



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Espécies marinhas não indígenas no Porto de Sines: variação espacial e temporal

Marta Isabel Mendes Mamede

Orientador(es) | João J. Castro
Teresa Paula Cruz
Paula Chaínho

Évora 2024





Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Espécies marinhas não indígenas no Porto de Sines: variação espacial e temporal

Marta Isabel Mendes Mamede

Orientador(es) | João J. Castro
Teresa Paula Cruz
Paula Chaínho

Évora 2024





A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora)

Vogais | Cátia Bartilotti (Instituto Português do Mar e da Atmosfera) (Arguente)
Paula Chaínho (Universidade de Lisboa - Faculdade de Ciências) (Orientador)

Agradecimentos

A realização desta dissertação de mestrado não teria sido possível sem o apoio e incentivo de diferentes pessoas que estiveram presentes ao longo da sua concretização.

Primeiramente, agradeço ao Professor Doutor João Castro não só pela sua orientação desde o primeiro momento em que lhe transmiti que iria entrar nesta aventura, como pela sua disponibilidade, encorajamento e compreensão em toda esta jornada. A ele, e a todos os meus colegas de trabalho que não me deixaram cruzar os braços e sempre tiveram uma palavra amiga e de ânimo ao longo desta etapa o meu muito obrigado por tudo.

À Professora Doutora Paula Chainho que mesmo à distância aceitou coorientar-me, estando sempre disponível e possibilitando o desenvolvimento dos meus conhecimentos apresentados nesta dissertação.

À Professora Doutora Teresa Cruz que se juntou a nós disposta a dar o seu contributo sempre que necessário, o meu muito obrigado.

À Daniela, à Beatriz e à Inês, com as quais partilhei todas as dificuldades e angústias recebendo sempre de volta o encorajamento que precisava para seguir em frente. Estamos juntas!

Por último, agradecer à minha família que se desdobrou de diversas formas para me ajudar a alcançar esta conquista e que sempre acreditaram que eu era capaz.

A todos agradeço o apoio e presença neste período tão importante da minha vida, sem os quais não teria sido possível realizar esta caminhada da mesma forma.

Espécies marinhas não indígenas no Porto de Sines: variação espacial e temporal

Resumo

A introdução de espécies não indígenas (ENI) é uma das mais importantes causas de perda de biodiversidade em ecossistemas marinhos. Nos últimos anos, o número de ENI marinhas tem aumentado significativamente, estando muitas vezes associado ao aumento do tráfego marítimo, apontado como a principal via desta introdução.

Este trabalho analisa a variação espacial e temporal da abundância de 32 ENI detetadas no Porto de Sines e em áreas adjacentes através de estudos de comunidades bentónicas realizados em diferentes ambientes (substrato duro entremarés, natural e artificial, e substrato duro e móvel submareal), no âmbito de projetos “Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines - MAPSi”.

Esta dissertação realça a importância destes estudos, não só para identificar e detetar precocemente a ocorrência de ENI em ambientes costeiros, como para recomendar medidas de prevenção e mitigação do seu impacto ecológico e económico.

Palavras-chave: invasões biológicas; ecologia marinha; comunidades bentónicas; costa sudoeste portuguesa; Diretiva-Quadro Estratégia Marinha.

Non-indigenous marine species in the Port of Sines: spatial and temporal variation

Abstract

The introduction of non-indigenous species (ENI) is one of the most important causes of biodiversity loss in marine ecosystems. In recent years, the number of marine ENI has increased significantly, often being associated with increases in maritime traffic, identified as the main pathway of this introduction.

This work analyzes the spatial and temporal variation in the abundance of 32 ENI detected in the Port of Sines and in adjacent areas through benthic communities' studies carried out in different environments (intertidal hard substrate, natural and artificial, and also in hard and mobile subtidal substrate), within the scope of projects named "Marine Environments Monitoring of the Port of Sines - MAPSi".

This dissertation highlights the importance of these studies, not only for identify and early detect the occurrence of ENI in coastal environments, but also to recommend measures to prevent and mitigate its ecological and economic impacts.

Keywords: biological invasions; marine ecology; benthic communities; Portuguese southwest coast; Marine Strategy Framework Directive.

Índice

Índice de figuras	vii
Índice de tabelas.....	xi
1 - Introdução	1
1.1 – Introdução de espécies não indígenas.....	1
1.2 – Vias e vetores de introdução	5
1.3 – ENI na Europa e em Portugal	9
1.4 – Objetivos gerais.....	13
2 - Material e métodos.....	14
2.1 – Área de estudo	14
2.2 – Metodologia de amostragem.....	17
2.2.1 - Variação espacial da presença e abundância de ENI em comunidades bentónicas de substrato duro.....	17
2.2.1.1 – Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais..	17
2.2.1.2 – Comunidade macrobentónica de substrato duro submareal	18
A) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura.....	20
B) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da densidade .	21
C) Peixes.....	22
2.2.1.3 – Comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés	23
2.2.2 – Variação espacial e interanual da presença e abundância de ENI em comunidades de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal	27
2.3 – Metodologia de análise laboratorial	29
2.3.1 – Variação espacial da presença e abundância de ENI em comunidades bentónicas.....	29
Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais	29
2.3.2 – Variação espacial e interanual da presença e abundância de ENI em comunidades de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal	30
2.4 – Análise de dados	33
2.4.1 – Variação espacial da presença e abundância de ENI em comunidades bentónicas.....	35
2.4.1.1 – Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais..	35
2.4.1.2 – Comunidade macrobentónica de substrato duro submareal	37
A) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura.....	37
2.4.1.3 – Comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés	37
3 – Resultados.....	39
3.1 – Variação espacial da abundância de ENI em comunidades bentónicas... 49	49

3.1.1 – Colonização e estabelecimento em substratos duros.....	49
3.1.2 – Comunidade macrobentônica de substrato duro submareal	63
A) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura.....	63
B) Algas e invertebrados amostrados por quantificação de densidade	66
C) Peixes.....	66
3.1.3 – Comunidade macrobentônica de substrato duro entremarés.....	67
3.2 – Variação espacial e interanual da abundância de ENI em comunidades de macrofauna bentônica de substrato móvel submareal	70
.....	71
4 - Discussão	73
5 – Conclusão.....	96
6 – Referências bibliográficas	98
ANEXO – Taxa de algas e invertebrados, por Filo, e sua classificação relativa à sua origem, identificados no âmbito dos diferentes estudos.	130

Índice de figuras

Figura 1 - Principais vias e vetores de introdução de espécies não indígenas em ambientes marinhos (adaptado de Domingos et al., 2017; pp. 95): 1. navegação; descarga de águas de lastro de navios; 2. dispersão através de canais de navegação; 3. navegação; incrustação em cascos de embarcações; 4. repovoamento de espécies com interesse para a pesca lúdica ou comercial; 5. aquariorfilia; 6. libertação de organismos vivos para produção de alimento; 7. libertação de isco vivo usado na pesca lúdica ou comercial; 8. fuga de estabelecimentos de aquacultura; 9. descarga de desperdícios vivos.	6
Figura 2 – Áreas de amostragem consideradas nos diferentes estudos. A: localização da área de estudo em Portugal continental; B: detalhe da costa alentejana, com destaque para a localização do Porto de Sines e das áreas de amostragem exteriores a este porto; C: localização das áreas de amostragem no Porto de Sines (a branco – áreas confinadas; a verde – áreas expostas; ver explicação das siglas no texto; imagens de satélite obtidas em <i>Google Earth</i>).	16
Figura 3 - Locais usados no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais no Porto de Sines, nomeadamente de ENI, realizado no âmbito do projeto MAPSi (áreas de amostragem referidas no texto): posto de acostagem (em cima, à esquerda), jangada de aquacultura (em cima, no meio e à direita) e plataformas flutuantes (em baixo).	18
Figura 4 - Quantificação da percentagem de cobertura de algas e invertebrados macroepibentónicos de substrato duro submareal, por observação direta e com um quadrado de 50x50 cm.	20
Figura 5 - Quantificação da densidade de algas e invertebrados macroepibentónicos de substrato duro submareal, por observação direta ao longo de um transeto em banda.	22
Figura 6 - Amostragem da percentagem de cobertura de organismos macrobentónicos sésseis, <i>Chthamalus</i> vazios (muralha de cracas deste género) e de substrato ou rocha livre (sem cobertura de macroepibentos), num quadrado de 50x50 cm.	25
Figura 7 - Amostragem de sedimento submareal a bordo de uma embarcação do Instituto Hidrográfico (IH), utilizando uma draga adaptada do modelo Smith-McIntyre.	28
Figura 8 - Réplica de sedimento submareal colhida para o estudo da macrofauna bentónica e lavagem de sedimento num balde com rede metálica de malha calibrada com porosidade de 0,5 mm.	28

Figura 9 - Recolha de placas de PVC usadas numa experiência manipulativa realizada no Porto de Sines para o estudo da colonização e do estabelecimento de organismos macroepibentónicos, nomeadamente de ENI, em substratos duros artificiais, no âmbito do projeto MAPSi 2018-20. Na imagem da direita, são visíveis diversas espécies de algas e invertebrados fixos numa placa de PVC.....	29
Figura 10 - Placas de PVC (10x10 cm) recolhidas após cerca de seis meses de imersão no ambiente marinho, usadas numa experiência manipulativa realizada no Porto de Sines para o estudo da colonização e do estabelecimento de organismos macroepibentónicos, nomeadamente de ENI, em substratos duros artificiais, no âmbito do projeto MAPSi 2018-20, nas quais são visíveis diversas espécies de algas e invertebrados fixos.....	30
Figura 11 - Trabalhos de separação macroscópica e identificação taxonómica da macrofauna colhida no estudo do sedimento submareal.	31
Figura 12 - Número de ENI, por Filo, observadas em estudos de comunidades bentónicas realizado entre 2009 e 2020 no Porto de Sines e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi.....	39
Figura 13 - Distribuição nativa das ENI observadas em estudos de comunidades bentónicas realizado entre 2009 e 2020 no Porto de Sines e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi.....	43
Figura 14 - Possíveis vias e vetores de introdução em ambientes marinhos portugueses das ENI observadas em estudos de comunidades bentónicas realizadas entre 2009 e 2020 no Porto de Sines e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi (“Incrustação” corresponde a incrustações em cascos de embarcações).	44
Figura 15 - Portos de origem do tráfego de embarcações comerciais, por país, com ligações marítimas com o Porto de Sines, nos anos de 2018, 2019 e 2020. Dados cedidos pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve.....	48
Figura 16 - Número de taxa (média + erro padrão) por estatuto relativo à origem das espécies identificadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no âmbito de um estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais (placas de PVC) imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, realizado no projeto MAPSi. ENI – espécies não indígenas; Nativo - espécies nativas; Desconhecido - espécies com estatuto desconhecido e não identificadas. TPC, PRC e TDC: n=4; TME: n=2.....	50
Figura 17 - Ordenação por MDS (<i>Multidimensional Scaling</i>) relativo à presença de 25 espécies marinhas não indígenas observadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines	

(TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019. N=2-4 (estruturas artificiais). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $ r > 0,4$).....	53
Figura 18 - Densidade (média + erro padrão) de espécies não indígenas móveis em substratos artificiais imersos durante cerca de seis meses (julho de 2018 a janeiro de 2019) em quatro áreas do Porto de Sines, no âmbito de um estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos realizado no projeto MAPSi. TPC, PRC e TDC: n=4; TME: n=2.	55
Figura 19 - Ordenação por MDS (<i>Multidimensional Scaling</i>) das 8 espécies não indígenas móveis no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019. N=2-4 (estruturas artificiais). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $ r > 0,4$).	57
Figura 20 - Percentagem de cobertura (média + erro padrão) de espécies sésseis não indígenas e nativas, por estrutura (1-4; em cada estrutura foram analisadas seis faces de placas de PVC – duas faces em cada uma de três placas), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais realizado no projeto MAPSi usando placas de PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines entre julho de 2018 e janeiro de 2019 (n=4, exceto na área TME, em que foram recuperadas duas estruturas e n=2).	59
Figura 21 - Percentagem de cobertura (média + erro padrão; n=4, exceto na área TME, em que n=2) de espécies sésseis não indígenas em substratos artificiais imersos durante cerca de seis meses (julho de 2018 a janeiro de 2019) em quatro áreas do Porto de Sines, no âmbito de um estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos realizado no projeto MAPSi.	60
Figura 22 - Ordenação por MDS (<i>Multidimensional Scaling</i>) das observações de percentagem de cobertura por estrutura de 17 espécies não indígenas sésseis analisadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019. N=2-4 (estruturas artificiais). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $ r > 0,4$).	62

Figura 23 - Número total de <i>taxa</i> por estatuto relativo à sua origem, observado por área (oito áreas do Porto de Sines, à esquerda, e quatro áreas exteriores e adjacentes a este porto, à direita) num estudo realizado no projeto MAPSi no verão de 2020.	64
Figura 24 - Ordenação por MDS (<i>Multidimensional Scaling</i>) da observação de 3 espécies de macroalgas não indígenas efetuadas no estudo da comunidade macrobentónica de substrato duro submareal no Porto de Sines em 10 áreas (seis áreas no Porto de Sines e quatro áreas exteriores e adjacentes a este porto) num estudo realizado no projeto MAPSi no verão de 2020. Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada espécie e os eixos MDS (todas as correlações com valor superior a 0,7).....	66
Figura 25 - Número total de <i>taxa</i> , em cada categoria de estatuto relativo à sua origem, observado por área (cinco áreas do Porto de Sines, à esquerda, e três áreas exteriores e adjacentes a este porto, à direita), no estudo qualitativo da comunidade de substrato duro entremarés realizado no projeto MAPSi 2018-20 e no verão de 2019.	67
Figura 26 - Ordenação por MDS (<i>Multidimensional Scaling</i>) das observações de espécies considerando o seu estatuto de origem, efetuadas por área (cinco áreas do Porto de Sines e três áreas exteriores e adjacentes a este porto) no estudo qualitativo da comunidade de substrato duro entremarés realizado no projeto MAPSi 2018-20 e no verão de 2019 (ENI – espécies não indígenas; Indígenas – espécies indígenas; Desconhecido – espécies com estatuto desconhecido). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada categoria de espécies e os eixos MDS (todas as correlações com valor superior a 0,6).....	68
Figura 27 - Ordenação por MDS (<i>Multidimensional Scaling</i>) das observações de ocorrência de 17 espécies não indígenas efetuadas por área (cinco áreas do Porto de Sines e três áreas exteriores e adjacentes a este porto) no estudo qualitativo da comunidade de substrato duro entremarés realizado no projeto MAPSi e no verão de 2019. Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos de MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $ r > 0,6$).....	69
Figura 28 - Número total de indivíduos da espécie <i>Pista unibranchia</i> observados por área e réplica (em cada réplica foi amostrada uma área de 0,09 m ²) em cada ano amostrado no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal do Porto de Sines, realizado no âmbito de projetos MAPSi.	71
Figura 29 - Número total de indivíduos da espécie <i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> observados por área e réplica (em cada réplica foi amostrada uma área de 0,09 m ²) em cada ano amostrado no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal do Porto de Sines, realizado no âmbito de projetos MAPSi.....	72

Índice de tabelas

Tabela 1 - Áreas amostradas no estudo da comunidade macrobentónica de substrato duro submareal realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).	19
Tabela 2 - Áreas amostradas no estudo quantitativo da comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).....	24
Tabela 3 - Áreas amostradas no estudo qualitativo da comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).....	26
Tabela 4 - Áreas amostradas no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).....	27
Tabela 5 - Análises estatísticas efetuadas, e respetivo delineamento experimental, no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais realizado no Porto de Sines.	36
Tabela 6 - ENI de macroalgas observadas nos diferentes estudos referidos nesta dissertação: Filo a que pertencem, ano do primeiro registo em Portugal continental (PT) e em Sines, áreas do Porto de Sines e exteriores adjacentes onde foram observadas nestes estudos, região de distribuição nativa, possíveis vias e vetores de introdução em ambientes marinhos portugueses (“Incrustação” corresponde à incrustação em cascos de embarcações), e referências bibliográficas consultadas para definir a distribuição nativa e possíveis vias e/ou vetores de introdução. Os estudos em que estas ENI foram detetadas no Porto de Sines são indicados em números sobrescritos: 1) colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais; 2) comunidade de substrato duro submareal; 3) estudo qualitativo realizado no substrato duro entremarés; 4) comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal.....	40
Tabela 7 - ENI de macrofauna observadas nos diferentes estudos referidos nesta dissertação: Filo a que pertencem, ano do primeiro registo em Portugal continental (PT) e em Sines, áreas do Porto de Sines e exteriores adjacentes onde foram observadas nestes estudos, região de distribuição nativa, possíveis vias e vetores de introdução em ambientes marinhos portugueses (“Incrustação” corresponde à incrustação em cascos de embarcações), e referências bibliográficas consultadas para definir a distribuição nativa e possíveis vias e/ou vetores de introdução. Os estudos em que estas ENI foram detetadas no Porto de Sines são indicados em números sobrescritos: 1) colonização e	

estabelecimento de organismos marinhos em substratos duros artificiais; 2) comunidade de substrato duro submareal; 3) estudo qualitativo realizado no substrato duro entremarés; 4) comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal.

..... 41

Tabela 8 - ENI observadas nos diferentes estudos referidos nesta dissertação, realizados entre 2009 e 2020, em áreas do Porto de Sines (confinadas e expostas) e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi. Nota: as áreas TGE_n e CAN não estão representadas nesta tabela por não se terem observado ENI. Legenda: colonização e estabelecimento de organismos marinhos em substratos duros artificiais; comunidade de substrato duro submareal; estudo qualitativo do substrato duro entremarés; comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal.

..... 46

Tabela 9 - Tráfego de embarcações comerciais, por região geográfica de origem e rota marítima internacional, operadas pelo Porto de Sines em 2018, 2019 e 2020. Dados cedidos pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve..... 47

Tabela 10 - Resultados da análise de PERMANOVA do número de *taxa* por estatuto relativo à origem (espécies nativas, não indígenas e com estatuto desconhecido) observado em três áreas do Porto de Sines (TPC, PRC e TDC), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=2-4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; *P* – probabilidade. 51

Tabela 11 - Resultados da análise de PERMANOVA e de testes de comparação múltipla (*Pair-wise tests*) relativos à presença/ausência de 25 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=2-4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; *P* – probabilidade; n.s. – diferenças não significativas ($P \geq 0,05$); * - diferença significativa ($P < 0,05$). 52

Tabela 12 - Resultados de análises SIMPER relativas à variação observada da presença de 25 ENI identificadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019, considerando os *taxa* que mais contribuíram para as diferenças significativas entre áreas. É representada a abundância média de cada espécie e a sua contribuição percentual para cada comparação. 54

Tabela 13 - Resultados da análise de PERMANOVA e de testes de comparação múltipla (<i>Pair-wise tests</i>) relativos às 8 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=2-4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; <i>P</i> – probabilidade; n.s. – diferenças não significativas ($P \geq 0,05$); * - diferença significativa ($P < 0,05$)......	56
Tabela 14 - Resultados da análise SIMPER relativas à variação observada das 8 espécies não indígenas móveis identificadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019, considerando as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os dois grupos de duas áreas. É representada a abundância média de cada espécie e a sua contribuição percentual para dissimilaridade entre grupos.....	58
Tabela 15 - Resultados da análise de PERMANOVA e de testes de comparação múltipla (<i>Pair-wise tests</i>) relativos às 17 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; <i>P</i> – probabilidade; n.s. – diferenças não significativas ($P \geq 0,05$); * - diferença significativa ($P < 0,05$)......	61
Tabela 16 - Resultados de análises SIMPER relativas à variação observada das 17 espécies não indígenas sésseis identificadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019, considerando os <i>taxa</i> que mais contribuíram para a dissimilaridade entre TPC, PRC/TME e TDC. É representada a abundância média de cada espécie em cada área/conjunto de áreas e a sua contribuição percentual para a dissimilaridade.....	63
Tabela 17 - Resultados da análise de PERMANOVA da abundância de três ENI observadas em 8 áreas do Porto de Sines no estudo da comunidade macrobentónica em substrato duro submareal amostrado por quantificação da percentagem de cobertura no verão de 2020. (n=2). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação.....	65

1 - Introdução

1.1 – Introdução de espécies não indígenas

A introdução de espécies não indígenas (ENI) é considerada uma das mais importantes causas de perda de biodiversidade em ecossistemas marinhos a nível mundial, sendo uma das principais causas dos problemas de conservação nos dias que correm (e. g. Domingos et al., 2017). Segundo o último relatório do IPBES, as ENI contribuíram para 60% das extinções locais de espécies no mundo e causaram um prejuízo anual estimado na ordem dos 390 000 000 000€ em 2019 (Roy et al., 2023). Entre os principais efeitos deste processo, encontram-se os impactos na fauna e flora nativa e no próprio funcionamento dos ecossistemas de todo o planeta (Simberloff, 2013; Guillén-Beltrán et al., 2020), uma vez que representam uma ameaça para as espécies nativas, podendo levar à extinção de muitas delas (Guillén-Beltrán et al., 2020). Além disso, podem verificar-se mudanças na abundância, distribuição e interações bióticas das espécies, bem como alterações, tanto no habitat, como na estrutura da comunidade, modificação de produtividade e do ciclo de nutrientes, alteração dos recursos da cadeia alimentar e, ainda, a introdução de agentes patogénicos (Paavola et al., 2005; Lejeune et al., 2010; Young et al., 2017; Jimenez et al., 2018).

Em geral, as expressões “espécie não indígena”, “espécie introduzida”, “espécie exótica”, “espécie não nativa”, “espécie alóctone” e variantes podem ser consideradas sinónimos, apesar dos diferentes conceitos e formas de interpretação, por vezes problemáticos, confusos ou até ineficientes na sua utilização (Blackburn et al., 2011), especialmente em algumas situações práticas (Vitule, 2009). Assim, é considerada espécie não indígena (ENI) aquela que é introduzida por ação humana fora da sua área de distribuição de origem, nativa e/ou histórica, atual ou precedente (Vitule & Prodócimo, 2012). As ENI são espécies, subespécies ou qualquer outro táxon inferior, que podem dispersar-se, não só através da deslocação de indivíduos juvenis ou adultos, mas também através de gâmetas, sementes, ovos ou propágulos, que podem sobreviver e reproduzir-se no novo ecossistema (Casals & Sánchez-González, 2020).

Segundo Occhipinti-Ambrogi & Galil (2004) e Vitule & Prodócimo (2012), e de acordo com o impacto e a capacidade de expansão das ENI, estas podem ser classificadas como:

- não estabelecidas, quando não conseguem manter uma população fora do seu habitat nativo, e acerca das quais apenas existem registos pontuais de ocorrência;

- estabelecidas, quando conseguem reproduzir-se de forma a manter uma população fora do seu habitat nativo;

- invasoras, quando proliferam descontroladamente, alargando rapidamente a sua distribuição e se estabelecem num ecossistema, tornando-se um agente modificador negativo, ameaçando a biodiversidade e/ou processos e serviços naturais do ecossistema. Estes organismos invasores são ainda caracterizados por se reproduzirem rapidamente, terem grande capacidade de dispersão e serem resistentes às mudanças ambientais, podendo representar uma ameaça à manutenção da biodiversidade nativa e causar uma grande variedade de impactos, tanto económicos, como sociais e ambientais.

Quando uma espécie não é comprovadamente indígena ou ENI numa determinada região, devido a ter uma origem biogeográfica incerta, é definida como criptogénica (Neves et al., 2007; Essl et al., 2018).

A maioria dos ecossistemas é hoje alvo de uma ou mais formas de perturbação antropogénica, especialmente a poluição, a alteração e a fragmentação do habitat, a sobre-exploração e a invasão por espécies não indígenas (Wood et al., 2000). A translocação de espécies por seres humanos não é algo recente, verificando-se a ocorrência de registos há, pelo menos, dez mil anos (Perry & Vanderklein, 2009). Porém, as introduções antropogénicas modernas são certamente algo único e incomparável a outros eventos naturais ou históricos (Vitule et al., 2012a), verificando-se um aumento acentuado nas últimas décadas pela rápida globalização e pela tendência crescente de atividades humanas, como o transporte marítimo, a aquacultura, a pesca e o turismo, entre outras (Boudouresque & Verlaque, 2005; Katsanevakis et al., 2013). Deste modo, o aumento da taxa de introdução de espécies não nativas, accidental ou deliberado, é atualmente uma das principais mudanças globais causadas pelos seres humanos nos últimos séculos, provocando vários problemas locais e globais (Vitule et al., 2012b). O crescimento populacional

humano, a globalização e o livre comércio intercontinental são alguns dos fenómenos que têm vindo a incrementar e modificar as taxas e os mecanismos de introdução antropogénica de espécies não nativas, culminando em processos ecologicamente relevantes, como os fenómenos de invasões biológicas e homogeneização biótica, ambos grandes ameaças globais e problemas contemporâneos tão ou mais preocupantes que as mudanças climáticas (Vitule & Prodocimo, 2012).

Alguns autores consideram que, quando as ENI chegam a um local recetor (ou seja, um ambiente novo), se encontram em desvantagem perante as espécies nativas, uma vez que estas últimas já deveriam encontrar-se adaptadas às condições locais (Byers, 2002). Segundo Elton (2020), ao chegarem a um novo local, as ENI deparam-se com uma resistência ecológica ao seu estabelecimento, que engloba fatores bióticos (principalmente predação e competição), demográficos (por exemplo, as estratégias de reprodução) e outros ambientais. No entanto, e apesar de a interação entre estes três fatores (bióticos, demográficos e ambientais) ser importante no sucesso de invasão de espécies, os fatores ambientais (como salinidade, temperatura, pH, exposição à ondulação e níveis de poluição) revelaram ter nele um papel crítico (Moyle & Light, 1996). Para que uma ENI se consiga estabelecer numa comunidade onde existe limitação de espaço ou até de nichos ecológicos disponíveis, o local invadido deverá apresentar condições semelhantes às do local de origem ou a ENI tem de ser competitivamente dominante, comparativamente às espécies nativas, o que explica o facto de a maioria das invasões falhar (Williamson, 1996). Porém, na maioria das situações, o que se verifica é a dominância de algumas ENI face às espécies nativas, devido à grande tolerância ambiental que as primeiras apresentam (Byers, 2002). Além disso, habitats que foram anteriormente alterados por atividades humanas apresentam uma maior probabilidade de sucesso para o estabelecimento de ENI e o subsequente crescimento do seu efetivo populacional, uma vez que, nestas situações, as espécies nativas, que poderiam ser competidoras naturais ou predadoras das não indígenas, poderão encontrar-se sob condições não ideais (Casals & Sánchez-González, 2020). Portanto, a alteração dos ecossistemas e a criação artificial de novos habitats podem criar oportunidades para o estabelecimento de novas espécies, nomeadamente de ENI (Hobbs & Huenneke, 1992; Bulleri et al., 2010).

De acordo com Nyberg & Wallentinus (2005), os processos de invasão por ENI, desde a sua área de origem até à área recetora, pode acontecer em quatro fases:

- o organismo desloca-se da sua área de distribuição nativa para a área recetora transportado por um vetor, resultando numa introdução (intencional ou não intencional);

- o organismo está presente na área recetora e, pelo menos, um indivíduo reproduz-se lá;

- a população estabelece-se temporariamente na nova área e cresce até à taxa mínima viável, de que resulta o seu estabelecimento;

- a população coloniza permanentemente a área e causa impactos negativos – invasão.

O estabelecimento das espécies invasoras pode provocar diversas modificações no ecossistema, nomeadamente alterações na estrutura das comunidades autóctones, nas cadeias tróficas ou em processos fundamentais do ecossistema, bem como a substituição das espécies nativas, a sua deslocação, ou até mesmo a sua extinção (Molnar et al., 2008). Segundo os mesmos autores, estes impactos podem também ter custos sociais e económicos, uma vez que podem afetar vários setores da economia, desde a indústria pesqueira à saúde pública. Este problema tem vindo a acentuar-se com o crescimento das trocas comerciais e das viagens internacionais, uma vez que há novas espécies não indígenas a chegar frequentemente a novas áreas, situação esta que pode agravar-se devido às alterações climáticas (Guillén-Beltrán et al., 2020).

Na Península Ibérica, esta temática é estudada há mais tempo nos ecossistemas dulçaquícolas, onde a ocorrência de ENI tem tido consequências particularmente graves, uma vez que acolhe uma das maiores aglomerações de espécies aquáticas endémicas, resultantes da sua posição geográfica, orografia e clima, mas também do facto de, para muitas espécies, ter sido um refúgio climático privilegiado durante as últimas glaciações (Guillén-Beltrán et al., 2020). De acordo com este autor, muitas destas espécies estão restringidas a uma bacia hidrográfica ou até mesmo a troços de um único curso de água, pelo que a sua interação com ENI pode resultar num rápido declínio e extinção. Por outro

lado, várias ENI introduzidas na Península Ibérica podem ser favorecidas pela falta de predadores, por condições ambientais resultantes das alterações climáticas ou ter a capacidade de resistir melhor às pressões antropogénicas sobre o ambiente (Guillén-Beltrán et al., 2020). Em meios marinhos adjacentes à Península Ibérica, os efeitos da introdução de ENI em espécies marinhas nativas são bastante desconhecidos. No caso do anelídeo poliqueta *Ficopomatus enigmaticus*, verificou-se que pode causar sérios impactos ambientais (López & Richter, 2017). Segundo os mesmos autores, há ainda casos em que se suspeita da deslocação de espécies nativas ou de prejuízos económicos, sendo necessário efetuar mais estudos. No caso da amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*), verificou-se que a sua introdução e expansão no estuário do Tejo coincidiu com a redução drástica dos quantitativos de amêijoa-boia (*Ruditapes decussatus*), uma espécie nativa simpátrica (Coelho et al., 2021). Esta redução resulta, muito provavelmente, da competição entre as duas espécies, uma vez que a espécie introduzida tem uma elevada capacidade reprodutiva (Moura et al., 2017). Mais recentemente, no ano de 2021, verificou-se a introdução da alga *Rugulopteryx okamurae* em Portugal continental, na zona do barlavento algarvio, verificando-se já no ano de 2022 várias ocorrências desta espécie ao longo da costa alentejana e sudoeste de Portugal (Chainho et al., 2018). Esta alga japonesa está já a alterar a biodiversidade e, inclusive, a afetar a pesca no sul do nosso país, verificando-se o mesmo que já tinha ocorrido no sul de Espanha (Baéz et al., 2023).

1.2 – Vias e vetores de introdução

As vias de introdução correspondem a processos que resultam na introdução de uma espécie não indígena de uma localização geográfica para outra (Pyšek et al., 2011). Segundo os mesmos autores, entende-se por vetores de introdução o meio ou o agente dentro ou no qual uma espécie se move para fora da sua localização geográfica nativa.

Tendo em conta que existem algumas vias e inúmeros vetores possíveis de introdução de espécies não indígenas em ambientes marinhos (Figura 1), é

Resolução do Conselho de Ministros n.º 45/2023, de 22 de maio de 2023, este movimento não intencional ou acidental de organismos vivos (como “passageiros clandestinos”), encontra-se associado a uma infinidade de meios de transporte e/ou equipamentos (vetores de introdução). Ainda de acordo com a mesma fonte, os meios físicos de transporte clandestino a nível marinho incluem vários métodos de transporte, incluindo a bio-incrustação em embarcações comerciais e de recreio, águas de lastro, plataformas *offshore*, a pesca ou equipamento de pesca, entre outros.

Assim, dentro desta via, as águas de lastro são um vetor particularmente preocupante, uma vez que se estima que cerca de 7 000 espécies marinhas são transportadas diariamente em tanques de lastro, em todo o mundo, e que o tráfego marítimo internacional terá tendência a aumentar (Carlton, 2001).

Quanto ao vetor das incrustações, este ocorre principalmente em espécies de substrato rochoso que se fixam em cascos de embarcações, tanto comerciais como de recreio e de pesca (Domingos et al., 2017). Por exemplo, as embarcações de recreio podem transportar, incrustados no seu casco imerso, diversos organismos, incluindo de espécies móveis (Farrapeira et al., 2007; Darbyson et al., 2009; Davidson et al., 2010). As comunidades epibentónicas incrustantes incluem invertebrados marinhos sésseis (por exemplo, tunicados, briozoários, esponjas e cracas), algumas espécies móveis (como caranguejos, anfípodes e isópodes, entre outros) e algas (Lord et al., 2015; Vicente et al., 2021). Estudos sobre incrustações em cascos de embarcações mostraram que a maioria das ENI marinhas oportunistas e cosmopolitas foi transportada desta forma (Vaz-Pinto et al., 2012). Lord et al. (2015) demonstraram, ainda, que os padrões de distribuição de ENI a larga escala são fomentados pela navegação comercial, enquanto, a nível local, a navegação de recreio é o principal fator responsável pela sua dispersão. Existem vários exemplos de dispersão secundária favorecida pela navegação recreativa, muito possivelmente devido também a condições de menor hidrodinamismo e temperatura mais elevada num porto de recreio ou marina que podem favorecer o estabelecimento de ENI (Domingos et al., 2017), sendo exemplo disso a dispersão da ascídia *Styela clava* em ecossistemas marinhos (Floerl & Inglis, 2005) e do mexilhão-zebra (*Dreissena polymorpha*) em ecossistemas dulçaquícolas (Johnson et al., 2001). Além disso, o transporte de espécies pode também ocorrer em artes de pesca,

incluindo em cordas, redes, boias ou âncoras usadas nesta atividade. Estes materiais podem ter fixos diversos organismos, nomeadamente macroalgas, e, quando limpos numa nova área, estes organismos podem dispersar-se na zona recetora (Trowbridge, 2006; Vaz-Pinto et al., 2014a).

No entanto, outras vias e outros vetores de introdução de ENI no meio marinho beneficiam potencialmente a propagação destas espécies. Incluídos na categoria de fuga de confinamento/cativeiro, destacam-se os vetores referidos a seguir.

- Aquacultura e contaminantes em animais – a crescente necessidade de alimentos e recursos para a indústria pode implicar a produção aquícola de espécies não indígenas, o que pode levar à invasão de ecossistemas aquáticos por espécies cultivadas (Trowbridge, 2006). Fugas acidentais de ENI marinhas também podem acontecer em experiências de investigação científica e ser outra forma de introdução de espécies deste tipo (Trowbridge, 2006). Para além disso, as espécies produzidas em aquacultura podem, ainda, transportar outras espécies (contaminantes; IUCN, 2017).

- Comércio de espécies ornamentais – várias espécies marinhas de peixes, invertebrados ou algas são vendidas em lojas ou *websites* a aquariófilos. Neste contexto, organismos de aquário podem ser libertados na natureza, involuntariamente ou não, e podem ser espalhados em novas áreas (Vaz-Pinto et al., 2012).

- A importação de isco vivo pode ser, igualmente, um vetor importante para a introdução de ENI, seja pela diversidade ou pelo número de indivíduos importados através dela (Passarelli & Pernet, 2019). Neste processo, os organismos são recolhidos vivos numa área, transportados para outra e depois utilizados ainda vivos num habitat que é geralmente semelhante ao da sua origem (Ludwig & Leitch, 1996; Cohen et al., 2001). Estas espécies podem sobreviver quando libertadas no novo habitat, atendendo a que o isco vivo é normalmente transportado e armazenado em condições que maximizam a sua sobrevivência, de modo a ser usado fresco (Blakeslee et al., 2016; Fowler et al., 2016). Alguns estudos referem que os pescadores libertam frequentemente isco vivo não utilizado e outros organismos (por exemplo, algas e invertebrados embalados com minhocas de isco) diretamente em áreas onde são usados na pesca (Kilian et al., 2012; Arias et al., 2013; Anderson et al., 2014). No seu

conjunto, estas observações sugerem que a utilização de isco vivo constitui uma possibilidade real de introdução de ENI, confirmada por vários estudos na última década (Haska et al., 2012; Blakeslee et al., 2016; Fowler et al., 2016). Arias et al. (2013) reportaram a primeira ocorrência do poliqueta *Perinereis lineata* no Mar Menor, uma espécie conhecida em Portugal como “coreano” e usada frequentemente pelos pescadores desportivos.

Incluído na via dos corredores, surge o vetor da construção de canais e cursos de água. Ao removerem barreiras geográficas, podem ser uma importante fonte de dispersão de espécies em novas áreas. Um grande exemplo disso é o Canal do Suez, através do qual diversas espécies têm sido transportadas, principalmente do Mar Vermelho para o Mar Mediterrâneo (Trowbridge, 2006). Ainda dentro desta via, surge a movimentação de estruturas amovíveis e detritos flutuantes como um importante vetor também para a propagação de ENI marinhas, uma vez que, com o rápido crescimento da produção de resíduos humanos e da sua descarga no meio marinho, diferentes tipos de resíduos, como os de plástico, podem ser facilmente movidos pelo vento e pelas correntes oceânicas, e representar outra fonte de transporte de organismos, a eles ligados, para novas áreas geográficas (Trowbridge, 2006; Ruiz et al., 2000).

1.3 – ENI na Europa e em Portugal

Existem mais de 874 ENI estabelecidas nos mares da Europa (Zenetos et al., 2022), várias das quais apresentam um comportamento invasor e têm um grande impacto nos ecossistemas marinhos e na biodiversidade, provocando efeitos adversos na qualidade ambiental (Wallentinus & Nyberg, 2007; Katsanevakis et al., 2014; Ojaveer et al., 2015; Stæhr et al., 2016). Devido às ameaças que estas espécies representam, há uma necessidade urgente de identificar os seus possíveis vetores e vias de introdução, bem como os riscos inerentes à sua invasão (Ojaveer et al., 2018). Porém, a informação sobre os efeitos das invasões biológicas na composição das comunidades, bem como na abundância das espécies marinhas, ainda é escassa (Cabral et al., 2020).

