Hemisfério Norte, nos domínios do Ártico e do Norte Temperado do Atlântico e do Pacífico (Figuras 6 à 11), com exceção da região de referência *Manning-Hawkesbury* (Figura 11). Comparado às ecoregiões de referência, a ecoregião *North and East Barents Sea* (Norte e Leste do Mar de Barents) apresentaria um aumento na similaridade ambiental superior à 10% com *Southern California Bight* (Sul da Califórnia Bight) (Figura 6), *Southeastern Brazil* (Sudeste do Brasil) (Figura 7), *North Sea* (Figura 8) (Mar do Norte), podendo alcançar uma similaridade de 20% com *Agulhas Bank* (Banco das Agulhas) (Figura 9). Em geral, ao final do século, no cenário mais extremo, as taxas de decréscimo na similaridade par-a-par, considerando as regiões de referência seriam maiores do que as taxas de aumento.

TABELA 6 – Similaridade Ambiental (%): Top 5 aumento (+) ou decréscimo(-) entre as regiões de referência e as demais ecorregiões.

Região de referência		Ecoregião	Aumento médio (+)	Região de referência	Ecoregião	Decréscimo médio (-)
Southern California Bight	RCP8.5 - 2100	Kamchatka Shelf and Coast	13.67	RCP8.5 - 2100	Juan Fernandez and Desventuradas	37.43
		Natal	13.67		Southern Norway	32.10
		Oyashio Current	13.50		Cape Howe	29.49
		North and East Barents Sea	12.57		North Patagonian Gulfs	28.05
Southeastern Brazil	RCP8.5 - 2100	Azores Canaries Madeira	10.54	RCP8.5 - 2100	Gulf of Maine/Bay of Fundy	27.72
		North and East Barents Sea	15.20		Carolinian	35.75
		Southern Grand Banks - South Newfoundland	14.89		Shark Bay	25.29
		Gulf of St. Lawrence - Eastern Scotian Shelf	12.62		Adriatic Sea	24.86
		Sea of Okhotsk	11.40		Gulf of Guinea South	19.29
North Sea	RCP8.5 - 2100	Eastern Bering Sea	11.30	RCP8.5 - 2100	Gulf of Oman	17.89
		Southern Grand Banks - South Newfoundland	26.30		South and West Iceland	33.53
		Eastern Bering Sea	24.03		Chiloense	30.10
		Gulf of St. Lawrence - Eastern Scotian Shelf	21.01		Tristan Gough	28.72
		White Sea	20.77		Bassian	28.42
Agulhas Bank	RCP8.5 - 2100	North and East Barents Sea	14.27	RCP8.5 - 2100	Araucanian	27.00
		Cape Howe	52.33		Central Peru	50.34
		Namib	49.26		Guayaquil	33.42
		North and East Barents Sea	20.34		Adriatic Sea	26.44
East China Sea	RCP8.5 - 2100	Bassian	17.74	RCP8.5 - 2100	Yellow Sea	23.90
		Sea of Okhotsk	14.98		Angolan	23.77
		Gulf of Papua	11.86		Rio Grande	19.09
		Southern Grand Banks - South Newfoundland	11.38		Ionian Sea	18.81
		Gulf of St. Lawrence - Eastern Scotian Shelf	10.23		Northern Gulf of Mexico	18.14
Manning-Hawkesbury	RCP8.5 - 2100	White Sea	9.92	RCP8.5 - 2100	Adriatic Sea	17.70
		Eastern Bering Sea	8.82		Aegean Sea	17.11
		Magdalena Transition	15.61		Azores Canaries Madeira	36.56
		Delagoa	14.83		Lord Howe and Norfolk Islands	33.97
		Fiji Islands	14.73		Bermuda	32.29
		Coral Sea	13.68		Juan Fernandez and Desventuradas	29.76
		New Caledonia	13.65		Easter Island	27.68

FIGURA 6 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Southern California Bight (Porto de Los Angeles), indicada pelos círculos pretos.

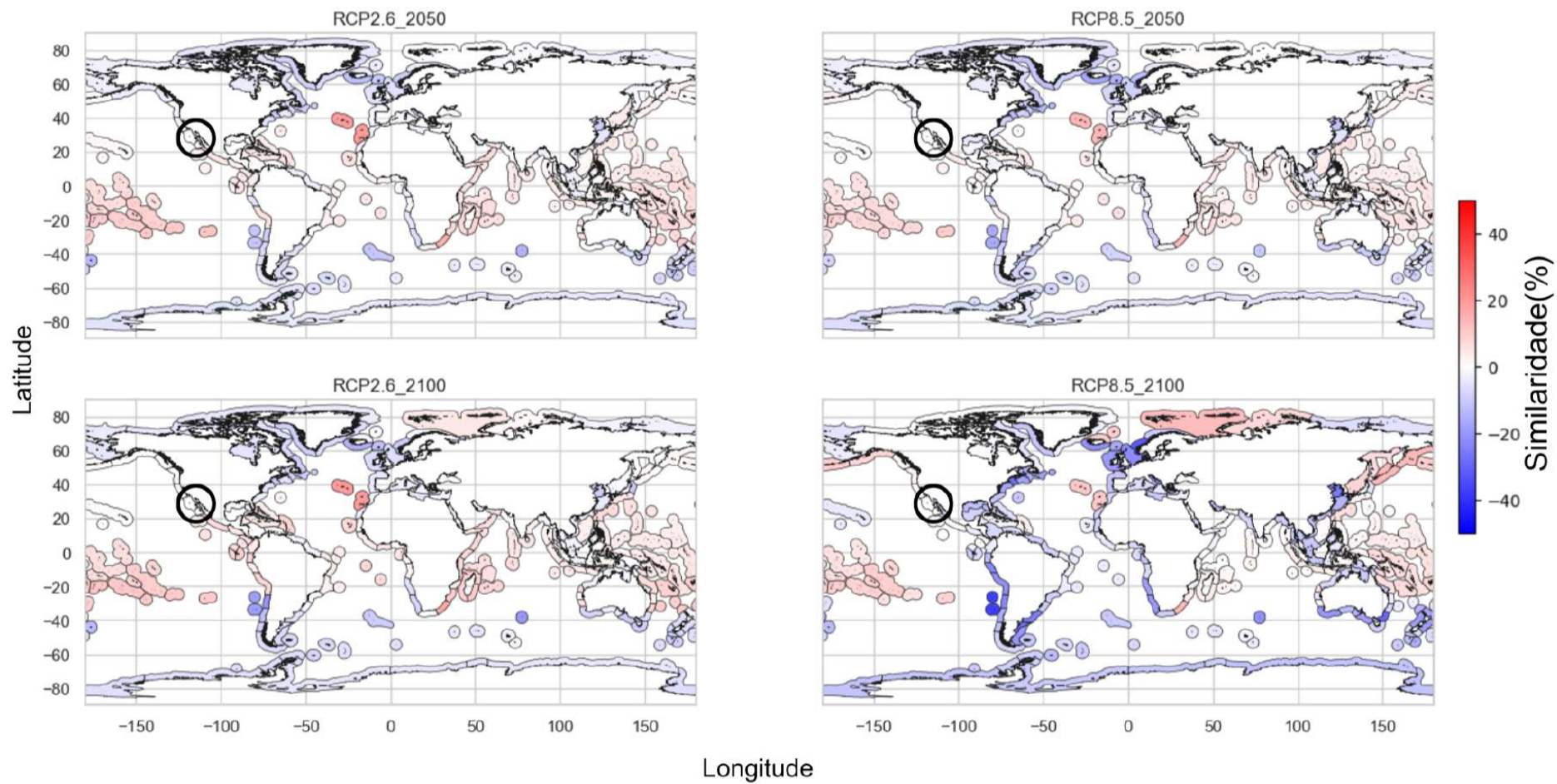


FIGURA 7 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Southeastern Brazil (Porto de Santos), indicada pelos círculos pretos.

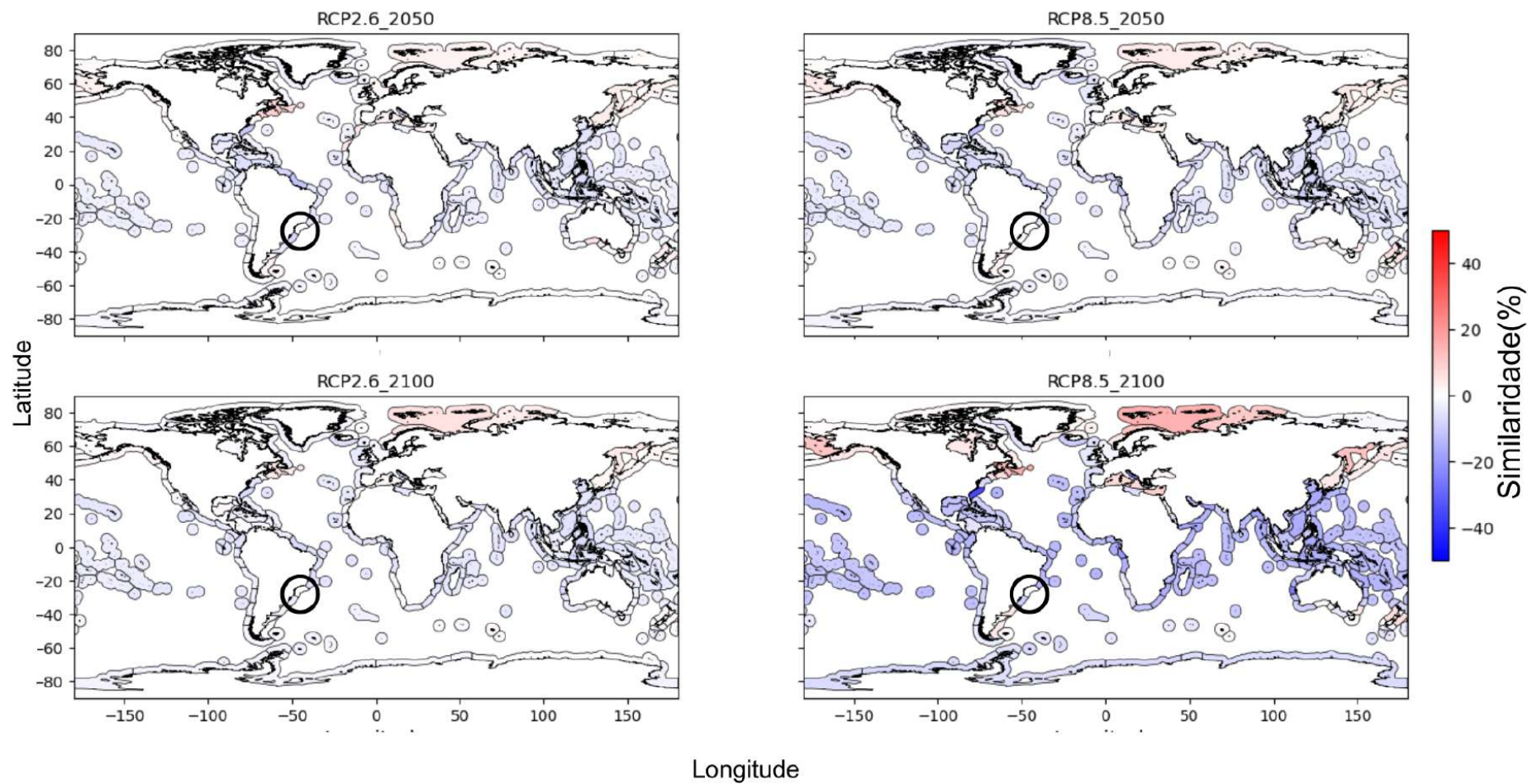


FIGURA 8 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apar) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião North Sea (Porto de Roterdã), indicada pelos círculos pretos.

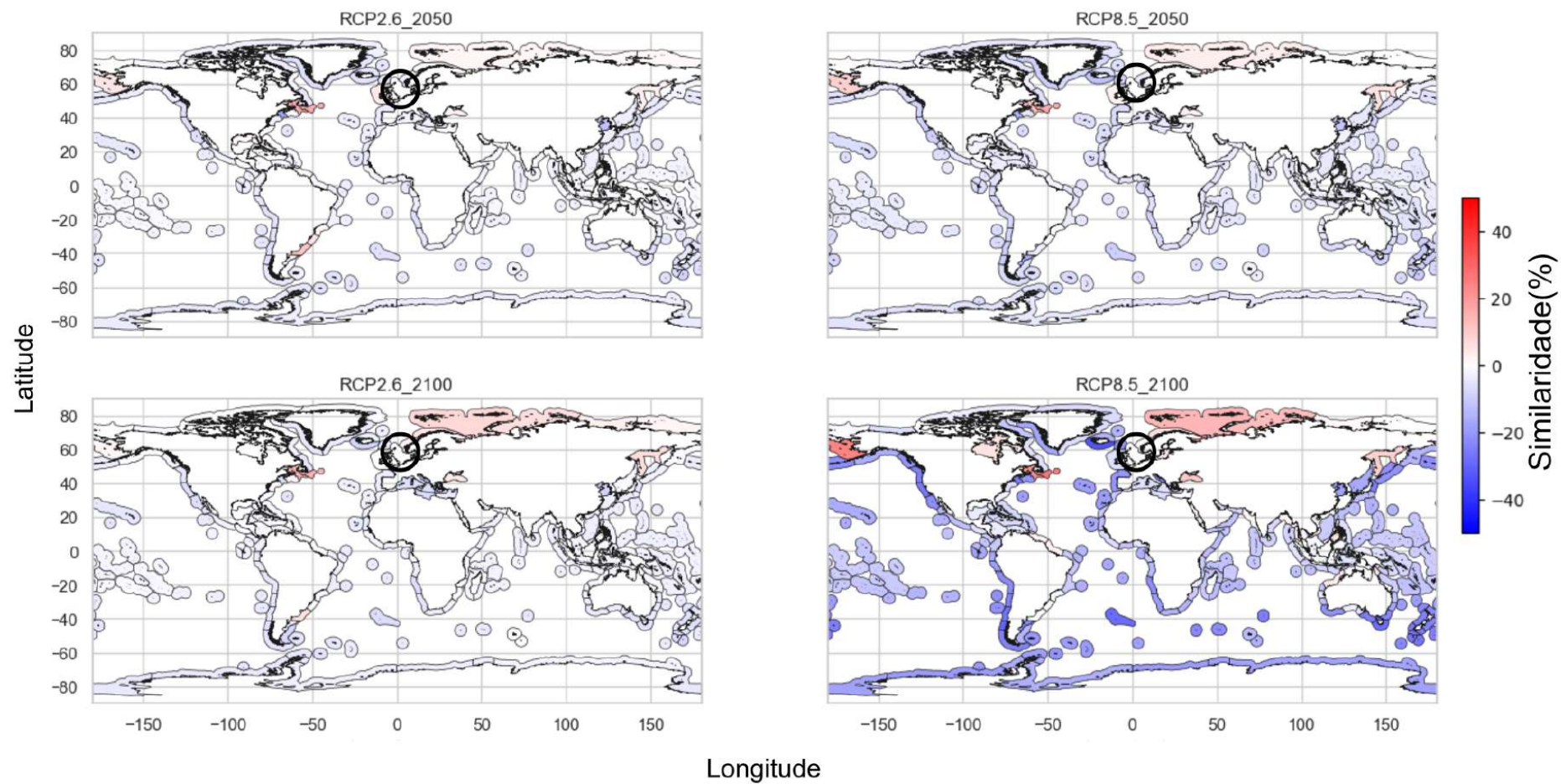


FIGURA 9 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apor) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Angulhas Bank (Porto de Durban), indicada pelos círculos pretos.