Em Portugal, as primeiras introduções conhecidas de ENI marinhas ocorreram há algumas centenas de anos, na época da expansão marítima

portuguesa, nomeadamente com a introdução da ostra-do-Pacífico (*Magallana gigas*), mas até há pouco tempo, a temática das bioinvasões marinhas tinha sido pouco investigada, existindo apenas alguns estudos pioneiros referentes a avaliações ecológicas do impacto de algumas espécies em particular (Cabral & Costa, 1999; Amat & Tempera, 2009; Sousa et al., 2009; Vaz-Pinto et al., 2014b). Só mais recentemente, no ano de 2015, é que foi publicado um primeiro levantamento sistematizado das ENI registadas a nível costeiro, lagunar e estuarino em Portugal, incluindo os arquipélagos dos Açores e da Madeira, no qual foi reportada a existência de um total de 133 ENI (Chainho et al., 2015). Neste levantamento, identificaram-se espécies pertencentes a 12 Filos, sendo os grupos de macroalgas os representados com mais espécies (32%), seguidos pelos dos artrópodes (14%), tunicados (13%), moluscos (11%) e briozoários (9%) (Chainho et al., 2015). Segundo os mesmos autores, no que toca à sua origem, a maioria das ENI marinhas, em Portugal continental, revelou ser originária da região do Indo-Pacífico. Ultimamente, mais estudos foram realizados para detetar ENI marinhas no nosso país, nomeadamente por Afonso et al. (2020) e Ribeiro et al. (2023), que abordam comunidades incrustantes em marinas de recreio nos estuários do Tejo e do Sado, respetivamente, e por Cabral et al. (2020), que analisam comunidades de substrato móvel dos estuários do Tejo e do Sado, entre outros. No mais recente relatório do *Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms*, do *International Council for the Exploration of the Sea* (ICES), Portugal apresenta uma lista de 211 espécies marinhas e salobras não indígenas que ocorrem em sistemas aquáticos estuarinos e costeiros portugueses (Chainho et al., 2018).

Estas listas de ENI são essenciais para prevenir, controlar e informar sobre o estado das invasões biológicas, podendo os seus erros ter graves consequências para a sua utilização na ciência, política e gestão (López & Richter, 2017; McGeoch et al., 2012). No entanto, os inventários nacionais e/ou regionais de ENI só são úteis se os especialistas puderem manter e atualizar continuamente estas listas, considerando novos registos, expansões da distribuição espacial e conhecimentos evolutivos de nomenclatura, estatuto populacional e das vias e dos vetores de introdução (Marchini et al., 2015). É vital continuar e expandir os esforços de investigação e levantamento em

ecossistemas marinhos, estuarinos e grandes ecossistemas de água doce, para melhorar o conhecimento e as políticas de gestão regionais e globais, como a Diretiva-Quadro da Água (Cardoso & Free, 2008). Assim, estas listas estão em constante atualização, tendo-se verificado várias alterações ao longo dos últimos anos nas listas de ENI marinhas da Europa. Os estudos genéticos têm também uma extrema importância nesta avaliação, uma vez que podem ser utilizados para identificar, monitorizar e gerir rapidamente espécies não nativas (Hunter & Pawlitz, 2012), sendo exemplo disso o recente estudo de Lavrador et al. (2023), que engloba uma compilação, revisão e anotação de códigos de ADN de ENI de invertebrados marinhos que ocorrem nas regiões costeiras europeias.

As ENI que ocorrem nos mares europeus são visadas em alguns documentos legislativos, como a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha, da União Europeia (Diretiva n.º 2008/56/CE, alterada pela Diretiva (EU) 2017/845 da Comissão), na qual se estabelece que o número de novas introduções, a abundância e a distribuição das ENI devem encontrar-se em níveis que não alterem adversamente os ecossistemas locais. Segundo o Regulamento n.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro, transposto pelo Decreto-Lei n.º 92/2019, de 10 de julho, a ameaça à biodiversidade e aos serviços ecossistémicos conexos que as espécies invasoras representam pode assumir diferentes formas, designadamente: consequências graves para as espécies indígenas e para a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, através da alteração dos habitats, predação, competição, transmissão de doenças, substituição de espécies indígenas numa percentagem significativa da área de distribuição e efeitos genéticos por hibridação. De acordo com o Regulamento referido, as espécies invasoras podem ter também um impacto adverso significativo na saúde humana e na economia. Também a Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade da União Europeia para 2030 (ENCNB 2030) reforça a importância de recuperar os ecossistemas em terra e no mar, visando o combate de espécies exóticas invasoras, frisando que estas podem prejudicar significativamente os esforços para proteger e restaurar a natureza.

Em resposta à problemática das espécies introduzidas em meios marinhos, em 2017 Portugal transpôs para a regulamentação nacional a Convenção

Internacional para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e de Sedimentos dos Navios, da Organização Marítima Internacional, que visa prevenir a propagação de organismos aquáticos nocivos de uma região para outra, estabelecendo normas e procedimentos para a sua gestão e o seu controlo (Decreto-Lei n.º 23/2017, de 31 de julho).

Atualmente, em Portugal, o Porto de Sines é o principal porto na fachada ibero-atlântica, sendo o líder nacional no total de carga movimentada, uma vez que é a principal porta de abastecimento energético do país (petróleo e seus derivados, e gás natural) e um importante porto de carga geral/contentorizada, tendo registado um volume de 46 554 097 t de mercadorias movimentadas no ano de 2021 (APS, 2023). Segundo a mesma fonte, as embarcações que o utilizam são maioritariamente provenientes do norte da Europa e da Península Ibérica, seguidamente são provenientes do Mediterrâneo e do Médio e Extremo Oriente, apresentando as embarcações oriundas de África, da América do Norte e do Oceano Pacífico, e da América do Sul, um menor volume nas atracções registadas.

Tendo o Porto de Sines um intenso tráfego marítimo, que é apontado como a potencial via de introdução de ENI marinhas, tanto através de operações de descarga de águas de lastro (neste porto é efetuada a recolha e o tratamento de resíduos e águas de lastro de navios atracados nos postos de acostagem ou fundeados; APS, 2023), como através de propágulos e outros estados germinais libertados a partir de organismos fixos a cascos de embarcações ou a outras estruturas artificiais, ou até mesmo através de outras atividades humanas (Castro et al., 2022; Gren et al., 2022), existe risco de introdução de espécies marinhas não indígenas através da sua atividade. Além disso, como acima foi referido, a navegação com embarcações de recreio é também uma via de introdução relevante, bem como a aquacultura (Kerr et al., 2005), atividades também desenvolvidas neste porto. Assim, através de todos estes vetores e vias, pode ocorrer introdução secundária de ENI marinhas, primariamente introduzidas noutras áreas marinhas da costa portuguesa, ou de países vizinhos (Chainho et al., 2015). O Porto de Sines possui, igualmente, habitats marinhos relativamente abrigados do ponto de vista do hidrodinamismo (APA, 2015), o que pode permitir o desenvolvimento de comunidades muito diferentes das que ocorrem em áreas vizinhas e mais expostas à ondulação, criando, direta ou

indiretamente, oportunidades de estabelecimento, reprodução e dispersão de ENI (Vasseli et al., 2008).

Por estas razões, nos estudos de Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines (MAPSi), financiados pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve, é há vários anos analisada a ocorrência de ENI em diversos habitats de áreas deste porto e de áreas exteriores adjacentes, tendo tais espécies sido observadas em fundos rochosos, entremarés e submareais, e em fundos sedimentares submareais (CIEMAR, 2021a, 2021b, 2021c).

1.4 – Objetivos gerais

O objetivo geral desta dissertação é o estudo da variação espacial e temporal da presença e abundância de espécies marinhas não indígenas detetadas no Porto de Sines e em áreas adjacentes, e a sugestão de medidas para prevenir e mitigar o impacto destas espécies neste porto. Os objetivos específicos incluem:

- analisar a variação espacial da presença e abundância de espécies marinhas não indígenas detetadas no Porto de Sines através do estudo de comunidades bentónicas em diferentes ambientes (substrato duro entremarés e submareal, natural e artificial);

- analisar a variação espacial e interanual da presença e abundância de espécies marinhas não indígenas detetadas no Porto de Sines através do estudo da comunidade de macrofauna bentónica em substrato móvel submareal.

Deste modo, na presente dissertação pretende-se testar:

- se o número e a abundância de ENI marinhas variaram espacialmente no Porto de Sines;

- se o número e a abundância de ENI marinhas foram maiores no Porto de Sines do que em áreas adjacentes;

- se o número e a abundância de ENI marinhas aumentaram ou diminuíram recentemente no Porto de Sines e em áreas adjacentes.

2 - Material e métodos

2.1 – Área de estudo

Os diferentes estudos aqui apresentados foram realizados no Porto de Sines e em áreas adjacentes (Figura 2). Este porto, e a sua Zona Industrial e Logística, com mais de 2 000 ha, são uma plataforma logística de âmbito internacional com capacidade para receber os grandes atores dos setores marítimo-portuário, industrial e logístico (APS, 2023). Segundo a mesma fonte, este porto pode movimentar diferentes tipos de mercadorias, está aberto ao mar, conta com excelentes acessibilidades marítimas e é dotado de modernos terminais especializados, possuindo:

- cinco terminais comerciais (Terminal de Granéis Líquidos, Terminal Petroquímico, Terminal Multipurpose, Terminal de Gás Natural e Terminal de Contentores);

- um Porto de Recreio;

- e um Porto de Pesca.

Neste porto desenvolvem-se, assim, várias atividades industriais com potencial impacto no ambiente marinho, que pode ocorrer em áreas interiores e adjacentes (APS, 2023), sendo importante recorrer a métodos de monitorização para avaliar a sua evolução, tal como foi sugerido em situações similares por Cairns & Pratt (1993). Os estudos adiante apresentados foram efetuados no âmbito do projeto “Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi”. Esta monitorização, implementada desde 1997 com o financiamento da Administração dos Portos de Sines e do Algarve (APS), e sob a coordenação do Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora desenvolve diversos estudos de avaliação da qualidade de ambientes marinhos no Porto de Sines e em áreas adjacentes.

No âmbito destes diferentes estudos, foram amostradas diversas áreas dentro e fora do Porto de Sines (Figura 2):

- áreas localizadas no Porto de Sines, considerando dois graus de confinamento e de exposição relativa à agitação marítima (áreas expostas – as siglas terminam em “E”; áreas confinadas – as siglas terminam em “C”):

- duas áreas no Terminal de Granéis Líquidos (anteriormente designado de Terminal Petroleiro), sendo uma confinada (Terminal

de Granéis Líquidos confinado – TPC) e, a outra, exposta (Terminal de Granéis Líquidos exposto – TPE);

- uma área exposta no Terminal Petroquímico (Terminal Petroquímico exposto – TQE);
- uma área exposta no Forte do Revelim com substrato artificial na zona entremarés rochosa (Forte do Revelim exposto – FRE);
- duas áreas no Porto de Pesca, sendo uma confinada (Porto de Pesca confinado – PPC) e, a outra, exposta (Porto de Pesca exposto – PPE);
- duas áreas confinadas no Porto de Recreio, tendo uma substrato artificial (Porto de Recreio confinado – PRCa) e, a outra, substrato natural (Porto de Recreio confinado – PRCn) na zona entremarés e submareal rochosa;
- duas áreas expostas no Porto de Serviços, tendo uma substrato artificial (Porto de Serviços exposto – TGEa) e, a outra, substrato natural (Porto de Serviços exposto – TGE n) na zona entremarés e submareal rochosa;
- duas áreas no Terminal Multipurpose, sendo uma confinada (Terminal Multipurpose confinado – TMC) e, a outra, exposta (Terminal Multipurpose exposto – TME);
- duas áreas no Terminal de Contentores (anteriormente designado de Terminal Definitivo de Carga Geral), sendo uma confinada (Terminal de Contentores confinado – TDC) e, a outra, exposta (Terminal de Contentores exposto – TDE);

- áreas exteriores adjacentes localizadas a norte do Porto de Sines: Cabo de Sines norte (CSN) e Cabo de Sines sul (CSS);

- áreas exteriores adjacentes localizadas a sul do Porto de Sines: Vale Marim (VMI), São Torpes (STR), Oliveirinha (OLI), Praia do Burrinho norte (PBN), Praia do Burrinho sul (PBS) e Caniceira (CAN).



Figura 2 – Áreas de amostragem consideradas nos diferentes estudos. A: localização da área de estudo em Portugal continental; B: detalhe da costa alentejana, com destaque para a localização do Porto de Sines e das áreas de amostragem exteriores a este porto; C: localização das áreas de amostragem no Porto de Sines (a branco – áreas confinadas; a verde – áreas expostas; ver explicação das siglas no texto; imagens de satélite obtidas em *Google Earth*).

2.2 – Metodologia de amostragem

2.2.1 - Variação espacial da presença e abundância de ENI em comunidades bentónicas de substrato duro

2.2.1.1 – Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais

No âmbito do projeto MAPSi e, com o objetivo de estudar a colonização e o estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais, nomeadamente de ENI, foi realizada uma experiência manipulativa no Porto de Sines. Nesta experiência foram imersas estruturas artificiais no ambiente marinho do Porto de Sines, durante seis meses, a partir do verão de 2018 (5 de julho). Cada estrutura tinha três placas de PVC (cada placa tinha 10x10 cm e espessura de 5 mm), que foram colocadas em permanente imersão num determinado nível de profundidade (superfície – 1 m abaixo da superfície da água; meio – a meio da coluna de água; fundo – 1 m acima do fundo). As placas de cada estrutura foram fixadas a um cabo de propileno, mantido em tensão por uma poita, fixada na extremidade do cabo e situada junto ao fundo. Estas estruturas foram colocadas em grupos de quatro, nas seguintes quatro áreas do Porto de Sines (Figura 2 e Figura 3):

- em estruturas flutuantes do Porto de Recreio confinado (PRC) e do Terminal de Contentores confinado (TDC);
- numa jangada de aquacultura, junto aos terminais Multipurpose e de Gás Natural (TME);
- e no posto de acostagem do Terminal de Granéis Líquidos confinado (TPC; posto 3A).

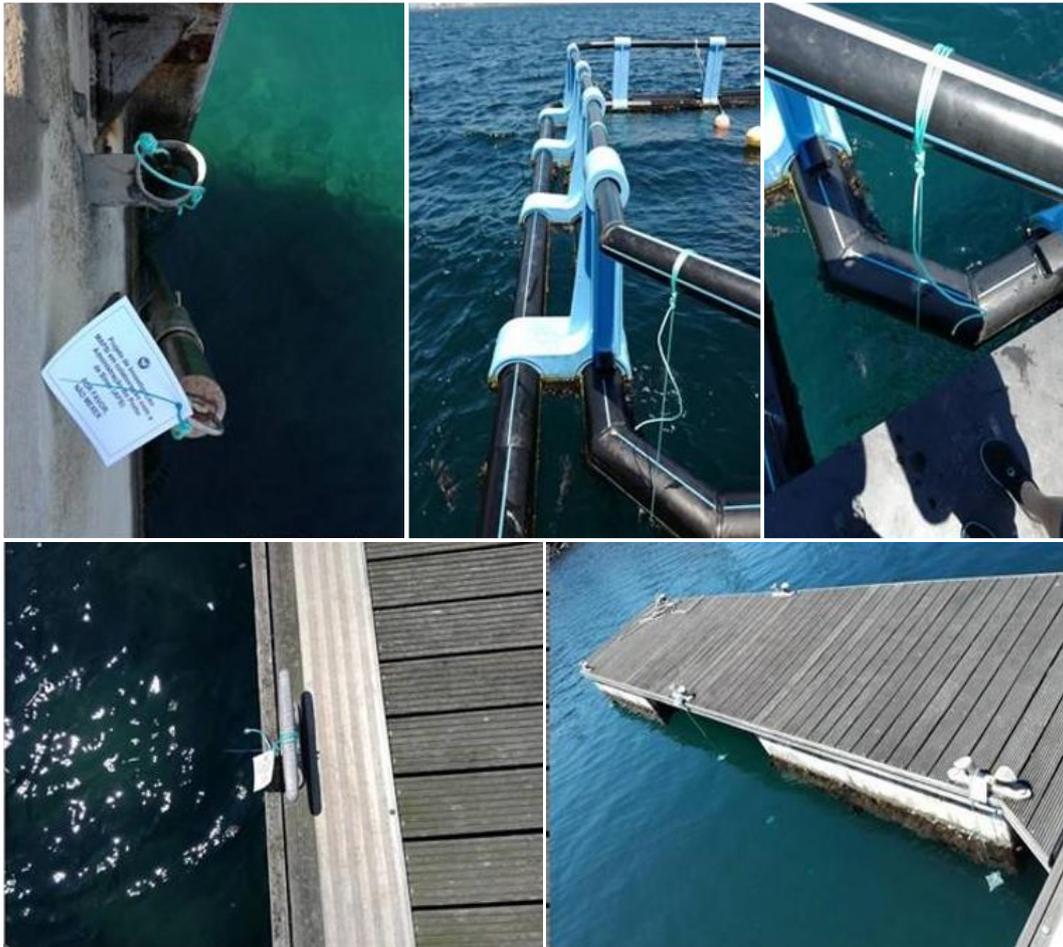


Figura 3 - Locais usados no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais no Porto de Sines, nomeadamente de ENI, realizado no âmbito do projeto MAPSi (áreas de amostragem referidas no texto): posto de acostagem (em cima, à esquerda), jangada de aquacultura (em cima, no meio e à direita) e plataformas flutuantes (em baixo).

2.2.1.2 – Comunidade macrobentónica de substrato duro submareal

O substrato duro submareal (permanentemente submerso) é um dos ambientes analisados nos estudos de monitorização de ambientes marinhos do Porto de Sines (CIEMAR, 2018a). Segundo a mesma fonte, neste porto, este tipo de substrato é maioritariamente artificial, distribuindo-se geralmente sob a forma de molhes de proteção ou cais de acostagem.

No âmbito do projeto MAPSi foi efetuada a monitorização da comunidade de algas e invertebrados macroepibentónicos de fundos rochosos permanentemente imersos, formada por organismos macroscópicos que vivem sobre o fundo ou a ele fixados, e da comunidade de peixes bentónicos e

demersais. A amostragem deste estudo foi efetuada através de censos visuais diretos realizados em mergulho com escafandro autónomo por quatro mergulhadores, com as seguintes tarefas: i) dois mergulhadores estimaram a percentagem de cobertura de algas e invertebrados em áreas de 50x50 cm; ii) um mergulhador amostrou a densidade de peixes, ao longo de transectos em banda; e iii) um mergulhador amostrou a densidade de algas e invertebrados, e características físicas do substrato, ao longo dos mesmos transectos.

Os trabalhos de amostragem deste estudo foram realizados nas áreas apresentadas na Tabela 1, no verão de 2020, em dois períodos: de 9 a 21 de julho e de 4 de agosto a 8 de setembro.

Tabela 1 - Áreas amostradas no estudo da comunidade macrobentónica de substrato duro submareal realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).

Áreas do Porto de Sines		Áreas exteriores ao Porto de Sines	
Confinadas	Expostas		
TPC	TPE	PBN PBS	CSN CSS
TMC	TME		
PRC	TGE		
TDC	TDE		

Os fundos amostrados possuíam 5 a 13 m de profundidade (em relação ao zero hidrográfico, ZH), aproximadamente. A esta profundidade, podem ser facilmente encontrados, no Porto de Sines, substratos adequados para este estudo e a sua observação em mergulho com escafandro autónomo pode ser feita com relativa facilidade e segurança. Para diminuir a variabilidade derivada de diferenças ao nível do substrato, as áreas de amostragem do Porto de Sines foram escolhidas em molhes de proteção, constituídos, à referida profundidade, por blocos de gabro-diorito com dimensões aproximadamente iguais. Este tipo de substrato está presente em todas as áreas amostradas neste porto, mas a idade do afundamento destes blocos varia consoante a data de construção ou reabilitação dos diferentes molhes.

Todo o trabalho de amostragem e identificação taxonómica foi efetuado por investigadores do CIEMAR, no âmbito do projeto MAPSi 2018-2020. Embora não tenha participado nesta fase do projeto, os dados obtidos foram incluídos no presente trabalho de dissertação. Sempre que possível, a identificação taxonómica dos organismos observados foi realizada com base em características morfológicas, sem remover ou danificar os organismos. Nos casos em que tal não foi possível, os exemplares foram fotografados, recolhidos e identificados em laboratório, com a ajuda de manuais adequados (adiante referidos).

A) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura

A estimativa da percentagem de cobertura de algas e invertebrados foi efetuada com recurso a um quadrado de 50x50 cm, tendo a mesma técnica sido também usada para quantificar a cobertura de substrato sem macrorganismos a ele fixos, designado por “rocha livre” (Figura 4). O quadrado usado é dividido em 25 quadrículas iguais, representando, cada uma, 4% da área total. Na amostragem, foi atribuído um valor de percentagem de cobertura entre 0 e 4 a cada *taxon* observado diretamente em cada quadrícula. A percentagem de cobertura total de cada *taxon* por quadrado foi então estimada pelo somatório desse valor em todas as quadrículas onde o respetivo *taxon* foi observado (Dethier et al., 1993). No caso dos *taxa* cuja área total ocupou menos de $\frac{1}{4}$ de uma quadrícula, foi atribuído o valor arbitrário de 0,5% à respetiva percentagem de cobertura.



Figura 4 - Quantificação da percentagem de cobertura de algas e invertebrados macroepibentónicos de substrato duro submareal, por observação direta e com um quadrado de 50x50 cm.

De modo a analisar a variação a menor escala, foram considerados dois locais de amostragem em cada área. Estes locais foram escolhidos de forma aleatória em fundos submareais dominados por substrato duro com baixo declive ($<45^\circ$), evitando superfícies demasiado irregulares, com frestas grandes ou cobertas por areia, e de modo a que a distância entre os dois locais de cada área fosse equivalente a cerca de 20 a 30m. Foram amostradas quatro réplicas em cada local de amostragem.

Tanto as macroalgas, como os macroinvertebrados, foram identificados taxonomicamente até à espécie, sempre que possível. Sempre que não foi possível realizar a identificação *in situ*, os exemplares foram recolhidos e levados para o laboratório para posterior identificação.

No caso dos invertebrados, além de exemplares coloniais sésseis, como ascídias ou esponjas, foram também amostrados indivíduos isolados e móveis (como moluscos gastrópodes e equinodermes).

B) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da densidade

Na quantificação da densidade de algas e invertebrados, foram identificados (até ao nível da espécie) e contados todos os exemplares diretamente observados ao longo de um transecto em banda (Bakus, 2007), com 10 m de comprimento e 2 m de largura, definido por uma fita métrica colocada no fundo (Figura 5). O número de réplicas foi de quatro em cada área. Na amostragem destes organismos, foram contabilizados apenas os indivíduos mais conspícuos (>1 cm), tendo sido evitados buracos e frestas de grande dimensão, e paredes verticais.

No caso dos invertebrados, esta amostragem foi dirigida a espécies com mobilidade reduzida e que podem atingir grande dimensão e ser abundantes na costa alentejana, como estrelas-do-mar, ouriços-do-mar, holotúrias, moluscos cefalópodes e moluscos gastrópodes. Devido à dimensão e distribuição irregular destes animais, a sua amostragem com um quadrado de 50x50 cm pode ser pouco representativa, razão pela qual foi utilizada uma unidade de amostragem maior (transecto de 10x2 m).

Ao nível das algas, pretendeu-se amostrar a abundância de espécies que podem atingir grande dimensão, como é o caso das referidas em inglês como *kelps* e que podem ser abundantes na costa alentejana (por exemplo, *Saccorhiza polyschides* e *Phyllariopsis brevipes*). Devido à sua dimensão e distribuição irregular, e, tal como no caso dos invertebrados com mobilidade reduzida acima referidos, a amostragem destas algas com um quadrado de 50x50 cm pode ser pouco representativa, razão pela qual foi utilizada uma unidade de amostragem maior (transecto de 10x2 m).



Figura 5 - Quantificação da densidade de algas e invertebrados macroepibentónicos de substrato duro submareal, por observação direta ao longo de um transecto em banda.

C) Peixes

A amostragem da comunidade de peixes foi realizada com transectos em banda (Bakus, 2007), definidos por uma fita métrica colocada aleatoriamente no substrato duro. Cada transecto teve 20 m de comprimento e 4 m de largura (2 m para cada lado da referida fita métrica) na amostragem de peixes não crípticos (totalizando 80 m²) ou 2 m de largura na amostragem de peixes com comportamento críptico (totalizando 40 m²). Em cada área, foram amostradas quatro réplicas e em cada réplica, foram identificados e contados os peixes crípticos e não crípticos diretamente observados. A identificação foi realizada até ao nível taxonómico mais baixo possível, tendo a grande maioria dos exemplares observados sido identificada até à espécie. Estas observações foram efetuadas na proximidade do fundo, até cerca de 2 m da superfície do substrato duro, sendo bentónica ou demersal a maioria das espécies observadas, com exceção de

alguns exemplares de espécies pelágicas ou bentopelágicas, como a boga-do-mar (*Boops boops*).

2.2.1.3 – Comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés

O substrato duro entremarés, distribuído verticalmente entre o limite inferior da baixa-mar de marés vivas e o limite superior da preia-mar de marés vivas, é um habitat bem representado no Porto de Sines. Neste porto, o substrato deste tipo é geralmente artificial e ocorre sobretudo em molhes de proteção ou postos de acostagem, estando sujeito a diferentes condições ambientais (por exemplo, de hidrodinamismo). Por outro lado, este habitat possui características ecológicas (elevada biodiversidade e gradientes ambientais bem definidos e acentuados) e práticas (bidimensionalidade, acessibilidade e possibilidade de manipulação experimental *in situ* e de realizar amostragem não destrutiva) adequadas para avaliar o impacte ecológico de atividades humanas (Little & Hiscock, 1989).

Neste estudo, foi analisada a comunidade macroepibentónica que corresponde aos organismos macroscópicos que vivem fixos à superfície do substrato duro entremarés, tanto sésseis (permanentemente fixos), como de mobilidade reduzida.

As variáveis estudadas correspondem ao número de *taxa* e à abundância (densidade ou percentagem de cobertura) de cada *taxon* identificado em cada réplica.

Com o objetivo de testar a variação temporal a pequena escala, a amostragem deste ambiente foi realizada, no âmbito do projeto MAPSi 2018-20, em duas datas aleatoriamente escolhidas, considerando períodos de baixa-mar de marés vivas do verão de 2019. Foram, assim, selecionados os períodos de 17 de junho a 5 de julho (data 1), e de 29 de julho a 5 de agosto (data 2) desse ano.

Para este estudo, foram selecionadas nove áreas no Porto de Sines e quatro no exterior (ver Figura 2 e Tabela 2).

Tabela 2 - Áreas amostradas no estudo quantitativo da comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).

Áreas do Porto de Sines		Áreas exteriores ao Porto de Sines
Confinadas	Expostas	
TPC	TPE	VMI
TMC	TGEa	STR
PRCa	TGE _n	OLI
PRC _n	FRE	CAN
TDC		

Em cada local e data, foram considerados três níveis entremarés, ou de maré, física e biologicamente (com base nos organismos macroepibentónicos mais abundantes) definidos da seguinte forma:

- nível superior (situado acima do nível médio, onde as cracas do género *Chthamalus* são menos abundantes do que no nível médio);
- nível médio (situado acima do nível inferior, na zona média da distribuição vertical de *Chthamalus* e onde este género é mais abundante);
- nível inferior (situado onde ocorre maior abundância de algas, e onde as cracas do género *Chthamalus* são pouco abundantes).

Em VMI não foi amostrado o nível superior porque, nesta área, o substrato duro deste nível de maré não possui as características físicas exigidas para a sua amostragem.

Em cada um dos níveis de maré, foram amostradas, aleatoriamente, quatro réplicas em superfícies rochosas com inclinação inferior a 45° e expostas diretamente à ondulação dominante, tendo-se evitado superfícies demasiado rugosas, fendas, poças de maré e zonas com areia. Cada unidade de amostragem consistiu num quadrado de 50x50 cm, com 49 pontos de intersecção regularmente dispostos (Figura 6). Em cada réplica, foram também contados os organismos macroepibentónicos de mobilidade reduzida (na sua totalidade, moluscos gastrópodes). Em cada réplica, registou-se a presença dos *taxa* de organismos macroepibentónicos que não foram amostrados nos referidos 49 pontos (*taxa raros*). A estes *taxa* menos representados foi atribuída

a abundância de <2%, que corresponde aproximadamente ao valor de abundância estimado em cada ponto de interseção $[(1/49) \times 100]$.



Figura 6 - Amostragem da percentagem de cobertura de organismos macrobentónicos sésseis, *Chthamalus* vazios (muralha de cracas deste género) e de substrato ou rocha livre (sem cobertura de macroepibentos), num quadrado de 50x50 cm.

Com o objetivo de verificar a ocorrência de espécies não amostradas com esta técnica quantitativa, foi também realizada, no âmbito do projeto MAPSi, uma amostragem qualitativa nos mesmos habitats e noutros de substrato duro entremarés. Foram, assim, também amostrados organismos macroepibentónicos em poças de maré, fendas e superfícies rochosas debaixo de pedras e muito inclinadas (com inclinação superior a 45°). Nesta amostragem qualitativa, foi dada particular atenção à eventual ocorrência de espécies macroepibentónicas não indígenas, nomeadamente de espécies deste tipo anteriormente observadas no Porto de Sines, no Alentejo litoral ou na costa continental portuguesa, e referidas em Chainho et al. (2015), Albuquerque (2016), Bercibar (2016), Derungs (2016), Henriques et al. (2016) e Ramos (2016).

Esta amostragem qualitativa foi efetuada em oito das treze áreas utilizadas na monitorização quantitativa de padrões espaciais e temporais de abundância e composição de macroepibentos de substratos duros entremarés (cinco áreas no Porto de Sines e três no exterior; ver Figura 2 e Tabela 3).

Tabela 3 - Áreas amostradas no estudo qualitativo da comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).

Áreas do Porto de Sines		Áreas exteriores ao Porto de Sines
Confinadas	Expostas	
TPC PRCa PRCn TDC	FRE	VMI STR OLI

Esta amostragem foi feita com base em técnicas de amostragem usadas em estudos de eRAS - *extended Rapid Assessment Survey* (ver DAISIE, 2009; HELCOM, 2017), nomeadamente sobre a distribuição de ENI. Os organismos macroepibentónicos dos referidos habitat de substrato duro (poças de maré, fendas, superfícies rochosas debaixo de pedras, e superfícies rochosas muito inclinadas) foram amostrados na zona entremarés de cada área durante um período de 90 minutos (pesquisa temporal). Esta amostragem qualitativa foi igualmente realizada no verão de 2019, numa só data.

Sempre que possível, a identificação taxonómica dos indivíduos observados foi realizada até à espécie e *in situ*, sem remover ou danificar os organismos, utilizando lupas de bolso quando necessário (amostragem quantitativa e qualitativa). Nos casos em que tal não foi possível, os exemplares foram fotografados, recolhidos e identificados em laboratório, com a ajuda de manuais especializados e equipamento ótico de ampliação. No terreno ou no laboratório, a identificação taxonómica dos organismos observados foi realizada com base em características morfológicas.

Realço, ainda, que todo este trabalho de amostragem e identificação taxonómica foi efetuado por investigadores do CIEMAR, no qual eu participei no âmbito do projeto MAPSi 2018-20, sendo os respetivos dados relativos a ENI analisados no presente trabalho de dissertação.

2.2.2 – Variação espacial e interanual da presença e abundância de ENI em comunidades de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal

O substrato móvel submareal analisado corresponde ao sedimento superficial, onde foi analisada a composição físico-química e orgânica (estudo não considerado no âmbito desta dissertação), e a comunidade de macrofauna.

No âmbito de projetos MAPSi, a amostragem do sedimento submareal foi efetuada em datas aleatoriamente escolhidas em períodos de verão. No âmbito do presente trabalho de dissertação, foram considerados os dados das amostragens efetuadas no mês de julho de 2015 e no mês de agosto dos anos de 2009, 2013, 2015 e 2018.

Para este estudo, foram amostradas dez áreas (oito no Porto de Sines e duas no exterior; Figura 2 e Tabela 4).

Tabela 4 - Áreas amostradas no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal realizado no Porto de Sines e em áreas adjacentes (ver localização na Figura 2).

Áreas do Porto de Sines		Áreas exteriores ao Porto de Sines
Confinadas	Expostas	
TPC		
TMC	TQE	
PPC	PPE	OLI
PRC	TDE	STR
TDC		

A amostragem de sedimento submareal foi efetuada com uma metodologia semelhante em todos os projetos de monitorização de ambientes marinhos do Porto de Sines considerados nesta dissertação. Estas colheitas de sedimento foram efetuadas em fundos com profundidade entre 15 a 33 m, com exceção das áreas situadas no Porto de Recreio (PRC) e no Porto de Pesca (PPC), onde, por não existirem estas profundidades, foram amostrados fundos com profundidade entre 5 e 11 m.

A amostragem foi efetuada com uma draga, adaptada do modelo Smith-McIntyre (Holme & McIntyre, 1984), que permite a colheita de sedimento até

cerca de 20 cm de profundidade e numa área de 0,09 m² (Figura 7). Em cada área foram colhidas duas réplicas.



Figura 7 - Amostragem de sedimento submareal a bordo de uma embarcação do Instituto Hidrográfico (IH), utilizando uma draga adaptada do modelo Smith-McIntyre.

Cada réplica foi constituída pela totalidade do sedimento colhido em cada dragagem. O sedimento colhido foi, posteriormente, lavado com um balde com crivo de malha metálica calibrada de 0,5 mm, e o material crivado foi recolhido para posterior fixação e conservação (Figura 8).



Figura 8 - Réplica de sedimento submareal colhida para o estudo da macrofauna bentónica e lavagem de sedimento num balde com rede metálica de malha calibrada com porosidade de 0,5 mm.

Este trabalho de amostragem foi efetuado por investigadores do CIEMAR, tendo eu participado no âmbito de quatro projetos MAPSi, sendo os dados relativos a ENI analisados no presente trabalho de dissertação.

2.3 – Metodologia de análise laboratorial

2.3.1 – Variação espacial da presença e abundância de ENI em comunidades bentónicas

Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais

Após a recolha dos substratos artificiais (Figura 9), os organismos macroepibentónicos foram mantidos vivos durante 1 a 2 dias, imersos em água do mar. A percentagem de cobertura de organismos macrobentónicos sésseis, e de substrato livre (sem macrorganismos), foi estimada em cada face de cada placa (Figura 10) usando um quadrado de 10x10 cm com 25 pontos de intersecção regularmente dispostos. Todos os organismos macroepibentónicos de mobilidade reduzida obtidos em cada placa foram recolhidos e conservados (em álcool etílico a 96^o), para posterior contagem e identificação taxonómica de modo a calcular a densidade de macrofauna móvel em cada estrutura. No âmbito do projeto MAPSi, a identificação taxonómica dos organismos observados foi realizada, sempre que possível, até à espécie, com base em características morfológicas e usando manuais adequados (adiante referidos).



Figura 9 - Recolha de placas de PVC usadas numa experiência manipulativa realizada no Porto de Sines para o estudo da colonização e do estabelecimento de organismos macroepibentónicos, nomeadamente de ENI, em substratos duros artificiais, no âmbito do projeto MAPSi 2018-20. Na imagem da direita, são visíveis diversas espécies de algas e invertebrados fixos numa placa de PVC.



Figura 10 - Placas de PVC (10x10 cm) recolhidas após cerca de seis meses de imersão no ambiente marinho, usadas numa experiência manipulativa realizada no Porto de Sines para o estudo da colonização e do estabelecimento de organismos macroepibentónicos, nomeadamente de ENI, em substratos duros artificiais, no âmbito do projeto MAPSi 2018-20, nas quais são visíveis diversas espécies de algas e invertebrados fixos.

A amostragem e o procedimento laboratorial desta experiência manipulativa foram executados no âmbito do projeto MAPSi 2018-20, contando com a minha participação em todo o planeamento e execução. Os dados resultantes deste estudo relativos a ENI são analisados no presente trabalho de dissertação.

2.3.2 – Variação espacial e interanual da presença e abundância de ENI em comunidades de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal

O material crivado foi preservado com formol a 4% (solução obtida com água do mar), neutralizado com borato de sódio e corado com rosa de Bengala.

Após lavagem das amostras com água, realizou-se a separação macroscópica dos organismos em grandes grupos taxonómicos, e a sua conservação em álcool etílico a 70°. Posteriormente, foi efetuada a sua identificação taxonómica (maioritariamente até à família, mas sempre que possível até à espécie) e a quantificação do número de indivíduos em cada réplica (Figura 11).



Figura 11 - Trabalhos de separação macroscópica e identificação taxonómica da macrofauna colhida no estudo do sedimento submareal.

Todo o trabalho prático e de identificação taxonómica foi efetuado por investigadores do CIEMAR, tendo eu participado no âmbito dos respetivos projetos MAPSi, desenvolvidos entre 2009 e 2020, inclusive, sendo os dados relativos a ENI analisados no presente trabalho de dissertação.

Para estudar a variação espacial e interanual da abundância de espécies marinhas não indígenas em substratos móveis submareais no Porto de Sines e em áreas adjacentes, foi analisada, primeiramente, a base de dados resultante da identificação taxonómica da macrofauna bentónica recolhida neste ambiente marinho no verão de 2015 (nesse ano, esta identificação foi efetuada maioritariamente até à espécie, o que permitiu verificar a ocorrência de espécies marinhas não indígenas). Nessa análise, foram detetadas três ENI pertencendo, respetivamente, a três famílias de anelídeos poliquetas (Serpulidae, Spionidae e Terebellidae), tendo o seu estatuto sido confirmado relativo à origem geográfica mediante pesquisa bibliográfica. Em seguida, foram identificados os organismos

destas três famílias até à espécie (quando possível) nas amostras recolhidas durante o mês de agosto dos anos de 2009, 2013 e 2018, noutros projetos MAPSi.

Este trabalho de identificação taxonómica e de confirmação do estatuto das espécies relativo à origem geográfica foi realizado por mim, com o objetivo de analisar os respetivos dados no presente trabalho de dissertação. A identificação taxonómica dos organismos observados foi realizada com base em características morfológicas e usando manuais adequados (adiante referidos).

A identificação taxonómica, nos diferentes estudos (secções 2.2.1, 2.3.1 e 2.3.2), foi efetuada através de análise morfológica (carecendo de confirmação através da informação genética), com base nos seguintes trabalhos:

- Newton (1931), Dixon & Irvine (1977), Irvine (1983), Hiscock (1986), Fletcher (1987), Cabioc'h et al. (1992, 1995), Neilsen (1992), Maggs & Hommersand (1993), Irvine & Chamberlain (1994), Carrillo & Sansón (1999), Miravales (2008), Berecibar (2016) e Guiry & Guiry (2021), no caso da identificação das macroalgas;

- Koehler (1921), Bouvier (1923, 1940), Chevreux & Fage (1925), Cuénot (1925, 1932), Harant & Vernières (1933, 1938), Pruvot-Fol (1954), Prenant & Bobin (1966), Alvarez (1968), Millar (1970), Graham (1971, 1988), Monniot (1974), Fauvel (1975, 1977), Tebble (1976), Gibbs (1977), Lincoln (1979), Campoy (1982), Prudhoe (1982), Tebble & Chambers (1982), Holdich & Jones (1983), Mauchline (1984), Chambers (1985), George & Hartmann-Schröder (1985), Jones & Baxter (1987), Crothers (1988), Manuel (1988), Thompson (1988), Athersuch et al. (1989), Pleijel & Dales (1991), Chambers & Garwood (1992), Hawkins & Jones (1992), Smaldon et al. (1993), Cornelius (1995), Falciai & Minervini (1995), Hayward & Ryland (1995), Saldanha (1995), Ingle (1996), Hayward et al. (1996), Macedo et al. (1999), San Martín (2003), Viéitez et al. (2004), Campbell (2006), Parapar et al. (2012, 2015), Naylor & Brandt (2015), Albuquerque (2016), Derungs (2016), Henriques et al. (2016) e Ramos (2016), no caso da identificação dos macroinvertebrados.

As referências taxonómicas foram atualizadas de acordo com *WoRMS* – *World Register of Marine Species* (Appeltans et al., 2021) e, no caso das algas, de acordo com *AlgaeBase* (Guiry & Guiry, 2021).

2.4 – Análise de dados

Definição da origem e distribuição geográfica

Para a definição da origem e distribuição geográfica das espécies identificadas, ou seja, para verificar o seu estatuto como indígenas, não indígenas, criptogénicas ou com estatuto desconhecido, foram realizadas pesquisas em diversos trabalhos científicos. Foram consideradas nativas (ou indígenas) as espécies cuja distribuição nativa inclui Portugal continental; não indígenas as espécies introduzidas por ação humana, intencional ou não intencional; criptogénicas as que não se sabe se são nativas ou não indígenas, por não haver informação conclusiva relativamente à sua origem geográfica, distribuição histórica ou introdução (Moreno et al., 2006; Souza et al., 2009b; Tsiamis et al., 2021); e com estatuto desconhecido as que possuem distribuição geográfica desconhecida ou que não foram possíveis de identificar até à espécie.

A distribuição nativa das ENI detetadas foi classificada em regiões oceânicas e continentais. Assim, e com base em Spalding et al. (2007), as regiões oceânicas, continentais e ecorregiões consideradas neste estudo são as seguintes: América do Sul temperada, Atlântico tropical, Australásia temperada, Indo-Pacífico central, Indo-Pacífico oriental, Oceano Antártico, Pacífico leste tropical e Pacífico norte temperado. No caso das espécies cuja distribuição nativa não se encontra definida nas obras consultadas, a mesma foi classificada como desconhecida.

De acordo com os respetivos trabalhos consultados e mencionados na secção de referências bibliográficas, e tendo em conta a categorização das vias e vetores de introdução da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) e conforme interpretado pela IUCN (2017), a(s) via(s) e/ou o(s) vetor(es) de possível introdução para cada espécie observada foram selecionados tendo em conta vários fatores, como, por exemplo, a distribuição nativa, as características do seu ciclo de vida, e a(s) via(s) e/ou o(s) vetore(s) de introdução identificados noutros locais e que podem ter sido usados na sua introdução primária ou secundária no Porto de Sines. É de salientar que a algumas ENI foi atribuída mais do que uma possibilidade de introdução e que, quando as informações consultadas não suportam qualquer indicação acerca da intervenção de uma provável via de introdução ou há um grande número de processos de transporte

que podem ter estado envolvidos, as vias e/ou vetores de introdução foram designados como desconhecidos.

Com o objetivo de averiguar a potencial origem das ENI observadas no Porto de Sines, foram também analisados dados cedidos pela Administração do Porto de Sines e do Algarve (APS), relativos ao tráfego marítimo das embarcações comerciais que utilizaram os diversos terminais do Porto de Sines em 2018, 2019 e 2020. Estes dados incluem a informação do porto de partida (região geográfica de origem), bem como da(s) escala(s) efetuada(s) pelas embarcações até à sua acostagem nos diversos terminais do Porto de Sines. Quanto às rotas marítimas efetuadas pelas diversas embarcações comerciais, as mesmas foram estabelecidas consoante a região geográfica de origem e considerando as ligações marítimas apresentadas pela APS na sua página de internet (APS, 2023).

Aspetos gerais das análises estatísticas realizadas

Todas as análises estatísticas multivariadas foram realizadas usando o programa PRIMER 7 & PERMANOVA+ (Clarke & Gorley, 2006), baseado em Clarke & Warwick (2001) e Anderson et al. (2008). Foram também utilizadas, na maioria das análises, técnicas de ordenação de MDS (*non-metric multidimensional scaling*) (Clarke & Warwick, 2001) com sobreposição dos vetores das variáveis resposta (espécies) mais correlacionadas (correlação de Pearson) com os eixos. O tamanho e a direção destes vetores indicam a magnitude e o sinal da correlação de Pearson entre cada espécie e cada eixo do gráfico. Quando foram testadas diferenças significativas entre áreas, níveis verticais ou anos (consoante os estudos, ver adiante), foram feitas análises multivariadas de variância com permutações (PERMANOVA), segundo Anderson (2001), e de dispersão (PERMDISP), segundo Anderson (2006). Em algumas situações, os resultados dos testes PERMDISP foram significativos, mesmo depois dos dados terem sido transformados. Nestes casos, a interpretação dos resultados das respetivas PERMANOVA deve ser feita com cautela, uma vez que as diferenças observadas podem não ser devidas à

dissimilaridade entre os níveis do fator analisado, mas sim devido à dispersão das réplicas (Anderson, 2006), devendo ser tidos em consideração os resultados observados nos respectivos gráficos de ordenação. Quando se verificaram diferenças significativas entre níveis de um fator, foram realizados testes de comparação múltipla entre os diferentes níveis desse fator (*Pair-wise tests*, segundo Anderson, 2001) e análises de similaridade (SIMPER, segundo Clarke & Warwick, 2001) para compreender quais as espécies/*taxa*/estatuto mais responsáveis pela variação detetada.

2.4.1 – Variação espacial da presença e abundância de ENI em comunidades bentónicas

2.4.1.1 – Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais

As análises utilizadas, assim como o respetivo delineamento encontram-se sumarizadas na Tabela 5. Foram efetuadas quatro análises em que foram utilizadas quatro matrizes de variáveis resposta, nomeadamente:

- dados do número de *taxa* por estatuto relativo à origem (espécies nativas, não indígenas e com estatuto desconhecido) em cada área;
- dados da presença ou ausência de 25 ENI identificadas nas várias áreas e níveis verticais;
- dados da densidade de 8 ENI (espécies móveis) que foram identificadas nas várias áreas e níveis verticais;
- dados da percentagem de cobertura de 17 ENI (espécies sésseis) que foram identificadas nas várias áreas e níveis verticais.

Com exceção da análise ao número de *taxa* por estatuto relativo à origem, foram consideradas as quatro áreas onde foi feito este estudo (TPC, TME, PRC e TDC). No caso do número de *taxa* por estatuto relativo à origem não foi considerada a área TME, uma vez que só foram recuperadas duas das quatro estruturas com placas de superfície e meio. Em todas as análises foi considerado o coeficiente de Bray-Curtis como medida de similaridade (Bray & Curtis, 1957), tendo os dados sido transformados por raiz quadrada no caso das matrizes das 8 ENI e das 17 ENI, de modo a reduzir o peso das espécies muito abundantes

(recomendação com base em Clarke & Warwick, 2001). Para todas as análises, a replicação foi a estrutura artificial, ou seja, foi considerada a presença-ausência de ENI nas várias placas de cada estrutura/nível vertical/área ou medido a percentagem de cobertura ou a densidade de ENI em cada estrutura/nível vertical/área.

Tabela 5 - Análises estatísticas efetuadas, e respetivo delineamento experimental, no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais realizado no Porto de Sines.

Variável-resposta	Análise estatística	Fatores	N.º de réplicas
Número de taxa por estatuto relativo à origem	PERMANOVA	Área (fator fixo, ortogonal, 3 níveis - TPC, PRC, TDC)	2 - 4
Presença/ausência de 25 ENI	PERMANOVA PERMDISP MDS SIMPER	Área (fator fixo, ortogonal, 4 níveis – TPC, PRC, TDC, TME) Nível vertical (fator fixo, ortogonal, 3 níveis – fundo, meio, superfície)	2 - 4
Densidade de 8 ENI (espécies móveis)	PERMANOVA PERMDISP MDS SIMPER	Área (fator fixo, 4 níveis – TPC, PRC, TDC, TME) Nível Vertical (fator fixo e ortogonal com área, 3 níveis – fundo, meio, superfície)	2 - 4
Percentagem de cobertura de 17 ENI (espécies sésseis)	PERMANOVA PERMDISP MDS SIMPER	Área (fator fixo, 4 níveis – TPC, PRC, TDC, TME) Nível Vertical (fator fixo e ortogonal com área, 3 níveis – fundo, meio, superfície)	2 - 4

2.4.1.2 – Comunidade macrobentônica de substrato duro submareal

A) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura

Inicialmente foram extraídos os dados relativos às ENI identificadas pela metodologia de quantificação da percentagem de cobertura, tendo sido calculada a média da percentagem de cobertura de cada ENI observada em cada data de amostragem e área. Os dados relativos à abundância média por data das três ENI identificadas nesta comunidade foram analisados através de uma análise PERMANOVA, com o fator área, que foi considerado um fator fixo com 8 níveis (TPC, PRC, TPE, TGE, CSN, CSS, PBN e PBS). Foram utilizadas duas réplicas que correspondem aos valores médios obtidos por data de amostragem. Nesta análise, não foram consideradas as áreas TMC e TDE (por não terem sido observadas ENI nestas áreas), e TME e TDC (porque nestas áreas não foram observadas ENI numa das datas de amostragem, logo estas áreas não tinham replicação). Os dados foram transformados com raiz quadrada e foi calculada a respetiva matriz de similaridade com o coeficiente de Bray-Curtis. Também foi feita a análise de PERMDISP ao fator área, bem como o respetivo gráfico de MDS.

2.4.1.3 – Comunidade macrobentônica de substrato duro entremarés

Inicialmente foram extraídos os dados de ENI da base de dados obtida no estudo sobre esta comunidade. Não foram encontradas ENI na amostragem quantitativa de padrões espaciais e temporais, tendo apenas sido encontradas ENI na amostragem qualitativa. Em seguida, foram consideradas duas matrizes de resposta:

- na primeira, as variáveis foram o número de *taxa* de cada estatuto relativo à origem (espécies nativas, não indígenas e com estatuto desconhecido) registadas em cada área;

- e, na segunda, foi a presença ou ausência de cada ENI detetada em cada área.

Para ambas matrizes foram calculadas as respectivas matrizes de similaridade utilizando o coeficiente de Bray-Curtis.

Em ambas as análises, apenas foi aplicada a técnica de ordenação de MDS, pois não existia replicação para permitir realizar análises estatísticas de variação entre áreas.

3 – Resultados

No total dos estudos analisados foram catalogadas 32 ENI, incluídas em 9 Filos (Tabela 6 e Tabela 7). A maioria destas espécies pertence a Filos de macroalgas (Filos Chlorophyta, Rhodophyta e Ochrophyta, com 28%), e aos Filos Annelida (22%), Arthropoda (19%), Chordata (16%) e Bryozoa (9%), sendo o Filo dos anelídeos o que apresentou um maior número destas espécies (Figura 12).

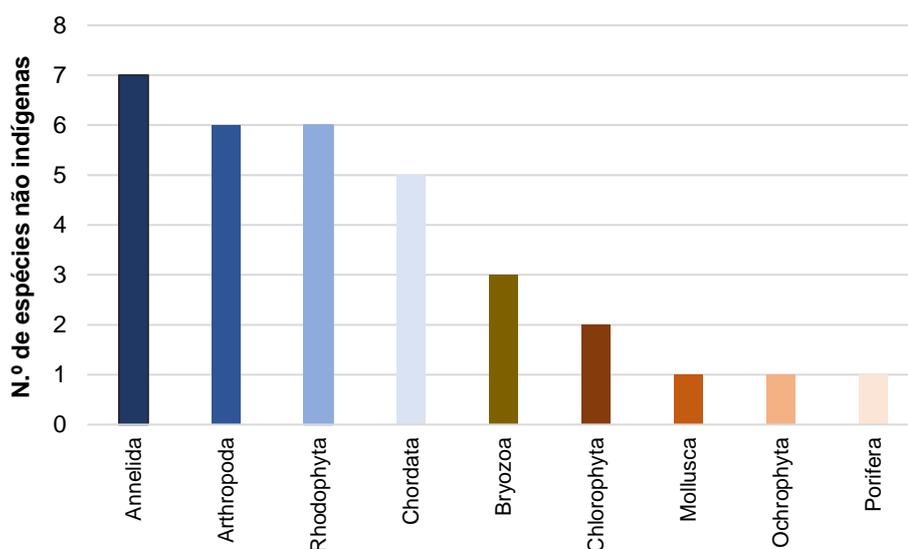


Figura 12 - Número de ENI, por Filo, observadas em estudos de comunidades bentónicas realizado entre 2009 e 2020 no Porto de Sines e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi.

Tabela 6 - ENI de macroalgas observadas nos diferentes estudos referidos nesta dissertação: Filo a que pertencem, ano do primeiro registo em Portugal continental (PT) e em Sines, áreas do Porto de Sines e exteriores adjacentes onde foram observadas nestes estudos, região de distribuição nativa, possíveis vias e vetores de introdução em ambientes marinhos portugueses (“Incrustação” corresponde à incrustação em cascos de embarcações), e referências bibliográficas consultadas para definir a distribuição nativa e possíveis vias e/ou vetores de introdução. Os estudos em que estas ENI foram detetadas no Porto de Sines são indicados em números sobrescritos: 1) colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais; 2) comunidade de substrato duro submareal; 3) estudo qualitativo realizado no substrato duro entremarés; 4) comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal.

Taxa	Ano primeiro registo PT	Ano primeiro registo Sines	Área	Distribuição nativa	Via e/ou vetor de introdução	Referências
Chlorophyta						
<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i>	2005	2019	TDC ¹ PRCn ³	Pacífico norte temperado	Aquacultura Incrustação	Silva, 1955; Coffin & Stickney, 1967; Gagnon et al., 2011; Blanco et al., 2020; CIEMAR, 2021a, 2021c
<i>Codium intertextum</i>	2003	2003	VMI ³	Indo-Pacífico central	Incrustação	Ferreira et al., 2006; de Oliveira-Carvalho et al., 2010
Ochrophyta						
<i>Colpomenia peregrina</i>	1932	2004	PRC, TDC, TPC ¹ FRE, PRCa, PRCn, VMI, OLI ³	Pacífico leste tropical	Aquacultura Incrustação	De Mesquita Rodrigues, 1963; Hewitt et al., 2004; Mineur et al., 2007
Rhodophyta						
<i>Anotrichium furcellatum</i>	1970	1970	PRC, TDC, TME ¹ TDC, PBN, PBS ² PRCa ³	Pacífico norte temperado	Incrustação	Ardre, 1970; Levring, 1974; Arenas et al., 2006; Chainho et al., 2015
<i>Antithamnion amphigeneum</i>	2004	2004	TPC ¹ PRCa ³	Indo-Pacífico central	Incrustação	Secilla et al., 1997; Boudouresque & Verlaque, 2010; Berecibar, 2011
<i>Antithamnion densum</i>	2004	2004	PRC, TPC ¹	Indo-Pacífico oriental	Desconhecido	Araújo et al., 2009; Berecibar, 2011; Celestino, 2013; Chainho et al., 2015
<i>Asparagopsis armata</i>	1951	1970	TME ¹ CSN, CSS, TPC, TPE, PRC, TGE, PBN, PBS ² TPC, FRE, VMI, STR, OLI ³	Australásia temperada	Incrustação	Palminha, 1951; Ardre, 1970; Kraan & Barrington, 2005; Araújo et al., 2009; Berecibar, 2011
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	2004	2004	PRC, TPC ² PRCa ³	Indo-Pacífico central	Aquacultura Incrustação	Streftaris & Zenetos, 2006; Andreakis et al., 2007; Celestino, 2013
<i>Centroceras clavulatum</i>	1970	2009	PRC, TDC, TPC ¹ PRCa, PRCn, VMI, STR ³	América do Sul temperada	Incrustação	Ardre, 1970; Minchin, 2001; Hewitt et al., 2004; Won et al., 2009; Soares, 2010

Tabela 7 - ENI de macrofauna observadas nos diferentes estudos referidos nesta dissertação: Filo a que pertencem, ano do primeiro registo em Portugal continental (PT) e em Sines, áreas do Porto de Sines e exteriores adjacentes onde foram observadas nestes estudos, região de distribuição nativa, possíveis vias e vetores de introdução em ambientes marinhos portugueses (“Incrustação” corresponde à incrustação em cascos de embarcações), e referências bibliográficas consultadas para definir a distribuição nativa e possíveis vias e/ou vetores de introdução. Os estudos em que estas ENI foram detetadas no Porto de Sines são indicados em números sobrescritos: 1) colonização e estabelecimento de organismos marinhos em substratos duros artificiais; 2) comunidade de substrato duro submareal; 3) estudo qualitativo realizado no substrato duro entremarés; 4) comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal.

Taxa	Ano primeiro registo		Área	PRC, TPC, TME ¹	Via e/ou vetor de introdução	Referências
	PT	Sines				
Annelida						
<i>Branchiomma bairdi</i>	-	2019	TDC ¹	Atlântico tropical	Incrustação	Tovar-Hernández et al., 2009; Ramalhosa et al., 2014; López & Richter, 2017; MAPSi, 2021c
<i>Euchone incolor</i>	2017	2019	TPC ¹ PRC ¹	Atlântico tropical	Desconhecido	Martínez & Adarraga, 2001; Gil, 2011; López & Richter, 2017; MAPSi, 2021c
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	1979	2019	FRE, PRCa, TDC ³	Australásia temperada e Indo-Pacífico ocidental	Águas de lastro Aquacultura Incrustação	Zibrowius & Thorp, 1989; Eno et al., 1997; Gollasch et al., 2002; Moreno, 2004; MAPSi, 2021a, 2021c
<i>Hydroides operculata</i>	-	2015	PPC ⁴	Indo-Pacífico ocidental	Águas de lastro Incrustação	Çinar, 2006; Alcázar & San Martín, 2016; CIEMAR, 2018b; Tsiamis et al., 2018
<i>Perinereis linea</i>	-	2019	TDC ¹	Indo-Pacífico ocidental	Isco vivo	Arias et al., 2013; MAPSi, 2021b
<i>Pista unibranchia</i>	-	2009	TPC, PPE, PPC, PRC, TMC, TDC ⁴ TPC ¹	Indo-Pacífico ocidental	Águas de lastro Incrustação	Redondo & San Martín, 1997; Martínez & Adarraga, 2006; Occhipinti-Ambrogi et al., 2011; CIEMAR, 2018b
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	1994	2009	TPC, TQE, PPE, PPC, PRC, TMC, TDC, TDE ⁴	Pacífico norte temperado	Águas de lastro Incrustação	López-Jamar et al., 1995; Hewitt et al., 2004; Inglis et al., 2005; Ravara & Moreira, 2013; Zorita et al., 2013; CIEMAR, 2018b
Arthropoda						
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	1974	2019	PRC, TDC, TPC, TME ¹ TPC, PRCa, PRCn, STR, OLI ³	Indo-Pacífico central	Águas de lastro Incrustação	Saldanha, 1974; deRivera et al., 2005; Carlton et al., 2011; Chen et al., 2014; Chainho et al., 2015; MAPSi, 2021a, 2021c
<i>Aoroides longimerus</i>	-	2019	PRC, TDC, TPC, TME ¹	Pacífico norte temperado	Águas de lastro Aquacultura Incrustação	Gouillieux et al., 2016; Ulman et al., 2017; Ulman, 2018 ; MAPSi, 2021c
<i>Austrominius modestus</i>	1956	2019	TDC, TME ¹	Indo-Pacífico central	Águas de lastro Incrustação	Zenetos et al., 2010; Glenner et al., 2021; MAPSi, 2021c
<i>Jassa slatteryi</i>	2017	2019	PRC, TDC, TPC, TME ¹	Atlântico norte temperado	Incrustação	Costello et al., 2001; Beermann et al., 2020; MAPSi 2021c
<i>Sinelobus stanfordi</i>	-	2019	PRC, TDC, TPC, TME ¹	Desconhecida	Águas de lastro Aquacultura Incrustação	Wonham & Carlton, 2005; van Haaren & Soors, 2009; MAPSi, 2021c

Tabela 7 (continuação)

Taxa	Ano primeiro registo PT	Sines	Área	Distribuição nativa	Via e/ou vetor de introdução	Referências
Arthropoda						
<i>Stenothoe georgiana</i>	2011	2019	PRC, TPC, TME ¹	Atlântico tropical	Águas de lastro Aquacultura Incrustação	Ulman et al., 2017; Martinez-Laiz et al., 2020 ; MAPSi, 2021c
Bryozoa						
<i>Bugula neritina</i>	1984	2019	PRC, TDC ¹ TPC ³	Desconhecida	Águas de lastro Incrustação	Mackie et al., 2006; Marchini et al., 2007; Ryland et al., 2011; Seebens et al., 2017; MAPSi, 2021a, 2021c
<i>Tricellaria inopinata</i>	2004	2019	PRC ¹	Indo-Pacífico central	Águas de lastro Incrustação	Marchini et al., 2007; Ulman et al., 2017 ; MAPSi, 2021c
<i>Watersipora subtorquata</i>	2004	2019	PRC, TDC, TPC, TME ¹ TPC, FRE, PRCa, PRCn, TDC, OLI ³	Atlântico tropical	Aquacultura Incrustação	Ryland et al., 2009; Vieira et al., 2014; MAPSi, 2021a, 2021c
Chordata						
<i>Botryllus schlosseri</i>	1970	2019	PRC ¹ PRCn, VMI, STR, OLI ³	Desconhecida	Águas de lastro Aquacultura Incrustação	Carver et al., 2006; Canning-Clode et al., 2008; Yund et al., 2015; MAPSi, 2021a, 2021c; Ramalhosa et al., 2021; Castro et al., 2022
<i>Corella eumyota</i>	2008	2019	PRC, TPC ¹ PRCa, PRCn ³	Oceano Antártico	Incrustação	Arenas et al., 2006; Collins et al., 2010; El Nagar et al., 2010; MAPSi, 2021a, 2021c
<i>Distaplia corolla</i>	2016	2019	PRCa, STR ³	Atlântico tropical	Incrustação	Monniot & Monniot, 1983; Wirtz, 2006; Canning-Clode et al., 2013; MAPSi, 2021a
<i>Microcosmus squamiger</i>	2006	2019	TDC ¹	Indo-Pacífico central	Águas de lastro Incrustação	Turon et al., 2007; Ulman et al., 2017; MAPSi, 2021c
<i>Styela plicata</i>	1993	2019	PRCa, PRCn, TDC ³	Indo-Pacífico central	Águas de lastro Aquacultura Incrustação	Hewitt et al., 2004; El Nagar et al., 2010; MAPSi, 2021a; Ramalhosa et al., 2019; 2021
Mollusca						
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1978	2019	PRC, TPC, TME ¹	Australásia temperada	Águas de lastro Incrustação	Kerans et al., 2005; Alonso et al., 2019; MAPSi, 2021c
Porifera						
<i>Paraleucilla magna</i>	2006	2019	PRCa, TDC, STR ³	Atlântico tropical e América do Sul temperada	Incrustação	Klautau et al., 2004; Longo et al., 2007; Guardiola et al., 2016; Bachetarzi et al., 2019 ; MAPSi, 2021a

A maioria das ENI observadas é originária de regiões do Pacífico (dezoito espécies) e do Atlântico (sete espécies; Figura 13).

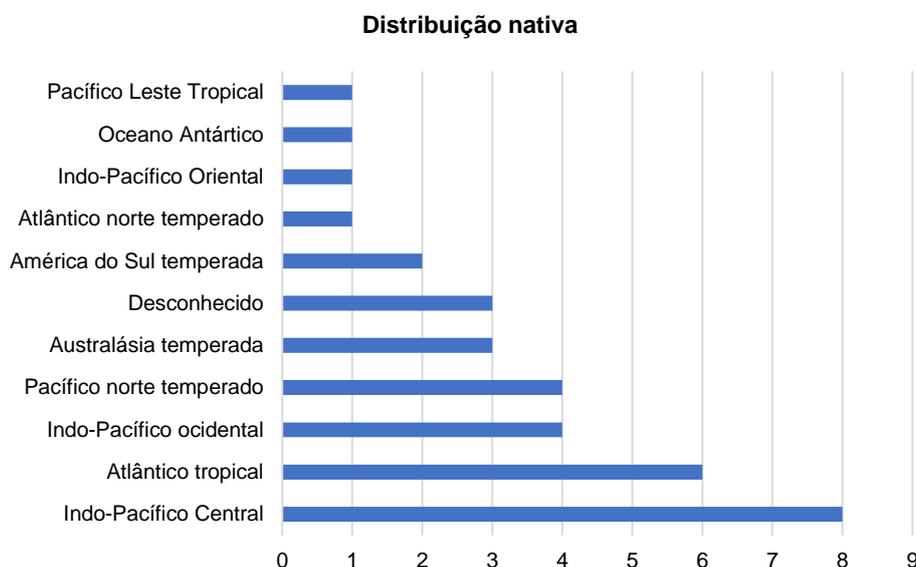


Figura 13 - Distribuição nativa das ENI observadas em estudos de comunidades bentônicas realizado entre 2009 e 2020 no Porto de Sines e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi.

A(s) via(s) e o(s) vetor(es) de introdução mais prováveis de cada ENI identificada nos diferentes estudos são:

- via transporte clandestino, principalmente através dos vetores de águas de lastro e da incrustação no casco de embarcações (nas Tabela 6 e Tabela 7 estes vetores surgem designados por águas de lastro e incrustação);

- via transporte de contaminantes (podem ser contaminantes em isco, animais, plantas, sementes, entre outros), em particular espécies introduzidas involuntariamente como contaminantes presentes em animais que derivam, na maioria dos casos, do comércio da aquacultura (nas Tabela 6 e Tabela 7) este vetor surge designado por aquacultura);

- via fuga de confinamento, nomeadamente através do vetor isco vivo;

- e desconhecido.

Os vetores relacionados com o transporte clandestino são os mais prováveis de introdução da maioria das ENI identificadas nestes diferentes estudos (Figura 14), sendo a incrustação em cascos das embarcações (bioincrustação), comum a vinte e nove espécies, seguida pelas águas de lastro,

comum a quatorze espécies. A possível via de transporte de contaminantes, nomeadamente por atividades de aquacultura, foi comum a onze espécies (Figura 14). É, ainda, desconhecido a via e/ou vetor de introdução de duas espécies (*Antithamnion densum* e *Euchone incolor*) e uma espécie pode ter sido introduzida por comércio de isco (*Perinereis lineata*).

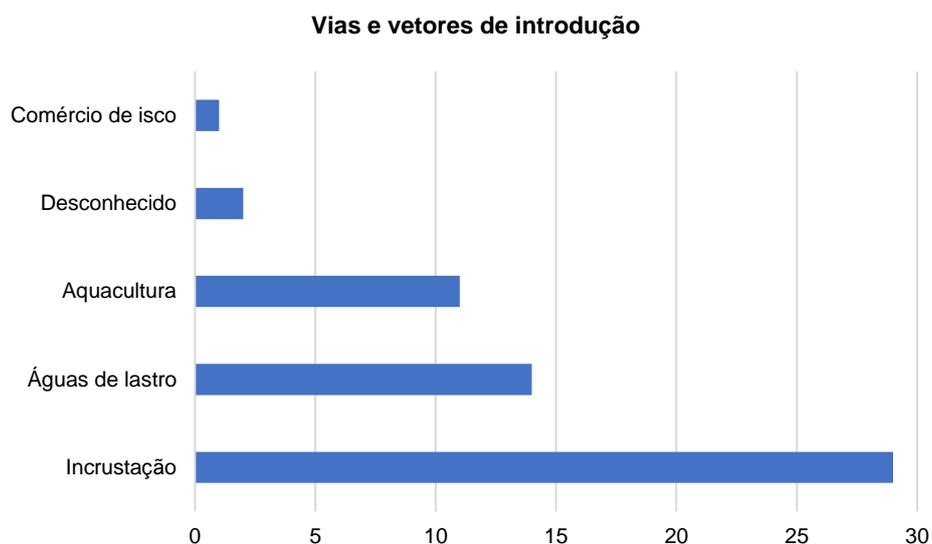


Figura 14 - Possíveis vias e vetores de introdução em ambientes marinhos portugueses das ENI observadas em estudos de comunidades bentónicas realizadas entre 2009 e 2020 no Porto de Sines e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi (“Incrustação” corresponde a incrustações em cascos de embarcações).

Considerando todas as áreas estudadas (vinte e duas), as áreas interiores confinadas (substrato artificial) são as que registaram um maior número de ENI, nomeadamente as de PRC (24), TDC (19) e TPC (18 ENI; Tabela 8). É importante referir que nestas três áreas foram efetuados os cinco estudos analisados na presente dissertação. Por sua vez, em TGEN e CAN, uma área do Porto de Sines e uma área exterior, respetivamente, não foram detetadas ENI (razão pela qual não se encontram representadas na Tabela 8). Nestas áreas apenas foi efetuado um estudo, nomeadamente da comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés no Porto de Sines. Já em TPE, TGEa, CSS e CSN (duas áreas do Porto de Sines e duas áreas exteriores, respetivamente), apenas foi detetada uma ENI (*Asparagopsis armata*) através da análise da comunidade macrobentónica de substrato duro submareal do Porto de Sines, nomeadamente

do estudo de algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura. Em TQE e TDE, foi igualmente detetada uma ENI (*Pseudopolydora paucibranchiata*) através do estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal do Porto de Sines.

Tabela 8 - ENI observadas nos diferentes estudos referidos nesta dissertação, realizados entre 2009 e 2020, em áreas do Porto de Sines (confinadas e expostas) e em áreas exteriores adjacentes, no âmbito de projetos MAPSi. Nota: as áreas TGEa e CAN não estão representadas nesta tabela por não se terem observado ENI. Legenda: ■ colonização e estabelecimento de organismos marinhos em substratos duros artificiais; ■ comunidade de substrato duro submareal; ■ estudo qualitativo do substrato duro entremarés; ■ comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal.

Filos	Espécies	Áreas confinadas					Áreas expostas							Áreas exteriores e adjacentes							
		TPC	PPC	PRC	TMC	TDC	TGEa	TPE	TQE	FRE	PRCn	PPE	TME	TDE	CSS	CSN	VMI	STR	OLI	PBN	PBS
Chlorophyta	<i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i>					■					■										
	<i>Codium intertextum</i>																■				
Ochrophyta	<i>Colpomenia peregrina</i>	■		■	■	■			■	■							■				
Rhodophyta	<i>Anotrichium furcellatum</i>			■	■	■							■						■	■	
	<i>Antithamnion amphigeneum</i>	■		■																	
	<i>Antithamnion densum</i>	■		■																	
	<i>Asparagopsis armata</i>	■	■	■			■	■		■			■		■	■	■	■	■	■	■
	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	■		■	■																
	<i>Centroceras clavulatum</i>	■		■	■	■				■						■	■				
Annelida	<i>Branchiomma bairdi</i>					■															
	<i>Euchone incolor</i>	■																			
	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>			■	■	■			■												
	<i>Hydroides operculata</i>		■																		
	<i>Perinereis linea</i>																				
	<i>Pista unibranchia</i>	■	■	■	■	■						■									
	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	■	■	■	■	■			■				■								
Arthropoda	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	■	■	■	■	■				■			■					■	■		
	<i>Aoroides longimerus</i>	■		■		■							■								
	<i>Austrominius modestus</i>					■							■								
	<i>Jassa slatteryi</i>	■		■		■							■								
	<i>Sinelobus stanfordi</i>	■		■		■							■								
Bryozoa	<i>Stenothoe georgiana</i>	■		■		■							■								
	<i>Bugula neritina</i>	■		■		■															
	<i>Tricellaria inopinata</i>			■		■							■								
Chordata	<i>Watersipora subtorquata</i>	■	■	■		■	■		■	■			■					■			
	<i>Botryllus schlosseri</i>			■		■											■	■	■		
	<i>Corella eumyota</i>	■		■		■															
	<i>Distaplia corolla</i>			■		■												■			
	<i>Microcosmus squamiger</i>			■		■															
Mollusca	<i>Styella plicata</i>			■		■															
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	■		■		■							■								
Porifera	<i>Paraleucilla magna</i>			■		■															
	Estudos	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Foram analisados dados de tráfego marítimo e comercial relativos às embarcações que utilizam o Porto de Sines em 2018, 2019 e 2020, e fornecidos pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve (APS) para identificar a sua origem geográfica e as rotas utilizadas.

Entre 2018 e 2020, inclusive, o Porto de Sines recebeu 3 858 embarcações comerciais nos seus diversos terminais, provenientes de outros portos. Estas embarcações iniciaram as suas rotas em diversas regiões geográficas (Tabela 9). As embarcações provenientes do norte da Europa e da Península Ibérica são as mais abundantes (69,4%) nesta análise, seguidas pelas provenientes do Mediterrâneo e do Médio e Extremo Oriente (24,7%). As embarcações oriundas de África, da América do Norte e do Oceano Pacífico, e da América do Sul não representam mais de 6% do total de atracções assim registadas. Os países cujos portos de origem apresentam tais ligações comerciais marítimas com o Porto de Sines nos anos de 2018, 2019 e 2020 são apresentados na Figura 15.

Tabela 9 - Tráfego de embarcações comerciais, por região geográfica de origem e rota marítima internacional, operadas pelo Porto de Sines em 2018, 2019 e 2020. Dados cedidos pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve.

Rota marítima	Região geográfica de origem	N.º de embarcações	% por rota
Norte da Europa e Península Ibérica	Ártico	2	69,4%
	Atlântico nordeste	2 674	
Mediterrâneo, Médio Oriente e Extremo Oriente	Mediterrâneo	881	24,7%
	Mar Negro	15	
	Pacífico noroeste	5	
	Pacífico sudoeste	4	
	Índico	49	
América do Norte e Oceano Pacífico	Atlântico noroeste	136	5,6%
	Pacífico nordeste	4	
	Golfo do México e Caraíbas	66	
	Pacífico sudeste	10	
África	Atlântico sudeste	8	0,2%
América do Sul	Atlântico sudoeste	4	0,1%

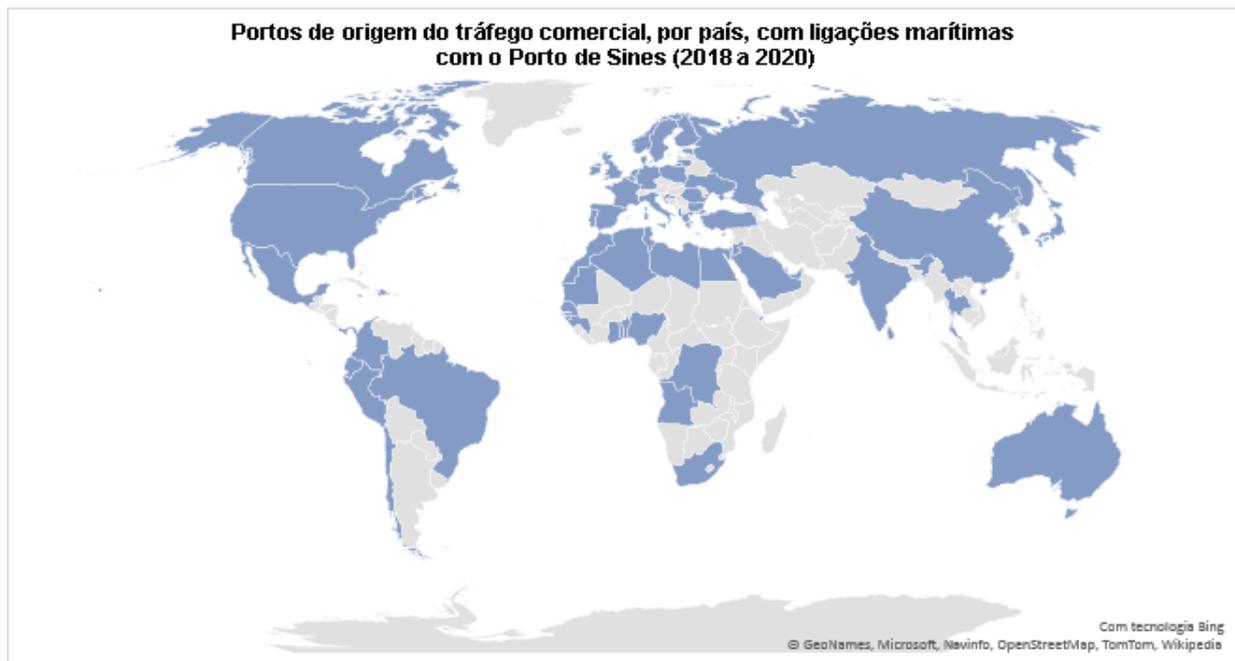


Figura 15 - Portos de origem do tráfego de embarcações comerciais, por país, com ligações marítimas com o Porto de Sines, nos anos de 2018, 2019 e 2020. Dados cedidos pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve.

Relativamente à aquacultura praticada em áreas no Porto de Sines, atualmente é efetuada a produção/criação de robalo, sem recurso a isco vivo, na área TDE. Estes indivíduos são oriundos do sul de Espanha e do sul de França, sendo transportados em camiões devidamente adaptados. A sua produção anual ronda as 500 ton por ano.

Além disso, foram implementados dois projetos de cultivo de macroalgas, (*Saccharina latissima*, *Laminaria ochroleuca*, *Saccorhiza polyschides* e de *Codium tomentosum*), encontrando-se ainda em fase de prototipagem. As suas estruturas estão localizadas perto das áreas TDC e VMI.

3.1 – Variação espacial da abundância de ENI em comunidades bentónicas

3.1.1 – Colonização e estabelecimento em substratos duros

Na área TME foram recuperadas duas das quatro estruturas com placas (de superfície e do meio), tendo nas restantes áreas (TPC, PRC e TDC) sido recuperadas as quatro estruturas que foram imersas durante cerca de seis meses.