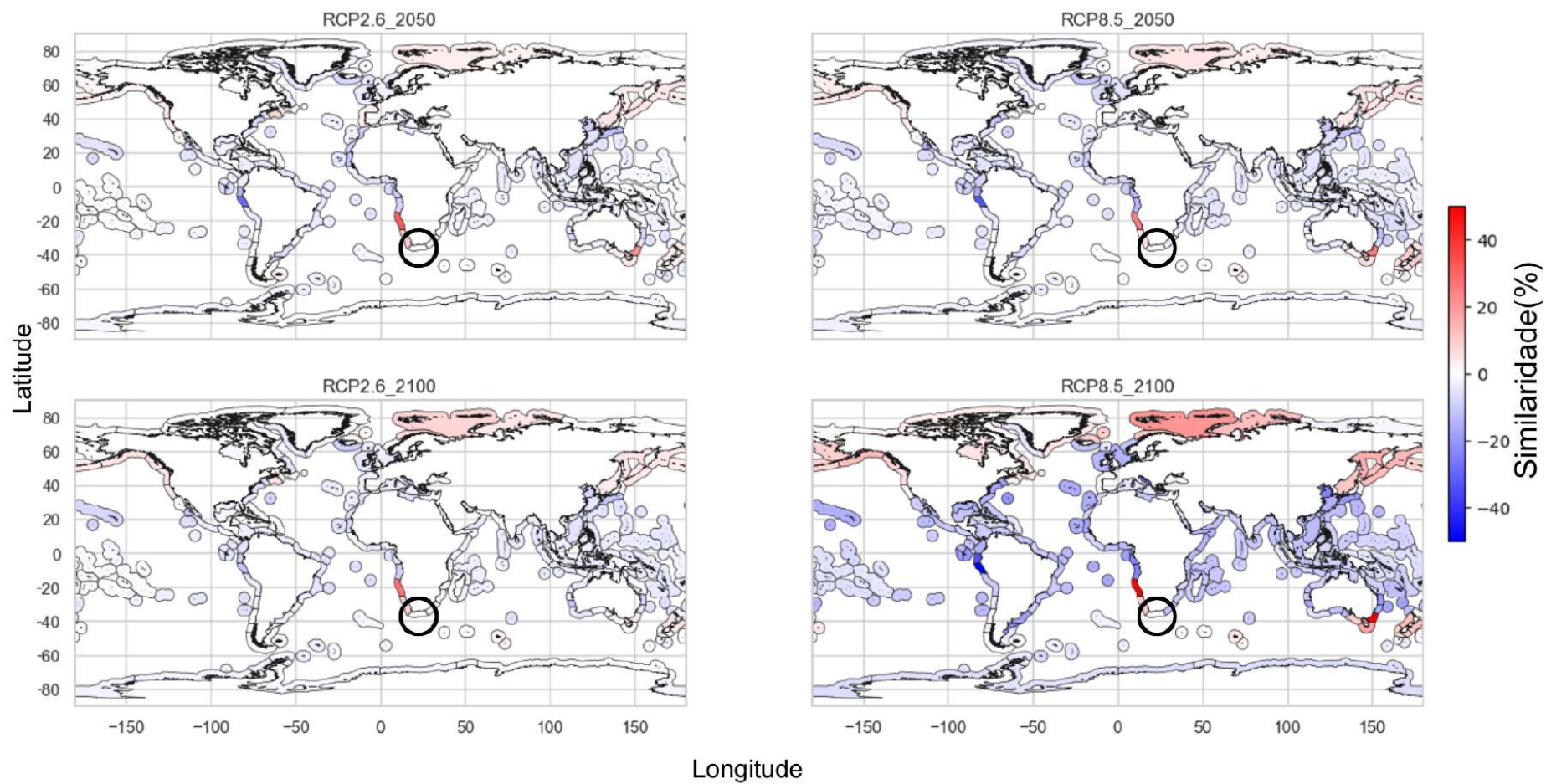


FIGURA 10 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apor) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RPC2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião East China Sea (Porto de Xangai), indicada pelos círculos pretos.

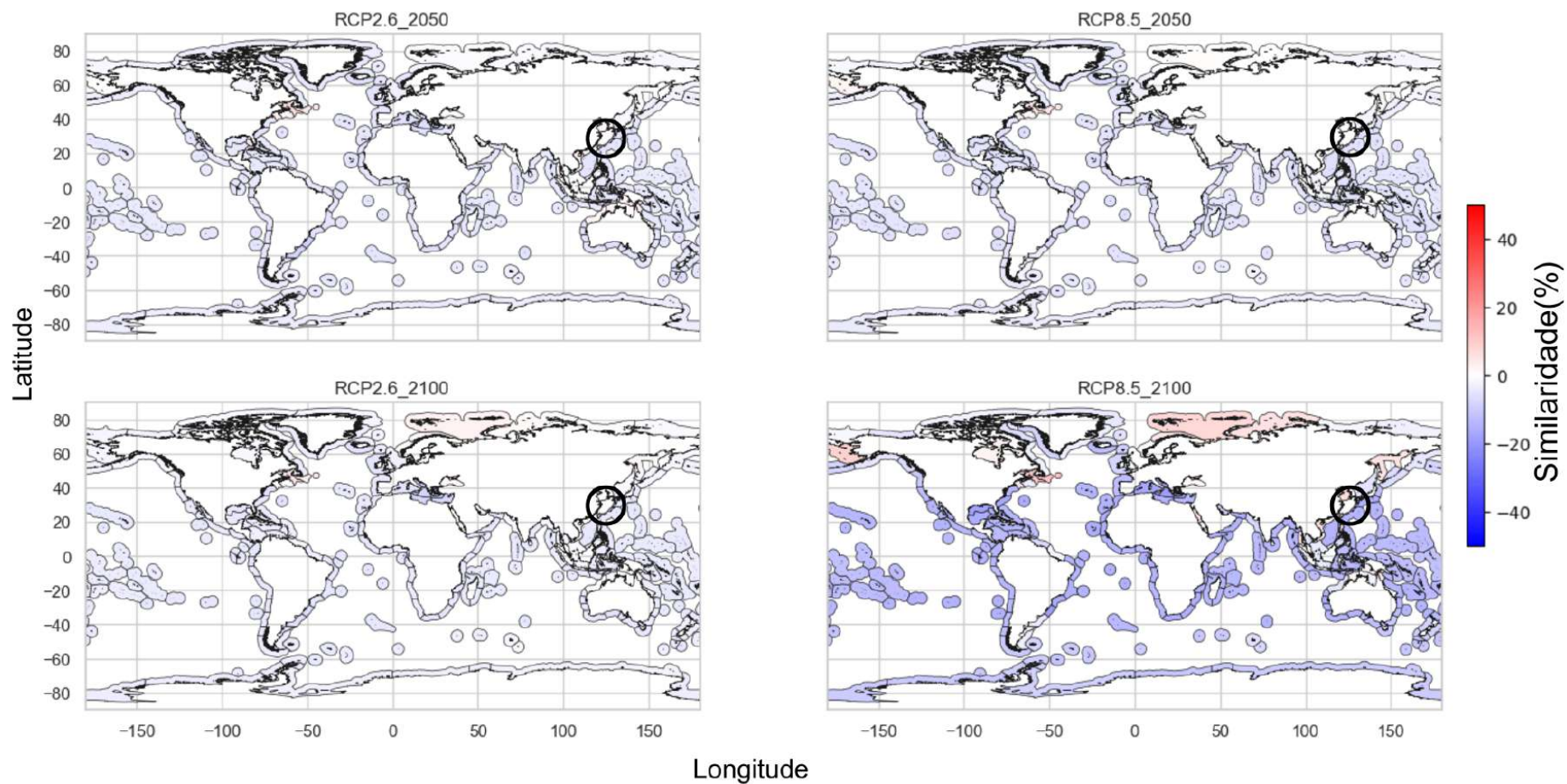
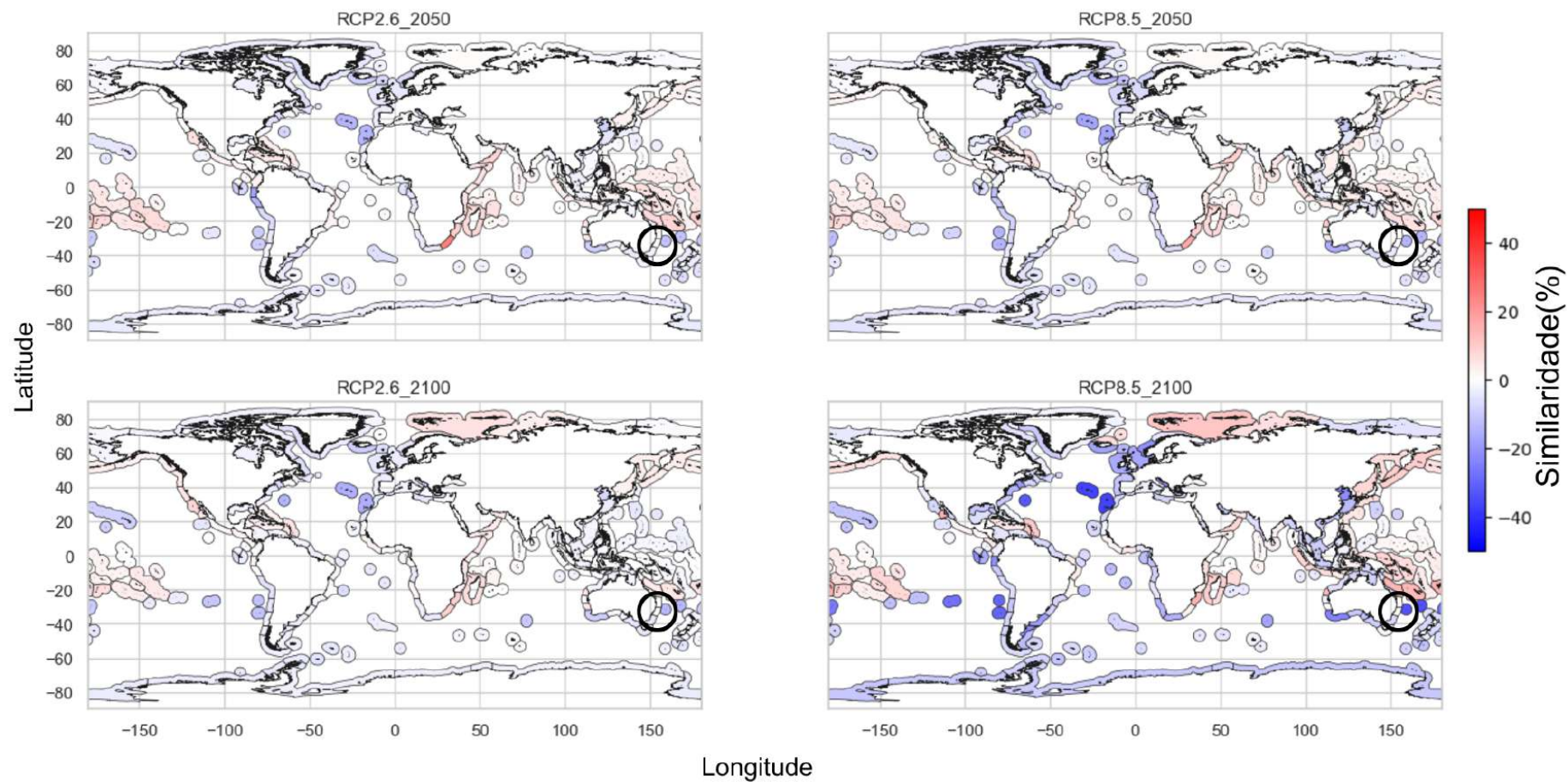




FIGURA 11 – Variabilidade dos valores de distancia ambiental (par-apor) nos diferentes cenários de mudanças climáticas (RCP2.6 e 8.5, em 2050 e 2100), tendo como referencia os dados atuais da ecoregião Manning-Hawkesbury (Porto de Sydney), indicada pelos círculos pretos.



#### 4.4 DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

As variações nos valores de temperatura e salinidade entre o período de referência e os cenários climáticos futuros (RCPs2.6 e 8.5), até o final do século 21, podem resultar em alterações na similaridade ambiental em escala global. Entre 2000 e 2014 (período de referência), a temperatura média global dos oceanos foi de 7,2°C. Sob condições dos cenários de mudanças climáticas, projeta-se um aumento, até 2100, de 0,50°C no cenário RCP2.6 e de 1,41°C no cenário RCP8.5. Já a salinidade média, de acordo esses cenários, pode diminuir em 0,06 no RCP2.6 e em 0,13 no RCP8.5. De acordo com Manes et al. (2021), alterações nas médias de temperatura e salinidade, resultantes das mudanças climáticas, podem afetar a sobrevivência e manutenção de diferentes organismos marinhos, principalmente os nativos endêmicos. Masson-Delmotte et al. (2021), evidenciam que sob um aquecimento de 1,5°C à 2°C, por exemplo, o risco de extinção de espécies marinhas endêmicas pode chegar à aproximadamente, 30%. A vulnerabilidade desses organismos está associada, principalmente, aos baixos limites de tolerância às variações ambientais e à uma distribuição geográfica limitada (CHICHORRO; JUSLÉN; CARDOSO, 2019).

De acordo com os resultados deste estudo, os valores mais altos de aumento e decréscimo da similaridade ambiental seriam observados no cenário mais extremo - RCP8.5. Assim, consequências mais drásticas seriam perceptíveis em um cenário que não considera a adoção de medidas efetivas para a redução na emissão dos gases do efeito estufa. Até o final do século 21, a porcentagem média da similaridade par-a-par entre as ecoregiões marinhas do mundo, pode aumentar em até 2 vezes, aproximadamente, comparada ao cenário mais conservador - RCP2.6. Da mesma forma, o decréscimo médio poderia ser até 3 vezes maior, aproximadamente, comparando os cenários RCP2.6 e RCP8.5 (Figura 5). Independente do cenário climático, essas alterações podem aumentar a probabilidade de estabelecimento de espécies exóticas, como também evidenciado por Seebens et al., (2017). Mudanças nos padrões térmicos em escala local e global, certamente causarão mudanças nos alcances (contrações/expansões) de espécies exóticas sob uma perspectiva global (CAPINHA; ANASTÁCIO, 2011).

O estabelecimento de espécies não nativas pode ser favorecido em função do aumento na similaridade entre as ecoregiões marinhas, uma vez que as características ambientais tornam-se mais semelhantes (par-a-par) (SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016). Tanto o aumento da similaridade, quanto o decréscimo podem levar ao declínio da biota nativa, uma vez que organismos nativos são mais sensíveis às oscilações nas características ambientais, como temperatura e salinidade (ZHAN et al., 2015). A perda da biodiversidade em uma região, pode contribuir para reduzir a resistência biótica e consequentemente, o estabelecimento de espécies introduzidas é favorecido (LEVINE;

ADLER; YELENIK, 2004). Diante desse cenário, tanto o aumento na similaridade ambiental, quanto o decréscimo, em função das alterações climáticas, favorecem a expansão da diversidade não nativa. O aumento da probabilidade de expansão de espécies exóticas ao redor do globo e o declínio da biota nativa podem contribuir para uma biodiversidade menos heterogênea. Comunidades biológicas mais homogêneas, decorrentes das mudanças climáticas e das invasões biológicas tem sido bastante discutidas em estudos pretéritos ao longo do tempo (RUMLEOVÁ et al., 2016; OLDEN; COMTE; GIAM, 2018; DAR; RESHI, 2020).

Quanto maior a magnitude do aquecimento dos oceanos, maior a vulnerabilidade de determinadas ecoregiões aos efeitos das mudanças climáticas. Os resultados desse estudo evidenciaram a maior sensibilidade do Ártico, de Regiões Temperadas do Atlântico e Pacífico (Hemisfério Norte) e da Antártica aos efeitos do aquecimento global. Considerando os aumentos e decréscimos médios na similaridade ambiental, destaca-se que a biodiversidade dessas regiões encontra-se sob forte ameaça e, por conseguinte estão mais vulneráveis à novos eventos de introduções e/ou expansão geográfica de espécies exóticas. O aquecimento dos oceanos pode favorecer o estabelecimento de espécies marinhas tropicais e subtropicais em latitudes mais elevadas (regiões temperadas e polares), ou seja, as mudanças climáticas podem facilitar a expansão de espécies para regiões onde elas não seriam capazes de sobreviver e reproduzir. Corroborando os resultados obtidos a partir desse estudo, o modelo aplicado por (SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016), previu uma diminuição nas probabilidades de invasão de diferentes espécies de algas nos trópicos e um aumento nas regiões temperadas devido às mudanças climáticas. Pörtner et al. (2022) sugerem que os impactos das mudanças climáticas seriam mais severos nos mares tropicais e de altas latitudes. Consequentemente, prevê-se que a riqueza de espécies marinhas perto do equador e no Ártico continue diminuindo, mesmo com um aquecimento abaixo de 2°C, até o final do século.

Comparadas às regiões de referência *Southern California Bight* (Sul da Califórnia Bight), *North Sea* (Mar do Norte), *Agulhas Bank* (Banco das Agulhas) e *East China Sea* (Mar da China Oriental), as 5 ecoregiões que apresentaram as maiores taxas de similaridade ambiental par-a-par (por cenário), também encontram-se em regiões temperadas e polares. Entre as regiões de referência, de acordo com Seebens et al., (2016), o Mar do Norte e o Mar da China Oriental, são considerados hotspots de espécies exóticas e áreas de alto fluxo de navegação, assim podem contribuir para a disseminação de espécies exóticas, principalmente para regiões ambientalmente mais semelhantes à ela no presente e no futuro, sob condições de mudanças climáticas. Entre as ecoregiões mais semelhantes ao Mar do Norte e da China Ocidental, destacam-se o Norte e Leste do Mar de Barents. Essa região, consiste em um dos 66 Grandes Ecossistemas Marinhos do Mundo e encontra-se fortemente vulnerável aos

efeitos das mudanças climáticas, como também observado nesse estudo. Diante desse cenário, o aumento da similaridade entre essa região e outras ecoregiões marinhas, incluindo hotspots de espécies exóticas, a tornam mais vulnerável à novos eventos de introduções. Esses eventos podem ser ainda mais potencializados em função das novas rotas de navegação que podem surgir no Ártico em função do degelo (MILLER; RUIZ, 2014). Segundo esses autores, o surgimento de novas rotas comerciais do Ártico pode alterar a dinâmica global das espécies exóticas e resultar em sérios efeitos negativos em seus habitats, assim como suas funções e serviços.

Diante dos resultados obtidos no presente estudo, pode-se considerar que os cenários climáticos futuros modificam a similaridade ambiental entre as ecoregiões marinhas do mundo. Ou seja, o padrão biogeográfico global pode ser modificado até o final do século 21. Apesar dos processos de dispersão e extinção de espécies serem, naturalmente, moduladores da biogeografia, os resultados indicam possíveis modificações nos padrões de distribuição dos organismos marinhos, como consequência das alterações na similaridade ambiental ao redor do mundo. Além disso, foi possível evidenciar as ecoregiões marinhas que seriam mais sensíveis a essas alterações. Os polos (Ártico e Antártica), assim como as zonas temperadas do Atlântico e Pacífico (Hemisfério Norte) são as regiões mais propensas a sofrer com os impactos do aquecimento global. As mudanças climáticas causam impactos negativos aos ambientes marinhos em escala global, mas em regiões que sustentam alta biodiversidade essa preocupação assume escalas ainda maiores (RAMÍREZ et al., 2017; MANES et al., 2021). Sob condições do cenário climático mais extremo, por exemplo, até 2100, os ecossistema marinhos podem colapsar rapidamente. Diante do crescente declínio da biodiversidade, em função das invasões biológicas e das mudanças climáticas, os resultados obtidos nesse estudo são de grande relevância, pois podem auxiliar na elaboração de políticas públicas que visem a conservação dos recursos naturais, principalmente os de alto risco.

## 5 CAPÍTULO 2 - MUDANÇAS CLIMÁTICAS: PREVISÃO DE ÁREAS VULNERÁVEIS À INTRODUÇÃO E DISPERSÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS.

### Resumo:

A previsão de áreas vulneráveis à introdução e dispersão de espécies exóticas marinhas pode ser realizada a partir de parâmetros abióticos, como temperatura e salinidade. No entanto, qual seria o efeito das mudanças climáticas na vulnerabilidade ambiental frente às invasões biológicas? Até o final do século 21, projeta-se que a temperatura dos oceanos atinja níveis críticos, com possibilidade de aumento de até 3°C acima da média global. Diante disso, este estudo tem como objetivo desenvolver um método para identificar áreas vulneráveis à introdução/dispersão de espécies exóticas, considerando diferentes cenários climáticos futuros. Para isso, a zona marítima do Brasil foi caracterizada através de dados de temperatura e salinidade extraídos da plataforma Bio-ORACLE, considerando um período de referência (2000-2014) e dois cenários de mudanças climáticas - RCP2.6 e RCP8.5. Um modelo/classificador, baseado em *Random Forest*, foi treinado e validado a partir de registros georreferenciados de presença/ausência de duas espécies exóticas para a costa do Brasil: da ostra *Saccostrea cucullata* e do vermetídeo *Eualetes tulipa*. Como resultado, o modelo apontou a possibilidade de expansão geográfica dessas espécies para novas localidades dentro da zona marítima do Brasil. Com acurácias acima de 70%, os algoritmos apontaram que 33% e 4% da zona marítima brasileira estão vulneráveis a dispersão e estabelecimento de *S. cucullata* e *E. tulipa*, respectivamente, incluindo importantes hotspots de biodiversidade. Considerando o período de referência (2000-2014) e o cenário climático futuro mais extremo - RCP 8.5, a vulnerabilidade dentro da zona marítima do Brasil para *S. cucullata* seria reduzida em até 54%, enquanto para *E. tulipa* aumentaria em até 26%, até o final do século 21. Os resultados mostraram que as mudanças climáticas podem redefinir os limites de distribuição geográfica dessas espécies, já que alterações nas características ambientais podem modificar a compatibilidade espécie-ambiente. Dessa forma, o desenvolvimento e a aplicação de técnicas de modelagem, baseadas em aprendizado de máquina, pode contribuir para a análise de risco de espécies exóticas, além de subsidiar a elaboração de estratégias voltadas à conservação de áreas prioritárias, sob diferentes condições climáticas.

**Palavras-chave:** Algoritmo de classificação, inteligência artificial, aquecimento global, bioinvasão marinha, ecossistemas marinhos.

## 5.1 INTRODUÇÃO

O aperfeiçoamento de medidas de biossegurança marinha e de protocolos de análise de risco pode reduzir a taxa de novas introduções de espécies exóticas e seus respectivos impactos ambientais, sociais e econômicos (SIMBERLOFF et al., 2013; OJAVEER; GALIL; CARLTON et al., 2018; CAMPBELL et al., 2018; TZENG; FLOERL; ZAIKO, 2021; RUIZ et al., 2022). De acordo com Seebens et al. (2013) a maioria das espécies exóticas reportadas mundialmente foram detectadas acidentalmente através de programas de monitoramento de comunidades marinhas, e não por meio de esforços destinados à gestão das invasões biológicas. Assim, modelos de distribuição de espécies têm sido apontado como uma ferramenta capaz de auxiliar na biossegurança marinha, pois fornecem informações sobre a distribuição geográfica e características ecológicas de espécies em uma determinada região.

Modelos de dispersão de espécies (MDEs) e de nichos ecológicos (MNEs) têm sido amplamente utilizados para compreender padrões e processos relacionados à expansão geográfica de organismos (SEEBENS; GASTNER; BLASIUS, 2013; SEEBENS; BLACKBURN et al., 2018; QIAO; FENG et al., 2019; LYONS et al., 2020; REYES et al., 2022). Esses modelos têm demonstrado desempenho satisfatório (PEARSON; DAWSON, 2003; ROBINSON et al., 2011) e suas aplicações mais comuns são: prever o potencial de dispersão de espécies (PETERSON, 2003; BYERS et al., 2015; SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016); e identificar áreas vulneráveis às invasões biológicas (PETERSON, 2003; GUIBAN; THUILLER, 2005; HATAMI et al., 2022). Assim, a partir da identificação de áreas compatíveis com a dispersão e subsequente estabelecimento de espécies de alto risco (potencial invasor) (CAMPBELL, M.; HEWITT, C., 2013; OJAVEER; GALIL; CAMPBELL et al., 2015; GIAKOUMI et al., 2016), a implementação desses modelos pode auxiliar no desenvolvimento de estratégias direcionadas à gestão das bioinvasões, bem como à Biologia da Conservação (GOLDSMIT; ARCHAMBAULT et al., 2018).

Uma das entradas mais importantes para o desenvolvimento de MDEs e MNEs são os dados de ocorrência, pois fornecem informações a respeito das condições ambientais onde as espécies exóticas são encontradas. No entanto, há uma divergência quanto à utilização de ocorrências reportadas para as faixas nativa, invadida ou ambas (D'AMEN, Manuela; AZZURRO, Ernesto, 2020). Cooper et al. (2011) evidenciaram que modelos calibrados ou treinados a partir de registros nativos e invadidos podem apresentar maior acurácia. Isso porque, a probabilidade de subestimar o potencial de dispersão dos organismos é reduzida (BEAUMONT et al., 2009; MAINALI et al., 2015). Entretanto, dependendo da espécie, desenvolver um método a partir de registros de ocorrências considerando a faixa nativa pode ser um fator limitante. Atualmente, de acordo com o Rius et al., (2023), cerca de 20% das espécies exóticas marinhas são de

origem incerta ou desconhecida. Portanto, condicionar o modelo a essa informação pode prejudicar sua utilidade como ferramenta para auxiliar na análise de risco de espécies exóticas.

MDEs e MNEs podem ser calibrados apenas com dados de presença ou a partir de registros de presença e ausência simultaneamente (PETERSON, 2003). Prever a distribuição de espécies ou identificar áreas compatíveis com sua dispersão e estabelecimento, independente da técnica de modelagem, requer a informação de ausência (JIMÉNEZ-VALVERDE; LOBO; HORTAL, 2008; LOBO; JIMÉNEZ-VALVERDE; HORTAL, 2010). Em comparação com os registros de ocorrência, os dados de ausência (reais ou verdadeiros) são escassos na literatura e em sistemas e plataformas digitais (SOBERON; PETERSON, 2005). Assim, os registros de ausência podem ser obtidos através de métodos que calculam a pseudo-ausência, ou seja, registros selecionados aleatoriamente em áreas onde a espécie não foi reportada. No entanto, a estratégia adotada para estimar a pseudo-ausência pode afetar negativamente os modelos de distribuição e, conseqüentemente, seu poder preditivo (WISZ; GUIBAN, 2009).

Considerando esse cenário, fatores limitantes a sobrevivência e manutenção de espécies são usados como parâmetros para modelar o padrão espaço-temporal de espécies marinhas (PETERSON, 2003; O'RIORDAN; POWER; MYERS, 2010). A temperatura, por exemplo, desempenha um papel fundamental na fisiologia e no metabolismo desses organismos. Embora esse parâmetro isoladamente não determine o padrão espacial de distribuição de espécies, ele tem sido utilizado como preditor, já que influencia diretamente processos biológicos vitais (BAL et al., 2021). Outro parâmetro bastante utilizado em modelos preditivos é a salinidade, pois os organismos marinhos possuem diferentes faixas de tolerâncias à esse fator (KORDAS; HARLEY; O'CONNOR, 2011; BAL et al., 2021). Ao integrar informações sobre temperatura e salinidade em MDEs e MNEs, é possível obter previsões robustas sobre a distribuição e potencial expansão geográfica de espécies-alvo (JOFRE MADARIAGA et al., 2014; BAL et al., 2021).