No âmbito deste estudo, foram identificados nestas áreas 341 *taxa* até ao nível taxonómico mais baixo possível, que se encontravam fixados nestas placas quando foram retiradas. Dos *taxa* identificados, 25 correspondem a ENI (7,3%), 186 correspondem a espécies nativas (54,5%), 20 a espécies com estatuto desconhecido (5,9%) e 110 a espécies não identificadas (32,3%). Na Figura 16 é apresentado o número de *taxa* por estatuto relativo à sua origem das espécies identificadas nas quatro áreas amostradas no Porto de Sines. A área TDC é a que apresentou o valor médio mais elevado de *taxa* total, bem como relativo a ENI e a espécies nativas (total – 102,5; ENI – 10,8; nativas – 52,8). A área TPC é a que apresentou um valor médio mais baixo de *taxa* de ENI (6,8).

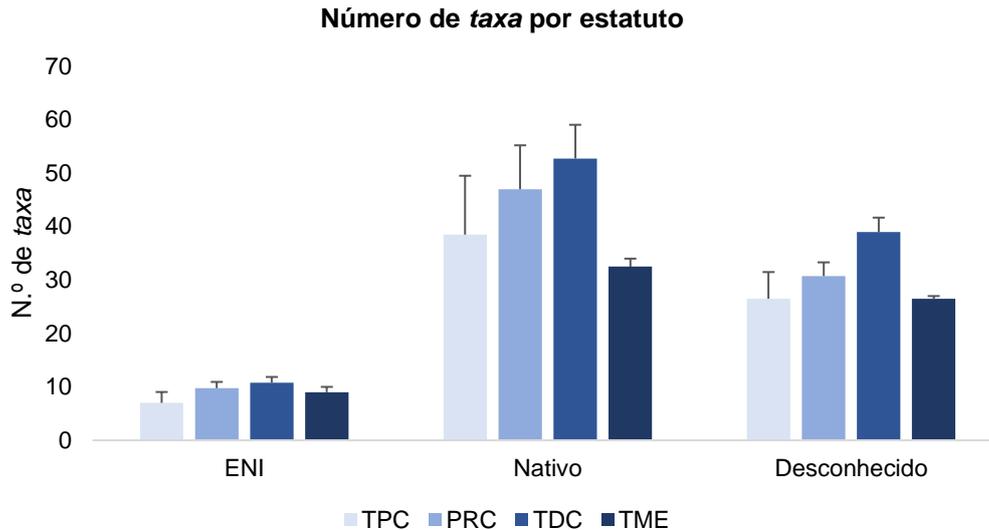


Figura 16 - Número de *taxa* (média + erro padrão) por estatuto relativo à origem das espécies identificadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no âmbito de um estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais (placas de PVC) imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, realizado no projeto MAPSi. ENI – espécies não indígenas; Nativo - espécies nativas; Desconhecido - espécies com estatuto desconhecido e não identificadas. TPC, PRC e TDC: n=4; TME: n=2.

Os resultados da análise de PERMANOVA do número de *taxa* por estatuto relativo à sua origem observado em três áreas do Porto de Sines (TPC, PRC e TDC), obtidos no âmbito deste estudo, encontram-se apresentados na Tabela 10. Não foram observadas diferenças significativas entre estas áreas.

Tabela 10 - Resultados da análise de PERMANOVA do número de *taxa* por estatuto relativo à origem (espécies nativas, não indígenas e com estatuto desconhecido) observado em três áreas do Porto de Sines (TPC, PRC e TDC), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentônicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=2-4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; *P* – probabilidade.

PERMDISP P(perm): 0,009

PERMANOVA		Número de <i>taxa</i> por estatuto			
Origem da variação	g.l.	QM	Pseudo-F	<i>P</i>	Permutações
Área	2	450,09	1,5712	0,2366	4738
Residual	9	286,46			
Total	11				

Os resultados da análise de PERMANOVA à presença/ausência de 25 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), obtidos no âmbito deste estudo, encontram-se apresentados na Tabela 11. Não foi observada uma interação significativa entre o fator área e o fator nível vertical, bem como não foram observadas diferenças significativas entre níveis verticais, mas foram observadas diferenças significativas entre áreas. Com base nos dados dos testes *Pair-Wise*, verificou-se que as áreas TPC e TME são similares e diferentes das outras, e que as áreas PRC e TDC são significativamente diferentes entre si.

Tabela 11 - Resultados da análise de PERMANOVA e de testes de comparação múltipla (*Pair-wise tests*) relativos à presença/ausência de 25 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=2-4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; *P* – probabilidade; n.s. – diferenças não significativas ($P \geq 0,05$); * - diferença significativa ($P < 0,05$).

PERMANOVA		ENI			
Origem da variação	g.l.	QM	Pseudo-F	<i>P</i>	Permutações
Área	3	5698,7	6,4911	0,0001	9933
Nível	2	195,28	0,22601	0,9619	9949
Área x Nível	5	720,68	0,83405	0,6705	9920
Residual	27	864,06			
Total	37				

PERMDISP Área, *P* (perm)= 0,006

Testes *Pair-wise*: Área

	TPC	PRC	TDC	TME
PRC	*			
TDC	*	*		
TME	n.s.	*	*	

O gráfico de ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) relativo à presença de espécies marinhas não indígenas observadas em estruturas artificiais colocadas em ambiente submareal, bem como os *taxa* que mais se correlacionaram com os dois primeiros eixos de variação estão representados na Figura 17. O respetivo valor de stress (0,15) é próximo de 0,1, indicando que o diagrama da Figura 17 é uma representação razoável da estrutura multidimensional (Clarke & Warwick, 2001). Com base neste gráfico, é possível verificar que a área mais diferenciada das restantes é a área TPC por apresentar mais *Jassa slatteryi* e *Potamopyrgus antipodarum*. No entanto, nesta área há uma grande variabilidade entre réplicas. A área TDC e a área PRC são as áreas que se afastam mais de TPC (localização relativa no eixo horizontal), sendo que esta separação pode ser explicada pela presença das restantes espécies identificadas no gráfico que estão mais ausentes em TPC (por exemplo, *Watersipora subtorquata*).

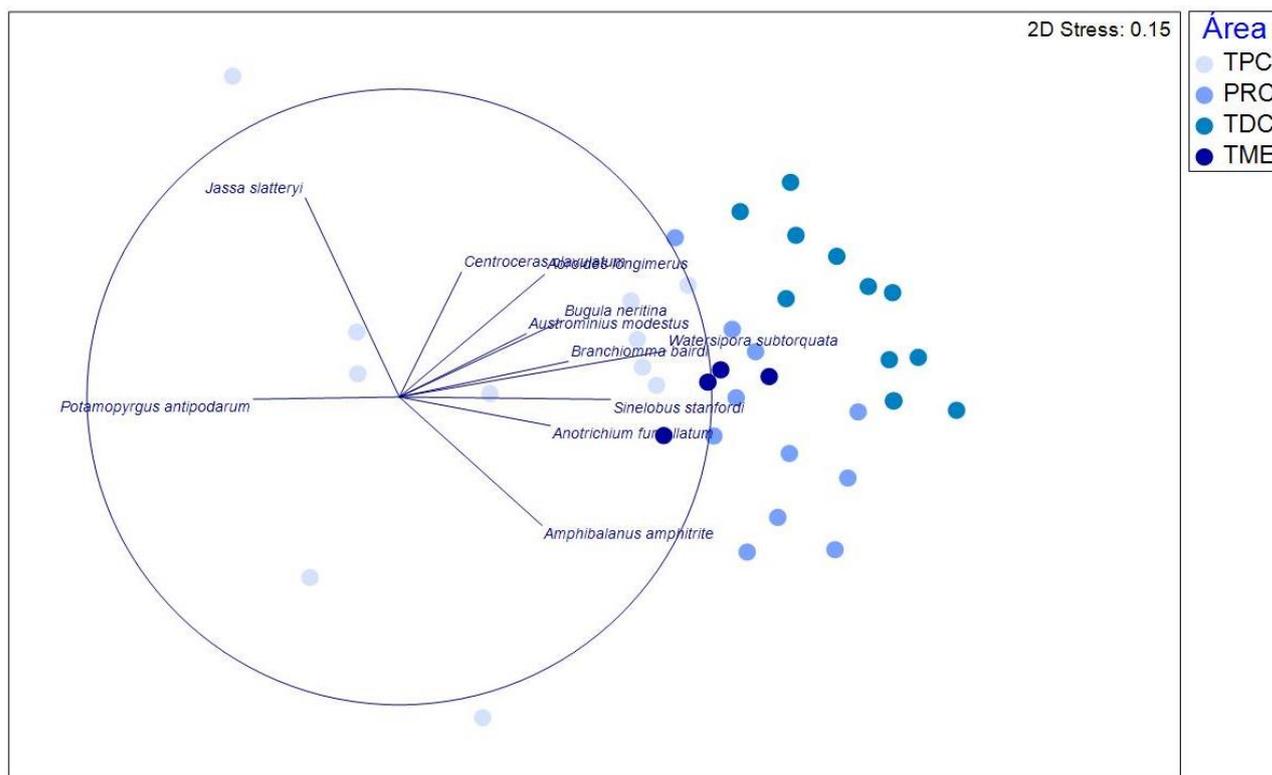


Figura 17 - Ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) relativo à presença de 25 espécies marinhas não indígenas observadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentônicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019. N=2-4 (estruturas artificiais). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $|r| > 0,4$).

Foram realizadas análises SIMPER considerando a variação espacial referida na Tabela 11, de modo a conhecer os *taxa* que mais contribuíram para tais diferenças entre áreas. Nos resultados da análise dos dados obtidos (Tabela 12), nas diferenças entre as áreas TPC, TME e a área PRC destaca-se sobretudo a maior abundância de *Jassa slatteryi* e *Stenothoe georgiana* no conjunto de duas áreas referido, e a maior abundância de *Anotrichium furcellatum*, *Watersipora subtorquata* e *Aoroides longimerus* em PRC. Nas diferenças entre as áreas TPC, TME e TDC, esta última área referida apresentou uma maior abundância de *Bugula neritina*, *Branchiomma bairdi*, *Anotrichium furcellatum* e *Aoroides longimerus*, enquanto que a dupla de áreas referida apresentou maior abundância de *Austrominius modestus* e *Stenothoe georgiana*. Já a diferença entre PRC e TDC deve-se sobretudo à maior abundância de

Anotrichium furcellatum na primeira área referida e de maior abundância de *Branchiomma bairdi*, *Bugula neritina*, *Austrominius modestus* e *Jassa slatteryi* na segunda área mencionada.

Tabela 12 - Resultados de análises SIMPER relativas à variação observada da presença de 25 ENI identificadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentônicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019, considerando os taxa que mais contribuíram para as diferenças significativas entre áreas. É representada a abundância média de cada espécie e a sua contribuição percentual para cada comparação.

SIMPER – Dissimilaridade entre áreas					
Presença média de cada espécie					
Áreas	Taxa	TPC, TME	PRC	Contribuição (%)	Cumulativa (%)
TPC, TME ≠ PRC	<i>Anotrichium furcellatum</i>	0,13	0,64	11,08	11,08
	<i>Jassa slatteryi</i>	0,87	0,45	10,93	22,01
	<i>Watersipora subtorquata</i>	0,60	1,00	10,29	32,31
	<i>Aoroides longimerus</i>	0,53	0,64	9,70	42,01
	<i>Stenothoe georgiana</i>	0,60	0,45	9,52	51,53
		TPC, TME	TDC		
TPC, TME ≠ TDC	<i>Bugula neritina</i>	0,00	0,75	10,69	10,69
	<i>Branchiomma bairdi</i>	0,00	0,67	9,52	20,20
	<i>Anotrichium furcellatum</i>	0,13	0,58	8,19	28,39
	<i>Aoroides longimerus</i>	0,53	0,83	8,02	36,42
	<i>Austrominius modestus</i>	0,20	0,58	7,95	44,37
	<i>Stenothoe georgiana</i>	0,60	0,00	7,58	51,95
		PRC	TDC		
PRC ≠ TDC	<i>Branchiomma bairdi</i>	0,00	0,67	11,88	11,88
	<i>Bugula neritina</i>	0,18	0,75	11,81	23,70
	<i>Austrominius modestus</i>	0,00	0,58	10,35	34,05
	<i>Jassa slatteryi</i>	0,45	0,58	9,21	43,26
	<i>Anotrichium furcellatum</i>	0,64	0,58	8,72	51,98

A densidade média de espécies móveis não indígenas por área é apresentada na Figura 18. O valor mais elevado foi registado na área TME, onde se verificou uma densidade média do crustáceo tanaidáceo *Sinelobus stanfordi* superior a 200 indivíduos por 100 cm². Esta espécie, em conjunto com os crustáceos anfípodes *Aoroides longimerus* e *Jassa slatteryi*, também não indígenas, foi observada em todas as áreas amostradas neste estudo.

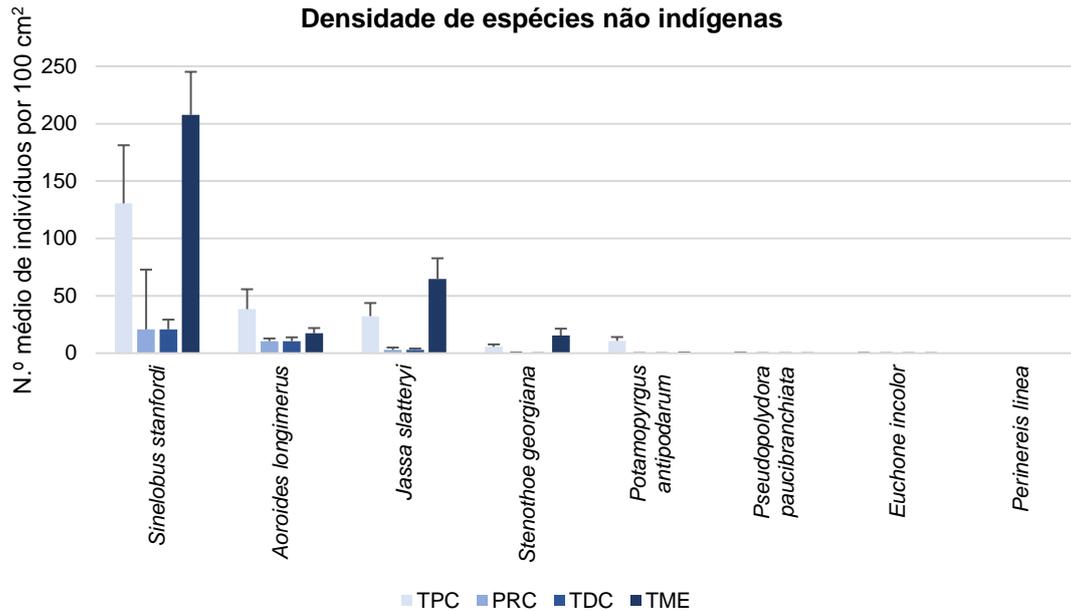


Figura 18 - Densidade (média + erro padrão) de espécies não indígenas móveis em substratos artificiais imersos durante cerca de seis meses (julho de 2018 a janeiro de 2019) em quatro áreas do Porto de Sines, no âmbito de um estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos realizado no projeto MAPSi. TPC, PRC e TDC: n=4; TME: n=2.

Os resultados da análise de PERMANOVA às 8 ENI móveis observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), obtidos no âmbito deste estudo, encontram-se apresentados na Tabela 13. Foram observadas diferenças significativas para o fator área, não tendo sido observadas diferenças entre níveis verticais.

O respetivo teste PERMDISP foi significativo, mesmo depois dos dados terem sido transformados.

A análise à variação entre áreas realizada pelos testes *Pair-wise* revelou que as áreas TPC e TME são similares entre si mas diferentes do conjunto PRC e TDC, igualmente similares entre si (Tabela 13). Esta separação entre estes dois grupos de áreas também é visível no gráfico de ordenação por MDS referente a esta análise (Figura 19), e pode ser explicada pela maior abundância de várias ENI em TPC e TME. É também possível verificar uma elevada variabilidade entre as réplicas (correspondem às estruturas artificiais) de cada área.

Tabela 13 - Resultados da análise de PERMANOVA e de testes de comparação múltipla (*Pair-wise tests*) relativos às 8 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=2-4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; *P* – probabilidade; n.s. – diferenças não significativas ($P \geq 0,05$); * - diferença significativa ($P < 0,05$).

PERMANOVA		ENI			
Origem da variação	g.l.	QM	Pseudo-F	<i>P</i>	Permutações
Área	3	7326	3,8334	0,0002	9919
Nível	2	2345,5	1,2273	0,2733	9935
Área x Nível	5	2295,5	1,2012	0,2389	9899
Residual	27	1911,1			
Total	37				

PERMDISP Área, *P* (perm)= 0,003

Testes *Pair-wise*: Área

	TPC	PRC	TDC	TME
PRC	*			
TDC	*	n.s.		
TME	n.s.	*	*	

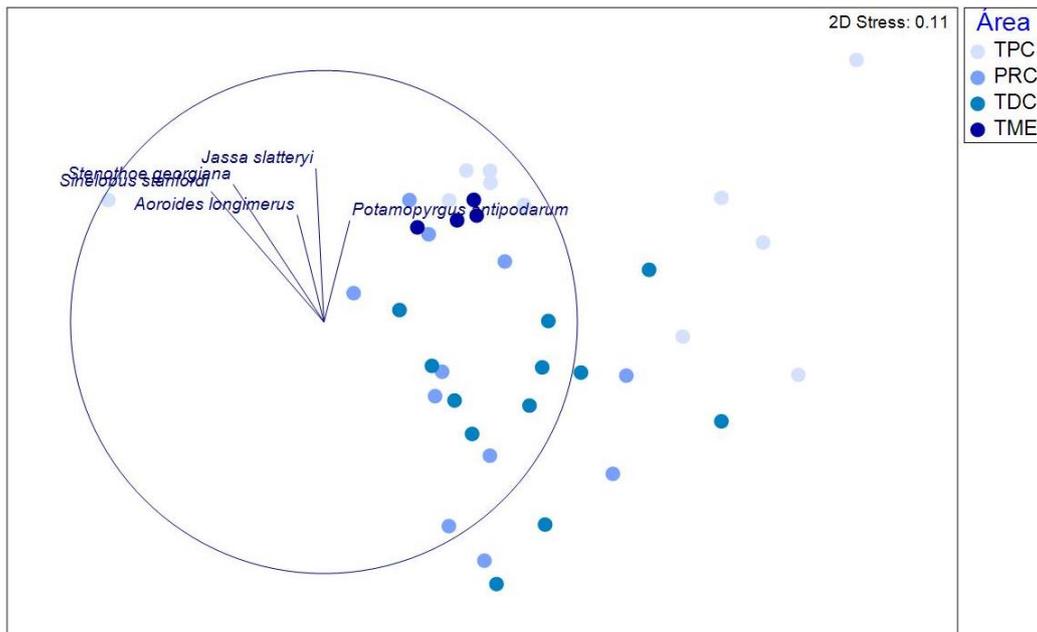


Figura 19 - Ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) das 8 espécies não indígenas móveis no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentônicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019. N=2-4 (estruturas artificiais). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $|r| > 0,4$).

Foram realizadas análises SIMPER considerando a variação espacial referida na Tabela 13, de modo a conhecer os taxa que mais contribuíram para tais diferenças entre áreas. Analisando as espécies que mais contribuíram para esta diferença, três crustáceos (*Aoroides longimerus*, *Sinelobus stanfordi* e *Stenothoe georgiana*), os mesmos foram responsáveis por mais de 81% da dissimilaridade observada entre os dois grupos de áreas por serem mais abundantes nas áreas TPC e TME do que em PRC e TDC (Tabela 14).

Tabela 14 - Resultados da análise SIMPER relativas à variação observada das 8 espécies não indígenas móveis identificadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentônicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019, considerando as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os dois grupos de duas áreas. É representada a abundância média de cada espécie e a sua contribuição percentual para dissimilaridade entre grupos.

SIMPER – Dissimilaridade entre áreas					
Taxa mais abundantes					
Áreas	Taxa	TPC,TME	PRC,TDC	Contribuição (%)	Cumulativa (%)
TPC,TME ≠	<i>Sinelobus stanfordi</i>	7,81	4,56	41,76	41,76
	<i>Jassa slatteryi</i>	4,35	1,01	20,95	62,71
PRC,TDC	<i>Aoroides longimerus</i>	3,23	1,80	18,75	81,45

A percentagem média de cobertura por réplica é apresentada na Figura 20. As áreas TDC e TPC apresentaram uma percentagem média de cobertura de ENI de 27%. As áreas TME e PRC apresentaram uma percentagem média de cobertura de ENI de 25% e 20%, respetivamente.

A percentagem média de cobertura de espécies nativas foi superior em PRC (34%), seguida de TDC (31%), TPC (20%) e TME (12%).

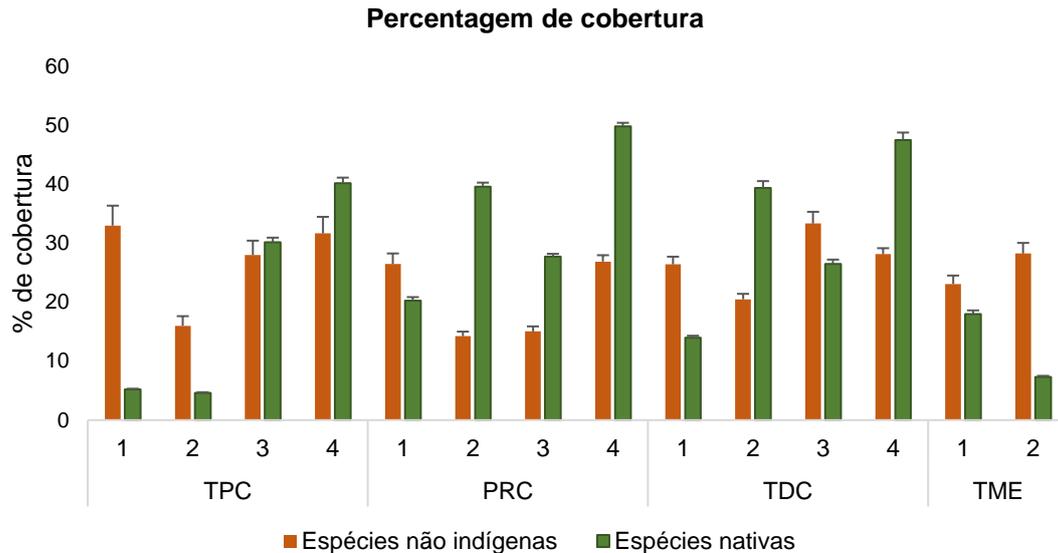


Figura 20 - Percentagem de cobertura (média + erro padrão) de espécies sésseis não indígenas e nativas, por estrutura (1-4; em cada estrutura foram analisadas seis faces de placas de PVC – duas faces em cada uma de três placas), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais realizado no projeto MAPSi usando placas de PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines entre julho de 2018 e janeiro de 2019 (n=4, exceto na área TME, em que foram recuperadas duas estruturas e n=2).

A percentagem média de cobertura de espécies sésseis não indígenas por área é apresentada na Figura 21. O valor mais elevado foi registado na área TPC, onde foi observada uma percentagem média de cobertura da ENI *Amphibalanus amphitrite* superior a 60%. Das espécies sésseis não indígenas observadas, só este crustáceo cirrípede e o briozóario *Watersipora subtorquata* foram observados em todas as áreas amostradas neste estudo.

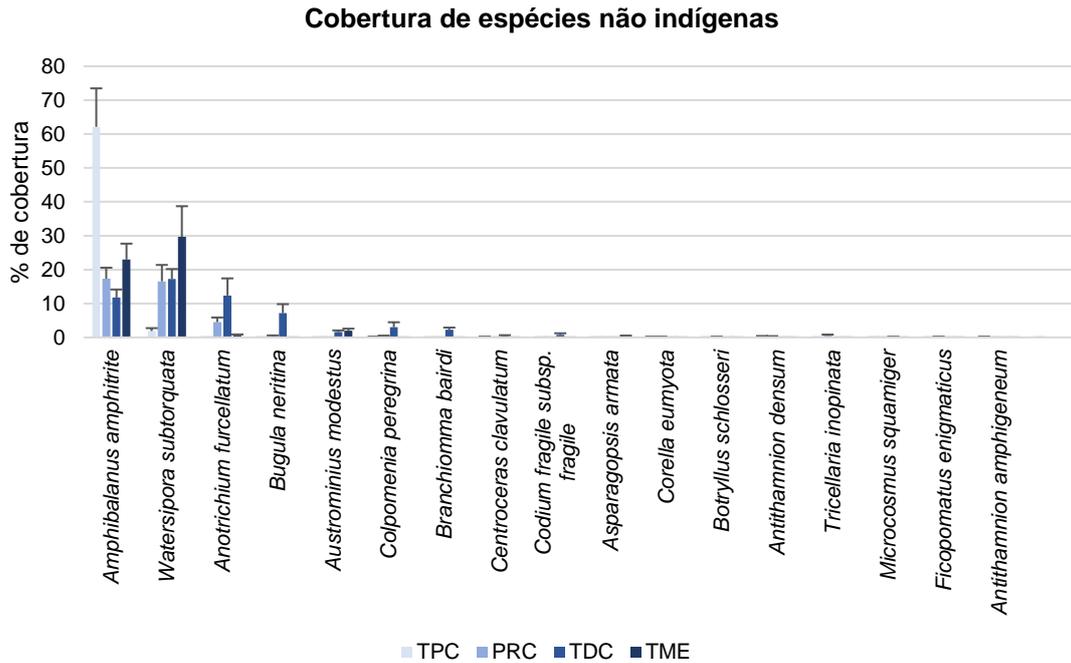


Figura 21 - Percentagem de cobertura (média + erro padrão; n=4, exceto na área TME, em que n=2) de espécies sésseis não indígenas em substratos artificiais imersos durante cerca de seis meses (julho de 2018 a janeiro de 2019) em quatro áreas do Porto de Sines, no âmbito de um estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos realizado no projeto MAPSi.

Os resultados da análise de PERMANOVA às 17 ENI sésseis observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), obtidos no âmbito deste estudo, encontram-se apresentados na Tabela 15. Foram observadas diferenças significativas para o fator área, não tendo sido encontradas, mais uma vez, diferenças significativas entre níveis verticais.

A análise à variação entre áreas realizada pelos testes *Pair-wise* revelou que as áreas PRC e TME são similares entre si mas diferentes de TPC e TDC, que foram diferentes entre si (Tabela 15). Esta separação entre estas áreas e grupo de áreas também é visível no gráfico de ordenação por MDS referente a esta análise e pode ser explicada devido a diferenças de abundância de algumas ENI entre áreas (Figura 22), como é o caso da maior abundância de *Amphibalanus amphitrite* em TPC e de *Branchiomma bairdi* em TDC. É também possível verificar uma elevada variabilidade entre as réplicas (correspondem às estruturas artificiais) de cada área.

O valor de stress deste gráfico de MDS (0,16) indica, segundo Clarke & Warwick, (2001) que esta é uma representação razoável da estrutura multidimensional.

Tabela 15 - Resultados da análise de PERMANOVA e de testes de comparação múltipla (*Pair-wise tests*) relativos às 17 ENI observadas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME), no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais imersos entre julho de 2018 e janeiro de 2019, e realizado no projeto MAPSi (n=4). Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação; *P* – probabilidade; n.s. – diferenças não significativas ($P \geq 0,05$); * - diferença significativa ($P < 0,05$).

PERMANOVA		ENI			
Origem da variação	g.l.	QM	Pseudo-F	<i>P</i>	Permutações
Área	3	7322	7,2934	0,0001	9917
Nível	2	637,53	0,63503	0,8365	9919
Área x Nível	5	1024,2	1,0202	0,4439	9899
Residual	27	1003,9			
Total	37				

PERMDISP Área, $P(\text{perm}) = 0,761$

Testes *Pair-wise*: Área

	TPC	PRC	TDC	TME
PRC	*			
TDC	*	*		
TME	*	n.s.	*	

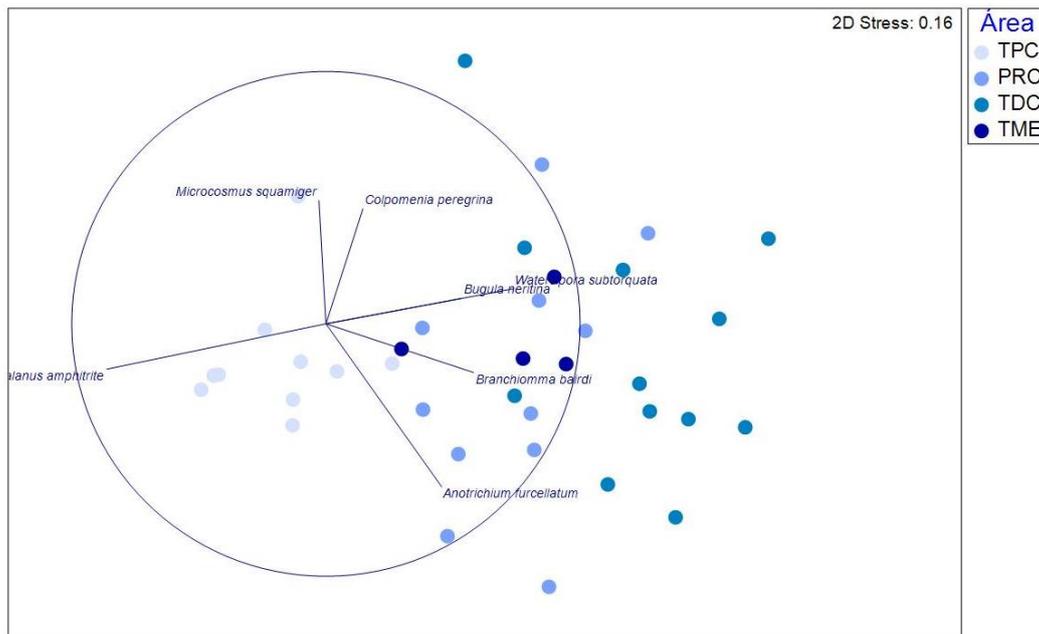


Figura 22 - Ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) das observações de percentagem de cobertura por estrutura de 17 espécies não indígenas sésseis analisadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentónicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019. N=2-4 (estruturas artificiais). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $|r| > 0,4$).

Foram realizadas análises SIMPER considerando a variação espacial referida na Tabela 15, de modo a conhecer os taxa que mais contribuíram para a dissimilaridade entre TPC, o grupo de áreas PRC/TME e a área TDC (Tabela 16). Em relação à dissimilaridade entre a área TPC e as áreas PRC e TME destaca-se sobretudo a maior abundância de *Amphibalanus amphitrite* na primeira área referida e de *Watersipora subtorquata* no conjunto das duas áreas referidas. Nas diferenças entre as áreas TPC e TDC, destaca-se, uma vez mais, uma maior abundância de *Amphibalanus amphitrite* em TPC e de *Watersipora subtorquata* e *Anotrichium furcellatum* em TDC. Já a diferença entre o conjunto de áreas PRC/TME e a área TDC deve-se sobretudo à maior abundância de *Watersipora subtorquata* em PRC/TME e de uma maior abundância de *Anotrichium furcellatum* e *Bugula neritina* em TDC.

Tabela 16 - Resultados de análises SIMPER relativas à variação observada das 17 espécies não indígenas sésseis identificadas no estudo de colonização e estabelecimento de organismos macroepibentônicos em substratos duros artificiais usando placas PVC suspensas em cabos e imersas em quatro áreas do Porto de Sines (TPC, PRC, TDC e TME) entre julho de 2018 e janeiro de 2019, considerando os taxa que mais contribuíram para a dissimilaridade entre TPC, PRC/TME e TDC. É representada a abundância média de cada espécie em cada área/conjunto de áreas e a sua contribuição percentual para a dissimilaridade.

SIMPER – Dissimilaridade entre áreas					
Taxa mais abundantes					
Áreas	Taxa	TPC	PRC,TME	Contribuição (%)	Cumulativa (%)
TPC ≠ PRC,TME	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	6,02	3,50	38,12	38,12
	<i>Watersipora subtorquata</i>	0,71	3,28	31,46	69,58
		TPC	TDC		
TPC ≠ TDC	<i>Amphibalanus amphitrite</i>	6,02	2,66	28,27	28,27
	<i>Watersipora subtorquata</i>	0,71	3,26	20,79	49,06
	<i>Anotrichium furcellatum</i>	0,00	1,91	13,34	62,40
		PRC,TME	TDC		
PRC,TME ≠ TDC	<i>Watersipora subtorquata</i>	3,28	3,26	18,08	18,08
	<i>Anotrichium furcellatum</i>	1,09	1,91	17,65	35,73
	<i>Bugula neritina</i>	0,16	1,59	14,29	50,03

3.1.2 – Comunidade macrobentónica de substrato duro submareal

A) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura

Num total de 99 grupos (incluindo taxa e rocha livre de macroepibentos) identificados na amostragem de algas e invertebrados por quantificação da percentagem de cobertura (ver anexo I) efetuada no âmbito do projeto MAPSi, três correspondem a espécies não indígenas (3,03%), 56 correspondem a espécies indígenas (56,57%), 3 a espécies com estatuto desconhecido (3,03%) e 36 a espécies não identificadas (36,36%).

O número total de taxa por estatuto relativo à origem (espécies nativas, não indígenas, com estatuto desconhecido e não identificadas) é apresentado na Figura 23. Nas áreas TMC e TDE não foi detetada a presença de ENI no âmbito deste estudo.

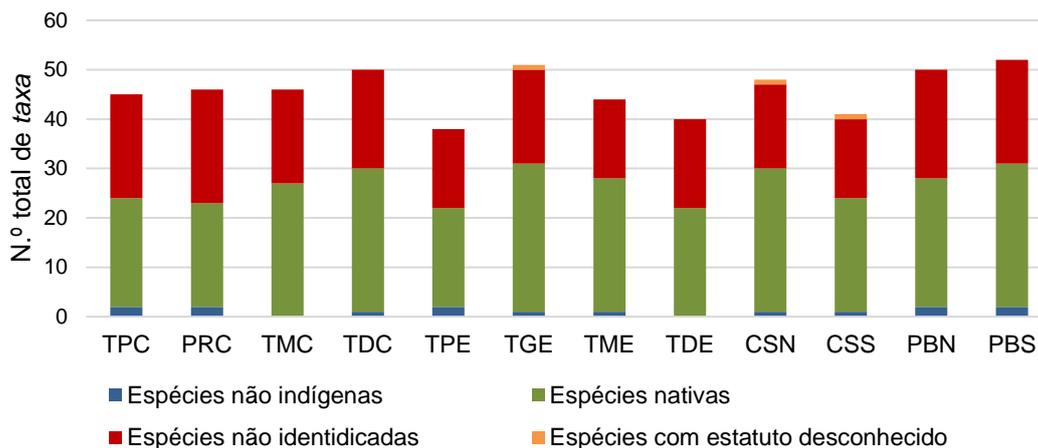


Figura 23 - Número total de taxa por estatuto relativo à sua origem, observado por área (oito áreas do Porto de Sines, à esquerda, e quatro áreas exteriores e adjacentes a este porto, à direita) num estudo realizado no projeto MAPSi no verão de 2020.

As 3 ENI detetadas pertencem ao grupo das macroalgas, a saber: *Asparagopsis armata*, *Anotrichium furcellatum* e *Asparagopsis taxiformis*.

Nas áreas TMC e TDE não foi observada a presença de ENI (em ambas as datas de amostragem). Já na primeira data de amostragem não foram observadas ENI na área TME e na segunda data não foram observadas ENI em TDC.

Os resultados da análise de PERMANOVA ao fator área da abundância das três ENI observadas nas áreas deste estudo encontram-se apresentados na Tabela 17. O fator área foi significativo, mas não foi possível encontrar nenhum padrão definido de variação entre áreas através dos testes de *Pair-Wise*.

O gráfico de ordenação por MDS das 3 ENI detetadas em 10 áreas no âmbito do estudo de algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura em substrato duro submareal é apresentado na Figura 24. O respetivo valor de stress (0,04) indica, segundo Clarke e Warwick (2001), que esta é uma excelente representação da estrutura multivariada. Apesar de não ter sido possível identificar um padrão claro de variação entre áreas (resultados da PERMANOVA), é possível ver neste gráfico que a área TDC (apenas com ENI numa data) afasta-se muito das outras áreas devido à maior abundância de *Anotrichium furcellatum*, e que a espécie *Asparagopsis taxiformis* separa sobretudo a área PRC de uma data (à direita no gráfico, área e data onde

foi registado o valor mais elevado desta alga) das restantes áreas. A espécie *Asparagopsis armata* foi a ENI observada em mais áreas de amostragem, separando sobretudo as áreas exteriores do Cabo de Sines numa das datas de amostragem (valores mais elevados desta alga) das restantes áreas.

Tabela 17 - Resultados da análise de PERMANOVA da abundância de três ENI observadas em 8 áreas do Porto de Sines no estudo da comunidade macrobentónica em substrato duro submareal amostrado por quantificação da percentagem de cobertura no verão de 2020. (n=2).
 Legenda: g.l. – graus de liberdade; QM – quadrados médios; Pseudo-F – valor por permutação.