Porém, alterações no padrão mundial de temperatura e salinidade, resultantes das mudanças climáticas, podem redefinir os limites de distribuição geográfica de espécies ao redor do mundo, incluindo espécies exóticas (MANES et al., 2021). Segundo projeções do IPCC (2022), até o final do século 21, a temperatura dos oceanos pode chegar a 3°C acima da média global. Diante desse contexto, as alterações climáticas podem potencializar a vulnerabilidade de áreas marinhas a novos eventos de introdução ou dispersão de espécies já introduzidas (STACHOWICZ et al., 2002; SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016). De acordo com Cooley et al. (2022), diferentes técnicas de modelagem têm sido frequentemente utilizadas para simular a resposta ecológica dos organismos às mudanças climáticas. No entanto, o efeito sinérgico entre as mudanças

climáticas e as bioinvasões marinhas têm sido negligenciado.

Prevenir a transferência de organismos para além de seus limites naturais de distribuição, ou detectá-los precocemente, quando a transferência não foi evitada, é fundamental para a proteção da biodiversidade (GUISAN; TINGLEY et al., 2013; DIAGNE et al., 2021). No entanto, a fauna e flora marinha são extremamente diversas e a detecção precoce de espécies exóticas não é uma realidade, principalmente para espécies de difícil identificação (OJAVEER; OLENIN et al., 2017). Apesar dos estudos realizados a partir da utilização de modelos de distribuição de espécies e nichos ecológicos, ainda não existe uma padronização quanto à técnica de modelagem mais eficaz (QIAO; SOBERÓN; PETERSON, 2015). Modelos preditivos podem derivar de diferentes métodos, inclusive técnicas mais recentes baseadas em aprendizado de máquina como o algoritmo de classificação *Random Forest* (PETERS et al., 2007; PAL; DEBANSHI, 2021). Esses algoritmos têm apresentado em estudos pretéritos performance satisfatória, ou seja, acurácia robusta e taxas reduzidas de erros durante a previsão (Falso Positivo/Falso Negativo) (TRIGILA et al., 2015). A utilização de técnicas de aprendizado de máquina pode auxiliar na identificação de padrões e tendências que permitem elucidar problemas complexos (MAINALI et al., 2015). Dessa forma, essa estratégia de modelagem pode ser utilizada para identificar áreas compatíveis com a sobrevivência de um ou mais organismos (PETERSON, 2003; MELO-MERINO; REYES-BONILLA; LIRA-NORIEGA, 2020). Assim, gestores e tomadores de decisões podem priorizar ações de prevenção e controle, em regiões mais suscetíveis à sobrevivência de populações de espécies não nativas.

Nesse contexto, um modelo preditivo baseado em aprendizado de máquina foi desenvolvido para identificar áreas vulneráveis à introdução e dispersão de espécies exóticas, considerando diferentes cenários climáticos futuros. Duas espécies exóticas estabelecidas para a costa do Brasil foram utilizadas para treinar e validar o algoritmo: a ostra *Saccostrea cucullata* (Born, 1778) e o vermetídeo *Eualetes tulipa* (Rousseau, 1843). *S. cucullata*, espécie nativa da região do Indo-Pacífico, apresenta histórico de introdução e estabelecimento no Havaí (COLES et al., 1999), Mar do Caribe (PAGENKOPP LOHAN et al., 2015) e Mar Mediterrâneo (ÇINAR et al., 2011). Por sua vez, *E. tulipa*, possivelmente de origem panamenha (WELLS; BIELER, 2020), tem sido reconhecida como introduzida no Havaí, Costa Rica, Florida, Caribe Venezuelano, Índia e Ásia (JEBAKUMAR et al., 2015; SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2018; TAN; LOH; NG, 2021).

O presente estudo tem como objetivos: (1) Desenvolver um método para identificar áreas vulneráveis à introdução e expansão de espécies exóticas na zona marítima do Brasil; (2) Identificar áreas vulneráveis à expansão das espécies exóticas *S.cucullata* e *E. tulipa* na zona marítima do Brasil; (3) Avaliar a vulnerabilidade ambien-



tal quanto à expansão das espécies exóticas *S.cuccullata* e *E. tulipa*, sobre condições climáticas futuras, na zona marítima do Brasil.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1 Aquisição dos dados

#### 5.2.1.1 Fatores abióticos

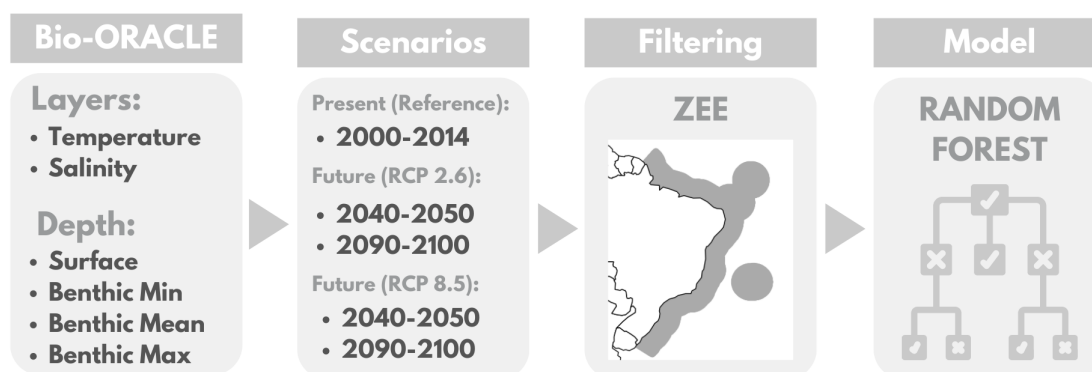
A zona marítima brasileira tem início na região costeira e compreende o mar territorial (estende por 12 milhas náuticas), a plataforma continental, a Zona Econômica Exclusiva - ZEE (alonga-se até 200 milhas náuticas) e as áreas em torno do Atol das Rocas, dos arquipélagos de Fernando de Noronha, de São Pedro e São Paulo, e das ilhas de Trindade e Martim Vaz (regiões situadas além das 200 milhas náuticas) (MMA). Essa zona foi caracterizada através de dados de temperatura e salinidade, considerando um período de referência e dois cenários climáticos futuros (RCP 2.6 e RCP 8.5). O período de referência foi caracterizado a partir da média calculada durante o período 2000-2014. Já os RCPs, 2.6 e 8.5, são projeções desenvolvidas pelo IPCC para os anos de 2050 e 2100, com base nos Caminhos de Concentração Representativa. O RCP2.6 representa um cenário de pico e declínio, com níveis muito baixos de concentração de gases de efeito estufa até o final deste século. O RCP 8.5 representa um cenário pessimista em que o aumento das emissões ao longo do tempo levará a altos níveis de concentração de gases do efeito estufa.

Os dados de temperatura e salinidade obtidos a partir do Bio-ORACLE foram filtrados com base nos limites da zona marítima brasileira, cujos dados são fornecidos à uma resolução de 5 arcmin (ASSIS et al., 2018). Foram utilizados dados de duas camadas: Camada de Superfície (*Surface*) e Camada Bêntica (*Benthic layers*), como pode ser visto na Figura 12. Para todas essas camadas, as métricas máximo, médio e mínimo foram obtidos para determinado ponto da malha amostral. Apesar do Bio-ORACLE fornecer outras variáveis, apenas temperatura, salinidade e velocidade de correntes estão disponíveis para os cenários climáticos futuros (RCPs).

#### 5.2.1.2 Distribuição das espécies exóticas

Registros georreferenciados de presença/ausência das espécies exóticas *S. cucullata* e *E. tulipa* foram obtidos a partir de ocorrências publicadas (SPOTORNO et al., 2018; TEIXEIRA; CREED, 2020) e não publicadas (comunicação pessoal). No Brasil, a espécie *S. cucullata* foi reportada pela primeira vez em 2014 por Galvão et al. (2017), na região de Bertioga, São Paulo. E posteriormente, foi relatada no Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e outras localidades para o estado de São Paulo por Amaral et al. (2020). Ao passo que, *E. tulipa* foi detectada pela primeira vez no Porto

FIGURA 12 – Esquema representativo das etapas para a filtragem dos parâmetros abióticos, baseado no algoritmo de classificação *Random Forest*



do Pecém (offshore), localizado no estado do Ceará, em 2005. Atualmente, os limites norte e sul de distribuição de *E. tulipa* na costa do Brasil são os estados do Ceará e Rio de Janeiro, respectivamente (SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2018).

## 5.2.2 Método de classificação

### 5.2.2.1 Treinamento do modelo

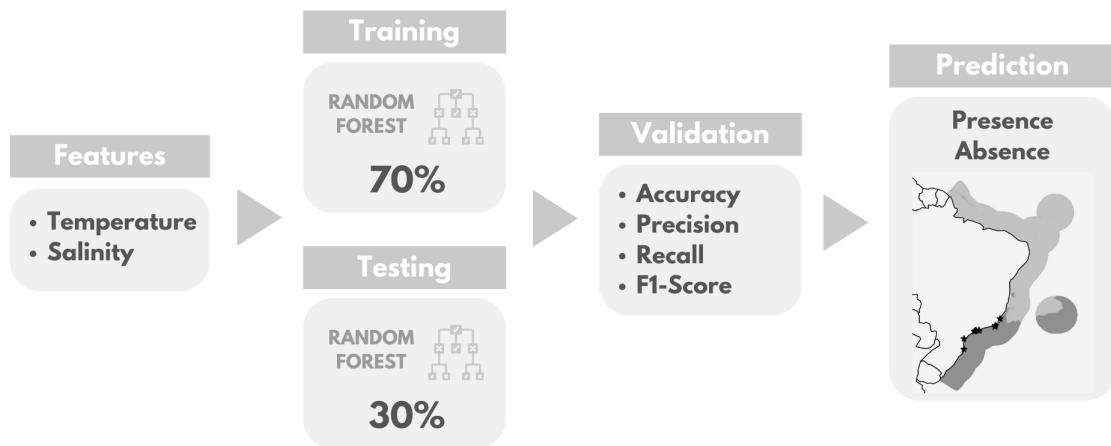
Para o treinamento do modelo, os dados de temperatura e salinidade foram extraídos para cada registro de presença e ausência das espécies *S. cucullata* e *E. tulipa*. No total foram 24 valores (12 para cada fator) de temperatura e salinidade considerando as camadas e os cenários climáticos. Além disso, foi inserida uma variável aleatória numérica para ser utilizada como limiar para a identificação das *features* com maior importância para o modelo.

Para o desenvolvimento do método de identificação de áreas vulneráveis à introdução e expansão de espécies exóticas, foi utilizado o algoritmo de classificação Random Forest (RF) (BREIMAN, 2001). Ele é considerado um método *Ensemble* (caracterizado pela geração, seleção e agregação de diversos resultados), pois se baseia na ideia de agregar diversos modelos de previsão, produzindo um modelo mais robusto e complexo. No caso do RF, ele agrega previsões de várias árvores de decisão e então obtém um resultado mais robusto estatisticamente. Apesar de simples, este é um dos mais poderosos algoritmos de aprendizado de máquina disponível nos dias de hoje (GÉRON, 2019).

Para o treinamento do modelo RF, os dados de temperatura e salinidade para os locais de presença/ausência referentes às duas espécies foram separados aleatoriamente em dois grupos; Treino (70%) e teste (30%) de maneira estratificada (Figura 13). Em seguida, foi realizada uma busca pelos melhores hiperparâmetros para

configuração do modelo, de modo que ele possa ter o melhor ajuste para os dados. Então, os hiperparâmetros foram configurados das seguintes formas: *n\_estimators* foi de 916 e *max\_depth* foi de 60 para *E. tulipa*; *n\_estimators* foi de 1783 e *max\_depth* foi de 60 para *S. cucullata*. Assim, a vulnerabilidade ambiental à dispersão/estabelecimento de *S. cucullata* e *E. tulipa* foi classificada como ausência (não vulnerável) e presença (vulnerável).

FIGURA 13 – Esquema representativo das etapas para o treinamento e validação do modelo, desenvolvido a partir do algoritmo de classificação *Random Forest*



Todas as etapas deste método foram realizadas usando a biblioteca Scikit-learn do Python.

#### 5.2.2.2 Avaliação do modelo

Para estabelecer uma base para comparação com outros classificadores mais complexos, foi utilizado um classificador do tipo *Dummy* com estratégia estratificada que faz previsões que ignoram os recursos de entrada. A performance do modelo foi avaliada através de 4 métricas (Acurácia, Precisão, Recall e F1 score) (SALEH et al., 2022) estimadas através de validação cruzada com K-fold estratificado (*n\_splits* = 5) e *shuffle* ativo. Essas métricas são dadas por:

$$Acurcia = \frac{TP + TN}{TP + TN + FP + FN}, \quad (5.1)$$

$$Preciso = \frac{TP}{TP + FP}, \quad (5.2)$$

$$Recall = \frac{TP}{TP + FN}, \quad (5.3)$$

$$F1 - score = 2 \frac{Precision \cdot Recall}{Precision + Recall} \quad (5.4)$$

onde: TP é o número de verdadeiros positivo, FP é número de falsos positivo, TN é número de verdadeiro negativo e FN é número de falsos negativo.

### 5.2.3 Análise da vulnerabilidade ambiental

Para avaliar a vulnerabilidade ambiental na área de estudo, foi calculada uma porcentagem de cobertura dos pontos classificados como vulneráveis em relação à zona marítima do Brasil para cada cenário climático e espécie avaliada. Além disso, foi calculada a diferença entre os cenários para evidenciar o avanço/recuo da vulnerabilidade ambiental no espaço.

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 Caracterização abiótica

A zona marítima do Brasil encontra-se sob forte efeito das mudanças climáticas. Do extremo norte do Amapá ao Chuí, no Rio Grande do Sul, a temperatura média poderá aumentar em todos os cenários de mudanças climáticas. Sob condições do cenário climático mais extremo - RCP 8.5, em relação ao período de referência, a média da temperatura poderá aumentar em até 2°C para a camada da superfície (Figura 14) até 2100.