PERMANOVA		Número de taxa por estatuto			
Origem da variação	g.l.	QM	Pseudo-F	P	Permutações
Área	7	3885,1	1,9181	0,043	998
Residual	8	2025,5			
Total	15				

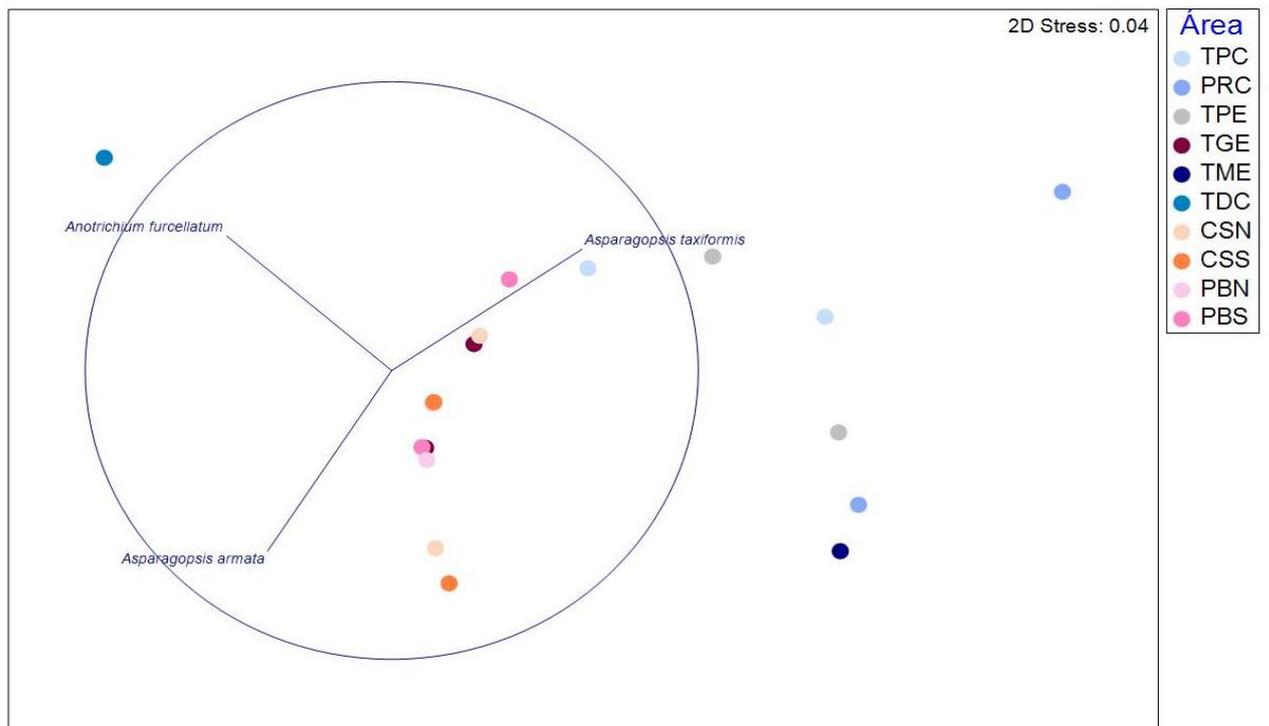


Figura 24 - Ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) da observação de 3 espécies de macroalgas não indígenas efetuadas no estudo da comunidade macrobentónica de substrato duro submareal no Porto de Sines em 10 áreas (seis áreas no Porto de Sines e quatro áreas exteriores e adjacentes a este porto) num estudo realizado no projeto MAPSi no verão de 2020. Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada espécie e os eixos MDS (todas as correlações com valor superior a 0,7).

B) Algas e invertebrados amostrados por quantificação de densidade

Considerando as 18 espécies de algas e invertebrados (ver Anexo I) identificados na amostragem por quantificação da densidade deste estudo realizado no âmbito do projeto MAPSi, não foram nele detetadas ENI.

C) Peixes

Considerando as 51 espécies de peixes identificadas na amostragem deste estudo realizado no âmbito do projeto MAPSi (ver Anexo I), não foram detetadas ENI.

3.1.3 – Comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés

Considerando as 58 espécies de algas e invertebrados (ver Anexo I) identificadas no estudo quantitativo da abundância e composição de macroepibentos de substrato duro entremarés realizado no âmbito do projeto MAPSi 2018-20, não foram detetadas ENI, sendo a maioria das espécies detetadas nativa.

No referido estudo qualitativo desta comunidade, realizado em cinco áreas do Porto de Sines (TPC, TDC, PRCa, PRCn e FRE) e em três áreas exteriores e adjacentes a este porto (VMI, STR e OLI), foram identificados 248 taxa, dos quais, 17 correspondem a espécies não indígenas (6,85%), 163 a espécies indígenas (65,73%), 19 a espécies com estatuto desconhecido (7,66%) e 49 a espécies não identificadas (19,76%; Figura 25).

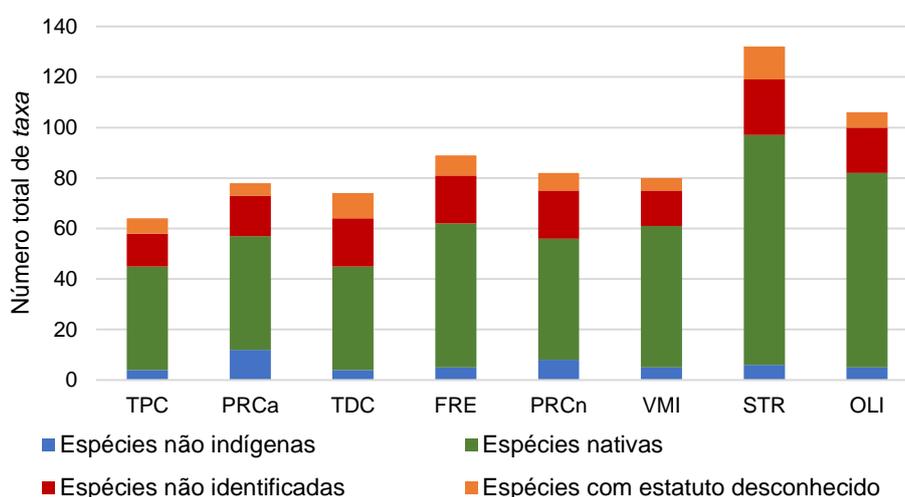


Figura 25 - Número total de taxa, em cada categoria de estatuto relativo à sua origem, observado por área (cinco áreas do Porto de Sines, à esquerda, e três áreas exteriores e adjacentes a este porto, à direita), no estudo qualitativo da comunidade de substrato duro entremarés realizado no projeto MAPSi 2018-20 e no verão de 2019.

As áreas portuárias apresentaram um valor médio de número total de ENI (6,6 taxa por área) superior ao das áreas exteriores (5,3 taxa por área). As áreas exteriores, por sua vez, apresentaram um valor médio de número total de espécies indígenas (74,6 taxa por área) superior ao das áreas portuárias (46,4 taxa por área).

O gráfico de ordenação por MDS destas observações de ocorrência de espécies por área, considerando o estatuto relativo à sua origem, está

apresentado na Figura 26. O respetivo valor de stress (0,01) é inferior a 0,1, indicando que este diagrama é uma boa representação bidimensional (Clarke & Warwick, 2001). Através da sua observação, é visível um maior afastamento entre áreas ao longo do eixo horizontal, nomeadamente entre algumas áreas portuárias (TPC, TDC e PRCa) e as áreas exteriores STR e OLI, relacionado com um maior número de espécies indígenas nestas áreas. O número de ENI está mais relacionado com o afastamento entre áreas verificado ao longo do eixo vertical deste diagrama, nomeadamente entre a área TPC e as áreas PRCa e PRCn, nas quais este número foi mais elevado.

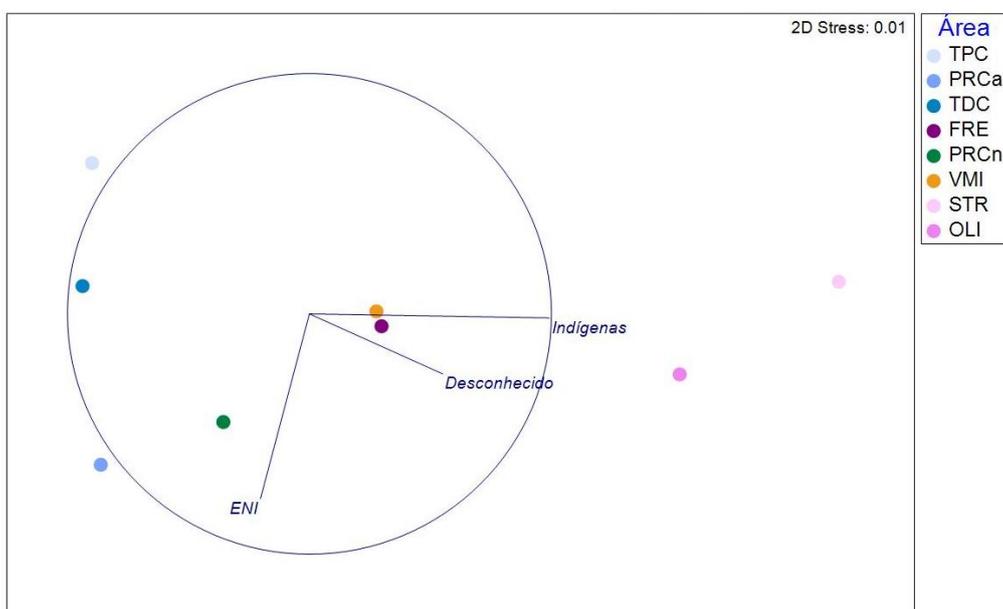


Figura 26 - Ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) das observações de espécies considerando o seu estatuto de origem, efetuadas por área (cinco áreas do Porto de Sines e três áreas exteriores e adjacentes a este porto) no estudo qualitativo da comunidade de substrato duro entremarés realizado no projeto MAPSi 2018-20 e no verão de 2019 (ENI – espécies não indígenas; Indígenas – espécies indígenas; Desconhecido – espécies com estatuto desconhecido). Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada categoria de espécies e os eixos MDS (todas as correlações com valor superior a 0,6).

O gráfico de ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) das observações, por área, de ocorrência das ENI identificadas neste estudo qualitativo está apresentado na Figura 27. O respetivo valor de stress (0,09) é inferior a 0,1, indicando que este diagrama é uma boa representação bidimensional (Clarke & Warwick, 2001). Através da sua observação, também é

visível um maior afastamento entre áreas ao longo do eixo horizontal, nomeadamente entre a área TDC e as áreas exteriores STR e VMI, sobretudo relacionado com a presença, em TDC, de *Ficopomatus enigmaticus* e *Watersipora subtorquata*, e com a presença de outras ENI nestas áreas exteriores. É de referir que, neste estudo, a espécie *Bugula neritina* apenas foi detetada em TPC e que *Watersipora subtorquata* apenas não foi observada em OLI e STR.

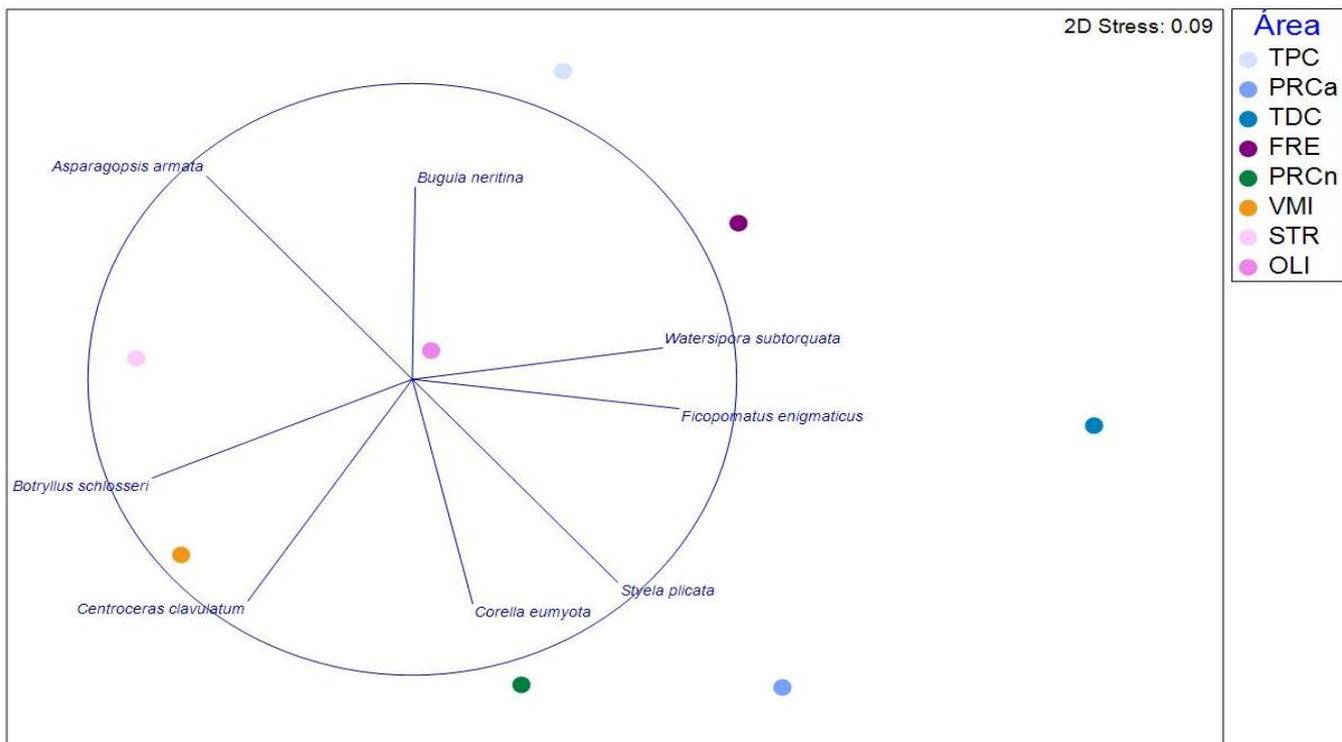


Figura 27 - Ordenação por MDS (*Multidimensional Scaling*) das observações de ocorrência de 17 espécies não indígenas efetuadas por área (cinco áreas do Porto de Sines e três áreas exteriores e adjacentes a este porto) no estudo qualitativo da comunidade de substrato duro entremarés realizado no projeto MAPSi e no verão de 2019. Os vetores indicam a direção e a magnitude do coeficiente de correlação de Pearson entre cada variável espécie e os eixos de MDS (apenas foram incluídas as variáveis com $|r| > 0,6$).

3.2 – Variação espacial e interanual da abundância de ENI em comunidades de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal

Neste estudo, e considerando a amostragem que foi realizada no verão de 2015, foram detetadas três ENI, pertencentes ao Filo dos anelídeos:

- *Hydroides operculata*, pertencente à família Serpulidae;
- *Pista unibranchia*, da família Terebellidae;
- *Pseudopolydora paucibranchiata*, pertencente à família Spionidae.

Considerando os estudos deste ambiente realizados nos projetos MAPSi e cuja amostragem foi efetuada nos anos de 2009, 2011, 2015 e 2018, foi somente observado um indivíduo da espécie *Hydroides operculata*, tendo esta observação sido realizada numa das réplicas (em cada réplica foi amostrada uma área de 0,09 m²) colhidas na segunda data amostrada no verão de 2015 e numa área do Porto de Sines (PPC).

A espécie *Pista unibranchia* foi detetada nos quatro anos considerados neste estudo (Figura 28). O Porto de Recreio apresentou o maior número de indivíduos desta ENI (4, em 2009) e em 2015 verificou-se a presença desta espécie em mais áreas amostradas, num total de seis (TPC, PPC, PRC, TMC, TDC e PPE; Figura 28). É de realçar ainda que nas áreas TQE, TDE, STR e OLI não foi detetada a presença desta espécie.

Destas ENI, é *Pseudopolydora paucibranchiata* a que registou um maior número de indivíduos (Figura 29). A presença desta ENI foi verificada nas áreas do Porto de Pesca (PPC) e do Porto de Recreio (PRC) nos quatro anos aqui analisados, tendo sido em PRC onde apresentou um maior número de indivíduos (1 206, em 2018; Figura 29). É de realçar ainda que nas áreas PPE, TDC, STR e OLI não foi detetada a presença desta espécie.

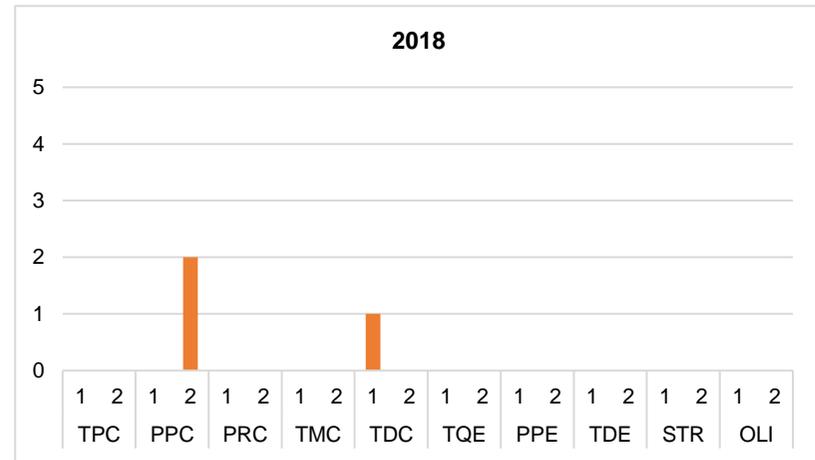
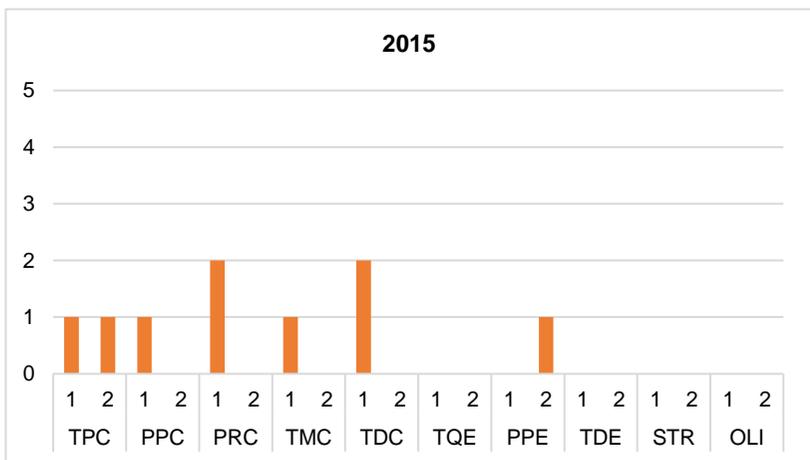
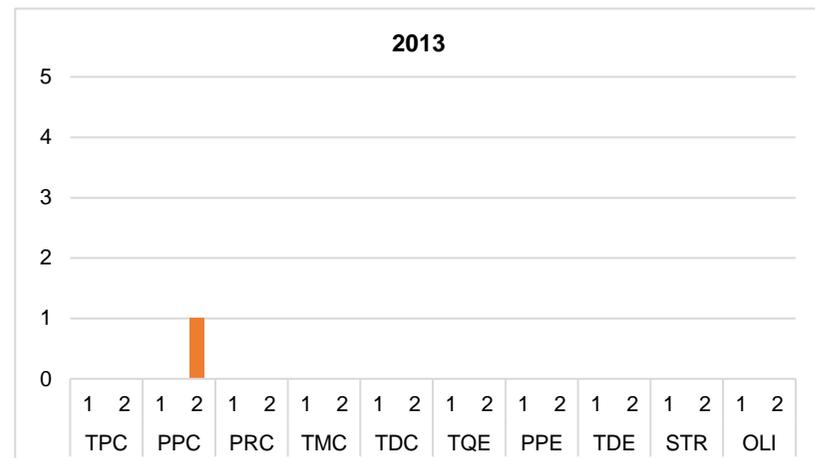
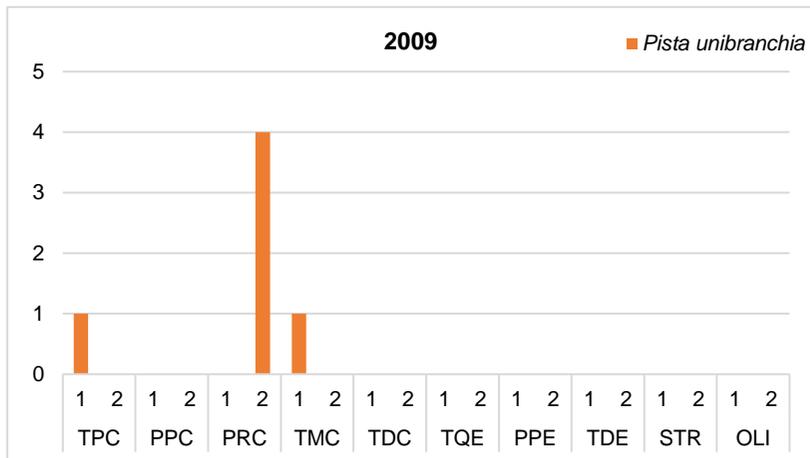


Figura 28 - Número total de indivíduos da espécie *Pista unibranchia* observados por área e réplica (em cada réplica foi amostrada uma área de 0,09 m²) em cada ano amostrado no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal do Porto de Sines, realizado no âmbito de projetos MAPSi.

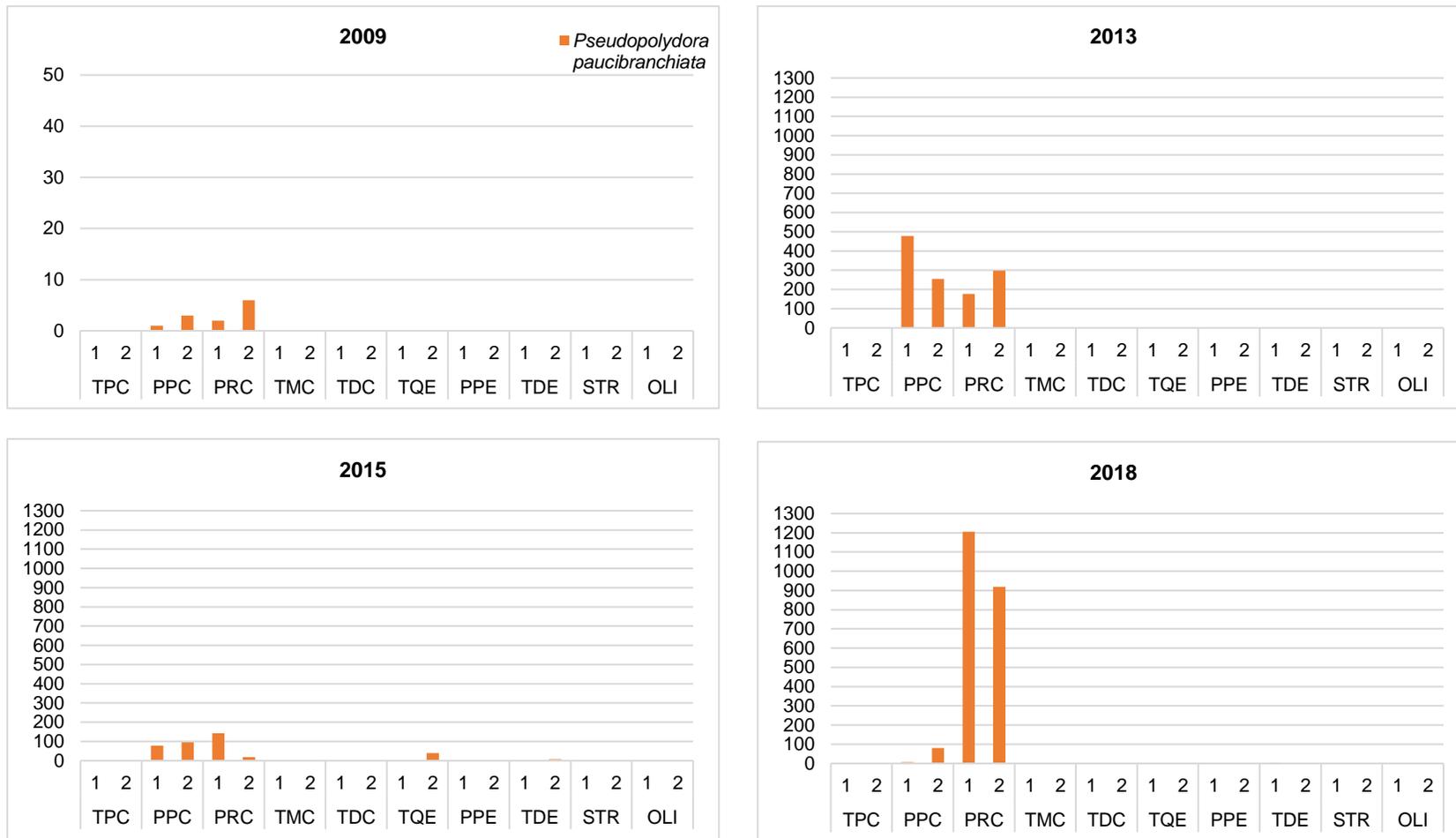


Figura 29 - Número total de indivíduos da espécie *Pseudopolydora paucibranchiata* observados por área e réplica (em cada réplica foi amostrada uma área de 0,09 m²) em cada ano amostrado no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel submareal do Porto de Sines, realizado no âmbito de projetos MAPSi.

4 - Discussão

Espécies ENI no Porto de Sines

Os ecossistemas costeiros e marinhos são particularmente vulneráveis à introdução de ENI, uma vez que se encontram permanentemente expostos a vários vetores de introdução (como a descarga de águas de lastro, incrustações nos cascos das embarcações e presença de estabelecimentos de aquacultura, entre outros). Além disso, também já foi demonstrado que habitats modificados por seres humanos são, geralmente, mais suscetíveis a invasões (Sandlund et al., 1999), como é o caso do Porto de Sines, onde se encontra a maioria dos locais estudados no âmbito desta dissertação. As ENI marinhas são cada vez mais detetadas em todo o mundo e, na Europa, o seu número tem vindo a aumentar ao longo dos últimos anos (Zenetos et al., 2022).

Regularmente, as ENI acabam por predominar relativamente às espécies nativas, podendo este fato estar frequentemente associado a alterações verificadas no ambiente e criadas pelos seres humanos (Byers, 2002). Segundo o mesmo autor, estas modificações ocorrem, muitas vezes, num curto período de tempo, o que leva a que as espécies nativas não consigam adaptar-se perante estas mudanças, ficando assim em desvantagem perante as ENI que acabam por se encontrar tão bem ou melhor adaptadas ao ambiente que sofreu as alterações. No entanto, também existem estudos que apontam para a possibilidade de existirem interações positivas (mutualismo) entre as ENI e as espécies nativas ou mesmo com outras ENI, favorecendo o estabelecimento, crescimento populacional e possíveis impactos negativos das ENI (Simberloff & Von Holle, 1999).

Sendo o Porto de Sines modificado por seres humanos e tendo um enorme tráfego de embarcações associado aos seus diversos terminais (APS, 2023), é expectável a presença de ENI no seu ambiente marinho, tal como foi comprovado nos diferentes estudos aqui apresentados. Além disso, as áreas portuárias têm sido consideradas *hotspots* de introdução e invasão de ENI aquáticas devido à concentração de várias possíveis vias e vetores de introdução e invasão deste tipo de espécies (Afonso et al., 2020; Tempesti et al., 2020a). De um ponto de vista ecológico, os portos são ambientes confinados fortemente

influenciados por várias atividades antropogénicas, tais como o tráfego marítimo, comercial e recreativo, o comércio aquícola e as indústrias, que frequentemente produzem elevados níveis de perturbação nas comunidades biológicas aquáticas (Cognetti & Maltagliati, 2005). Estes ambientes são, ainda, caracterizados por uma elevada heterogeneidade espacial, criando frequentemente gradientes ecológicos e/ou zonas de tampão entre ambientes urbanos e marinhos adjacentes, dependendo da sua disposição espacial (Cognetti, 1992; Je et al., 2004; Cognetti & Maltagliati, 2005; Mangano et al., 2019; Montalto et al., 2020; Tempesti et al., 2020a). Além disso, as ligações entre diferentes zonas portuárias representadas pelo tráfego marítimo local atuam como vias de dispersão secundária de ENI, aumentando, assim, a propagação destas espécies (Clarke Murray et al., 2011; Ferrario et al., 2017).

De acordo com Bulleri & Chapman (2004), é fundamental comparar as comunidades epibentónicas existentes nos habitats artificiais e naturais de modo a compreender os impactos das invasões biológicas. Apesar de ainda não estar comprovado se as estruturas costeiras artificiais têm ou não uma maior probabilidade de ser colonizadas por ENI marinhas (Mineur et al., 2012), tem sido verificada em diversos estudos focados nesta temática a ocorrência de uma elevada diversidade de espécies não indígenas em estruturas antropogénicas, disponíveis em áreas de interação com vetores de introdução destas espécies, como é o caso da presença de flutuadores, estacas, cabos e boias em marinas de recreio (Davidson et al., 2010; Clarke Murray et al., 2011). Além disso, tem sido atestada a dispersão de ENI e posterior colonização de ecossistemas naturais adjacentes a marinas, mas nem sempre estas espécies são bem-sucedidas nos ambientes exteriores às marinas, uma vez que, normalmente, o habitat disponível para colonização é menor; e verifica-se uma maior resistência biótica nestes ambientes, em particular no que diz respeito à ocorrência de potenciais predadores (Simkanin et al., 2013). Em Portugal, os padrões de invasão de ENI marinhas verificados no estuário do Tejo corroboram esta tendência, uma vez que se verificou a presença de um maior número de ENI no interior das marinas de recreio do que nas áreas limítrofes (Afonso et al., 2020).

Nas últimas décadas, vários estudos foram realizados de modo a cada vez mais se compreender a diversidade e a distribuição de ENI em habitats costeiros e marinhos (Pederson et al., 2021). Uma variedade de abordagens é usada

nestes trabalhos, sendo exemplo a amostragem de comunidades de bioincrustação em marinas, docas portuárias e pontões, e a colocação de matrizes de placas de assentamento em diferentes habitats. O mergulho e levantamentos fotográficos podem complementar estas abordagens, assim como estudos em habitats adicionais, como costas rochosas, bancos de areia e lama entremarés, entre outros, e relativos a variações temporais (Pederson et al., 2005; Locke & Carman, 2009; Dijkstra et al., 2007; Dijkstra & Harris, 2009; Collin et al., 2015; Nall et al., 2015; Trott & Enterline, 2019).

Os trabalhos realizados no âmbito do programa de monitorização de ambientes marinhos do Porto de Sines (MAPSi) são um exemplo da utilização de várias abordagens complementares, numa área com elevada pressão de potenciais vetores de introdução de ENI marinhas, como são as atividades de navegação comercial e de recreio, aquacultura e pesca desportiva com uso de isco vivo.

No âmbito da minha dissertação, foi identificado um total de 32 ENI marinhas. Destas espécies, 11 encontram-se na lista nacional de espécies invasoras publicada no anexo II do Decreto-Lei n.º 92/2019, de 10 de julho (estabelece o regime jurídico aplicável ao controlo, à detenção, à introdução na natureza e ao repovoamento de espécies exóticas da flora e da fauna), designadamente as macroalgas *Anotrichium furcellatum*, *Asparagopsis armata*, *Antithamnion amphigeneum*, *Antithamnion densum* e *Colpomenia peregrina*, o molusco *Potamopyrgus antipodarum*, os crustáceos *Amphibalanus amphitrite* e *Austrominius modestus*, as ascídias *Botryllus schlosseri* e *Corella eumyota*, e o briozoário *Tricellaria inopinata*. Todas estas espécies, consideradas invasoras e identificadas no âmbito dos diferentes estudos referidos nesta dissertação, possuem o estatuto de espécies estabelecidas na costa portuguesa e/ou atlântica da Europa (Ardré, 1970; Levring, 1974; Saldanha, 1995; Carvalho et al., 2003; Wirtz, 2006; Canning-Clode et al., 2008; El Nagar et al., 2010; Hoffman & Dubinsky, 2010; Bercibar, 2011; Chainho et al., 2018; Cabral et al., 2020).

Como já foi referido, são vários os estudos referentes a observações de ENI marinhas, não só ao nível da Europa, como da Península Ibérica e de Portugal. Assim, para além das espécies já referidas anteriormente, 10 das ENI

identificadas nesta dissertação são igualmente consideradas estabelecidas no nosso país, designadamente a macroalga *Asparagopsis taxiformis*, os anelídeos *Ficopomatus enigmaticus* e *Pseudopolydora paucibranchiata*, as ascídias *Microcosmus squamiger* e *Styella plicata*, os briozoários *Bugula neritina* e *Watersipora subtorquata*, o molusco *Potamopyrgus antipodarum* e a esponja *Paraleucilla magna* (Marchini et al., 2007; Borges et al., 2010; El Nagar et al., 2010; Canning-Clode et al., 2013; Souto et al., 2014; Chainho et al., 2015; Guardiola et al., 2016; López & Richter, 2017; Chainho et al., 2018; Cabral et al., 2020; Ribeiro et al., 2023).

De acordo com Tsiamis et al. (2018), as espécies *Magallana gigas*, *Ficopomatus enigmaticus* e *Codium fragile fragile* são as ENI mais difundidas nas águas marinhas da União Europeia, sendo que as duas últimas foram detetadas no âmbito dos diferentes estudos aqui apresentados.

Relativamente às espécies de anelídeos *Branchiomma bairdi*, *Hydroides operculata*, *Perinereis lineata* e *Pista unibranchia* e para os crustáceos *Aoroides longimerus* e *Sinelobus standfordi*, não encontrei referências bibliográficas onde constem registos destas espécies em Portugal continental, considerando, deste modo, que estes são os seus primeiros registos nesta região.

Quanto às espécies de macroalgas *Centroceras clavulatum* e *Codium intertextum* não encontrei alguma referência que estabeleça que são ENI no nosso país. No entanto, os seus registos de distribuição nativa correspondem a regiões geograficamente afastadas de Portugal (América do Sul temperada e Indo-Pacífico central, respetivamente; ver Tabela 6), havendo, acerca de ambas, observações anteriores registadas no nosso país (Ardre, 1970; Won et al., 2009; Berecibar, 2011). No entanto, e novamente em ambos os casos, não são conhecidos estudos moleculares que permitam confirmar a sua identificação taxonómica. Deste modo, considerei-as como ENI no âmbito da minha dissertação e, tendo em conta que, de acordo com Orensanz et al. (2002) e Castilla et al. (2005) uma espécie é considerada ENI quando apresenta pelo menos dois dos seguintes critérios:

- o estado de não indígena está bem documentado em publicações científicas sobre a região em que o trabalho está a ser realizado;
- a sua distribuição é descontínua relativamente à sua origem geográfica;
- é documentada como ENI noutras regiões;

- é abundante em locais com alta probabilidade de introdução de ENI (portos, marinas, instalações de aquacultura, entre outros), mas rara ou ausente noutras áreas próximas.

Algumas destas ENI têm impactos económicos elevados, como é o caso do artrópode *Amphibalanus amphitrite*, uma vez que a sua incrustação no casco de embarcações tem impactos dispendiosos, aumentando grandemente os custos de combustível e diminuindo a manobrabilidade, e provocando a incrustação de tubagens internas da água do mar (Haderlie, 1984). É também o caso do artrópode *Austrominius modestus* visto que já foram relatados impactos económicos tanto em atividades de aquacultura (Jones, 1948), como na manutenção de embarcações, sendo frequentemente encontrado incrustado em cascos de navios, levando a uma maior disseminação da espécie (Gollasch, 2002).

O estabelecimento de comunidades de ascídias invasoras, como é o caso da espécie *Styela plicata* (identificada no estudo qualitativo realizado no substrato duro entremarés referido nesta dissertação), em estabelecimentos de aquacultura de mexilhão tem gerado problemas para esta atividade (Adams et al., 2011; Fitridge et al., 2012; Santos et al., 2023), uma vez que as ascídias colonizam componentes submersos, como é o caso dos flutuadores e das cordas, aumentando o peso das estruturas e dos equipamentos de cultivo, o que resulta em mais gastos associados à sua manutenção (Adams et al., 2011; Fitridge et al., 2012). Em Portugal, na lagoa de Albufeira, os produtores de mexilhão têm-se debatido nos últimos anos com esta problemática, tendo sido relatadas perdas de produção associadas à incrustação de diferentes espécies de tunicados sobre os mexilhões, incluindo de *S. plicata* (Santos et al., 2023). Além disso, *Styela plicata* compete por recursos alimentares e por oxigénio, e aumenta a suscetibilidade a predadores, diminuindo a taxa de crescimento e o valor comercial da produção de alguns bivalves, como é o caso do mexilhão (Adams, et al., 2011; Fitridge et al., 2012).

Também o tunicado *Microcosmus squamiger* tem a capacidade de se tornar invasor quando presente em culturas de mexilhões e instalações de aquacultura (Ribeiro et al., 2023). Porém, neste trabalho, foi registado em pequena abundância numa área do Porto de Sines (TDC, no estudo de colonização e estabelecimento de macroepibentos em substratos duros).

São vários os fatores que condicionam os padrões de distribuição espacial de comunidades de macroinvertebrados, como por exemplo, a temperatura, a salinidade e as correntes (Piscart et al., 2005).

Tendo em conta todas as áreas consideradas nos diferentes estudos desta dissertação (vinte e duas), as áreas interiores confinadas com substrato artificial são as que apresentaram um maior número de ENI. Várias ENI aqui identificadas apresentam estados de vida planctónicos (sendo exemplo, *Austrominius modestus* e *Watersipora subtorquata*), demonstrando preferência por determinados tipos de substrato (McKinney & McKinney, 2002). Assim, e tal como sugerido por Tyrrell & Byers (2007), num estudo efetuado numa marina nos Estados Unidos da América, deveria existir uma maior abundância de ENI em substratos artificiais, dado que é expectável que as larvas planctónicas de espécies nativas selecionem menos estes locais, uma vez que não os reconhecem e, por outro, apresentem vantagens competitivas em habitats naturais, aos quais estão bem adaptadas, o que vai ao encontro dos resultados aqui observados.

A área do Porto de Recreio é a que registou uma quantidade mais elevada de ENI (num total de 25, considerando os substratos artificial e natural), sendo, no entanto, importante realçar que nesta área foi efetuado um maior esforço de amostragem, tendo sido contemplada pelos cinco estudos aqui considerados. Este número elevado de ENI pode estar associado à dispersão secundária (através do vetor da navegação maioritariamente regional, aliada à dispersão natural), uma vez que as embarcações de recreio são consideradas um possível vetor de risco particularmente elevado para a propagação destas espécies marinhas através da via bioincrustação, devido à sua prevalência, à distribuição espacial e aos padrões de viagem (Willan et al., 2000; Davidson et al., 2010; Clarke Murray et al., 2011, 2014; Johnson & Fernandez, 2011; Ashton et al., 2012, 2014; Zabin et al., 2014; Ferrario et al., 2017). Além disso, as marinas podem funcionar como um berço recetor e ainda providenciar uma elevada variedade de habitats adequados para a dispersão subsequente em ambientes adjacentes, o que poderia justificar a disseminação de ENI aqui encontradas (Ashton et al., 2006). É de salientar, ainda, que o briozoário *Tricellaria inopinata* apenas foi detetado em substratos artificiais da área confinada do Porto de Recreio de Sines (PRC).

As áreas confinadas portuárias TDC e TPC foram, igualmente, alvo de todos os estudos, apresentando 19 e 18 ENI, respetivamente. Estes números elevados de ENI podem estar associados com o facto de terem estas áreas um elevado tráfego marítimo, que tem vindo a aumentar nos últimos anos e que se espera que continue a aumentar futuramente no Porto de Sines (APS, 2023). Como já foi referido anteriormente, zonas marinhas que sejam alvo de um elevado tráfego marítimo estão mais suscetíveis à introdução de ENI, uma vez que estão constantemente expostas a alguns possíveis vetores de introdução, como é o caso da incrustação em cascos e das águas de lastro, que são frequentemente citados como tendo um risco elevado de introdução de espécies marinhas não indígenas em todo o mundo (Castro et al., 2020). Sendo o Porto de Sines, o que a nível nacional recebe navios com maior arqueação bruta e que apresenta o número mais elevado, não só de movimento de carga, como de contentores e de navios (AMT, 2021; INE, 2023), era expectável a deteção de ENI marinhas, o que se verificou no âmbito deste trabalho de dissertação. Além disso, quanto mais ENI são introduzidas num novo ambiente, mais provável se torna o estabelecimento de futuras espécies invasoras, uma vez que, depois de estabelecidas, algumas espécies invasoras alteram as condições do habitat, sendo este fenómeno conhecido por colapso invasivo (Simberloff & Von Holle, 1999). Além de tudo isto, o maior número de ENI nestas áreas pode, ainda, revelar uma elevada tolerância às condições ambientais aí existentes, bem como à disponibilidade de novos nichos ecológicos nestas áreas, à similaridade do habitat encontrado com o de origem ou até mesmo a uma maior dominância face às espécies indígenas presentes (Wang et al., 2021). É importante realçar, ainda, que junto à área TDC (mais especificamente, em TDE) ocorre a produção/criação em aquacultura de robalo. Como já foi referido anteriormente, estes animais são oriundos do sul de Espanha e do sul de França podendo, assim, tornar-se numa possível via de transporte de contaminantes de outros locais não só para estas áreas, como para o Porto de Sines em geral.

Algumas espécies, como é o caso de *Bugula neritina*, caracterizam-se por crescerem principalmente em portos (no presente trabalho, foi detetada nas áreas portuárias PRC, TDC e TPC), conseguindo a espécie referida fixar-se a uma grande diversidade de substratos (desde pilares a cascos de embarcações e, inclusivamente, já foi detetada no interior de tubagens para captação de água

e câmaras de condensação) e pode atingir uma grande abundância (Derungs, 2016).

A ascídia *Corella eumyota* é outro exemplo de uma ENI que, em águas costeiras, ocorre sobretudo em áreas abrigadas (no presente trabalho foi detetada em PRC – substratos artificial e natural –, e em TPC), sendo, no entanto, resistente a uma vasta gama de temperatura e salinidade (Collin et al., 2010). Esta espécie tem um período larvar curto, favorecendo a ocorrência de dispersão a curta distância e uma rápida fixação ao substrato, forma tufos densos e espalha-se rapidamente numa nova área quando introduzida (Dupont et al., 2007). Pode, ainda, competir e interferir com a fauna nativa, representando uma ameaça potencial à biodiversidade local (Dupont et al., 2007). Os seus impactos incluem competição por alimento e espaço, podendo provocar o sufocamento de espécies estabelecidas, reduzindo a disponibilidade de espaço de assentamento para espécies nativas e alterando a superfície de substratos duros (Sewell et al., 2008). Segundo os mesmos autores, grandes populações desta espécie podem ainda reduzir os níveis de matéria orgânica em suspensão na coluna de água.

Somente duas das áreas estudadas não apresentaram alguma ENI, sendo ambas constituídas por substrato natural, uma dentro e outra fora do Porto de Sines (TGE_n e CAN, respetivamente). No entanto, nestas áreas o esforço de amostragem foi menor, tendo nelas sido apenas efetuado um estudo (comunidade macrobentónica de substrato duro entremarés).

De um modo geral, as áreas expostas e as áreas exteriores e adjacentes ao Porto de Sines registaram menos ENI, comparativamente às áreas confinadas portuárias. Por sua vez, é nas áreas exteriores e adjacentes que se verificou uma maior quantidade relativa de espécies nativas, tendo sido amostrados nestas áreas substratos naturais. Segundo Garcia-Vazquez et al., (2018), este tipo de substratos é preferencialmente colonizado por espécies nativas, diminuindo, assim, a área de nicho disponível para ENI, o que também já foi corroborado por Afonso et al. (2020) no estuário do Tejo.

De um total de 560 espécies marinhas identificadas entre 2009 e 2020 em áreas do Porto de Sines e adjacentes no âmbito de projetos MAPSi e desta dissertação, 32 correspondem a espécies não indígenas, como já foi

anteriormente referido, representando 5,7% do total de espécies identificadas. No entanto, este número não é muito elevado, quando comparado com o resultado de outros estudos efetuados no nosso país, mas em áreas de menor dimensão, como é o caso do trabalho efetuado por Afonso et al. (2020), o qual indicou a presença de 15 ENI em quatro marinas de recreio localizadas no estuário do Tejo, representando este número cerca de 13% do total das espécies identificadas em estruturas artificiais e substratos naturais.

Esta diferença verificada entre a percentagem de ENI registada no Porto de Sines (e áreas adjacentes) e no estuário do Tejo estará, muito provavelmente, relacionada com o facto de neste estuário localizar-se o Porto de Lisboa, em atividade há mais anos (com uma configuração parecida com a atual, desde 1887; APL, 2023) que o Porto de Sines (com uma configuração parecida com a atual, entrou em exploração no ano de 1978; APS, 2023). Além disso, os estuários que albergam portos são considerados *hotspots* de movimento e atividades marítimas, e locais onde múltiplos vetores de introdução de ENI marinhas podem vir a sobrepor-se (Costello et al., 2022; Ribeiro et al., 2023), fatores que se verificam no estuário do Tejo (Ribeiro et al., 2023). Também no estuário do Tejo é verificada a ocorrência de nichos ecológicos muito ricos e diferentes (Gonçalves, 2011) devido ao gradiente salino aí verificado, o que cria potencial para mais espécies com requisitos ecológicos distintos, comparativamente às áreas oceânicas (Afonso, 2018).

Considerando as ENI identificadas no âmbito desta dissertação, o grupo das macroalgas (Filos das clorófitas, ocrófitas e rodófitas) é o mais representado, com um total de 9 espécies, seguido pelos Filos dos anelídeos (com 7 espécies) e dos artrópodes (com 6 espécies), estando, assim, em concordância com um levantamento de ENI efetuado a nível nacional nos meios marinho e estuarino de Portugal continental (Chainho et al., 2015).

No estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel, o único Filo contendo ENI é o dos anelídeos. Além da tolerância ambiental, uma série de fatores biológicos (como a elevada variabilidade genética, o curto tempo de gestação, a maturidade sexual precoce, a alta capacidade de reprodução e uma dieta ampla) pode ter contribuído para o sucesso no estabelecimento destas ENI de anelídeos, sendo deste Filo as ENI marinhas mais frequentemente detetadas na Europa (López & Richter, 2017).

Anelídeos poliquetas e sipunculídeos podem ser muito usados como isco vivo na pesca, tanto lúdica como profissional, bem como alimento na aquacultura de peixes (principalmente de linguados da família Soleidae) e crustáceos (em particular, de camarões da família Penaeidae), alcançando, assim, um alto valor comercial (Olive, 1994). Porém, em Portugal, a importância da procura comercial de anelídeos poliquetas e sipunculídeos não foi acompanhada por uma oferta suficiente de isco vivo e a apanha de isco em populações naturais tornou-se insuficiente para satisfazer a procura do mercado, tendo-se recorrido à sua importação (Sá et al., 2017). As espécies importadas são dominadas pelo Nereididae *Perinereis lineata*, importado da China (Sá et al., 2017), uma das ENI identificadas no presente estudo. Este verme exótico chegou ao Mediterrâneo Ocidental (lagoa do Mar Menor) através da importação de isco vivo, uma vez que é vulgarmente utilizado por pescadores na lagoa do Mar Menor, muito utilizada na pesca recreativa (Arias et al., 2013). Segundo os mesmos autores, a comparação entre as populações mediterrânica e nativa da Coreia do Sul revelou que esta espécie apresenta uma grande plasticidade reprodutiva e adaptabilidade, que depende de condições ambientais. A lagoa do Mar Menor está inserida numa região biogeográfica partilhada com o sul de Portugal (Spalding et al., 2007), o que pode contribuir para aumentar a probabilidade da introdução e do estabelecimento desta espécie em águas portuguesas (Sá et al., 2017). No nosso país, esta espécie é importada em grandes quantidades, o que aumenta a probabilidade de uma eventual introdução involuntária, principalmente por ser utilizada ainda viva na pesca recreativa (Sá et al., 2017). No entanto, os efeitos da introdução de ENI deste grupo na fauna marinha nativa são largamente desconhecidos, exceto no caso de algumas espécies, como é o caso de *Ficopomatus enigmaticus*, que provocou, alegadamente, graves impactos ambientais, havendo inclusivamente suspeitas de causar a migração de espécies nativas ou prejuízos económicos (López & Richter, 2017).

A distribuição nativa das espécies não indígenas aqui abordadas abrange diferentes regiões geográficas. No entanto, é a região do Pacífico que apresentou mais espécies originárias, num total de 18. De acordo com Tsiamis et al. (2018), a maioria das ENI marinhas que se estabeleceram num ou em mais mares europeus tem a sua distribuição nativa no Pacífico norte, particularmente na zona ocidental. Isto sugere que espécies de regiões com valores de

temperatura semelhantes são mais prováveis para o estabelecimento e difusão de ENI, dado que estão fisiologicamente adaptadas a condições ambientais recetoras (Minchin et al., 2013). Além disso, as embarcações com origem nessas regiões do Pacífico utilizam a rota do Mediterrâneo, passando pela via navegável do canal do Suez e favorecendo, deste modo, a chamada migração lessepiana (migração de espécies aquáticas, principalmente no sentido do Mar Vermelho para o Mar Mediterrâneo; Lewis, 2021) no ecossistema marinho (Por, 2012; Hoffman & Dubinsky, 2010; Tsiamis et al., 2018). Um provável exemplo desta conectividade entre regiões é a introdução da ascídia *Corella eumyota*, nativa do hemisfério sul, que exibe uma distribuição circumpolar em regiões temperadas e subpolares (exemplo: Chile, Península Antártica, África do Sul, Austrália e Nova Zelândia; Lambert, 2004; El Nagar et al., 2010).

Entre 2018 e 2020, o Porto de Sines recebeu 3 858 embarcações comerciais nos seus diversos terminais, sendo que 25% destas embarcações, aproximadamente, utilizaram esta rota comercial do Mediterrâneo, passando pela via navegável do canal do Suez.

O principal vetor de introdução de ENI costeiras é o tráfego marítimo, principalmente através de águas de lastro e da incrustação em cascos de embarcações (Clarke Murray et al., 2012; Bailey et al., 2020). Além disso, estudos sobre incrustações em cascos de embarcações mostraram que a maioria de ENI marinhas oportunistas e cosmopolitas foi transportada desta forma (Vaz-Pinto et al., 2012), estando os resultados obtidos na presente dissertação em concordância com estes autores. Também Chainho et al. (2015) identificaram o tráfego marítimo como a principal via de introdução de ENI em ambientes marinhos portugueses. Similarmente, o indicador das vias de introdução de espécies marinhas não indígenas nos mares europeus da Agência Europeia do Ambiente (EEA) aponta o tráfego marítimo comercial como representando 49,1% e, a rota do canal do Suez, 33% das introduções de espécies não indígenas nestes mares. De acordo com a mesma agência, os principais vetores de introdução associados ao tráfego marítimo são as incrustações nos cascos das embarcações e as águas de lastro (EEA, 2019). Os possíveis vetores de introdução das ENI observadas nesta dissertação estão, igualmente, de acordo com o referido indicador da EEA, uma vez que, na maioria

destas espécies, é considerada a possibilidade de introdução através destes vetores (de um ou dos dois).

Uma das medidas que tem sido recomendada para minimizar este problema é a descarga das águas de lastro em alto mar, substituindo por completo a água proveniente do porto de partida por água oceânica (Gollasch et al., 2007). Sendo esta descarga efetuada longe da costa, a probabilidade de as regiões portuárias e costeiras serem colonizadas por larvas e/ou propágulos provenientes dos tanques de lastro torna-se diminuta (Gollasch et al., 2007), isto porque os tanques de lastro contêm, normalmente, não só água do mar, como sedimentos com uma grande variedade de espécies de algas e invertebrados, muitas vezes ainda em esporo, propágulo, ovo ou fase larvar, estados que têm uma capacidade de resistência relativamente elevada a condições ambientais adversas, assegurando, assim, a sua sobrevivência a longo prazo nas rigorosas condições verificadas nos tanques de lastro. Um exemplo disto são as macroalgas, que em estado de repouso suportam um longo período de tempo na escuridão, conseguindo posteriormente desenvolver-se quando as condições se tornam mais favoráveis e aumentando, assim, a probabilidade de colonização de novas áreas (Drake & Lodge, 2006; Flagella et al., 2007).

Com a entrada em vigor, em setembro de 2017, da Convenção Internacional para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos de Navios, é expectável que, futuramente, se mitiguem os efeitos do transporte de ENI por este vetor, sendo importante recolher dados confiáveis sobre tráfego marítimo, bem como da captação e descarga de águas de lastro (Öztürk, 2021). Também a Convenção Internacional relativa ao controlo dos sistemas antivegetativos nocivos aos navios (Convenção AFS) visa combater a incrustação no casco de embarcações, que é, como já foi referido, outro fator importante na dispersão de ENI. Similarmente, a Organização Marítima Internacional (OMI) encontra-se a desenvolver diretrizes sobre as incrustações nos cascos de embarcações comerciais (MEPC, 2011) e para as embarcações de recreio (IMO, 2012), com vista a reduzir o transporte de ENI desta forma.

Mais recentemente, estudos têm demonstrado que o lixo marinho também pode alterar significativamente a composição biótica de um ecossistema costeiro, uma vez que representa um abrigo, não só para espécies nativas, como

para ENI (Garcia-Vazquez et al., 2018), podendo vir a tornar-se, deste modo, num potencial vetor de introdução de espécies não indígenas.

Em suma, os ambientes marinhos fornecem uma multiplicidade de serviços essenciais para diversas atividades humanas, sendo fundamental manter a salubridade e o equilíbrio dos respetivos ecossistemas, garantindo as condições ideais para as espécies nativas (Guillén-Beltrán et al., 2020). Segundo o mesmo autor, é igualmente importante desenvolver medidas para prevenir, monitorizar, controlar e, eventualmente, erradicar as espécies não indígenas e com potencial invasor.

De acordo com Blackburn et al. (2011), quando uma ENI chega a um novo ambiente, pode iniciar-se um processo de invasão que passa por várias fases (desde a libertação e introdução da espécie fora da sua área de distribuição nativa, ao estabelecimento de uma população autossustentável no novo ecossistema até à dispersão desta espécie fora do seu local de introdução). É, assim, importante avaliar em que fase do processo de invasão se encontra uma determinada ENI, bem como analisar os efeitos já causados sobre a biota nativa (Nunes et al., 2014). Se a ENI já se encontrar estabelecida, a sua erradicação é quase impossível na maioria das situações (Thresher & Kuris, 2004), sendo que a interceção precoce através do controlo dos potenciais vetores de introdução é provavelmente o método mais eficiente para prevenir impactos futuros sobre os ecossistemas nativos (Carlton & Ruiz, 2005). Assim, uma das questões fundamentais no estudo de ENI é a identificação das possíveis vias e dos possíveis vetores de introdução, ou seja, conhecer o meio através do qual a espécie pode ter sido introduzida (Domingos et al., 2017). Como tal, a conscientização pública acerca deste problema, a prevenção da entrada de novas ENI e o alerta precoce sobre a sua presença são objetivos prioritários e essenciais para a proteção, conservação e melhoria dos ecossistemas aquáticos (Casals & Sánchez-González, 2020).

Variação espacial e temporal da presença e abundância de ENI marinhas no Porto de Sines e em áreas adjacentes

O estudo de colonização e estabelecimento de macroepibentos em substratos duros artificiais permitiu observar um total de 25 ENI. Destas

espécies, o crustáceo cirrípede *Amphibalanus amphitrite* é a espécie que apresentou uma percentagem média de cobertura mais elevada (superior a 60% em TPC), e o tanaidáceo *Sinelobus stanfordi* foi a espécie com maior densidade, tendo a sua abundância média por área sido superior a 200 indivíduos por 100 cm² em TME.

As cracas da espécie *Amphibalanus amphitrite* fixam-se, comumente, em superfícies artificiais, tais como plásticos (Rech et al., 2018). Além disso, é uma espécie incrustante frequentemente encontrada dentro de portos (Hayward & Ryland, 1999), tendo sido introduzida em Portugal há vários anos (desde 1974; Saldanha, 1974), podendo estes fatores justificar a sua elevada abundância observada neste estudo.

Quanto a *Sinelobus stanfordi*, este tanaidáceo tem um poder de dispersão muito eficaz, a curta ou longa distância (Larsen, 2005), sendo a mesma possível através de múltiplos vetores de introdução, tanto por incrustação em cascos de embarcações, como por meio de águas de lastro e, ainda, através da aquacultura (Sytsma et al., 2004). Com uma ampla gama de tolerância de temperatura e salinidade, esta espécie tem sido observada principalmente em estuários e portos, locais onde foi introduzida por vetores antropogénicos (Fofonoff et al., 2013). Todas estas características deste tanaidáceo, podem justificar a sua abundância ter sido tão elevada neste estudo.

É de realçar que algumas ENI apenas foram detetadas no Porto de Sines no âmbito deste estudo, nomeadamente os anelídeos *Branchiomma bairdi*, *Euchone incolor* e *Perinereis linea*, os artrópodes *Aoroides longimerus*, *Austrominius modestus*, *Jassa slatteryi*, *Sinelobus stanfordi* e *Stenothoe georgiana*, o briozoário *Tricellaria inopinata*, a macroalga *Antithamnion densum*, e o molusco *Potamopyrgus antipodarum*.

No estudo da comunidade macrobentónica de substrato duro submareal no Porto de Sines, foram detetadas ENI somente através da observação efetuada por quantificação da percentagem de cobertura, nomeadamente as macroalgas *Asparagopsis taxiformis*, *Anotrichium furcellatum* e *Asparagopsis armata*, sendo esta última encontrada em mais áreas. Esta espécie é considerada uma alga invasora que causa um impacto negativo, tanto na biodiversidade, como na economia, ao afetar direta e indiretamente o turismo, a pesca e a aquacultura

(Seca, 2018). Tal verifica-se uma vez que esta alga tem a capacidade de se dispersar muito facilmente nos habitats recetores em pouco tempo e de libertar grandes quantidades de compostos tóxicos na área invadida circundante, colonizando, assim, uma vasta área, o que provoca o deslocamento de espécies nativas e uma mudança significativa em termos de composição da comunidade (Chualáin et al., 2004; Soler-Hurtado & Guerra-García, 2011; Silva et al., 2020). Além disso, o seu primeiro registo em Portugal continental data de 1951 (Palminha, 1951), encontrando-se esta espécie estabelecida em várias partes do nosso país (Chainho et al., 2015; Ribeiro et al., 2023).

Destas algas, a espécie *Asparagopsis taxiformis*, foi encontrada no Porto de Recreio (PRC) no decurso de campanhas de amostragem de substratos duros submareais realizadas em 2003, entre outras espécies de algas não indígenas, sendo esta a que possuía maior dimensão e abundância (CIEMAR, 2004). Como tal, foi monitorizada em projetos MAPSi, a sua distribuição e abundância em PRC nos anos de 2004, 2011, 2014, 2017 e 2020 (CIEMAR, 2009a, 2012, 2015a, 2018a, 2021c). Através desta monitorização, observaram-se variações temporais na abundância de *Asparagopsis taxiformis*, não sendo muito claro se há uma tendência de aumento ou diminuição, sendo por isso importante continuar a monitorizar a distribuição e abundância desta alga em PRC.

No estudo de variações temporais efetuado com base no uso de técnicas de amostragem segundo *eRAS* de comunidades macrobentónicas de substrato duro entremarés, foi observado um total de 17 espécies não indígenas. Nas áreas exteriores e adjacentes ao Porto de Sines (STR e OLI, ambas constituídas por substrato natural), verificou-se um maior número de espécies indígenas em comparação com as áreas do porto, nomeadamente em TPC, TDC e PRCa. Por sua vez, PRC (substrato artificial e natural) é a área portuária que apresentou um maior número de ENI neste estudo. O briozoário *Bugula neritina* apenas foi visto em TPC, apesar de ser uma espécie marinha muito comum em comunidades incrustantes de portos, desde ambientes entremarés até submareais pouco profundos (Davidson & Haygood, 1999). Neste estudo, o briozoário *Watersipora subtorquata* apenas não foi detetado em STR e OLI, sendo que esta espécie exhibe uma alta capacidade de crescimento em

substratos artificiais com perturbação antrópica (Viola et al., 2018), podendo esta característica justificar o facto de não ter sido observada nas áreas exteriores e adjacentes amostradas neste estudo.

É de realçar que algumas ENI apenas foram detetadas no Porto de Sines no âmbito deste estudo, nomeadamente a alga *Codium intertextum*, o anelídeo *Ficopomatus enigmaticus*, os cordados *Distaplia corolla* e *Styella plicata*, e a esponja *Paraleucilla magna*. Esta última, em circunstâncias tróficas favoráveis, desenvolve-se mais do que as algas e os invertebrados filtradores nativos (Guardiola et al., 2016), sendo importante monitorizar a sua ocorrência e abundância (Longo et al., 2007). Segundo os mesmos autores, é resistente à poluição, mas também é capaz de viver em águas limpas.

No estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel, *Pseudopolydora paucibranchiata* foi a ENI mais numerosa principalmente nos Portos de Pesca e de Recreio. Esta espécie encontra-se em Portugal desde 1994, tendo sido registadas grandes populações desta espécie no sul de Portugal (Carvalho et al., 2013), onde podem vir a substituir espécies nativas (López & Richter, 2017), uma vez que tem a capacidade de superar ou deslocar outras espécies com hábitos alimentares e necessidades ecológicas similares (Çinar et al., 2012). É, desse modo, importante continuar com os estudos de monitorização de modo a verificar a evolução desta espécie no Porto de Sines.

Mais recentemente e, apesar de não ter sido observada nesta dissertação, verificou-se a introdução da alga *Rugulopteryx okamurae* em Portugal continental no ano de 2021, no barlavento algarvio (Liulea, 2021), verificando-se já no ano de 2022 várias ocorrências desta espécie ao longo da costa alentejana e sudoeste de Portugal continental (Chainho et al., 2018). Após isso, investigadores do Laboratório de Ciências do Mar (CIEMAR) da Universidade de Évora observaram-na no Porto de Sines. Estas observações foram continuadas a partir de janeiro de 2023 e efetuadas até julho do presente ano, quando se iniciou uma monitorização mais completa e geograficamente mais abrangente, de modo a permitir efetuar uma avaliação da sua abundância e distribuição em vários locais da costa alentejana (CIEMAR, 2023). Nestas observações, foi possível verificar uma maior presença desta alga em áreas localizadas no Porto

de Sines, bem como um aumento da sua abundância ao longo do período de amostragem (entre janeiro e julho de 2023; CIEMAR, 2023).

Tendo em conta as observações realizadas em costas do Mar Mediterrâneo e, mais recentemente, no Algarve, nos Açores e na Madeira, que mostram uma rápida proliferação e um elevado potencial invasor desta alga, bem como um impacto negativo na biodiversidade nativa e em algumas atividades económicas (como a pesca e o turismo; Baéz et al., 2023), é importante que a presença e abundância desta alga exótica continue a ser avaliada e monitorizada no Porto de Sines, e que seja obtida informação para que possam ser aplicadas medidas preventivas e ações de mitigação adequadas para salvaguardar os habitats marinhos costeiros e as atividades económicas decorrentes nesta zona.

Medidas de prevenção e controlo de espécies não indígenas no Porto de Sines

Não é fácil controlar a dispersão de ENI ou até mesmo removê-las de ambientes invadidos, uma vez que normalmente são processos com custos financeiros elevados e, por vezes, pouco eficientes (Wittenberg & Cock, 2001). Porém, e segundo os mesmos autores, evitar novas introduções e efetuar regularmente monitorizações é fundamental para que ENI não aumentem as suas áreas de ocorrência, sendo medidas com uma boa relação custo-benefício. Para tal, é de extrema importância a identificação correta das espécies indígenas de um determinado ambiente, sendo um pré-requisito fundamental para desencadear as tentativas de controlo das ENI, que assim poderiam ser reconhecidas mais fácil e rapidamente num novo ambiente (Souza et al., 2009a). Além disso, é importante ter um bom conhecimento acerca das distribuições atuais e respetiva abundância, bem como das possíveis vias e dos possíveis vetores de introdução das ENI para ser praticável uma boa compreensão dos mecanismos e da magnitude do impacto destas espécies invasoras sobre os serviços ecossistémicos e sobre a biodiversidade, sendo assim uma medida fundamental para o estabelecimento eficiente de prioridades de ações, para evitar novas invasões ou para desenvolver medidas de mitigação (Molnar et al., 2008; Katsanevakis et al., 2013; Galil et al., 2014).

Segundo a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha, da União Europeia (Diretiva n.º 2008/56/CE, alterada pela Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão), as espécies não indígenas representam uma ameaça significativa para a biodiversidade na União Europeia, sendo expectável que esta ameaça aumente no futuro (estima-se que as medidas de gestão tomadas para controlar as espécies invasoras e a reparação dos danos que causam custem às economias europeias pelo menos 12 mil milhões de euros por ano; Haubrock et al., 2021). A fim de desenvolver uma base adequada de conhecimentos para resolver os problemas suscitados pelas espécies invasoras, é importante que se realizem atividades de investigação, controlo e vigilância dessas espécies. Os sistemas de vigilância devem incluir estudos gerais e seletivos e beneficiar do envolvimento de diferentes setores e intervenientes, incluindo as comunidades regionais e locais, na medida em que constituem o meio mais adequado para a deteção precoce de novas espécies invasoras e para a determinação da distribuição das espécies já estabelecidas (Diretiva n.º 2008/56/CE; Tsiamis et al., 2021). Como tal, a implementação de mecanismos e medidas capazes de deteção precoce de espécies não indígenas (invasoras ou potencialmente invasoras) está dependente da aplicação de programas eficazes de monitorização. No âmbito da minha dissertação, utilizei os resultados de diferentes estudos realizados no projeto MAPSi, que permitiram detetar várias ENI em diversos ambientes marinhos, sendo uma mais-valia o facto de este projeto de monitorização abranger tal diversidade ambiental. Além disso, experiências manipulativas como a efetuada no referido estudo de colonização e estabelecimento de macroepibentos em substratos artificiais, de curta duração e com baixo custo associado, e na qual foi possível detetar um número elevado de ENI, devem ser efetuadas com mais regularidade. Como tal, recomendo a realização com periodicidade semestral de tais experiências no Porto de Sines, principalmente nas áreas em que foi detetado um maior número de ENI (PRC, TPC e TDC).

Tal como noutros países, em Portugal, alguns dos meios mais eficazes para lidar com as invasões aquáticas estão relacionados com a prevenção da introdução e propagação de espécies e/ou com a deteção de invasões numa fase muito precoce do processo de instalação (Anastácio et al., 2019).

De acordo com o artigo n.º 28 do Decreto-Lei n.º 92/2019, de 10 de julho, as espécies que constam na Lista Nacional de Espécies Invasoras (LNEI) com ocorrência verificada no território nacional devem ser objeto de planos de ação nacionais ou locais com vista ao seu controlo, contenção ou erradicação.

Para tal, e segundo o mesmo decreto, deverá ser criado um plano de ação que tenha em conta:

- a gravidade da ameaça;
- o grau de dificuldade previsto para a erradicação, contenção ou controlo das espécies em causa;
- as medidas proporcionais ao impacto ambiental causado e adequadas às circunstâncias específicas de cada território e espécie, com base numa análise de custos e benefícios;
- a recuperação, tanto quanto possível, dos ecossistemas degradados, danificados ou destruídos (caso se aplique), e a prevenção de novas introduções.

É igualmente importante que, no âmbito das ações de aplicação deste tipo de planos de controlo, se monitorizem outras espécies que constem da LNEI e, sempre que possível, que sejam capturados ou colhidos os seus espécimes.

Mais recentemente, Portugal definiu, através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 45/2023, de 22 de maio, planos de ação para abordar as possíveis vias e os possíveis vetores de introdução de ENI, no âmbito da aplicação do Regulamento Europeu relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras (UE 1143/2014).

No entanto, neste ano, a Comissão Europeia avançou com uma ação contra Portugal (e cinco outros Estados-membros – Bulgária, Irlanda, Grécia, Itália e Letónia) junto do Tribunal de Justiça da União Europeia (Lusa, 2023). De acordo com a mesma fonte, em causa está o incumprimento das medidas de defesa da biodiversidade face às espécies invasoras (Regulamento de Espécies Exóticas Invasoras) incluídas numa lista da União Europeia, uma vez que, e de acordo com um comunicado, não estabeleceram, não aplicaram nem comunicaram à Comissão um plano (ou conjunto de planos) de ação para abordar as vias mais importantes de introdução e propagação de espécies exóticas invasoras que suscitam preocupação na União Europeia. A Comissão considerou que, até ao momento, os esforços das autoridades nacionais têm

sido insatisfatórios e insuficientes, instaurando desse modo ações no Tribunal de Justiça da União Europeia contra os países em causa (Lusa, 2023).

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho de dissertação, o transporte marítimo é a via mais provável de introdução das ENI identificadas, sendo a incrustação em cascos de embarcações e as águas de lastro os vetores predominantes. No entanto, é importante ter em conta também a prática de aquacultura existente neste porto, uma vez que a introdução de novas espécies através de contaminantes foi o terceiro possível vetor mais predominante neste estudo. A conjugação dos vetores acima mencionados, em conjunto com a dispersão natural, pode promover uma rápida proliferação de ENI no Porto de Sines, colocando-o em alto risco de novas introduções. Dada a elevada representatividade dos múltiplos vetores de introdução neste porto, é importante definir medidas de gestão para prevenir novas introduções e minimizar os impactos das espécies invasoras. Assim, e tendo em conta as possíveis vias e os possíveis vetores de introdução aqui referidos, é importante colocar em prática as medidas apresentadas em seguida.

- Seguir as diretrizes sobre bioincrustações nos cascos de embarcações comerciais (MEPC, 2011) e de recreio (IMO, 2012) apresentadas pela Organização Marítima Internacional. Embora, de momento, sejam apenas recomendações, fornecem orientações práticas a todas as partes interessadas (por exemplo, Estados, comandantes de navios, fabricantes de tintas antivegetativas, entre outros) sobre as medidas destinadas a minimizar o risco de transferência de espécies aquáticas invasivas a partir da incrustação em embarcações (MEPC, 2011). Estas medidas incluem, assim, um plano de gestão das incrustações biológicas e um livro de registo (específicos para cada embarcação), a instalação e manutenção de sistemas anti-incrustantes bem como a respetiva inspeção, limpeza e manutenção na água, utilizando procedimentos que minimizem o risco de propagação de espécies invasoras a nível regional, o que requer um inventário prévio das instalações disponíveis e das condições que apresentam para implementar as boas práticas (MEPC 2011).

- De acordo com APS (2023), a gestão da rede de águas de lastro, que inclui a receção e tratamento de águas residuais e de lastro provenientes das

embarcações atracadas em postos de acostagem ou fundeados em qualquer zona do Porto de Sines, bem como a gestão da estação de tratamento de águas de lastro, são da responsabilidade da empresa Ecoslops Portugal, S.A. No entanto, e considerando o número de ENI que poderá ter entrado neste porto através do vetor de águas de lastro, é importante melhorar a gestão de águas de lastro, bem como aplicar novas medidas para verificar se as normas estão a ser cumpridas. Por exemplo, como atitude pró-ativa, deve-se efetuar o controlo das águas de lastro a bordo dos navios através de um formulário que é preenchido em cada escala efetuada pela embarcação. Este questionário poderia reunir informação como o porto de procedência das águas de lastro, capacidade dos tanques de armazenamento e procedimentos de gestão de águas de lastro implementadas a bordo. A análise desta informação permite efetuar uma avaliação de risco de introdução de ENI em cada local. Esta medida já é aplicada pela Administração do Porto de Lisboa, S.A (APL, 2023). Além disso, Portugal tem em vigor o Decreto-Lei n.º 23/2017, de 31 de julho, que transpõe a Convenção Internacional para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos de Navios para a legislação nacional, estabelecendo normas e procedimentos para a sua gestão e o seu controlo, sendo expectável que, futuramente, se mitiguem os efeitos do transporte de ENI por este vetor.

- Considerando que não encontrei alguma informação publicada que indique a existência de medidas adequadas para prevenir a entrada de novas espécies e/ou contaminantes através da prática da aquacultura a decorrer nas imediações do Porto de Sines, nem dos possíveis efeitos adversos para a biodiversidade que a entrada de novas espécies poderá estar/vir a causar, é fundamental a criação e aplicação de medidas para reduzir a propagação de ENI neste porto através da prática de aquacultura, bem como avaliar as introduções já ocorridas, como já foi proposto pelo Código de Boas Práticas do ICES (ICES, 2005). No entanto, este relatório não engloba as espécies que são introduzidas através da contaminação por transporte. Ao nível de legislação, as únicas visadas são as ENI parasitas, geridas ao abrigo do Regulamento (EU) 2016/429 do Parlamento Europeu e do Conselho da União Europeia, adotado para abranger todos os aspetos da legislação da “Lei da Saúde Animal”. Deste modo, a prevenção e gestão destas espécies envolve, sobretudo, medidas relacionadas com a gestão do transporte de espécies entre diferentes locais e

sistemas aquáticos, sejam nativas ou ENI. Mais uma vez, é importante reforçar, também, ações de sensibilização junto de todas as partes interessadas nesta problemática de introdução de ENI através da possível via de transporte de contaminantes, nomeadamente por atividades de aquacultura.

Além destas sugestões apresentadas, é importante que o Porto de Sines inclua no “Relatório de Gestão e Contas do Exercício”, publicado anualmente, informação referente à gestão das águas de lastro, bem como de outras atividades desenvolvidas no do porto, como é o caso da aquacultura e da pesca lúdica com uso de isco vivo, uma vez que estão cientes da introdução de espécies invasoras através da prática de atividades que ocorrem neste porto (APS, 2021). Seria, ainda, igualmente importante, a criação de um código de boas práticas para as atividades exercidas no Porto de Sines, de modo a prevenir a introdução de ENI.

Em suma, políticas eficazes destinadas a gerir a disseminação de ENI exigem, contudo, dados sólidos sobre a sua distribuição, introdução, vias de disseminação, e impactos ambientais (Tempesti et al., 2020b). Assim, como medidas gerais de prevenção é importante:

- a criação e divulgação de listas de ENI (nacionais e internacionais);
- a criação de medidas legais (nacionais e internacionais) de identificação e remoção de ENI, bem como a implementação das mesmas;
- o controlo das pragas quando a erradicação já não for possível;
- a publicação de legislação para proibir a importação de espécies exóticas;
- ter cuidados com a manutenção de tanques/zonas destinados para a produção de espécies não nativas, evitando fugas destes organismos para o meio ambiente envolvente;
- instruir os turistas e pessoas que trabalham diretamente com turismo em ambientes marinhos sobre a necessidade da limpeza dos equipamentos de pesca, assim como das embarcações para evitar que organismos aderidos ou presos nestes equipamentos sejam levados de um ambiente para outro possibilitando introduções de espécies;
- quando se utiliza outra espécie para efetuar um controlo biológico sobre uma ENI, é importante realizar um estudo prévio e detalhado sobre a espécie mais indicada para ser utilizada nesta prática, pois a falta de conhecimentos

sobre a biologia de espécies utilizadas neste processo pode provocar danos ainda mais prejudiciais ao ambiente do que a espécie que se pretende controlar;

- utilizar a Ciência Cidadã (ou seja, o envolvimento do público na produção de dados científicos; McKinley et al., 2017) como um meio importante para contribuir, tanto para a detecção precoce de novas ENI, como para monitorizar a sua distribuição e abundância (Giovos et al., 2019);

- restauração de ecossistemas invadidos.

No entanto, a gestão de ENI, para ser sustentável, deve abordar, tanto fatores ambientais, como sociais e económicos que influenciam as causas, os impactos e o controle de ENI em várias escalas espaciais e temporais (Larson et al., 2011). Segundo os mesmos autores, embora estes pilares sejam geralmente reconhecidos pelos investigadores, a sua implementação é muitas vezes limitada por opções de controlo insuficientes bem como por restrições económicas e políticas. Porém, o descaso com o meio ambiente, visando apenas um retorno financeiro rápido ou a falta de compromisso com a manutenção da biodiversidade, presentes nas políticas governamentais de muitos países, podem ser entraves no avanço de medidas de controlo contra novas introduções, pois diversas espécies foram introduzidas com financiamento e apoio governamentais, assim como obras de transposição de bacias e construção de centrais hidroelétricas que facilitam essas introduções (Bellay et al., 2016).

5 – Conclusão

Na presente dissertação foi estudada a variação espacial e temporal da presença e abundância de espécies marinhas não indígenas no Porto de Sines e em áreas adjacentes, através da análise de comunidades bentónicas em diferentes ambientes (substrato duro entremarés e submareal, natural e artificial).

Através dos resultados obtidos, foi possível verificar que o número e a abundância de ENI marinhas variou espacialmente no Porto de Sines, sendo as áreas interiores confinadas (com substrato artificial) as que registaram uma maior presença e/ou abundância de ENI, sobretudo as de PRC, TDC e TPC (Porto de Recreio, Terminal de Contentores e Terminal de Graneis Líquidos, respetivamente). É, no entanto, importante realçar que nestas três áreas foi efetuado um maior esforço de amostragem, tendo todas elas sido alvo dos cinco estudos incluídos na presente dissertação. Nestas áreas existe uma exposição e proximidade a possíveis via(s) e/ou vetor(es) de introdução de ENI, uma vez que nelas é verificado um elevado tráfego marítimo e comercial com embarcações que utilizam o Porto de Sines. Considerando que os vetores associados ao transporte clandestino (por bioincrustação ou através das águas de lastro), bem como a possível via de transporte de contaminantes, nomeadamente por atividades de aquacultura (verificadas junto a TDC), foram reconhecidos como os mais prováveis de introdução da maioria das ENI identificadas, os resultados encontram-se de acordo com o que seria esperado.