FIGURA 14 – Estatística descritiva para o parâmetro temperatura por cenário (período de referência e cenários climáticos), por ecoregião do Brasil

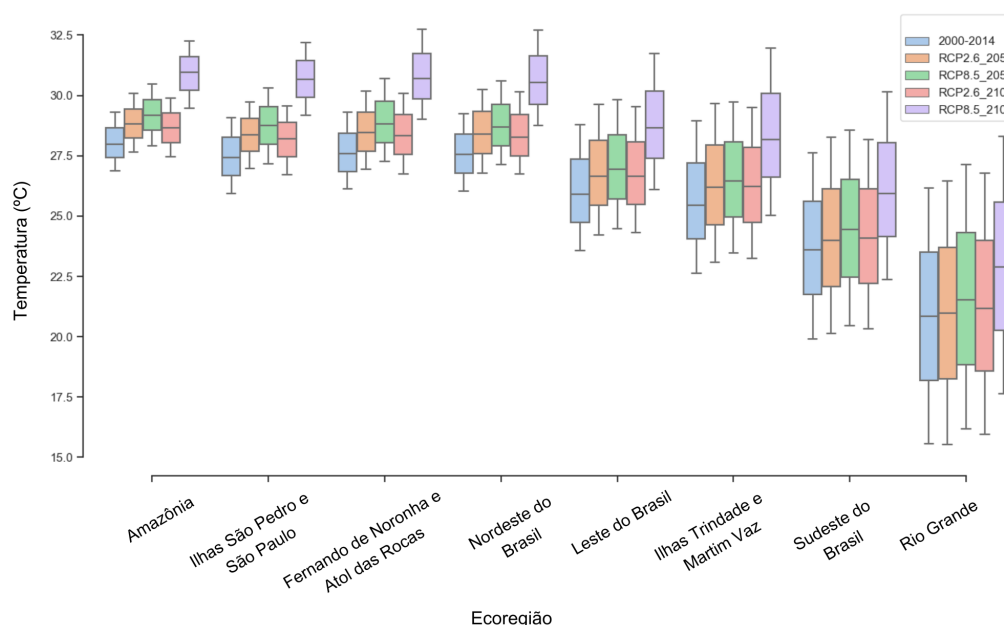
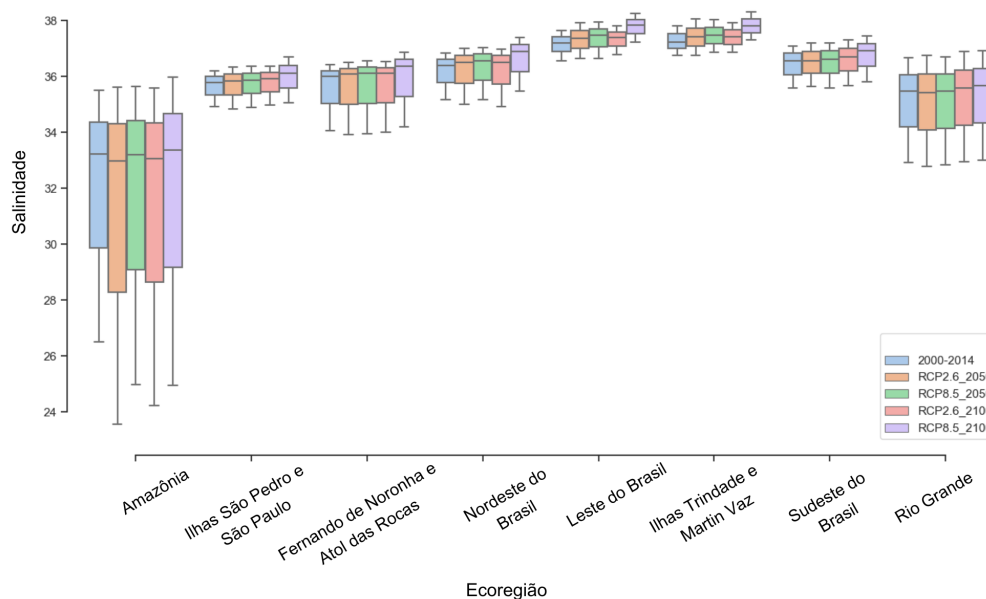


FIGURA 15 – Estatística descritiva para o parâmetro salinidade por cenário (período de referência e cenários climáticos), por ecoregião do Brasil



### 5.3.2 Performance do Modelo

Com base no classificador Dummy, os valores de acurácia obtidos a partir dos modelos foram satisfatórios, >50% para *S.cuccullata* e >30% *E.tulipa*. A performance preditiva do modelo treinado para identificar áreas vulneráveis à dispersão/estabelecimento de *S.cuccullata* e *E.tulipa*, está descrita na Tabela 7.

TABELA 7 – Métricas de performance do modelo

Espécies/Métricas	Dummy (%)	Acurácia (%)	Precisão (%)	Recall (%)	F1 Score (%)
<b>Saccostrea cucullata</b>	50	92	90	100	93
<b>Eualetes tulipa</b>	28,57	70	67	70	83

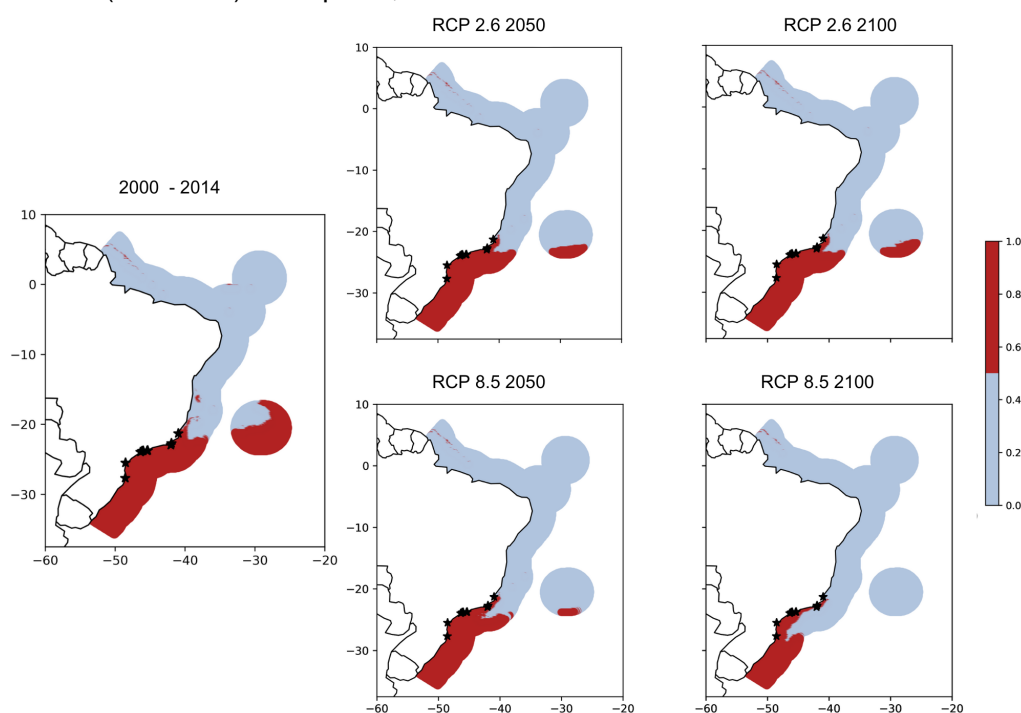
### 5.3.3 Vulnerabilidade ambiental à dispersão/estabelecimento de *S.cuccullata* e *E.tulipa*

Segundo as projeções atuais, as áreas vulneráveis à dispersão/estabelecimento de *S. cucullata* e *E. tulipa* são consistentes com sua distribuição conhecida (Figuras 16 e 17). No entanto, o modelo sugere que regiões ainda não ocupadas por essas espécies são propensas a possíveis eventos de expansão, devido às condições ambientais favoráveis para sua sobrevivência e reprodução.

Aproximadamente 33% da área marítima do Brasil é vulnerável à dispersão de *S. cucullata*, incluindo a zona costeira, a ZEE e as ilhas oceânicas. Com base nas projeções para o período de referência, regiões compatíveis com a distribuição da espécie encontram-se predominantemente no sul e sudeste, incluindo as ilhas de Trindade e Martin Vaz. Além de parte do nordeste (sul da Bahia e trechos ao redor do

Atol das Rocas) e Norte. Essas regiões sustentam características compatíveis com a sobrevivência e manutenção da espécie, com base nas projeções do modelo.

FIGURA 16 – Vulnerabilidade ambiental da zona marítima do Brasil quanto a dispersão de *S. cuccullata*, considerando o período de referência e os cenários climáticos futuros. \*Os marcadores representam as ocorrências publicadas para a espécie. As cores no mapa representam a probabilidade de ausência (cinza) e ocorrência (vermelho) da espécie, de acordo com o modelo.



Um total de aproximadamente 4% de área foi detectada como vulnerável a expansão geográfica de *E. tulipa*. Com base nas projeções para o período de referência, as áreas marítimas do Amapá, Belém (norte), Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte (nordeste), Rio de Janeiro e Espírito Santo (sudeste) são compatíveis, em termos de temperatura e salinidade, com a expansão geográfica e subsequente estabelecimento dessa espécie (Figura 17).

As projeções futuras sugerem alterações na vulnerabilidade ambiental em relação à dispersão/estabelecimento de *S. cuccullata* e *E. tulipa* até o final do século 21, nos RCPs 2.6 e RCP 8.5 (Figura 16 e 17). Observa-se que as maiores alterações ocorrem no cenário mais extremo (RCP 8.5), tanto em 2050 quanto em 2100. Segundo o modelo, a vulnerabilidade das áreas dentro da zona marítima do Brasil seria reduzida em cerca de 37% até 2050 e 54% até 2100 para *S. cuccullata*. Por outro lado, para *E. tulipa*, a vulnerabilidade aumentaria em cerca de 26% até 2100 (Figura 18).

FIGURA 17 – Vulnerabilidade ambiental da zona marítima do Brasil quanto a dispersão de *E. tulipa*, considerando o período de referência e os cenários climáticos futuros. \*Os marcadores representam as ocorrências publicadas para a espécie. As cores no mapa representam a probabilidade de ausência (cinza) e ocorrência (vermelho) da espécie, de acordo com o modelo.

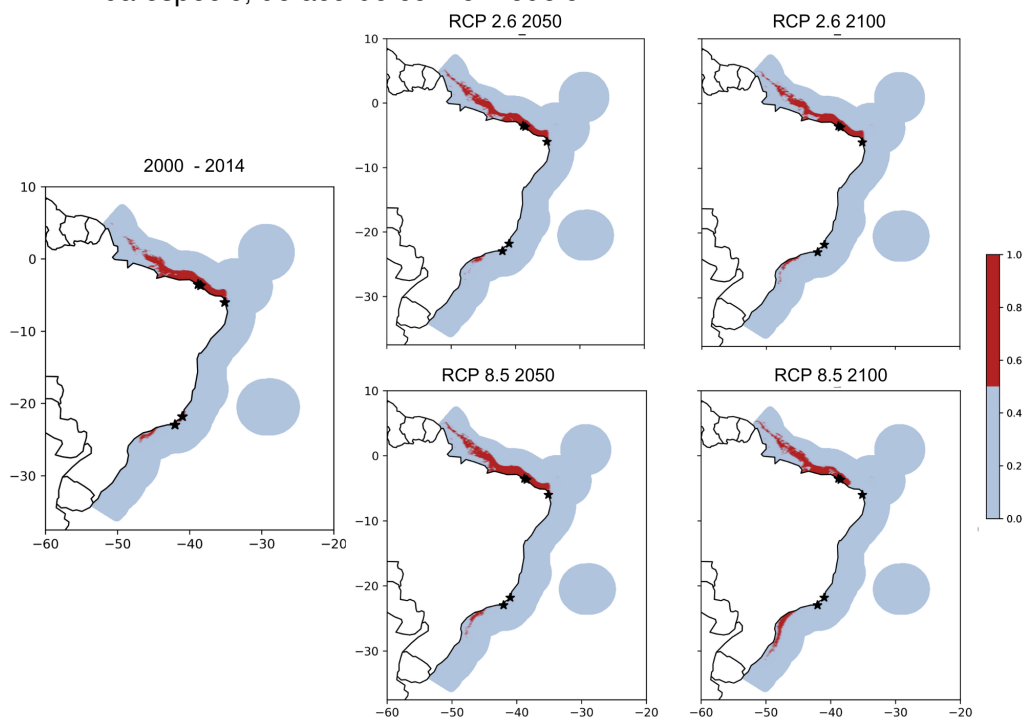
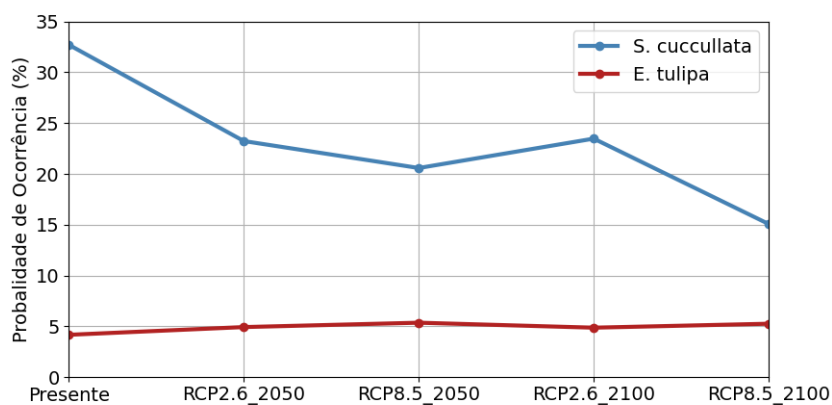


FIGURA 18 – Probabilidade de ocorrência das espécies *S. cucullata* e *E. tulipa*, considerando o período de referência e os cenários climáticos futuros.



## 5.4 DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

### 5.4.1 Performance do algoritmo

A vulnerabilidade das áreas dentro da zona marítima do Brasil foi avaliada considerando o presente (2000-2014) e dois cenários climáticos futuros (RCP2.6 e RCP8.5) até o final do século 21 (2050 e 2100), através de um modelo de classificação

baseado em Random Forest.

A performance alcançada do modelo indica sua efetividade ao ser utilizado como ferramenta para auxiliar na análise de risco de espécies exóticas e na conservação de áreas prioritárias. Os valores do F1 Score confirmam que o modelo apresentou uma performance robusta ao identificar áreas vulneráveis à dispersão/estabelecimento de *S. succulata* (F1 Score - 93%) e *E. tulipa* (F1 Score - 83%). Segundo Tharwat (2020), quanto maior a taxa do F1 Score, melhor o poder preditivo de modelos ou classificadores. No entanto, o algoritmo treinado a partir das ocorrências de *S. succulata* (Tabela 7) apresentou taxas mais elevadas de Acurácia, Precisão e Recall devido a utilização de um conjunto de dados maior e mais representativo durante a fase de treinamento do classificador. Essas métricas comumente usadas para avaliar a performance de modelos preditivos, são sensíveis ao tamanho da amostra e tendem a aumentar quando o  $n$  é elevado (CATALAN et al., 2023).