Além disso, numerosos estudos indicam uma maior abundância e riqueza de ENI em locais com substrato artificial (como portos e marinas) do que naturais, sendo, assim, a sua presença mais comum em estruturas artificiais (Wasson et al., 2005; Glasby et al., 2007). Tal facto, quando combinado com o tráfego marítimo intenso, pode tornar esses locais propícios para a fixação e posterior colonização de ENI (Castro et al., 2021; Gestoso et al., 2017), estando os resultados aqui apresentados de acordo com o expectável. Estas áreas devem, assim, ser alvo de constantes monitorizações, uma vez que podem ter um papel duplo, não só fornecerem estruturas de fixação, como funcionar como áreas nas quais algumas espécies podem desenvolver-se e dispersar-se futuramente para zonas costeiras próximas (Afonso et al., 2020).

Foi igualmente possível verificar que o número e a abundância de ENI marinhas foi maior no Porto de Sines do que em áreas exteriores adjacentes, nos diferentes estudos apresentados. Tal pode ser justificado pelo facto de que as áreas deste porto são maioritariamente compostas por substrato artificial, que facilita a fixação de ENI. Em contrapartida, as áreas exteriores e adjacentes, constituídas por substrato natural, apresentaram uma maior presença e/ou abundância de espécies indígenas.

Relativamente à hipótese aumento ou diminuição recente do número e da abundância de ENI marinhas no Porto de Sines e em áreas adjacentes, no estudo da comunidade de macrofauna bentónica de substrato móvel, único neste trabalho que contemplou tal variação temporal, não foi possível encontrar um padrão claro de variação, verificando-se, ora o aumento, ora o decréscimo, do número de indivíduos de determinada ENI em determinada área. Tal facto vem reforçar a importância de continuar com este tipo de monitorização.

Este tipo de estudos de comunidades de ENI marinhas tem vindo a ganhar expressividade como consequência do aumento de infraestruturas costeiras (em particular das marinas de recreio), mas também devido ao aumento da consciencialização para as problemáticas das ENI e os respetivos impactos ecológicos, económicos e sociais. Considerando as dificuldades em eliminar as ENI após o seu estabelecimento e, tendo em conta que estas espécies são consideradas uma das principais ameaças à biodiversidade, existe uma crescente necessidade de adotar medidas de monitorização, prevenção e mitigação. Assim, os resultados apresentados no âmbito desta dissertação podem, além de servir como alerta, permitir, no futuro, o desenvolvimento e a aplicação de algumas medidas preventivas.

6 – Referências bibliográficas

- Adams, C. M., Shumway, S. E., Whitlatch, R. B., & Getchis, T. (2011). Biofouling in marine molluscan shellfish aquaculture: a survey assessing the business and economic implications of mitigation. *Journal of the World Aquaculture Society*, 42(2), 242-252.
- Afonso, I. F. D. A. (2018). *Avaliação do sucesso de colonização dos meios naturais por espécies não indígenas introduzidas nas marinas de recreio* (Doctoral dissertation). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal. 71 pp.
- Afonso, I., Bercibar, E., Castro, N., Costa, J. L., Frias, P., Henriques, F., ... & Chainho, P. (2020). Assessment of the colonization and dispersal success of non-indigenous species introduced in recreational marinas along the estuarine gradient. *Ecological Indicators*, 113, 106147.
- Albuquerque, M. (2016). Identificação das Espécies de Moluscos não indígenas da Costa Portuguesa. *Projeto BioMar PT*, curso nº 11.
- Alcázar, J., & San Martín, G. (2016). Serpúlidos (Annelida, Serpulidae) colectados en la campaña oceanográfica “Fauna II” y catálogo actualizado de especies íbero-baleares de la familia Serpulidae. *Graellsia*, 72(2), 53.
- Alonso, A., Castro-Diez, P., Saldana-Lopez, A., & Gallardo, B. (2019). The New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (JE Gray, 1853) (Tateidae, Mollusca) in the Iberian Peninsula: temporal patterns of distribution. *BioInvasions Record*, 8(2).
- Alvarez, R.Z. (1968). *Crustáceos Decápodos Ibéricos*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Institut de Ciències del Mar: Barcelona. Investigación Pesquera (Barcelona), 32: 510 pp.
- Amat, J. N., & Tempera, F. (2009). *Zoobotryon verticillatum* (Della Chiaje, 1822) (Bryozoa), a new occurrence in the archipelago of the Azores (North-Eastern Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 58(5), 761-764.
- AMT – Autoridade da Mobilidade e dos Transportes (2021). *Acompanhamento do Mercado Portuário – Relatório de julho de 2021*. 53 pp.
- Anastácio, P. M., Ribeiro, F., Capinha, C., Banha, F., Gama, M., Filipe, A. F., ... & Sousa, R. (2019). Non-native freshwater fauna in Portugal: A review. *Science of the total environment*, 650, 1923-1934.
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1): 32-46.

- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62(1), 245-253.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK. 214 pp.
- Anderson, L. G., White, P. C., Stebbing, P. D., Stentiford, G. D., & Dunn, A. M. (2014). Biosecurity and vector behaviour: evaluating the potential threat posed by anglers and canoeists as pathways for the spread of invasive non-native species and pathogens. *PloS one*, 9(4), e92788.
- Andreakis, N., Procaccini, G., Maggs, C., & Kooistra, W. H. (2007). Phylogeography of the invasive seaweed *Asparagopsis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) reveals cryptic diversity. *Molecular ecology*, 16(11), 2285-2299.
- APA (2015). Título Único Ambiental – Declaração de Impacte Ambiental -. Estudo de Impacte Ambiental da Expansão do Terminal de Contentores (TXXI) do Porto de Sines (3ª e 4ª fases). Volume I – Relatório Síntese. 486 pp.
- APL – Administração do Porto de Lisboa (2023). <https://www.portodelisboa.pt/lisboa-e-o-seu-porto> [consultado em 07-10-2023].
- Appeltans, W., Bouchet, P., Boxshall, G.A., Fauchald, K., Gordon, D.P., Hoeksema, B.W., Poore, G.C.B., van Soest, R.W.M., Stohr, S., Walter, T.C., Costello, M.J. (2021). World Register of Marine Species (Worms). <http://www.marinespecies.org> [consultado em 25-10-2021].
- APS – Administração dos Portos de Sines e do Algarve, S. A. (2021). Relatório de gestão e contas do exercício – 2021. 134 pp.
- APS – Administração dos Portos de Sines e do Algarve, S. A. (2023). <https://www.apsinesalgarve.pt/porto-de-sines/o-porto/> [consultado em 08-03-2023].
- Araújo, R., Bárbara, I., Tibaldo, M., Bercibar, E., Tapia, P. D., Pereira, R., Santos, R., & Sousa-Pinto (2009). Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica Marina*, 52(1), 24-46.
- Ardre, F. (1970). Contribution a l'etude sed algues marines du Portugal. I. La flore. Portug. *Acta biol.*, 10, 137-532.
- Arenas, F., Bishop, J. D. D., Carlton, J. T., Dyrinda, P. J., Farnham, W. F., Gonzalez, D. J., ... & Wood, C. A. (2006). Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(6), 1329.

- Arias, A., Richter, A., Anadón, N., & Glasby, C. J. (2013). Revealing polychaetes invasion patterns: Identification, reproduction and potential risks of the Korean ragworm, *Perinereis linea* (Treadwell), in the Western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 131, 117-128.
- Ashton, G., Boos, K., Shucksmith, R., & Cook, E. J. (2006). Rapid assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. *Aquatic Invasions*, 1(4), 209-213.
- Ashton, G., Zabin, C., Davidson, I., and Ruiz, G. (2012). Aquatic Invasive Species Vector Risk Assessments: Recreational Vessels as Vectors for Non-native Marine Species in California. Final Report. The Aquatic Bioinvasion Research & Policy Institute. 29 pp.
- Ashton, G., Davidson, I., & Ruiz, G. (2014). Transient small boats as a long-distance coastal vector for dispersal of biofouling organisms. *Estuaries and Coasts*, 37, 1572-1581.
- Athersuch, J., Horne, D. J., & Whittaker, J. E. (1989). *Marine and Brackish Water Ostracods*. Synopses of the British Fauna. (Vol. 43). In The Linnean Society of London. (Vol. 43), 343 pp.
- Bachetarzi, R., Rebzani-Zahaf, C., Deudero, S., Vázquez-Luis, M., Uriz, M. J. & Dilmi, S. (2019). The non-indigenous and invasive species *Paraleucilla magna* Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004 (Porifera: Calcarea) in the Algerian coast (Southwestern of Mediterranean Sea). *Acta Adriatica: International Journal of Marine Sciences*, 60 (1), 41-46.
- Báez, J. C., Camiñas, J. A., Aguilera, R., Castro-Gutiérrez, J., & Real, R. (2023). When non-target wildlife species and alien species both affect negatively to an artisanal fishery: the case of trammel net in the Alboran Sea. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1-15.
- Bailey, S. A., Brown, L., Campbell, M. L., Canning-Clode, J., Carlton, J. T., Castro, N., ... & Zhan, A. (2020). Trends in the detection of aquatic non-indigenous species across global marine, estuarine and freshwater ecosystems: A 50-year perspective. *Diversity and Distributions*, 26(12), 1780-1797.
- Bakus, G. J. (2007). *Quantitative analysis of marine biological communities: field biology and environment*. Hoboken, New Jersey, USA: John Wiley & Sons. 435 pp.
- Beermann, J., Hall-Mullen, A. K., Havermans, C., Coolen, J. W., Crooijmans, R. P., Dibbits, B., ... & Desiderato, A. (2020). Ancient globetrotters—connectivity and putative native ranges of two cosmopolitan biofouling amphipods. *PeerJ*, 8, e9613.
- Bellay, S., Rosa, R. R., Bozza, A. N., Fernandes, S. E. P., & Silveira, M. J. (2016). Introdução de espécies em ecossistemas aquáticos: causas, prevenção e medidas de controle. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, 9(1), 181-201.

- Berecibar, E. (2011). Long-term changes in the phytogeography of the Portuguese coast (Doctoral dissertation). Universidade do Algarve. 254 pp.
- Berecibar, E. (2016). Identificação das espécies de Macroalgas não indígenas da costa portuguesa. *Projeto BioMar PT*, curso nº 14, 140 p.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*, 26(7), 333-339.
- Blakeslee, A. M. H., Fowler A. E., Couture J. L., Grosholz E. D., Ruiz G. M., Miller A. W. (2016). Vector management reduces marine organisms transferred with live saltwater bait. *Management of Biological Invasions* 7(4): 389–398.
- Blanco, A., Lemos, M. F., Pereira, L., Gaspar, R., Mouga, T., Neto, J. M., ... & Olabarria, C. (2020). *Mapping invasive macroalgae in the western Iberian Peninsula: a methodological guide*. Universidade de Vigo. Politécnico de Leiria. Universidade de Coimbra.
- Borges, P. A., Bried, J., Costa, A. C., Cunha, R. T. D., Gabriel, R., Gonçalves, V., ... & Boieiro, M. (2010). Description of the terrestrial and marine biodiversity of the Azores. *A list of the terrestrial and marine biota from the Azores*, 9-33.
- Boudouresque, C. F., & Verlaque, M. (2005). Nature conservation, Marine Protected Areas, sustainable development and the flow of invasive species to the Mediterranean Sea. *Scientific reports of the Port-Cros national park*, France 21: 29–54.
- Boudouresque, C. F., & Verlaque, M. (2010). Is global warming involved in the success of seaweed introductions in the Mediterranean Sea?. In *Seaweeds and their role in globally changing environments* (pp. 31-50). Springer, Dordrecht.
- Bouvier, E.-L. (1923). *Pycnogonides*. In : *Faune de France*. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. (Vol. 7). Office Central de Faunistique. 69 pp.
- Bouvier, E.-L. (1940). *Décapodes marcheurs*. In : *Faune de France*. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. (Vol. 37). Office Central de Faunistique. 69 pp.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 326-349.
- Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2004). Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145(2), 381-391.

- Bulleri, F., Balata, D., Bertocci, I., Tamburello, L., & Benedetti-Cecchi, L. (2010). The seaweed *Caulerpa racemosa* on Mediterranean rocky reefs: from passenger to driver of ecological change. *Ecology*, 91(8), 2205-2212.
- Byers, J. E. (2002). Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos*, 97(3), 449-458.
- Cabioc'h, J., Floc'h J.Y., Le Toquin A., Boudouresque C.F., Meinesz A. & Verlaque M. (1992). *Guide des algues des mers d'Europe*. (Ed.) Delachaux et Niestlé. 231 pp.
- Cabioc'h, J., Floc'h J.Y., Le Toquin A., Boudouresque C.F., Meinesz A. & Verlaque M. (1995). *Guía de las algas de los mares de Europa: Atlántico y Mediterráneo*. (Ed.) Omega. 249 pp.
- Cabral, H. N., & Costa, M. J. (1999). On the occurrence of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, in Portugal (Decapoda. Brachyura). *Crustaceana-International Journal of Crustacean Research*, 72, 55-58.
- Cabral, S., Carvalho, F., Gaspar, M., Ramajal, J., Sá, E., Santos, C., ... & Chainho, P. (2020). Non-indigenous species in soft-sediments: are some estuaries more invaded than others?. *Ecological Indicators*, 110, 105640.
- Cairns, J., & Pratt, J. R. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, 10, 27.
- Campbell, A. (2006). *Fauna e flora do litoral de Portugal e Europa. Guias FAPAS*. Fundo para a Proteção dos Animais Selvagens. 320 pp.
- Campoy, A. (1982). Fauna de anélidos poliquetos de la Península Ibérica. Fauna de España. EUNSA, Pamplona. 781 pp.
- Canning-Clode, J., Kaufmann, M., Molis, M., Wahl, M., & Lenz, M. (2008). Influence of disturbance and nutrient enrichment on early successional fouling communities in an oligotrophic marine system. *Marine Ecology*, 29(1), 115-124.
- Canning-Clode, J., Fofonoff, P. W., McCann, L., Carlton, J. T., & Ruiz, G. M. (2013). Marine invasions on a subtropical island: fouling studies and new records in a recent marina on Madeira Island (Eastern Atlantic Ocean). *Aquatic Invasions*.
- Cardoso, A. C., & Free, G. (2008). Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions*, 3(4), 361-366.
- Carlton, J.T. (2001). Introduced species in U.S. coastal waters: environmental impacts and management priorities. Pew Oceans Commission, Arlington, FL. Virginia, 28 pp.

- Carlton, J. T., & Ruiz, G. M. (2005). Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. *Scope-scientific committee on problems of the environment international council of scientific unions*, 63, 36 pp.
- Carlton, J. T., Newman, W. A., & Pitombo, F. B. (2011). Barnacle invasions: introduced, cryptogenic, and range expanding Cirripedia of North and South America. In *In the wrong place-alien marine crustaceans: Distribution, biology and impacts* (pp. 159-213). Springer, Dordrecht.
- Carrillo, J.A. & Sansón, M. (1999). *Algas, hongos y fanerógamas marinas de las Islas Canarias. Clave analítica*. Universidad de La Laguna, Santa Cruz de Tenerife. 254 pp.
- Carvalho, S., Constantino, R., Cerqueira, M., Pereira, F., Subida, M. D., Drake, P., & Gaspar, M. B. (2013). Short-term impact of bait digging on intertidal macrobenthic assemblages of two south Iberian Atlantic systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132, 65-76.
- Carvalho, S., Marques, J. C., Banha, M. M., & Cancela da Fonseca, L. (2003). Macrobenthic Crustacea of the Bay of S. Torpes (Portugal). *Rev. Biol*, 21, 57-70.
- Carver, C. E., Mallet, A. L., & Vercaemer, B. (2006). *Biological synopsis of the colonial tunicates (Botryllus schlosseri and Botrylloides violaceus)*. Dartmouth, NS, CA: Bedford Institute of Oceanography.
- Casals, F. & Sánchez-González, J. R. (2020). Guia das Espécies Exóticas e Invasoras dos Rios, Lagos e Estuários da Península Ibérica. Projeto LIFE INVASAQUA. Ed. Sociedade Ibérica de Ictiologia. 128 pp.
- Castilla, J. C., Uribe, M., Bahamonde, N., Clarke, M., Desqueyroux-Faúndez, R., Kong, I., ... & Zavala, P. (2005). Down under the southeastern Pacific: marine non-indigenous species in Chile. *Biological Invasions*, 7, 213-232.
- Castro, N., Ramalhosa, P., Jiménez, J., Costa, J. L., Gestoso, I., & Canning-Clode, J. (2020). Exploring marine invasions connectivity in a NE Atlantic Island through the lens of historical maritime traffic patterns. *Regional Studies in Marine Science*, 37, 101333.
- Castro, N., Ramalhosa, P., Cacabelos, E., Costa, J. L., Canning-Clode, J., & Gestoso, I. (2021). Winners and losers: prevalence of non-indigenous species under simulated marine heatwaves and high propagule pressure. *Marine Ecology Progress Series*, 668, 21-38.
- Castro, N., Carlton, J. T., Costa, A. C., Marques, C. S., Hewitt, C. L., Cacabelos, E., ... & Canning-Clode, J. (2022). Diversity and patterns of marine non-native species in the archipelagos of Macaronesia. *Diversity and Distributions*, 28(4), 667-684.

- Celestino, S. D. F. P. (2013). *Distribuição de macroalgas nativas e exóticas no substrato duro subtidal do porto de Sines* (Doctoral dissertation). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa. 27 pp.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Ávila, S. P., Canning-Clode, J., Castro, J. J., ... & Costa, M. J. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 199-211.
- Chainho, P., A. Botelho, A.C. Costa, A. Teodósio, F. Arenas, J. Canning-Clode, J. Micael, M. Parente, L. Pereira, M.I. Trigo, M.T. Guerra & M. Sousa. 2018. Portuguese national report. In *Interim Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO)*, 7–9 March 2018, Madeira, Portugal. ICES CM 2018/ HAPISG:11. 179 pp.
- Chambers, S., J. (1985). *Polychaetes from Scottish waters Part 2: Families Aphroditidae, Sigalionidae and Polyodontidae*. Royal Scottish Museum Studies. Edinburgh. 1-38.
- Chambers, S. J. & Garwood, P. R. (1992). *Polychaetes from Scottish Waters Part 3: Family Nereidae*. National Museums of Scotland. 65 pp.
- Chen, H. N., Tsang, L. M., Chong, V. C., & Chan, B. K. (2014). Worldwide genetic differentiation in the common fouling barnacle, *Amphibalanus amphitrite*. *Biofouling*, 30(9), 1067-1078.
- Chevreaux, E., & Fage, L. (1925). *Faune de France : Amphipodes* (Vol. 9). Office central de faunistique, Paris. 488 pp.
- Chualáin, F. N., Maggs, C. A., Saunders, G. W., & Guiry, M. D. (2004). The invasive genus *Asparagopsis* (bonnemaisoniaceae, rhodophyta): molecular systematics, morphology, and ecophysiology of falkenbergia isolates 1. *Journal of Phycology*, 40(6), 1112-1126.
- CIEMAR (2004). Substrato duro subtidal. Plano de Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2000/2003. Relatório Final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 33 pp.
- CIEMAR (2009a). Substrato duro subtidal. Plano de Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2004/2006. Relatório Final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 23 pp.
- CIEMAR (2012). Substrato duro subtidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2009/2011. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 65 pp.
- CIEMAR (2015a). Substrato duro subtidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2012/2014. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 89 pp.

- CIEMAR (2018a). Substrato duro subtidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2015/2017. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 100 pp.
- CIEMAR (2018b). Substrato móvel subtidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2015/2017. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 209 pp.
- CIEMAR (2021a). Substrato duro intertidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2018/2020. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 101 pp.
- CIEMAR (2021b). Substrato móvel subtidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines – MAPSi 2018/2020. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 242 pp.
- CIEMAR (2021c). Substrato duro subtidal. Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines - MAPSi 2018/2020. Relatório final. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 191 pp.
- CIEMAR (2023). Relatório de situação. Ocorrência e abundância da alga exótica *Rugulopteryx okamurae* na costa alentejana. Primeiras observações, estado de desenvolvimento e informações. Laboratório de Ciências do Mar da Universidade de Évora. 20 pp.
- Çinar, M. E. (2006). Serpulid species (Polychaeta: Serpulidae) from the Levantine coast of Turkey (eastern Mediterranean), with special emphasis on alien species. *Aquatic Invasions*, 1(4), 223-240.
- Çinar, M. E., Katagan, T., Öztürk, B., Bakir, K., Dagli, E., Açik, S., ... & Bitlis, B. (2012). Spatio-temporal distributions of zoobenthos in soft substratum of Izmir Bay (Aegean Sea, eastern Mediterranean), with special emphasis on alien species and ecological quality status. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(7), 1457-1477.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2.^a edição. PRIMER-E Ltd: Plymouth, United Kingdom.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 192 pp.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E. A., & Therriault, T. W. (2011). Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*, 17(6), 1161-1172.

- Clarke Murray, C., Therriault, T. W., & Martone, P. T. (2012). Adapted for invasion? Comparing attachment, drag and dislodgment of native and nonindigenous hull fouling species. *Biological Invasions*, 14, 1651-1663.
- Clarke Murray, C., Gartner, H., Gregr, E. J., Chan, K., Pakhomov, E., & Therriault, T. W. (2014). Spatial distribution of marine invasive species: environmental, demographic and vector drivers. *Diversity and Distributions*, 20(7), 824-836.
- Coelho, P., Carvalho, F., Goulding, T., Chainho, P., & Guerreiro, J. (2021). Management models of the manila clam (*Ruditapes philippinarum*) fisheries in invaded European coastal systems. *Frontiers in Marine Science*, 1021.
- Coffin, G. W., & Stickney, A. P. (1967). *Codium* enters Maine waters. *United States Fish and Wildlife Service Fishery Bulletin*, 66(1), 159.
- Cognetti, G. (1992). Colonization of stressed coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 24(1), 12-14.
- Cognetti, G., & Maltagliati, F. (2005). Port activities and international environmental control in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 50(2), 119-120.
- Cohen, A. N., Weinstein, A., Emmett, M. A., Lau, W., & Carlton J. T. (2001). *Investigations into the introduction of non-indigenous marine organisms via the cross-continental trade in marine baitworms*. A report for the U. S. Fish and Wildlife Service, San Francisco Bay Program, 29 pp.
- Collin, S. B., Tweddle, J. F., Shucksmith, R. J. (2015) Rapid assessment of marine non-native species in the Shetland Islands, Scotland. *BioInvasions Records* 4: 147–155.
- Collins, S., Oakley, J., Sewell, J., & Bishop, J. D. (2010). Widespread occurrence of the non-indigenous ascidian *Corella eumyota* Traustedt, 1882 on the shores of Plymouth Sound and Estuaries Special Area of Conservation, UK. *Aquatic Invasions*, 5(2), 175-179.
- Cornelius, P. F. S. (1995). *North-west European Thecate Hydroids and Their Medusae. Part 1: Introduction, Laodiceidae to Haleciidae. Part 2: Sertulariidae to Campanulariidae*. Field Studies Council, for the Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association.
- Costello, K. E., Lynch, S. A., McAllen, R., O'Riordan, R. M., & Culloty, S. C. (2022). Assessing the potential for invasive species introductions and secondary spread using vessel movements in maritime ports. *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113496.

- Costello, M.J., Emblow, C. & White, R.J. (Ed.) (2001). *European register of marine species: a check-list of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification*. Collection Patrimoines Naturels, 50. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 463 pp.
- Crothers, J. (1988). A key to the crabs and crab-like animals of British inshore waters. In, JH Crothers (ed), AIDGAP (Aids to identification in difficult groups of animals and plants). *Field Studies Council, Taunton*, 753-806.
- Cuénot, L. (1925). *Sipunculiens, échiuriens, priapulien*s. In: *Faune de France*, (vol. 4). Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 29 pp.
- Cuénot, L. (1932). *Tardigrades*. *Faune de France*, (vol. 24). Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 96 pp.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) (2009). *Handbook of alien species in Europe*. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology, 3. Springer : Dordrecht. 399 pp.
- Darbyson, E., Locke, A., Hanson, J. M., & Willison, J. M. (2009). Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. *Aquatic Invasions*, 4(1), 87-94.
- Davidson, I. C., Zabin, C. J., Chang, A. L., Brown, C. W., Sytsma, M. D., & Ruiz, G. M. (2010). Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquatic Biology*, 11(2), 179-191.
- Davidson, S. K., & Haygood, M. G. (1999). Identification of sibling species of the bryozoan *Bugula neritina* that produce different anticancer bryostatins and harbor distinct strains of the bacterial symbiont "Candidatus Endobugula sertula". *The Biological Bulletin*, 196(3), 273-280.
- De Mesquita Rodrigues, J. E. (1963). Contribuição para o conhecimento das Phaeophyceae da costa portuguesa. *Memórias da Sociedade Broteriana* 16:5-124.
- deRivera, C.E., Ruiz, G.M., Crooks, J.A., Wasson, K., Lonhart, S.I., Fofonoff, P., Steves, B.P., Rumrill, S.S., Brancato, M.S., Pegau, W.S., Bulthuis, D.A., Preisler, R.K., Schoch, G.C., Bowlby, E., DeVogelaere, A., Crawford, M.K., Gittings, S.R., Hines, A.H., Takata, L., Larson, K., Huber, T., Leyman, A.M., Collinetti, E., Pasco, T., Shull, S., Anderson, M., Powell, S. (2005). Broad-scale nonindigenous species monitoring along the West Coast in National Marine Sanctuaries and National Estuarine Research Reserves. Report to National Fish and Wildlife Foundation, Smithsonian Environmental Research Centre.

- De Oliveira-Carvalho, M. D. F., Pereira, S. M. B., & Pedroche, F. F. (2010). Taxonomy and distribution of the green algal genus *Codium* (Bryopsidales, Chlorophyta) in Brazil. *Nova Hedwigia*, 91(1), 87.
- Decreto-Lei n.º 23/2017, 31 de julho de 2017. *Diário da República n.º 146/2017, Série I*. Convenção Internacional para o Controlo e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos dos Navios, 2004. Portugal.
- Decreto-Lei n.º 92/2019, 10 de julho de 2019. *Diário da República n.º 130/2019, Série I*. Controlo, detenção, introdução na natureza e repovoamento de espécies exóticas da flora e fauna. Portugal.
- Derungs, J. S. (2016). Identificação das espécies de briozoários não indígenas da costa portuguesa. *Projeto BioMar PT. EMEPC*, 2-3.
- Dethier, M. N., Graham, E. S., Cohen, S., & Tear, L. M. (1993). Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine ecology progress series*, 93-100.
- Dijkstra, J. A., Harris, L. G., & Westerman, E. (2007). Distribution and long-term temporal patterns of four invasive colonial ascidians in the Gulf of Maine. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1), 61-68.
- Dijkstra, J. A., & Harris, L. G. (2009). Maintenance of diversity altered by a 108hft in dominant species: implications for species coexistence. *Marine Ecology Progress Series*, 387, 71-80.
- Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, 17 de junho. *Jornal Oficial da União Europeia*, n.º L 164/19. Estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política para o meio marinho. 22 pp.
- Dixon, R., & Irvine, L. M. (1977). *Seaweeds of the British Isles. Volume 1. Rhodophyta Part 1: Introduction, Nemaliales. Gigartinales*. (Vol. 1) British Museum Natural History, London. 252 pp.
- Domingos, I., Gameiro, C., Ferreira, A., Adão, H., Amorim, A., Brotas, V., Cabral, H., Chainho, P., Costa, J.L., Gordo, L.S., Newton, A., Sousa, F., Teixeira, H., Vieira, A. R., Zilhão, R., Brito, A. C. (2017). *Ecossistemas da Plataforma Continental*. DGRM, Lisboa, Portugal.
- Drake, J. M., & Lodge, D. M. (2006). Allee effects, propagule pressure and the probability of establishment: risk analysis for biological invasions. *Biological Invasions*, 8, 365-375.
- Dupont, L., Viard, F., David, P., & Bishop, J. D. D. (2007). Combined effects of bottlenecks and selfing in populations of *Corella eumyota*, a recently introduced sea squirt in the English Channel. *Diversity and Distributions*, 13(6), 808-817.

- EEA, 2019. Indicator assessment – Pathways of introduction of marine non-indigenous species to European seas. European Environment Agency, Prod-ID: IND-365-en. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/trends-in-marine-alien-species-1/assessment> [consultado em 12-04-2023].
- El Nagar, A., Huys, R., & Bishop, J. D. (2010). Widespread occurrence of the Southern Hemisphere ascidian *Corella eumyota* Traustedt, 1882 on the Atlantic coast of Iberia. *Aquatic Invasions*, 5(2), 169-173.
- Elton, C. S. (2020). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Second Edition. Springer Nature. 261 pp.
- Eno, N. C, Clark, R. A. & Sanderson, W. G. (1997). Non-native marine species in British waters: a review and directory. *Joint Nature Conservation Committee*, Peterborough. 152 pp.
- ENCNB 2030 (Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade) (2020). Trazer a natureza de volta às nossas vidas, COM (2020) 380 final, de 20 de maio. *Comissão Europeia*. 22 pp.
- Essl, F., Bacher, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Katsanevakis, S., ... & Richardson, D. M. (2018). Which taxa are alien? Criteria, applications, and uncertainties. *BioScience*, 68(7), 496-509. Falciari, L. & Minervini, R. (1995). *Guía de los crustáceos decápodos de Europa*. (Eds). Omega, S.A., Barcelona. 299 pp.
- Farrapeira, C. M. R., Melo, A. V. D. O. M. D., Barbosa, D. F., & Silva, K. M. E. D. (2007). Ship hull fouling in the Port of Recife, Pernambuco. *Brazilian Journal of Oceanography*, 55, 207-221.
- Fauvel, P. (1975). *Polychètes errantes*. Faune de France. (Vol. 5). Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 486 pp.
- Fauvel, P. (1977). *Polychètes sédentaires*. Faune de France. (Vol. 16). Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 494 pp.
- Ferrario, J., Caronni, S., Occhipinti-Ambrogi, A., & Marchini, A. (2017). Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. *Biofouling*, 33(8), 651-660.
- Ferreira, C. E. L., Gonçalves, J. E. A., Coutinho, R. (2006) Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. *Journal of Coastal Research*, 1340-1345.
- Flagella, M. M., Verlaque, M., Soria, A., & Buia, M. C. (2007). Macroalgal survival in ballast water tanks. *Marine pollution bulletin*, 54(9), 1395-1401.

- Fletcher, R. L. (1987). Fucophyceae (Phaeophyceae). *Seaweeds of the British Isles*, 3.
- Floerl, O., & Inglis, G. J. (2005). Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biological invasions*, 7(4), 589-606.
- Fofonoff, P. W., Ruiz, G. M., Hines, A. H., Steves, B. D., & Carlton, J. T. (2013). Four centuries of biological invasions in tidal waters of the Chesapeake bay region. In G. Rilov & J. A. Crooks (Eds.), *Biological invasions in marine ecosystems. Ecological studies (analysis and synthesis)*, Vol. 204. Springer, Berlin and Heidelberg, pp. 479–506.
- Fowler, A. E., Blakeslee, A. M., Canning-Clode, J., Repetto, M. F., Phillip, A. M., Carlton, J. T., ... & Miller, A. W. (2016). Opening Pandora's bait box: a potent vector for biological invasions of live marine species. *Diversity and Distributions*, 22(1), 30-42.
- Fitridge, I., Dempster, T., Guenther, J., & De Nys, R. (2012). The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. *Biofouling*, 28(7), 649-669.
- Gagnon, K., McKindsey, C. W., & Johnson, L. E. (2011). Dispersal potential of invasive algae: the determinants of buoyancy in *Codium fragile* ssp. *Fragile*. *Marine Biology*, 158(11), 2449-2458.
- Galil, B. S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Minchin, D., Naršćius, A., Ojaveer, H., & Olenin, S. (2014). International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), 152-171.
- Garcia-Vazquez, E., Cani, A., Diem, A., Ferreira, C., Geldhof, R., Marquez, L., ... & Perché, S. (2018). Leave no traces—Beached marine litter shelters both invasive and native species. *Marine pollution bulletin*, 131, 314-322.
- George, J.D. & Hartmann-Schröder, G. (1985). *Polychaetes: British Amphinomida, Spintherida and Eunicida. Keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British Fauna (New Series). (Vol. 32). Published for The Linnaean Society of London and The Estuarine and Brackish-Water Sciences Association by E. J. Brill/Dr. W. Backhuys, London, Leiden, København, Köln, 221 pp.
- Gestoso, I., Ramalhosa, P., Oliveira, P., & Canning-Clode, J. (2017). Marine protected communities against biological invasions: A case study from an offshore island. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 72-80.
- Gibbs, P.E. (1977). *British sipunculans. Keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British Fauna (New Series). (Vol. 12). Published for The Linnaean Society of London. Academic Press, London, New York and San Francisco. 34 pp.

- Gil, J. C. (2011). *The European Fauna of Annelida Polychaeta*. (Doctoral dissertation). Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Portugal. 1554 pp.
- Giovos, I., Kleitou, P., Poursanidis, D., Batjakas, I., Bernardi, G., Crocetta, F., ... & Katsanevakis, S. (2019). Citizen-science for monitoring marine invasions and stimulating public engagement: a case project from the eastern Mediterranean. *Biological Invasions*, 21, 3707-3721.
- Glasby, T. M., Connell, S. D., Holloway, M. G., & Hewitt, C. L. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions?. *Marine biology*, 151, 887-895.
- Glenner, H., Lützen, J., Riano, L. C. P., & Noever, C. (2021). Expansion of the barnacle *Austrominius modestus* (Darwin, 1854) (Cirripedia, Thoracica, Balanidae) into Scandinavian waters based on collection data and niche distribution modeling. *Aquatic Invasions* 16(4): 675–689.
- Gollasch, S. (2002). The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling* 18(2): 105-121.
- Gollasch, S., MacDonald, E., Belson, S., Botnen, H., Christensen, J. T., Hamer, J. P., ... & Wittling, T. (2002). Life in ballast tanks. In *Invasive aquatic species of Europe. Distribution impacts and management* (pp. 217-231). Springer, Dordrecht.
- Gollasch, S., David, M., Voigt, M., Dragsund, E., Hewitt, C., & Fukuyo, Y. (2007). Critical review of the IMO international convention on the management of ships ballast water and sediments. *Harmful algae*, 6(4), 585-600.
- Gonçalves, C. (2011). Os sistemas de Informação geográfica como ferramenta de análise de ocupação do território na época mesolítica-Ocaso do Valle do Telo. *Estrat crític: revista d'arqueologia*, 145-155.
- Graham, A. (1971). *British prosobranch and other operculate gastropod molluscs*. Synopses of the British Fauna 2. Published for The Linnean Society of London. Academic Press, Londres. 112 pp.
- Graham, A. (1988). *Molluscs: Prosobranch and Pyramidellid Gastropods*. Synopses of the British Fauna (New Series) 2. Kermack, D.M. & Barnes, R.S. (Eds.). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Brackish-water Sciences Association. E.J. Brill/Dr W. Backhuys, Leiden. 662 pp.
- Gouillieux, B., Lavesque, N., Leclerc, J. C., Le Garrec, V., Viard, F., & Bachelet, G. (2016). Three non-indigenous species of *Aoroides* (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) from the French

- Atlantic coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(8), 1651-1659.
- Gren, M., Brutemark, A., & Jägerbrand, A. (2022). Effects of shipping on non-indigenous species in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*, 821, 153465.
- Guardiola, M., Frotscher, J., & Uriz, M. J. (2016). High genetic diversity, phenotypic plasticity, and invasive potential of a recently introduced calcareous sponge, fast spreading across the Atlanto-Mediterranean basin. *Marine biology*, 163, 1-16.
- Guillén-Beltrán, A.; García-Murillo, P. & Sánchez-González, J. R. (2020). Guia das Espécies Exóticas e Invasoras dos Rios, Lagos e Estuários da Península Ibérica. Projecto LIFE INVASAQUA. (Ed). Sociedade Ibérica de Ictiologia.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2021). *AlgaeBase. World-wide electronic publication*. National University of Ireland. Galway. <http://www.algaebase.org>. [consultado em 26-10-2022].
- Haderlie, E. C. (1984) A brief overview of the effects of macrofouling. In *Marine Biodeterioration an Interdisciplinary Study* (Costlow, J. D. and Tipper, R. C., eds.). Naval Institute Press, Annapolis, Maryland, U.S.A. 163-166.
- Harant, H. & Vernières, P. (1933). *Tuniciers. Fascicule 1 : Ascidies*. Faune de France, vol. 27. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 99 pp.
- Harant, H. & Vernières, P. (1938). *Tuniciers. Fascicule 2 : Appendiculaires et Thaliacés*. Faune de France, vol. 33. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 58 pp.
- Harrower, C. A., Scalera, R., Pagad, S., Schonrogge, K. & Roy, H. E. (2018). *Guidance for interpretation of CBD categories on introduction pathways*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission. 100 pp.
- Haska, C. L., Yarish, C., Kraemer, G., Blaschik, N., Whitlatch, R., Zhang, H., & Lin, S. (2012). Bait worm packaging as a potential vector of invasive species. *Biological invasions*, 14, 481-493.
- Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., Cuthbert, R. N., Novoa, A., Taylor, N. G., Angulo, E., ... & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*, 67, 153-190.
- Hawkins, S. J., & Jones, H. D. (1992). *Marine field course guide 1 – Rocky shores*. IMMEL Publishing. 144 pp.