Considerando o potencial impacto negativo que espécies exóticas podem provocar sobre comunidades nativas, é necessário que o modelo seja capaz de identificar com robustez as áreas verdadeiramente vulneráveis (Recall) (PHELOUNG; WILLIAMS; HALLOY, 1999; JIMÉNEZ-VALVERDE; PETERSON et al., 2011; GUISAN; TINGLEY et al., 2013). Nesse tipo de abordagem, inferir que uma região não é vulnerável a introdução/expansão de uma espécie exótica, quando na verdade ela é, pode gerar sérios problemas ambientais, incluindo extinção de espécies nativas e nativas endêmicas. O Recall de 100% para *S. succulata* e de 70% para *E. tulipa*, indica baixa taxa de falso negativo com base nas previsões do modelo. Entretanto, para *E. tulipa*, apesar das métricas de acurácia precisão serem de cerca de 70%, as métricas de performance sugerem que o modelo é robusto e com baixa taxa de falsos negativos. Além do tamanho da amostra outro parâmetro que pode ter influência sobre os valores alcançados é o dado de ausência.

Apesar de vasta aplicação de modelos preditivos em outros estudos, métricas de performance derivadas de algoritmos de Random Forest treinados para identificar áreas vulneráveis à dispersão de espécies exóticas não foram encontradas, dificultando comparações mais específicas. Entretanto, taxas de acurácia e precisão superiores à 80% tem sido associadas a modelos ou classificadores de alto desempenho (PAL; DEBANSHI, 2021). No ambiente marinho, algoritmos de Random Forest tem sido aplicados, por exemplo, em estudos com foco na otimização de sistemas de cultivo e na detecção de doenças, assim como para a classificação e identificação de espécies *in situ* (YANG et al., 2021; AHMED; AURPA; AZAD, 2022). Entretanto, em estudos com foco na análise de risco de espécies exóticas não foram encontrados.



#### 5.4.2 Vulnerabilidade ambiental à dispersão/estabelecimento de *S.cuccullata* e *E.tulipa*

De acordo com as projeções para o presente, cerca de 33% da zona marítima do Brasil é vulnerável a dispersão e estabelecimento de *S. cucullata*, incluindo regiões com elevadas taxas de endemismo. Entre as áreas identificadas como sensíveis a expansão da espécie, com base nos parâmetros temperatura e salinidade, encontram-se as ilhas de Trindade e Martim Vaz. Esse arquipélago, localizado no Oceano Atlântico, está à cerca de 1.200 km a leste do município de Vitória, no Espírito Santo (ES). Embora não haja registros reportados além dos limites do estado do Rio de Janeiro (RJ), Amaral et al. (2020), acreditam que a espécie já possa ter expandido sua distribuição para a costa do ES, região identificada pelo algoritmo como compatível a expansão de *S. cucullata*. Segundo esses autores, a possível expansão geográfica de *S. cucullata*, tem como precursor a ocorrência reportada em São Francisco do Itabapoana, um município localizado na divisa entre RJ e ES. As ilhas de Trindade e Martim Vaz encontram-se a aproximadamente 1.190 km de distância de São Francisco do Itabapoana e, de acordo com o modelo, são vulneráveis a expansão da espécie. A compatibilidade ambiental dessas regiões, associada ao tráfego relacionado à pesca ou por *rafting* pode facilitar a dispersão dessa espécie para além de seus limites atuais de distribuição (PAGENKOPP LOHAN et al., 2015).

*S. cucullata* foi inicialmente reportada no sudeste do Brasil, em uma região situada a aproximadamente 58 km do maior porto comercial da América Latina, o Porto de Santos (SP) (GALVÃO; ALVES; HILSDORF, 2017). A navegação tem sido apontada como o principal mecanismo para a introdução e subsequente dispersão da espécie na zona marítima brasileira. Embora o ano de introdução de *S. cucullata* na costa do Brasil seja desconhecido, sugere-se que entre 2014 e 2018, a espécie expandiu-se ao longo das latitudes 21°S a 27°S (AMARAL et al., 2020), cobrindo cerca de 1.046 km de área costeira.

Atualmente, a espécie apresenta registros de ocorrência em substratos naturais e artificiais desde o Rio de Janeiro até Santa Catarina (GALVÃO; ALVES; HILSDORF, 2017; AMARAL et al., 2020), porém sem registros de abundância. No entanto, considerando a vulnerabilidade ambiental da zona marítima brasileira, há potencial para que *S. cucullata* amplie seus limites de distribuição para além de 21° de latitude ao norte e 27° ao sul. A expansão da espécie tem maior probabilidade de ocorrer nas regiões sudeste e sul, porém, com vulnerabilidade detectada para parte da costa nordeste (Banco dos Abrolhos) e norte (Sistema Recifal da Amazônia). A espécie foi detectada em estudos anteriores em costas rochosas e sistemas de manguezais, do supralitoral ao infralitoral (AMARAL et al., 2020). No entanto, não há registro de sua ocorrência em profundidades superiores a 30 metros, faixa onde começa o Sistema Recifal da Amazônia (MOURA et al., 2016). As áreas vulneráveis identificadas no presente estudo, baseiam-se nos

parâmetros temperatura e salinidade, com importância predominantemente da *feature* temperatura.

De acordo com as projeções futuras, a área total vulnerável à expansão de *S.cuccullata* seria gradativamente reduzida ao longo do tempo. Mudanças nos parâmetros temperatura e salinidade, resultantes das mudanças climáticas, impulsionariam uma redução de áreas vulneráveis no norte e nordeste, porém mais expressiva no sudeste, inclusive nas ilhas de Trindade e Martim Vaz. Essa redução indica alterações climáticas limitantes à sobrevivência e manutenção de populações de *S.cuccullata* dentro da zona marítima do Brasil. *S. cucullata* tolera temperaturas altas, cerca de 40°C durante o período de maré baixa, porém seu ciclo reprodutivo tem sido determinado em função da temperatura. Estudos prévios realizados no hemisfério sul, mostraram que a espécie tem seu crescimento acelerado durante os meses mais frios do inverno (ARKHIPKIN et al., 2017).

Assim como *S. cucullata*, *E. tulipa* é uma espécie exótica estabelecida para a costa do Brasil (TEIXEIRA; CREED, 2020), porém com potencial para invadir novas áreas. Além do histórico de introdução em águas internacionais (JEBAKUMAR et al., 2015; TAN; LOH; NG, 2021), Miloslavich e Penchaszadeh (1992) evidenciaram o potencial invasor da espécie em decorrência de seu período contínuo de reprodução (liberação de larvas ao longo do ano) e rápido assentamento (24 horas). Essas características, associadas à mecanismos de dispersão antropogênicos (bioincrustação e/ou água de lastro), podem facilitar a expansão de *E. tulipa* ao longo das áreas vulneráveis identificadas pelo algoritmo. Essa espécie foi detectada pela primeira vez na costa do Brasil em 2005, no Porto de Pecém, no Ceará (03°S), e em 2009, em uma monoboia situada na região portuária do Arraial do Cabo, no Rio de Janeiro (22°S), como reportado por Spotorno-Oliveira, Coutinho e Souza Tâmega (2017) e (SKINNER et al., 2019). Esses autores destacaram que Arraial do Cabo está cerca de 3.000 km de distância do local onde a espécie foi inicialmente detectada em 2005. Diante disso, destaca-se o potencial de *E. tulipa* expandir sua distribuição ao longo de um gradiente latitudinal na zona marítima do Brasil. Estudos recentes com foco na estrutura populacional da espécie mostram que *E. tulipa* sustenta populações bem estabelecidas em substratos artificiais, situados em áreas portuárias nos estados do Rio de Janeiro e Ceará (SKINNER et al., 2019; FEITOSA BEZERRA et al., 2022). Conseqüentemente, essas áreas podem funcionar como fontes de dispersão e favorecer, através do tráfego marítimo nacional, a disseminação da espécie.

Cerca de 4% da área total da zona marítima brasileira, predominantemente do extremo norte do Amapá a Natal (Rio Grande do Norte), é vulnerável à expansão e estabelecimento *E. tulipa*. Em termos de temperatura e salinidade, regiões altamente biodiversas são compatíveis com a sobrevivência dessa espécie. Entre as áreas iden-

tificadas pelo algoritmo, destacam-se regiões que abrangem os sistemas recifais da Amazônia e os recifes distribuídos desde o Maranhão ao Cabo de São Roque, no Rio Grande do Norte (05°S) (Figura 17). Entretanto, o Sistema Recifal da Amazônia encontra-se em um gradiente de profundidade de aproximadamente 30 a 120 metros (MOURA et al., 2016), e *E. tulipa*, apresenta maior afinidade por águas rasas (0-5 m) (FEITOSA BEZERRA et al., 2022). Entretanto, no sudeste do Brasil, a espécie foi reportada como abundante à 8m (SKINNER et al., 2019; SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2017).

Em contrapartida, se as projeções para os cenários de mudanças climáticas se concretizarem, a área total vulnerável à expansão de *E. tulipa* seria aumentada em todos os cenários de previsão. Até 2100, com base no algoritmo, as áreas vulneráveis seriam projetadas em direção ao norte e ao sudeste (porção temperada-quente) do Brasil (Atlântico Sul).

A faixa de temperatura e salinidade considerada ótima para a espécie é de 26°C - 30°C (MISLOSLAVICH, 2022). No entanto, a distribuição atual de *E. tulipa* na costa brasileira (Figura 17) demonstra que a espécie tolera uma ampla faixa de variação para o parâmetro temperatura (19°C - 29°C) (FEITOSA BEZERRA et al., 2022). Populações bem estabelecidas da espécie são encontradas, no Brasil, tanto em áreas tropicais como em áreas com características temperadas (quentes).

A temperatura e a salinidade, isoladamente, não determinam o sucesso de estabelecimento de espécies exóticas (HARLEY et al., 2006), ou seja, a sobrevivência e manutenção de populações na área invadida sem a necessidade de novas introduções. Entre os parâmetros bióticos e abióticos que influenciam o estabelecimento dessas espécies, destaca-se o tipo de substrato. *S. cucullata* já foi detectada em raízes de mangues, pedras, cascalhos e costas rochosas (GALVÃO; ALVES; HILSDORF, 2017; SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2018; AMARAL et al., 2020), tipos de substratos encontrados abundantemente, de Norte a Sul na costa brasileira, sendo costões rochosos predominantemente, nas regiões sudeste e sul. *E. tulipa* apresenta forte associação com substratos artificiais (pilares, paredões e quebra-mares) (BARROSO; RABAY; MATTHEWS-CASCON, 2018; TAN; LOH; NG, 2021; FEITOSA BEZERRA et al., 2022). No entanto, a espécie tem sido reportada incrustada em costões rochosos, recifes e raízes de mangues (COLES; ELDREDGE, 2002; RAY et al., 2005; SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2017; TAN; LOH; NG, 2021), evidenciando seu potencial de expansão e estabelecimento nas áreas recifais do nordeste do Brasil.

A substituição de áreas vulneráveis à dispersão/estabelecimento de *S. cucullata* e *E. tulipa*, evidencia alterações nos padrões de temperatura e salinidade, decorrentes das mudanças climáticas. Para as duas espécies, as projeções do RCP 2.6 indicam

modificações resultantes de um aquecimento menos intenso e condicionado a aplicação de medidas a curto prazo para reduzir, quase em sua totalidade, a emissão dos gases do efeito estufa. Ao contrário do RCP 8.5, que até 2100, pode alcançar um aumento médio na temperatura de até 3°C, e consequentemente impactar negativamente comunidades e ecossistemas marinhos.

Atualmente, *S. cucullata* encontra-se coocorrendo com as ostras nativas *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819), *Crassostrea mangle* (Amaral & Simone, 2014) e *Ostrea sp.* Linnaeus, 1758 (GALVÃO; ALVES; HILSDORF, 2017). Já, *E. tulipa* tem sido encontrada, coexistindo com o vermetídeo *Petalochonchus varians* (d'Orbigny, 1839) e a ostra *C. brasiliana* (Lamarck 1819) (SPOTORNO-OLIVEIRA; COUTINHO; SOUZA TÂMEGA, 2017; FEITOSA BEZERRA et al., 2022). Assim, medidas de gestão para evitar que espécies exóticas alcancem áreas compatíveis com o nicho ocupado por espécies nativas, devem ser priorizadas, a fim de preservar a biodiversidade de espécies nativas, incluindo nativos endêmicos, que ocorrem dentro da zona marítima do Brasil. Dessa forma, detectar áreas vulneráveis a novos eventos de expansão geográfica de espécies exóticas dentro da zona marítima brasileira, é crucial para a preservação da biodiversidade

As métricas de Acurácia, Precisão e Recall, obtidas a partir do desempenho do modelo, sugerem sua eficácia como ferramenta para a análise de risco de espécies exóticas. Ao identificar áreas mais vulneráveis, torna-se possível prever novas introduções ou possíveis eventos de dispersão antropogênica de espécies e, consequentemente, auxiliar na elaboração de estratégias de conservação dos recursos naturais, incluindo os hotspots de biodiversidade. Embora, segundo (TEIXEIRA; CREED, 2020), haja registros de ocorrências de espécies exóticas em todos os estados costeiros do Brasil, a concentração é maior em São Paulo, Rio de Janeiro, Bahia e Paraná. A alta concentração de espécies não nativas nesses estados pode estar associada a presença de importantes portos brasileiros nesses estados, que funcionam como doadores e receptores de espécies (SEEBENS; SCHWARTZ et al., 2016). Consequentemente, essas regiões apresentam alto potencial para disseminar espécies exóticas para outras regiões ao longo da costa do Brasil e ilhas oceânicas.

Como pode ser visto, alterações nos padrões de temperatura e salinidade, resultantes das mudanças climáticas, já são irreversíveis. Entretanto, as consequências são mais pronunciadas para projeções que não consideram a redução nas emissões dos gases do efeito estufa (RCP 8.5). A adoção de medidas de adaptação propostas pelo IPCC para limitar o aquecimento a 1,5°C acima da média, resultaria em reduzir riscos à biodiversidade marinha e aos ecossistemas, e suas funções e serviços.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As mudanças climáticas podem alterar a adequabilidade de habitats às espécies marinhas. Alterações no padrão de temperatura e salinidade, decorrentes do aquecimento global, podem levar à expansão ou retração dos limites de distribuição de organismos marinhos em escala local e global. Embora a dispersão e a extinção de espécies sejam fenômenos naturais que influenciam a biogeografia, os resultados sugerem que as mudanças na similaridade ambiental em escala global podem provocar alterações no padrão de distribuição dos organismos marinhos. Além disso, os resultados deste estudo mostraram que determinadas ecoregiões marinhas seriam mais sensíveis à essas alterações. Os polos (Ártico e Antártica), assim como as zonas temperadas do Atlântico e Pacífico (Hemisfério Norte) foram as regiões apontadas como mais propensas a sofrerem com os impactos do aquecimento global. As alterações no clima podem acarretar efeitos desfavoráveis nos ecossistemas marinhos ao redor do mundo, porém, em áreas que abrigam uma alta diversidade de espécies, essa preocupação assume proporções ainda mais amplas. Compreender os efeitos das mudanças climáticas nas ecoregiões marinhas do mundo, pode auxiliar na elaboração de estratégias com foco na prevenção de ecossistemas, principalmente daqueles identificados como de alto risco.

De acordo com as projeções do modelo proposto neste estudo, *S. cucullata* e *E. tulipa* podem ser introduzidas em novas localidades dentro da zona marítima brasileira. Segundo Amaral et al. (2020), a dispersão dessas espécies pode ser facilitada devido à alta conectividade proporcionada por embarcações recreativas e comerciais que transitam entre áreas portuárias ao longo da costa do Brasil. Considerar as projeções do modelo em conjunto com o histórico de introdução e estabelecimento de *S. cucullata* e *E. tulipa*, assim como características das larvas e a disponibilidade de substrato para colonização é crucial para estimar o risco real das áreas identificadas como vulneráveis à dispersão dessas espécies dentro da área de estudo. Entretanto, os resultados mostraram que as mudanças climáticas podem redefinir os limites de expansão geográfica dessas espécies, já que alterações nas características ambientais podem modificar a compatibilidade espécie-ambiente.

De acordo com Capinha et al. (2015), o padrão de distribuição de espécies marinha encontra-se sob forte ameaça, em função da dispersão antrópica, responsável por quebrar barreiras biogeográficas e, das alterações climáticas que levam à expansão ou retração dos limites para a sobrevivência e manutenção das espécies. O desenvolvimento e a aplicação de técnicas de modelagem, baseadas em aprendizado de máquina, podem contribuir para análise de risco de espécies exóticas. Assim, diante do

crescente declínio da biodiversidade, em função das invasões biológicas e das mudanças climáticas, esses resultados são de grande relevância, pois fornecem informações que podem auxiliar na elaboração de políticas públicas que visem a conservação dos recursos naturais. Da mesma forma, a aplicação de outras técnicas relacionadas à Inteligência Artificial e Big Data, também podem subsidiar a elaboração de estratégias voltadas à conservação de áreas prioritárias.

## REFERÊNCIAS

- ADELINO, José Ricardo Pires et al. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. **NeoBiota**, Pensoft Publishers, v. 67, p. 349–374, 2021.
- AHMED, Md Shoaib; AURPA, Tanjim Taharat; AZAD, Md Abul Kalam. Fish disease detection using image based machine learning technique in aquaculture. **Journal of King Saud University-Computer and Information Sciences**, Elsevier, v. 34, n. 8, p. 5170–5182, 2022.
- AMARAL, Vanessa Simão do et al. New records of the non-indigenous oyster *Saccostrea cucullata* (Bivalvia: Ostreidae) from the southeast and south Brazilian coast. **Regional Studies in Marine Science**, Elsevier, v. 33, p. 100924, 2020.
- ANTHONY, Kenneth RN et al. Ocean acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 105, n. 45, p. 17442–17446, 2008.
- ARKHIPKIN, Alexander et al. Variability in age and growth of common rock oyster *Saccostrea cucullata* (Bivalvia) in Ascension Island (central-east Atlantic). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, Cambridge University Press, v. 97, n. 4, p. 735–742, 2017.
- ASSIS, Jorge et al. Bio-ORACLE v2. 0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. **Global Ecology and Biogeography**, Wiley Online Library, v. 27, n. 3, p. 277–284, 2018.
- BAILEY, Sarah A et al. Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, v. 26, n. 12, p. 1780–1797, 2020.
- BAL, Abhipsa et al. Modulation of physiological oxidative stress and antioxidant status by abiotic factors especially salinity in aquatic organisms. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, Elsevier, v. 241, p. 108971, 2021.
- BARROSO, Cristiane Xerez; RABAY, Soraya Guimarães;  
MATTHEWS-CASCON, Helena. Mollusks on recruitment panels placed in an offshore harbor in Tropical Northeastern Brazil. Instituto de Ciências do Mar (Labomar), 2018.
- BEAUMONT, Linda J et al. Different climatic envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, v. 15, n. 3, p. 409–420, 2009.
- BELLARD, Celine et al. Will climate change promote future invasions? **Global change biology**, Wiley Online Library, v. 19, n. 12, p. 3740–3748, 2013.

- BISHOP, Melanie J et al. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Elsevier, v. 492, p. 7–30, 2017.
- BREIMAN, Leo. Random forests. **Machine learning**, Springer, v. 45, p. 5–32, 2001.
- BYERS, James E et al. Invasion expansion: time since introduction best predicts global ranges of marine invaders. **Scientific reports**, Springer, v. 5, n. 1, p. 1–9, 2015.
- CAMPBELL, Marnie; HEWITT, Chad. Protecting high-value areas from introduced marine species. **Management of Biological Invasions**, Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre, v. 4, n. 3, p. 171–189, 2013.
- CAMPBELL, Marnie L; HEWITT, Chad L. Assessing the port to port risk of vessel movements vectoring non-indigenous marine species within and across domestic Australian borders. **Biofouling**, Taylor & Francis, v. 27, n. 6, p. 631–644, 2011.
- CAMPBELL, Marnie L et al. Marine biosecurity crisis decision-making: two tools to aid “go”/“no go” decision-making. **Frontiers in Marine Science**, Frontiers Media SA, v. 5, p. 331, 2018.
- CAPINHA, César; ANASTÁCIO, Pedro. Assessing the environmental requirements of invaders using ensembles of distribution models. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, v. 17, n. 1, p. 13–24, 2011.
- CAPINHA, César; ESSL, Franz et al. The dispersal of alien species redefines biogeography in the Anthropocene. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 348, n. 6240, p. 1248–1251, 2015.
- CATALAN, Ignacio A et al. Automatic detection and classification of coastal Mediterranean fish from underwater images: Good practices for robust training. **Frontiers in marine science**, Frontiers Media, v. 10, n. 1151758, 2023.
- CHICHORRO, Filipe; JUSLÉN, Aino; CARDOSO, Pedro. A review of the relation between species traits and extinction risk. **Biological Conservation**, Elsevier, v. 237, p. 220–229, 2019.
- ÇINAR, M et al. An updated review of alien species on the coasts of Turkey. **Mediterranean Marine Science**, v. 12, n. 2, 2011.
- CLARK, Graeme F; JOHNSTON, Emma L. Temporal change in the diversity–invasibility relationship in the presence of a disturbance regime. **Ecology Letters**, Wiley Online Library, v. 14, n. 1, p. 52–57, 2011.
- CLARKE MURRAY, Cathryn et al. Spatial distribution of marine invasive species: environmental, demographic and vector drivers. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, v. 20, n. 7, p. 824–836, 2014.



- COLAUTTI, Robert I; MACISAAC, Hugh J. A neutral terminology to define 'invasive' species. **Diversity and distributions**, Wiley Online Library, v. 10, n. 2, p. 135–141, 2004.
- COLES, Steve L; ELDREDGE, Lucius G. Nonindigenous species introductions on coral reefs: a need for information. **Pacific Science**, University of Hawai'i Press, v. 56, n. 2, p. 191–209, 2002.
- COOLEY, Sarah et al. Oceans and coastal ecosystems and their services. In: IPCC AR6 WGII. [S.I.]: Cambridge University Press, 2022.
- D'AMEN, M; AZZURRO, E. Lessepsian fish invasion in Mediterranean marine protected areas: a risk assessment under climate change scenarios. **ICES Journal of Marine Science**, Oxford University Press, v. 77, n. 1, p. 388–397, 2020.
- D'AMEN, Manuela; AZZURRO, Ernesto. Integrating univariate niche dynamics in species distribution models: A step forward for marine research on biological invasions. **Journal of Biogeography**, Wiley Online Library, v. 47, n. 3, p. 686–697, 2020.
- DAFFORN, Katherine A et al. Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Wiley Online Library, v. 13, n. 2, p. 82–90, 2015.
- DAR, Pervaiz A; RESHI, Zafar A. Impact of alien species on species composition, floristic and functional diversity of aquatic and terrestrial ecosystems. **Tropical Ecology**, Springer, v. 61, p. 446–459, 2020.
- DAVIDSON, Ian C et al. A history of ship specialization and consequences for marine invasions, management and policy. **Journal of Applied Ecology**, Wiley Online Library, v. 55, n. 4, p. 1799–1811, 2018.
- DAVIS, Mark A; THOMPSON, Ken. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. **Bulletin of the ecological society of America**, JSTOR, v. 81, n. 3, p. 226–230, 2000.
- DIAGNE, Christophe et al. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. **Nature**, Nature Publishing Group UK London, v. 592, n. 7855, p. 571–576, 2021.
- DIASAMIDZE, M; SHOTADZE, A. Ballast water management and their system processing. **Fundamental and applied researches in practice of leading scientific schools**, v. 31, n. 1, p. 58–60, 2019.
- DICK, Jaimie TA et al. Advancing impact prediction and hypothesis testing in invasion ecology using a comparative functional response approach. **Biological Invasions**, Springer, v. 16, p. 735–753, 2014.
- DONEY, Scott C et al. Climate change impacts on marine ecosystems. **Annual review of marine science**, Annual Reviews, v. 4, p. 11–37, 2012.

EREZ, Jonathan et al. Coral calcification under ocean acidification and global change. **Coral reefs: an ecosystem in transition**, Springer, p. 151–176, 2011.

FEITOSA BEZERRA, Diego et al. Molluscan assemblages on artificial structures: a bioinvasion perspective from Northeast Brazilian ports. **Aquatic Invasions**, v. 17, n. 4, 2022.

FERRARIO, Jasmine et al. Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. **Biofouling**, Taylor & Francis, v. 33, n. 8, p. 651–660, 2017.

GALVÃO, Márcia Santos Nunes; ALVES, Pedro Mestre Ferreira; HILSDORF, Alexandre Wagner Silva. First record of the *Saccostrea* oyster in Bertioga, São Paulo, Brazil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 43, n. 4, p. 638–645, 2017.

GÉRON, Aurélien. **Hands-on machine learning with Scikit-Learn, Keras, and TensorFlow**. [S.l.]: "O'Reilly Media, Inc.", 2019.

GIAKOUMI, Sylvaine et al. Space invaders; biological invasions in marine conservation planning. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, v. 22, n. 12, p. 1220–1231, 2016.

GOLDSMIT, Jesica; ARCHAMBAULT, Philippe et al. Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. **Biological Invasions**, Springer, v. 20, p. 501–517, 2018.

GOLDSMIT, Jesica; MCKINDSEY, Christopher et al. Ecological risk assessment of predicted marine invasions in the Canadian Arctic. **PloS one**, Public Library of Science San Francisco, CA USA, v. 14, n. 2, e0211815, 2019.

GUIDETTI, Paolo; DANOVARO, Roberto. Global ocean conservation under the magnifying glass. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 28, n. 1, p. 259–260, 2018.

GUISAN, Antoine; THUILLER, Wilfried. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 8, n. 9, p. 993–1009, 2005.

GUISAN, Antoine; TINGLEY, Reid et al. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 16, n. 12, p. 1424–1435, 2013.

HALPERN, Benjamin S et al. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. **Conservation biology**, Wiley Online Library, v. 21, n. 5, p. 1301–1315, 2007.

HARLEY, Christopher DG et al. The impacts of climate change in coastal marine systems. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 9, n. 2, p. 228–241, 2006.

HATAMI, Rezvan et al. Modelling the likelihood of entry of marine non-indigenous species from internationally arriving vessels to maritime ports: a case study using New Zealand data. **NeoBiota**, Pensoft Publishers, v. 72, p. 183–203, 2022.

HE, Qiang; SILLIMAN, Brian R. Climate change, human impacts, and coastal ecosystems in the Anthropocene. **Current Biology**, Elsevier, v. 29, n. 19, r1021–r1035, 2019.

HEWITT, Chad L; CAMPBELL, Marnie L. Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. **Marine pollution bulletin**, Elsevier, v. 55, n. 7-9, p. 395–401, 2007.

HEWITT, CL; CAMPBELL, ML et al. **Species biofouling risk assessment**. [S.I.]: The Department of Agriculture, Fisheries & Forestry (DAFF), 2011.

HOEGH-GULDBERG, Ove et al. Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. **Frontiers in Marine Science**, Frontiers Media SA, v. 4, p. 158, 2017.

HULME, Philip E. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. **Journal of applied ecology**, Wiley Online Library, v. 46, n. 1, p. 10–18, 2009.

HULME, Philip E et al. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. **Journal of Applied Ecology**, Wiley Online Library, v. 45, n. 2, p. 403–414, 2008.

IPCC, IPoCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **IPCC: Geneva, Switzerland**, 2014.

\_\_\_\_\_. Summary for Policymakers” in Global warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. **Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization**, v. 32, 2018.

JEBAKUMAR, Jebarathnam Prince Prakash et al. First record of alien species *Eualetes tulipa* (Rousseau in Chenu, 1843) from the Royapuram fishing harbour at Chennai, India. **BiolInvasions Records**, Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre (REABIC), v. 4, n. 3, p. 201–204, 2015.

JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto; LOBO, Jorge M; HORTAL, Joaquín. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. **Diversity and distributions**, Wiley Online Library, v. 14, n. 6, p. 885–890, 2008.

- JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto; PETERSON, Andrew Townsend et al. Use of niche models in invasive species risk assessments. **Biological invasions**, Springer, v. 13, p. 2785–2797, 2011.
- JOFRE MADARIAGA, David et al. Environmental tolerance of the two invasive species *Ciona intestinalis* and *Codium fragile*: their invasion potential along a temperate coast. **Biological Invasions**, Springer, v. 16, p. 2507–2527, 2014.
- KATSANEVAKIS, Stelios et al. Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. **Ocean & Coastal Management**, Elsevier, v. 76, p. 64–74, 2013.
- KORDAS, Rebecca L; HARLEY, Christopher DG; O'CONNOR, Mary I. Community ecology in a warming world: the influence of temperature on interspecific interactions in marine systems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Elsevier, v. 400, n. 1-2, p. 218–226, 2011.
- KOSOWSKA-STAMIROWSKA, Zuzanna. Network effects govern the evolution of maritime trade. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 117, n. 23, p. 12719–12728, 2020.
- LAM, Katherine; MORTON, Brian. Morphological and mitochondrial-DNA analysis of the Indo-West Pacific rock oysters (*Ostreidae*: *Saccostrea* species). **Journal of Molluscan Studies**, The Malacological Society of London, v. 72, n. 3, p. 235–245, 2006.
- LAW, Beverly Elizabeth; HARMON, Mark E. Forest sector carbon management, measurement and verification, and discussion of policy related to climate change. **Carbon Management**, Taylor & Francis, v. 2, n. 1, p. 73–84, 2011.
- LEVINE, Jonathan M; ADLER, Peter B; YELENIK, Stephanie G. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 7, n. 10, p. 975–989, 2004.
- LOBO, Jorge M; JIMÉNEZ-VALVERDE, Alberto; HORTAL, Joaquin. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. **Ecography**, Wiley Online Library, v. 33, n. 1, p. 103–114, 2010.
- LOCKWOOD, Julie L; HOOPES, Martha F; MARCHETTI, Michael P. **Invasion ecology**. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2013.
- LORD, Joshua P. Impact of seawater temperature on growth and recruitment of invasive fouling species at the global scale. **Marine ecology**, Wiley Online Library, v. 38, n. 2, e12404, 2017.
- LYONS, Devin A et al. Identifying marine invasion hotspots using stacked species distribution models. **Biological Invasions**, Springer, v. 22, p. 3403–3423, 2020.

MACDOUGALL, Andrew S; TURKINGTON, Roy. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? **Ecology**, Wiley Online Library, v. 86, n. 1, p. 42–55, 2005.

MAČIĆ, Vesna et al. Biological invasions in conservation planning: a global systematic review. **Frontiers in Marine Science**, Frontiers Media SA, v. 5, p. 178, 2018.

MAINALI, Kumar P et al. Projecting future expansion of invasive species: comparing and improving methodologies for species distribution modeling. **Global change biology**, Wiley Online Library, v. 21, n. 12, p. 4464–4480, 2015.

MANES, Stella et al. Endemism increases species' climate change risk in areas of global biodiversity importance. **Biological Conservation**, Elsevier, v. 257, p. 109070, 2021.

MASSON-DELMOTTE, Valérie et al. Climate change 2021: the physical science basis. **Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**, Cambridge University Press Cambridge, UK, v. 2, 2021.

MELO-MERINO, Sara M; REYES-BONILLA, Héctor; LIRA-NORIEGA, Andrés. Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. **Ecological Modelling**, Elsevier, v. 415, p. 108837, 2020.

MILLER, A Whitman; RUIZ, Gregory M. Arctic shipping and marine invaders. **Nature Climate Change**, Nature Publishing Group UK London, v. 4, n. 6, p. 413–416, 2014.

MOORE, Kara A; ELMENDORF, Sarah C. Propagule vs. niche limitation: untangling the mechanisms behind plant species' distributions. **Ecology Letters**, Wiley Online Library, v. 9, n. 7, p. 797–804, 2006.

MORTON, B. Life cycle and sexual strategy of *Saccostrea cucullata* (Bivalvia: Ostreidae) from a Hong Kong mangrove. **American Malacological Bulletin**, v. 8, n. 1, p. 1–8, 1990.

MOSER, Cameron S; WIER, Timothy P; FIRST, Matthew R et al. Quantifying the extent of niche areas in the global fleet of commercial ships: the potential for “super-hot spots” of biofouling. **Biological Invasions**, Springer, v. 19, n. 6, p. 1745–1759, 2017.

MOSER, Cameron S; WIER, Timothy P; GRANT, Jonathan F et al. Quantifying the total wetted surface area of the world fleet: a first step in determining the potential extent of ships' biofouling. **Biological Invasions**, Springer, v. 18, p. 265–277, 2016.

MOURA, Rodrigo L et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science advances**, American Association for the Advancement of Science, v. 2, n. 4, e1501252, 2016.

O'RIORDAN, Ruth M; POWER, Anne Marie; MYERS, Alan A. Factors, at different scales, affecting the distribution of species of the genus *Chthamalus* Ranzani (Cirripedia, Balanomorpha, Chthamaloidea). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Elsevier, v. 392, n. 1-2, p. 46–64, 2010.

OCCHIPINTI-AMBROGI, Anna. Global change and marine communities: alien species and climate change. **Marine pollution bulletin**, Elsevier, v. 55, n. 7-9, p. 342–352, 2007.

OGDEN, Nick H et al. Emerging infectious diseases and biological invasions: a call for a One Health collaboration in science and management. **Royal Society Open Science**, The Royal Society, v. 6, n. 3, p. 181577, 2019.

OJAVEER, Henn; GALIL, Bella S; CAMPBELL, Marnie L et al. Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. **PLoS biology**, Public Library of Science San Francisco, CA USA, v. 13, n. 4, e1002130, 2015.

OJAVEER, Henn; GALIL, Bella S; CARLTON, James T et al. Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. **PloS one**, Public Library of Science San Francisco, CA USA, v. 13, n. 8, e0202383, 2018.

OJAVEER, Henn; GALIL, Bella S; MINCHIN, Dan et al. Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. **Marine Policy**, Elsevier, v. 44, p. 160–165, 2014.

OJAVEER, Henn; OLENIN, Sergej et al. Dynamics of biological invasions and pathways over time: a case study of a temperate coastal sea. **Biological Invasions**, Springer, v. 19, p. 799–813, 2017.

OLDEN, Julian D; COMTE, Lise; GIAM, Xingli. The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. **NeoBiota**, Pensoft Publishers, v. 37, p. 23–36, 2018.

PAGENKOPP LOHAN, Katrina M et al. Molecular phylogenetics reveals first record and invasion of *Saccostrea* species in the Caribbean. **Marine Biology**, Springer, v. 162, p. 957–968, 2015.

PAL, Swades; DEBANSHI, Sandipta. Machine learning models for wetland habitat vulnerability in mature Ganges delta. **Environmental Science and Pollution Research**, Springer, v. 28, n. 15, p. 19121–19146, 2021.

PEARSON, Richard G; DAWSON, Terence P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global ecology and biogeography**, Wiley Online Library, v. 12, n. 5, p. 361–371, 2003.

PERRY, Allison L et al. Climate change and distribution shifts in marine fishes. **science**, American Association for the Advancement of Science, v. 308, n. 5730, p. 1912–1915, 2005.

PETERS, Jan et al. Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. **ecological modelling**, Elsevier, v. 207, n. 2-4, p. 304–318, 2007.

PETERSON, A Townsend. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **The quarterly review of biology**, The University of Chicago Press, v. 78, n. 4, p. 419–433, 2003.

PHELOUNG, PC; WILLIAMS, PA; HALLOY, SR. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. **Journal of environmental management**, Elsevier, v. 57, n. 4, p. 239–251, 1999.

PIOLA, Richard F; JOHNSTON, Emma L. Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard-substrate communities. **Diversity and Distributions**, Wiley Online Library, v. 14, n. 2, p. 329–342, 2008.

POLAND, Therese M et al. **Invasive species in forests and rangelands of the United States: A comprehensive science synthesis for the United States forest sector**. [S.l.]: Springer Nature, 2021.

PÖRTNER, Hans-O et al. **Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability**. [S.l.]: IPCC Geneva, Switzerland: 2022.

QIAO, Huijie; FENG, Xiao et al. An evaluation of transferability of ecological niche models. **Ecography**, Wiley Online Library, v. 42, n. 3, p. 521–534, 2019.

QIAO, Huijie; SOBERÓN, Jorge; PETERSON, A Townsend. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, Wiley Online Library, v. 6, n. 10, p. 1126–1136, 2015.

RAMÍREZ, Francisco et al. Climate impacts on global hot spots of marine biodiversity. **Science Advances**, American Association for the Advancement of Science, v. 3, n. 2, e1601198, 2017.

RAMOS, Jorge E et al. Population genetic signatures of a climate change driven marine range extension. **Scientific reports**, Nature Publishing Group, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2018.

RAY, Gary L et al. Invasive marine and estuarine animals of Hawaii and other Pacific Islands. Environment Laboratory (US), 2005.

REYES, Kevin Alejandro Lopez et al. An exhaustive evaluation of modeling ecological niches above species level to predict marine biological invasions, 2022.

- ROBINSON, LM et al. Pushing the limits in marine species distribution modelling: lessons from the land present challenges and opportunities. **Global Ecology and Biogeography**, Wiley Online Library, v. 20, n. 6, p. 789–802, 2011.
- RUIZ, Gregory M et al. Global marine biosecurity and ship lay-ups: intensifying effects of trade disruptions. **Biological Invasions**, Springer, v. 24, n. 11, p. 3441–3446, 2022.
- RUMLEROVÁ, Zuzana et al. Scoring environmental and socioeconomic impacts of alien plants invasive in Europe. **Biological invasions**, Springer, v. 18, p. 3697–3711, 2016.
- SALEH, Alzayat et al. Applications of deep learning in fish habitat monitoring: A tutorial and survey. **arXiv preprint arXiv:2206.05394**, 2022.
- SEEBENS, H; GASTNER, MT; BLASIUS, B. The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 16, n. 6, p. 782–790, 2013.
- SEEBENS, Hanno; BACHER, Sven et al. Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. **Global Change Biology**, Wiley Online Library, v. 27, n. 5, p. 970–982, 2021.
- SEEBENS, Hanno; BLACKBURN, Tim M et al. Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 115, n. 10, e2264–e2273, 2018.
- SEEBENS, Hanno; SCHWARTZ, Nicole et al. Predicting the spread of marine species introduced by global shipping. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 113, n. 20, p. 5646–5651, 2016.
- SENEY, Erin E et al. Climate change, marine environments, and the US Endangered Species Act. **Conservation Biology**, Wiley Online Library, v. 27, n. 6, p. 1138–1146, 2013.
- SHENKAR, Noa; ROSEN, David. How has the invention of the shipping container influenced marine bioinvasion? **Management of Biological Invasions**, Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre, v. 9, n. 3, p. 187, 2018.
- SIMBERLOFF, Daniel et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in ecology & evolution**, Elsevier, v. 28, n. 1, p. 58–66, 2013.
- SKINNER, Luis Felipe et al. Depth and density distribution of the invasive vermetid *Eualetes tulipa* (Rousseau in Chenu, 1843) in the southwestern tropical Atlantic. **BiolInvasions Record**, v. 8, n. 1, 2019.
- SOBERON, Jorge; PETERSON, A Townsend. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. University of Kansas, 2005.
- SPALDING, Mark D et al. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. **BioScience**, American Institute of Biological Sciences, v. 57, n. 7, p. 573–583, 2007.



- SPOTORNO-OLIVEIRA, Paula; COUTINHO, Ricardo;  
SOUZA TÂMEGA, Frederico Tapajós de. Recent introduction of non-indigenous vermetid species (Mollusca, Vermetidae) to the Brazilian coast. **Marine Biodiversity**, Springer, v. 48, p. 1931–1941, 2017.
- \_\_\_\_\_. \_\_\_\_\_. **Marine Biodiversity**, Springer, v. 48, p. 1931–1941, 2018.
- STACHOWICZ, John J et al. Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Acad Sciences, v. 99, n. 24, p. 15497–15500, 2002.
- STRANGA, Yolanda; KATSANEVAKIS, Stelios. Eight years of BioInvasions Records: patterns and trends in alien and cryptogenic species records. **Management of Biological Invasions**, Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre, v. 12, n. 2, p. 221, 2021.
- SUNDAY, Jennifer M; BATES, Amanda E; DULVY, Nicholas K. Thermal tolerance and the global redistribution of animals. **Nature Climate Change**, Nature Publishing Group UK London, v. 2, n. 9, p. 686–690, 2012.
- TAN, Siong Kiat; LOH, Rebecca K; NG, Ting Hui. First record of the worm snail *Eualetes tulipa* (Rousseau in Chenu, 1843) in Southeast Asia. **BioInvasions Records**, v. 10, n. 3, p. 605–611, 2021.
- TEIXEIRA, Larissa MP; CREED, Joel C. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. **Aquatic Invasions**, v. 15, n. 1, p. 30–43, 2020.
- THARWAT, Alaa. Classification assessment methods. **Applied Computing and Informatics**, Emerald Publishing Limited, v. 17, n. 1, p. 168–192, 2020.
- TRIGILA, Alessandro et al. Comparison of Logistic Regression and Random Forests techniques for shallow landslide susceptibility assessment in Giampileri (NE Sicily, Italy). **Geomorphology**, Elsevier, v. 249, p. 119–136, 2015.
- TYBERGHEIN, Lennert et al. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. **Global ecology and biogeography**, Wiley Online Library, v. 21, n. 2, p. 272–281, 2012.
- TZENG, Mimi W. Environmental distances between marine ecosystems of the world (MEOW) ecoregions and ecoprovinces. **Frontiers in Marine Science**, Frontiers, v. 9, p. 216, 2022.
- TZENG, Mimi W; FLOERL, Oliver; ZAIKO, Anastasija. A Framework for Compiling Quantifications of Marine Biosecurity Risk Factors Associated With Common Vessel Types. **Frontiers in Marine Science**, Frontiers Media SA, v. 8, p. 723782, 2021.
- WALTHER, Gian-Reto et al. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. **Trends in ecology & evolution**, Elsevier, v. 24, n. 12, p. 686–693, 2009.

WELLS, Fred E; BIELER, Rüdiger. A low number of introduced marine species at low latitudes: a case study from southern Florida with a special focus on Mollusca.

**Management of Biological Invasions**, Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre, v. 11, n. 3, p. 372, 2020.

WERNBERG, Thomas et al. Impacts of climate change in a global hotspot for temperate marine biodiversity and ocean warming. **Journal of experimental marine biology and ecology**, Elsevier, v. 400, n. 1-2, p. 7–16, 2011.

WISZ, Mary S; GUISAN, Antoine. Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data. **BMC ecology**, BioMed Central, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2009.

YANG, Ling et al. Computer vision models in intelligent aquaculture with emphasis on fish detection and behavior analysis: A review. **Archives of Computational Methods in Engineering**, Springer, v. 28, p. 2785–2816, 2021.

ZEEMAN, Ben J et al. Biotic homogenization in an increasingly urbanized temperate grassland ecosystem. **Journal of Vegetation Science**, Wiley Online Library, v. 28, n. 3, p. 550–561, 2017.

ZHAN, Aibin et al. Ascidians as models for studying invasion success. **Marine Biology**, Springer, v. 162, p. 2449–2470, 2015.