- Hayward, P. J., & Ryland, J. S. (1995). Handbook of the marine fauna of north-west Europe. Oxford University Press. 800 pp.
- Hayward, P. J., & Ryland, J. S. (1999). Cheilostomatous Bryozoa. Part 2. Hippothooidea–Celleporoidea.– In: Barnes, RSK–Crothers, JH. *Synopses of the British Fauna (New Series)*, 14, 416.
- Hayward, P., Nelson-Smith, A. & Shields, C. (1996). *Sea shore of Britain & northern Europe*. London: HarperCollins Publishers. 352 pp.
- HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission). (2017). Guidelines for non-indigenous species monitoring by extended Rapid Assessment Survey (eRAS). 4 pp.
- Henriques, F., Guerra, M.T., Gaudêncio, M.J. (2016). Identificação das espécies de crustáceos não indígenas da costa portuguesa. *Projeto BioMar PT*, curso nº 12, 135 p.
- Hewitt, C. L., Campbell, M. L., Thresher, R. E., Martin, R. B., Boyd, S., Cohen, B. F., ... & Wilson, R. S. (2004). Introduced and cryptogenic species in port Phillip bay, Victoria, Australia. *Marine biology*, 144(1), 183-202.
- Hiscock, S. (1986). *A Field Key to the British Red Seaweeds*. Occasional Publication No.13. Field Studies Council, 13, 101 pp.
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation biology*, 6(3), 324-337.
- Hoffman, R., & Dubinsky, Z. (2010). Invasive and Alien Rhodophyta in the Mediterranean and along the Israeli shores. *Red Algae in the Genomic Age*, 45-60.
- Holdich, D.M. & Jones, J.A. (1983). *Tanaids. Keys and notes for the identification of the species*. In: *Synopses of the British Fauna (New Series) (Vol. 27)*. Published for The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-Water Sciences Association by Cambridge University Press, Cambridge, London, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney, 98 pp.
- Holme, N.A. & McIntyre, A.D. (1984). *Methods for the study of marine benthos*. (2nd edition). Blackwell. 387 pp.
- Hunter, M. E., & Pawlitz, R. J. (2012). Using genetic research to inform imperiled and invasive species management. US Department of the Interior, US Geological Survey. ISO 690.
- ICES, (2005). ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005. ICES Convention and rules of procedure. 30 pp.

- IMO, (2012). Guidance for Minimizing the Transfer of Invasive Aquatic Species as Biofouling (hull fouling) for Recreational Craft. *Tech. rep. MEPC. 1/Circ, 792*.
- Ingle, R.W. (1996). *Shallow-water crabs: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (New Series), vol. 25. Barnes, R.S. & Crothers, J.H. (Eds). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association. Field Studies Council. 243 pp.
- Inglis, G., Gust, N., Fitrige, I., Floerl, O., Woods, C., Hayden, B., & Fenwick, G. (2005). Gulf Harbour Marina. Baseline survey for non-indigenous marine species (Research Project ZBS2000/04). *Biosecurity New Zealand Technical Paper, 12*, 1-56.
- INE - Instituto Nacional de Estatística | Statistics Portugal. (s.d.). Indicadores de transporte marítimo, mensal. https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&userLoadSave=Load&userTableOrder=10784&tipoSeleccao=1&contexto=pq&selTab=tab1&submitLoad=true. [consultado em 03-05-2023].
- Irvine, L. M. (1983). *Seaweeds of the British Isles – Rhodophyta. Part 2A Cryptonemiales (sensu stricto), Palmariales, Rhodymeniales*. (Vol. 1). British Museum of Natural History. London. 115 pp.
- Irvine, L.M. & Chamberlain, Y.M. (1994). *Seaweeds of the British Isles. Part 2B: Corallinales, Hildenbrandiales*. (Vol. 1). Natural History Museum Publications. London. 276 pp.
- IUCN (2017) Guidance for interpretation of CBD categories on introduction pathways. Technical note prepared by IUCN for the European Commission, 100pp. <https://www.cbd.int/doc/c/9d85/3bc5/d640f059d03acd717602cd76/sbstta-22-inf-09-en.pdf>. [consultado em 27-09-2023].
- Je, J. G., Belan, T., Levings, C., & Koo, B. J. (2004). Changes in benthic communities along a presumed pollution gradient in Vancouver Harbour. *Marine Environmental Research, 57*(1-2), 121-135.
- Jimenez, H., Keppel, E., Chang, A. L., & Ruiz, G. M. (2018). Invasions in marine communities: contrasting species richness and community composition across habitats and salinity. *Estuaries and coasts, 41*(2), 484-494.
- Johnson, L. E., Ricciardi, A., & Carlton, J. T. (2001). Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating. *Ecological applications, 11*(6), 1789-1799.

- Johnson, L. T., & Fernandez, L. M. (2011). A binational, supply-side evaluation for managing water quality and invasive fouling species on California's coastal boats. *Journal of environmental management*, 92(12), 3071-3081.
- Jones, E. K. (1948). *Elminius modestus*: another imported pest of east coast oyster beds. *Nature*, 161(4084), 201-202.
- Jones, A.M. & Baxter, J.M. (1987). *Molluscs: Caudofoveata, Solenogastres, Polyplacophora and Scaphopoda: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (new series), vol. 37. Kermarck, D.M. & Barnes, R.S. (Eds). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Brackish-Water Sciences Association. E. J. Brill/Dr. W. Backhuys. 123 pp.
- Katsanevakis, S., Zenetos, A., Belchior, C., Cardoso, A. C. (2013). Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean and Coastal Management* 76: 64–74.
- Katsanevakis, S., Gatto, F., Zenetos, A., & Cardoso, A. C. (2013). How many marine aliens in Europe. *Management of Biological Invasions*, 4(1), 37-42.
- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M. E., Oztürk, B., ... & Cardoso, A. C. (2014). Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquat. Invasions* 9, 391–423.
- Kerans, B. L., Dybdahl, M. F., Gangloff, M. M., & Jannot, J. E. (2005). *Potamopyrgus antipodarum*: distribution, density, and effects on native macroinvertebrate assemblages in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(1), 123-138.
- Kerr, S. J., Brousseau, C. S., & Muschett, M. (2005). Invasive aquatic species in Ontario: a review and analysis of potential pathways for introduction. *Fisheries*, 30(7), 21-30.
- Kilian, J. V., Klauda, R. J., Widman, S., Kashiwagi, M., Bourquin, R., Weglein, S., & Schuster, J. (2012). An assessment of a bait industry and angler behavior as a vector of invasive species. *Biological Invasions*, 14, 1469-1481.
- Klautau, M., Monteiro, L., & Borojevic, R. (2004). First occurrence of the genus *Paraleucilla* (Calcarea, Porifera) in the Atlantic Ocean: *P. magna* sp. Nov. *Zootaxa*, 710(1), 1-8.
- Koehler, R. (1921). *Échinodermes*. In : *Faune de France* (Vol. 1). Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 210 pp.

- Kraan, S., & Barrington, K. A. (2005). Commercial farming of *Asparagopsis armata* (Bonnemaisoniaceae, Rhodophyta) in Ireland, maintenance of an introduced species?. *Journal of Applied Phycology*, 17(2), 103-110.
- Lambert, G. (2004). The south temperate and Antarctic ascidian *Corella eumyota* reported in two harbours in north-western France. *Journal of the marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(1), 239-241.
- Larsen, K. (2005). Tanaidacean Distribution. In *Deep-sea Tanaidacea (Peracarida) from the Gulf of Mexico* (pp. 290-299). Brill.
- Larson, D. L., Phillips-Mao, L., Quiram, G., Sharpe, L., Stark, R., Sugita, S., & Weiler, A. (2011). A framework for sustainable invasive species management: Environmental, social, and economic objectives. *Journal of environmental management*, 92(1), 14-22.
- Lavrador, A. S., Fontes, J. T., Vieira, P. E., Costa, F. O., & Duarte, S. (2023). Compilation, Revision, and Annotation of DNA Barcodes of Marine Invertebrate Non-Indigenous Species (NIS) Occurring in European Coastal Regions. *Diversity*, 15(2), 174.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., & Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in ecology & evolution*, 25(4), 250-260.
- Levring, T. (1974). The marine algae of the Archipelago of Madeira Islands. *Bol. Do Mus. Munic. Funchal* 28: 5-111.
- Lewis, J. A. (2021). *Zoonoses Alimentares* (1.^a edição). Editora Buqui. 660 pp.
- Lincoln, R.J. (1979). *British marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum (Natural History), Londres. 657 pp.
- Little, A. E., & Hiscock, K. (1989). Rocky shore monitoring. *Ecological Impacts of the Oil Industry*, B. Dicks, ed. *Institute of Petroleum*. John Wiley & Sons, Ltd., London, 9-35.
- Liulea, S. (2021). *Invasion of the Reds? Long-Term Shifts on Intertidal Seaweed at Distribution Limits* (Doctoral dissertation). Universidade do Algarve, Portugal. 36 pp.
- Locke, A., & Carman, M. (2009). Do we need to jump in? A comparison of two survey methods of exotic ascidians on docks. *Aquatic Invasions*, 4(1), 81-86.
- Longo, C., Mastrototaro, F., & Corriero, G. (2007). Occurrence of *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea) in the Mediterranean Sea. *JMBA-Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(6), 1749-1756.

- López-Jamar, E., Francesch, O., Dorrió, A. V. & Parra, S. (1995). Long-term variation of the infaunal benthos of La Coruña Bay (NW Spain): results from a 12-year study (1982-1993). *Sci Mar.*; 59 (Suppl. 1):49–61.
- López, E., & Richter, A. (2017). Non-indigenous species (NIS) of polychaetes (Annelida: Polychaeta) from the Atlantic and Mediterranean coasts of the Iberian Peninsula: an annotated checklist. *Helgoland Marine Research*, 71(1), 1-17.
- Lord, J. P., Calini, J. M., & Whitlatch, R. B. (2015). Influence of seawater temperature and shipping on the spread and establishment of marine fouling species. *Marine Biology*, 162(12), 2481-2492.
- Ludwig Jr, H. R., & Leitch, J. A. (1996). Interbasin transfer of aquatic biota via anglers' bait buckets. *Fisheries*, 21(7), 14-18.
- Lusa, (2023, 26 de janeiro). Bruxelas leva Portugal a tribunal por não ter um plano de combate a espécies invasoras. *Público*. <https://www.publico.pt/2023/01/26/azul/noticia/bruxelas-leva-portugal-tribunal-nao-plano-combate-especies-invasoras-2036508>. [consultado em 27-01-2023].
- Macedo, M.C., Macedo, M.I. & Borges, J.P. (1999). *Conchas marinhas de Portugal*. Verbo. 516 pp.
- Mackie, J. A., Keough, M. J., & Christidis, L. (2006). Invasion patterns inferred from cytochrome oxidase I sequences in three bryozoans, *Bugula neritina*, *Watersipora subtorquata*, and *Watersipora arcuata*. *Marine Biology*, 149(2), 285-295.
- Maggs, C.A. & Hommersand, M.H. (1993). *Seaweeds of the British Isles*. (Vol. 1), Part 3A: Ceramiales. Natural History Museum Publications. London. 444 pp.
- Mangano, M. C., Ape, F., & Mirto, S. (2019). The role of two non-indigenous serpulid tube worms in shaping artificial hard substrata communities: case study of a fish farm in the central Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions*, 11, 41-51.
- Manuel, R.L., (1988). British Anthozoa. Kermack, D.M. & Barnes R.S.K (Eds.). *Synopses of the British Fauna* (new series). (Vol. 18). 241 pp.
- Marchini, A., Cunha, M. R., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2007). First observations on bryozoans and entoprocts in the Ria de Aveiro (NW Portugal) including the first record of the Pacific invasive cheilostome *Tricellaria inopinata*. *Marine Ecology*. 28, 154-160.
- Marchini, A., Galil, B. S., & Occhipinti-Ambrogi, A. (2015). Recommendations on standardizing lists of marine alien species: Lessons from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 267-273.

- Martínez, J., & Adarraga, I. (2001). Nuevas citas de anélidos poliquetos y de un anfípodo marino en la Península Ibérica. *Boletín de la Real Sociedad Española Historia Natural Sección Biológica*, 96 (3-4), 137-50.
- Martínez, J., & Adarraga, I. (2006). Programa de Vigilancia y Control de Introducción de especies invasoras en los Ecosistemas Litorales de la Costa Vasca. 1. Costa de Gipuzkoa. Sociedad Cultural de Investigación Submarina, 257.
- McGeoch, M. A., Spear, D., Kleynhans, E. J., & Marais, E. (2012). Uncertainty in invasive alien species listing. *Ecological Applications*, 22(3), 959-971.
- Martínez-Laiz, G., Ros, M., Guerra-García, J. M., Marchini, A., Fernández-González, V., Vázquez-Luis, M., ... & Navarro-Barranco, C. (2020). Scientific collaboration for early detection of invaders results in a significant update on estimated range: Lessons from *Stenothoe georgiana* Bynum & Fox 1977.
- Mauchline, J. (1984). *Euphausiid, Stomatopod and Leptostracan crustaceans: keys and notes for the identification of the species*. Synopses of the British fauna (new series), vol. 30. D. Kermack & R. Barnes (Eds.). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Brackish-Water Sciences Association. E. J. Brill/Dr. W. Backhuys. 91 pp.
- McKinney, F. K., & McKinney, M. J. (2002). Contrasting marine larval settlement patterns imply habitat-seeking behaviours in a fouling and a cryptic species (phylum Bryozoa). *Journal of Natural History*, 36(4), 487-500.
- McKinley, D. C., Miller-Rushing, A. J., Ballard, H. L., Bonney, R., Brown, H., Cook-Patton, S. C., ... & Soukup, M. A. (2017). Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. *Biological Conservation*, 208, 15-28.
- MEPC, (2011). Guidelines for the control and management of ships'biofouling to minimize the transfer of invasive aquatic species. Marine Environment Protection Committee, London, UK: *MEPC*, 62, 24.
- Millar, R.H. (1970). British ascidians (Tunicata: Ascidiacea): keys and notes for the identification of the species. In: *Synopses of the British fauna* (new series), (vol. 1). Published for The Linnean Society of London. Academic Press, London and New York. 88 pp.
- Minchin, D. (2001). Biodiversity and marine invaders. In *Marine Biodiversity in Ireland and Adjacent Waters. Proceedings of a Conference* (pp. 131-138). National Museums and Galleries of Northern Ireland (MAGNI) Ulster Museum, Belfast.
- Minchin, D., Cook, E. J., & Clark, P. F. (2013). Alien species in British brackish and marine waters. *Aquatic Invasions*, 8(1), 3-19.

- Mineur, F., Belsher, T., Johnson, M. P., Maggs, C. A., & Verlaque, M. (2007). Experimental assessment of oyster transfers as a vector for macroalgal introductions. *Biological conservation*, 137(2), 237-247.
- Mineur, F., Cook, E., Minchin, D., Bohn, K., MacLeod, A., & Maggs, C. (2012). Changing coasts: Marine aliens and artificial structures. *Oceanography and marine biology: An Annual Review*, 50, 189–233.
- Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485-492.
- Monniot, C. (1974). Ascidies littorales et bathyales récoltées au cours de la campagne Biaçores : phlébobranches et stolidobranches. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 3.^a série, 251, Zoologie 173 :1327-1352.
- Monniot, C. & Monniot, F. (1983). Navigation ou courants ? La colonisation des Açores et des Bermudes par les ascidies (Tuniciers benthiques). *Comptes rendus de la Société de Biogéographie* 59 : 53-58.
- Montalto, V., Rinaldi, A., Ape, F., Mangano, M. C., Gristina, M., Sarà, G., & Mirto, S. (2020). Functional role of biofouling linked to aquaculture facilities in Mediterranean enclosed locations. *Aquaculture Environment Interactions*, 12, 11-22.
- Moreno, D. (2004). Flora y fauna alóctona del medio marino andaluz. *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales, 2006*, 214-229.
- Moreno, R. A., Neill, P. E., & Rozbaczylo, N. (2006). Native and non-indigenous boring polychaetes in Chile: a threat to native and commercial mollusc species. *Revista chilena de historia natural*, 79(2), 263-278.
- Moura, P., Garaulet, L. L., Vasconcelos, P., Chainho, P., Costa, J. L., & Gaspar, M. (2017). Age and growth of a highly successful invasive species: the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) in the Tagus Estuary (Portugal). *Aquatic Invasions*, 12(2), 133-146.
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological conservation*, 78(1-2), 149-161.
- Nall, C. R., Guerin, A. J., & Cook, E. J. (2015). Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. *Aquatic Invasions*, 10(1), 107-121.
- Naylor, E. & Brandt, A. (2015). *Intertidal marine isopods: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (new series), (Vol. 3). Crothers, J.H. &

- Hayward, P.J. (Eds). Published for The Linnean Society of London. Field Studies Council. 144 pp.
- Neilsen R. (1992). *A Review: Burrows, EM 1991*. Seaweeds of the British Isles (Vol 2) Chlorophyta. 12(6) 706 pp.
- Neves, C. S., Rocha, R. M., Pitombo, F. B., & Roper, J. J. (2007). Use of artificial substrata by introduced and cryptogenic marine species in Paranaguá Bay, southern Brazil. *Biofouling*, 23(5), 319-330.
- Newton, L. (1931). *A handbook of the British seaweeds*. (Ed). The Trustees of the British Museum, London. 478 pp.
- Nunes, A. L., Katsanevakis, S., Zenetos, A., & Cardoso, A. C. (2014). Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic invasions*, 9(2), 133-144.
- Nyberg, C. D., & Wallentinus, I. (2005). Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions?. *Biological invasions*, 7(2), 265-279.
- Occhipinti-Ambrogi, A., & Galil, B. S. (2004). A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool?. *Marine pollution bulletin*, 49(9-10), 688-694.
- Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Cantone, G., Castelli, A., Chimenz, C., Cormaci, M., ... & Piraino, S. (2011). Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biological invasions*, 13(1), 215-237.
- Ojaveer, H., Galil, B. S., Campbell, M. L., Carlton, J. T., Canning-Clode, J., Cook, E. J., ... & Ruiz, G. (2015). Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PloS biology*, 13(4), e1002130.
- Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T., Alleway, H., Gouletquer, P., Lehtiniemi, M., ... & Zaiko, A. (2018). Historical baselines in marine bioinvasions: Implications for policy and management. *PloS one*, 13(8), e0202383.
- Olive, P. W. (1994). Polychaeta as a world resource: a review of patterns of exploitation as sea angling baits and the potential for aquaculture based production. *Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle (1993)*, 162, 603-610.
- Orensanz, J. M., Schwindt, E., Pastorino, G., Bortolus, A., Casas, G., Darrigran, G., ... & Vallarino, E. A. (2002). No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 4, 115-143.

- Paavola, M., Olenin, S., & Leppäkoski, E. (2005). Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), 738-750.
- Palminha, F. P. (1951). Contribuições para o estudo das algas marinhas portuguesas. *Bol. Soc. Port. Ciências Nat.* 2, 226-250.
- Parapar, J., Alós, C., Núñez, J., Moreira, J., López, E., Aguirrezabalaga, F., Besteiro, C. & Martínez, A. (2012). *Annelida, Polychaeta III*. In *Fauna Ibérica*, vol. 36. Ramos, M.A. et al. (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 416 pp.
- Parapar, J., Moreira, J., Núñez, J., Barnich, R., Brito, M. del C., Fiege, D., Capaccioni-Azzati, R. & El-Haddad, M. (2015). *Annelida, Polychaeta IV*. In *Fauna Ibérica*, vol. 41. Ramos, M.A. et al. (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 413 pp.
- Passarelli, B., & Pernet, B. (2019). The marine live bait trade as a pathway for the introduction of non-indigenous species into California: patterns of importation and thermal tolerances of imported specimens. *Management of Biological Invasions*, 10(1), 80-95.
- Pederson, J., Bullock, R., Carlton, J. T., Dijkstra, J., Dobroski, N., Dyrinda, P., ... & Tyrrell, M. (2005). Marine invaders in the northeast: Rapid assessment survey of non-native and native marine species of floating dock communities. *Massachusetts Institute of Technology Sea Grant College Program*, 05-3.
- Pederson, J., Carlton, J., Bastidas, C., David, A., Grady, S., Green-Gavrielidis, L., ... & Trott, T. (2021). 2019 Rapid Assessment Survey of marine bioinvasions of southern New England and New York, USA, with an overview of new records and range expansions.
- Perry, J., & Vanderklein, E. L. (2009). *Water quality: management of a natural resource*. John Wiley & Sons.
- Piscart, C., Moreteau, J. C., & Beisel, J. N. (2005). Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia*, 551, 227-236.
- Pleijel, F. & Dales, R.P. (1991). *Polychaetes: British Phyllodoceans, Typhloscolecoideans and Tomopteroideans: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (new series), vol. 45. Kermarck, D.M. & Barnes, R.S. (Eds). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association. U.B.S./Dr. W. Backhuys, Oegstgeest, The Netherlands. 202 pp.
- Por, F. D. (2012). *Lessepsian migration: the influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal* (Vol. 23). Springer Science & Business Media. 228 pp.

- Prenant, M. & Bobin, G. (1966). *Bryozoaires*. In : Faune de France, vol. 68. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 647 pp.
- Prudhoe, S. (1982). *British Polyclad Turbellarians: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (new series), vol. 268. Kermarck, D.M. & Barnes, R.S. (Eds). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Brackish-Water Sciences Association. Cambridge University Press. 77 pp.
- Pruvot-Fol, A. (1954). *Mollusques opisthobranches*. In : Faune de France, vol. 58. Fédération Française des Sociétés de Sciences Naturelles. Office Central de Faunistique. 460 pp.
- Pyšek, P., Jarošík, V., & Pergl, J. (2011). Alien plants introduced by different pathways differ in invasion success: unintentional introductions as a threat to natural areas. *PLoS one*, 6(9), e24890.
- Ramalhosa, P., Camacho-Cruz, K., Bastida-Zavala, R., & Canning-Clode, J. (2014). First record of *Branchiomma bairdi* McIntosh, 1885 (Annelida: Sabellidae) from Madeira Island, Portugal (northeastern Atlantic Ocean). *BioInvasions Records*, 3(4), 235-239.
- Ramalhosa, P., Gestoso, I., Duarte, B., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2019). Metal pollution affects both native and non-indigenous biofouling recruitment in a subtropical island system. *Marine pollution bulletin*, 141, 373-386.
- Ramalhosa, P., Gestoso, I., Rocha, R. M., Lambert, G., & Canning-Clode, J. (2021). Ascidian biodiversity in the shallow waters of the Madeira Archipelago: Fouling studies on artificial substrates and new records. *Regional Studies in Marine Science*, 43, 101672.
- Ramos, A. (2016). Identificação das Espécies de Tunicados não indígenas da Costa Portuguesa. *Projeto BioMar PT*, curso nº 10, 144 p.
- Ravara, A., & Moreira, M. H. (2013). Polychaeta (Annelida) from the continental shelf off Aveiro (NW Portugal): Species composition and community structure. *Check List*, 9(3), 533-539.
- Rech, S., Salmina, S., Pichs, Y. J. B., & García-Vázquez, E. (2018). Dispersal of alien invasive species on anthropogenic litter from European mariculture areas. *Marine pollution bulletin*, 131, 10-16.
- Redondo, M.S. & San Martín, G., 1997 Anélidos poliquetos de la costa comprendida entre el cabo de San Antonio y el puerto de Valencia (Mediterráneo occidental). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23: 225-233.
- Regulamento n.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de outubro de 2014 relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras. *Jornal Oficial da União Europeia*. 21pp.

- Regulamento (UE) n.º 2016/429 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 9 de março de 2016, relativo às doenças animais transmissíveis e que altera e revoga determinados atos no domínio da saúde animal («Lei da Saúde Animal»). *Jornal Oficial da União Europeia*, L84:1–208.
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 45/2023, de 22 de maio. *Diário da República n.º 98/2023, Série I* de 2023-05-22. 2023. pp 2 – 73. Portugal.
- Ribeiro, R. S., Mata, A. M., Salgado, R., Gandra, V., Afonso, I., Galhanas, D., ... & Chainho, P. (2023). Undetected non-indigenous species in the Sado estuary (Portugal), a coastal system under the pressure of multiple vectors of introduction. *Journal of Coastal Conservation*, 27(5), 53.
- Roy, Helen E., Pauchard, Anibal, Stoett, Peter, Renard Truong, Tanara, Bacher, Sven, Galil, Bella S., Hulme, Philip E., Ikeda, Tohru, Sankaran, Kavileveetil V., McGeoch, Melodie A., Meyerson, Laura A., Nuñez, Martin A., Ordonez, Alejandro, Rahlao, Sebataolo J., Schwindt, Evangelina, Seebens, Hanno, Sheppard, Andy W., & Vandvik, Vigdis. (2023). IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers (Version 2). Zenodo.
- Ruiz, G. M., Fofonoff, P. W., Carlton, J. T., Wonham, M. J., & Hines, A. H. (2000). Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual review of ecology and systematics*, 31(1), 481-531.
- Ryland, J. S., Bishop, J. D., De Blauwe, H., El Nagar, A., Minchin, D., Wood, C. A., & Yunnice, A. L. (2011). Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. *Aquatic Invasions*, 6(1), 17-31.
- Ryland, J. S., De Blauwe, H., Lord, R., & Mackie, J. A. (2009). Recent discoveries of alien *Watersipora* (Bryozoa) in Western Europe, with redescription of species. *Zootaxa*, 2093(1), 43-59.
- Sá, E., e Costa, P. F., da Fonseca, L. C., Alves, A. S., Castro, N., dos Santos Cabral, S., ... & Costa, J. L. (2017). Trade of live bait in Portugal and risks of introduction of non-indigenous species associated to importation. *Ocean & Coastal Management*, 146, 121-128.
- Saldanha, L. (1974). *Estudo do povoamento dos horizontes superiores da rocha litoral da costa da Arrábida (Portugal)*. Museu e Laboratório Zoológico e Antropológico, Faculdade de Ciências de Lisboa, (2ª Série), 1: 1-382.
- Saldanha, L. (1995). *Fauna Submarina Atlântica*. Europa-América, Lisboa: Edição revista e aumentada. 364 pp.

- San Martín, G. (2003). *Annelida, Polychaeta II: Syllidae*. In: Fauna Ibérica, vol. 21. Ramos, M.A. et al. (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 554 pp.
- Sandlund, O., Schei, P., & Viken, A. (1999). Introduction: the many aspects of the invasive alien species problem. In OT Sandlund, PJ Schei, & A. Viken (eds). *Invasive Species and Biodiversity Management, Population and Community Biology Series 24*: 1–7. Springer Netherlands, Dordrecht, Países Baixos.
- Santos, P. M., Venâncio, E., Dionísio, M. A., Heumüller, J., Chainho, P., & Pombo, A. (2023). Comparison of the Efficiency of Different Eradication Treatments to Minimize the Impacts Caused by the Invasive Tunicate *Styela plicata* in Mussel Aquaculture. *Animals*, 13(9), 1541.
- Seca, A. M. (2018). *Asparagopsis armata* da costa Açoriana: uma alga em estudo. *Açoriano Oriental*, 28-29.
- Secilla, A., Gorostiaga, J. M., Díez, I., & Santolaria, A. (1997). *Antithamnion amphigeneum* (Ceramiales, Rhodophyta) from the European Atlantic Coasts.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... & Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications*, 8(1), 1-9.
- Sewell, J., Pearce, S., Bishop, J., & Evans, J. L. (2008). Investigations to determine the potential risk for certain non-native species to be introduced to North Wales with mussel seed dredged from wild seed beds. *A Report to the Countryside Council for Wales, UK*, 82.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*, 1, 21-32.
- Simberloff, D. (2013). *Invasive species: what everyone needs to know*. Oxford University Press.
- Simkanin, C., Dower, J. F., Filip, N., Jamieson, G., & Therriault, T. W. (2013). Biotic resistance to the infiltration of natural benthic habitats: examining the role of predation in the distribution of the invasive ascidian *Botrylloides violaceus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 439, 76-83.
- Silva, C. O., Novais, S. C., Soares, A. M., Barata, C., & Lemos, M. F. (2020). Impacts of the Invasive Seaweed *Asparagopsis armata* Exudate on Energetic Metabolism of Rock Pool Invertebrates. *Toxins*, 13(1), 15.
- Silva, P. C. (1955). The dichotomous species of *Codium* in Britain. *Journal of the marine biological association of the United Kingdom*, 34(3), 565-577.

- Smaldon, G., Holthuis, L.B. & Fransen, C.H. (1993). *Coastal shrimps and prawns: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (new series), vol. 15. Barnes, R.S. & Crothers, J.H. (Eds). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association. Field Studies Council. 142 pp.
- Soares, C. G. (2010). *Comunidades de macroalgas dos Portos de recreio de Sines e Oeiras (Portugal): análise das ocorrências em diferentes substratos e novos registos de espécies não-indígenas* (Doctoral dissertation). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal. 88 pp.
- Soler-Hurtado, M. D. M., & Guerra García, J. M. (2011). Study of the crustacean community associated to the invasive seaweed *Asparagopsis armata* Harvey, 1855 along the coast of the Iberian Peninsula. *Zoológica baetica*, 22, 33-49.
- Sousa, R., Gutiérrez, J. L., & Aldridge, D. C. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological invasions*, 11(10), 2367-2385.
- Souto, J., Reverter-Gil, O., De Blauwe, H., & Fernandez-Pulpeiro, E. (2014). New records of bryozoans from Portugal. *Cahiers de Biologie Marine*, 55(1), 129-150.
- Souza, R. C. C. L., Calazans, S. H., & Silva, E. P. (2009a). Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. *Ciência e cultura*, 61(1), 35-41.
- Souza, R. C. C. L., Ferreira, C. E. L., & Pereira, R. C. (2009b). Bioinvasão marinha. *Biologia marinha. Livraria Interciência, Rio de Janeiro*, 555-577.
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M. A. X., ... & Robertson, J. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57(7), 573-583.
- Stæhr, P. A., Jakobsen, H. H., Hansen, J. L. S., Andersen, P., Storr-Paulsen, M., Christensen, J., ... & Carausu, M. C. (2016). Trends in Records and Contribution of Nonindigenous Species (NIS) to Biotic Communities in Danish Marine Waters. Scientific Report from Danish Centre for Environment and Energy (DCE) No. 179. Aarhus University 44 pp.
- Streftaris, N., & Zenetos, A. (2006). Alien marine species in the Mediterranean-the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1), 87-118.
- Sytsma, M., Cordell, J., Chapman, J., & Draheim, R. (2004). Lower Columbia River aquatic nonindigenous species survey 2001-2004. Final Technical Report. Prepared for US Coast Guard and US Fish & Wildlife Service, 69 pp.
- Tebble, N. (1976). *British bivalve seashells: a handbook for identification*. Published for the Royal Scottish Museum. British Museum (Natural History). 212 pp.

- Tebble, N. & Chambers, S. (1982). *Family Polynoidae. Polychaetes from Scottish waters: a guide to identification, part 1*. Royal Scottish Museum Studies. Edinburgh. 73 pp.
- Tempesti, J., Langeneck, J., Maltagliati, F., & Castelli, A. (2020a). Macrobenthic fouling assemblages and NIS success in a Mediterranean port: The role of use destination. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110768.
- Tempesti, J., Mangano, M. C., Langeneck, J., Lardicci, C., Maltagliati, F., & Castelli, A. (2020b). Non-indigenous species in Mediterranean ports: A knowledge baseline. *Marine Environmental Research*, 161, 105056.
- Thresher, R.E. & Kuris A.M. (2004). Options for managing invasive marine species. *Biological Invasions*, 6: 295–300.
- Thompson, T.E., 1988. *Molluscs: benthic opisthobranchs. Tenostome bryozoans: keys and notes for the identification of the species*. In: Synopses of the British fauna (new series), vol. 8. Kermarck, D.M. & Barnes, R.S. (Eds). Published for The Linnean Society of London and The Estuarine and Brackish-Water Sciences Association. E. J. Brill/Dr. W. Backhuys, London, UK. 356 pp.
- Tovar-Hernández, M. A., Méndez, N., & Salgado-Barragán, J. (2009). *Branchiomma bairdi*: a Caribbean hermaphrodite fan worm in the south-eastern Gulf of California (Polychaeta: Sabellidae). *Marine Biodiversity Records*, 2.
- Trott, T. J. & Enterline, C. (2019) First record of the encrusting bryozoan *Cribrilina (Juxtacribrilina) mutabilis* (Ito, Onishi and Dick, 2015) in the northwest Atlantic Ocean. *BioInvasions Records* 8: 598–607.
- Trowbridge, C. D. (2006). A global proliferation of non-native marine and brackish macroalgae. *World seaweed resources—an authoritative reference system. DVD-ROM, version, 1*.
- Tsiamis, K., Zenetos, A., Deriu, I., Gervasini, E., & Cardoso, A. C. (2018). The native distribution range of the European marine non-indigenous species. *Aquatic Invasions*, 13(2).
- Tsiamis, K., Palialexis, A., Connor, D., Antoniadis, S., Bartilotti, C., Bartolo, A., ... & Žuljević, A. (2021). *Marine Strategy Framework Directive-Descriptor 2, Non-Indigenous Species, Delivering solid recommendations for setting threshold values for non-indigenous species pressure on European seas*. Centro Oceanográfico de Baleares.
- Turon, X., Nishikawa, T., & Rius, M. (2007). Spread of *Microcosmus squamiger* (Asciacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1), 185-188.

- Tyrrell, M. C., & Byers, J. E. (2007). Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 342(1), 54-60.
- Ulman, A. (2018). *Recreational boating as a major vector of spread of nonindigenous species around the Mediterranean*. (Doctoral dissertation). University of Pavia & Sorbonne University. 236 pp.
- Ulman, A., Ferrario, J., Occhpinti-Ambrogi, A., Arvanitidis, C., Bandi, A., Bertolino, M., ... & Marchini, A. (2017). A massive update of non-indigenous species records in Mediterranean marinas. *PeerJ*, 5, e3954.
- van Haaren, T., & Soors, J. (2009). *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901): A new crustacean invader in Europe. *Aquatic Invasions*, 4(4), 703-711.
- Vaselli, S., Bulleri, F., & Benedetti-Cecchi, L. (2008). Hard coastal-defence structures as habitats for native and exotic rocky-bottom species. *Marine Environmental Research*, 66(4), 395-403.
- Vaz-Pinto, F., Olabarria, C., & Arenas, F. (2012). Propagule pressure and functional diversity: interactive effects on a macroalgal invasion process. *Marine Ecology Progress Series*, 471, 51-60.
- Vaz-Pinto, F., Rodil, I. F., Mineur, F., Olabarria, C., & Arenas, F. (2014a). Understanding biological invasions by seaweeds. *Marine algae: biodiversity, taxonomy, environmental assessment and biotechnology*. CRC Press, Boca Raton, 140-177.
- Vaz-Pinto, F., Torrontegi, O., Prestes, A. C. L., Álvaro, N. V., Neto, A. I., & Martins, G. M. (2014b). Invasion success and development of benthic assemblages: effect of timing, duration of submersion and substrate type. *Marine Environmental Research*, 94, 72-79.
- Vicente, V. S., Ferreira, A. P., Peres, P. A., Siqueira, S. G., Leite, F. P., & Vieira, E. A. (2021). Succession of marine fouling community influences the associated mobile fauna via physical complexity increment. *Marine and Freshwater Research*.
- Vieira, L. M., Spencer Jones, M., & Taylor, P. D. (2014). The identity of the invasive fouling bryozoan *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny) and some other congeneric species. *Zootaxa*, 3857(2), 151-182.
- Viéitez, J.M., Alós, C., Parapar, J., Besteiro, C., Moreira, J., Núñez, J., Laborda, J. & San Martín, G. (2004). *Annelida, Polychaeta I*. In: *Fauna Ibérica, vol. 25*. Ramos, M.A. et al. (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 530 pp.
- Viola, S. M., Page, H. M., Zaleski, S. F., Miller, R. J., Doheny, B., Dugan, J. E., ... & Schroeter, S. C. (2018). Anthropogenic disturbance facilitates a non-native species on offshore oil platforms. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1583-1593.

- Vitule, J. R. S. (2009). Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2), 111-122.
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A., Vazquez, D. P., Nuñez, M. A., & Simberloff, D. (2012a). Revisiting the potential conservation value of non-native species. *Conservation biology*, 26(6), 1153-1155.
- Vitule, J. R. S., & Prodocimo, V. (2012). Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. *Estudos de Biologia*, 34(83).
- Vitule, J. R. S., Skóra, F., & Abilhoa, V. (2012b). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111-120.
- Wallentinus, I., & Nyberg, C. D. (2007). Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine pollution bulletin*, 55(7-9), 323-332.
- Wang, Y., Tan, W., Li, B., Wen, L., & Lei, G. (2021). Habitat alteration facilitates the dominance of invasive species through disrupting niche partitioning in floodplain wetlands. *Diversity and Distributions*, 27(9), 1861-1871.
- Wasson, K., Fenn, K., & Pearse, J. S. (2005). Habitat differences in marine invasions of central California. *Biological invasions*, 7, 935-948.
- Willan, R. C., Russell, B. C., Murfet, N. B., Moore, K. L., McEnnulty, F. R., Horner, S. K., ... & Bourke, S. T. (2000). Outbreak of *Mytilopsis sallei* (Recluz, 1849) (Bivalvia: Dreissenidae) in Australia. *Molluscan Research*, 20(2), 25-30.
- Williamson, M. (1996). *Biological Invasions. Population and Community Biology series*. Volume 15. London: Chapman and Hall. 244 pp.
- Wirtz, P. 2006. Ten invertebrates new for the marine fauna of Madeira. Arquipélago. Life and Marine Sciences 23A: 75-78.
- Wittenberg, R., & Cock, M. J. (2001). Invasive alien species. *A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. Publication of GISP, CAB International, Wallingford, Oxon, UK*.
- Won, B. Y., Cho, T. O., & Fredericq, S. (2009). Morphological and molecular characterization of species of the genus *Centroceras* (Ceramiaceae, Ceramiales), including two new species. *Journal of Phycology*, 45(1), 227-250.
- Wonham, M.J., and J.T. Carlton. 2005. Trends in marine biological invasions at local and regional scales: the Northeast Pacific Ocean as a model system. *Biological Invasions* 7:369-392.

- Wood, A., Stedman-Edwards, P., & Mang, J. (2000). Ten case studies-an overview. *The Root Causes of Biodiversity Loss*. Earthscan Publications Ltd., UK.
- Yund, P. O., Collins, C., & Johnson, S. L. (2015). Evidence of a native northwest Atlantic COI haplotype clade in the cryptogenic colonial ascidian *Botryllus schlosseri*. *The Biological Bulletin*, 228(3), 201-216.
- Young, M. J., Berridge, K. A., O'Rear, T., Moyle, P. B., & Durand, J. R. (2017). Habitat partitioning by native and alien fishes and decapods in novel habitats of the upper San Francisco Estuary. *Biological Invasions*, 19(9), 2693-2710.
- Zabin, C. J., Ashton, G. V., Brown, C. W., Davidson, I. C., Sytsma, M. D., & Ruiz, G. M. (2014). Small boats provide connectivity for nonindigenous marine species between a highly invaded international port and nearby coastal harbors. *Management of Biological Invasions*, 5(2), 97.
- Zenetos, A., Gofas, S., Verlaque, M., Çinar, M. E., Raso, J. G., Bianchi, C. N., ... & Streftaris, N. (2010). Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union's Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean marine science*, 11(2), 381-381.
- Zenetos, A., Tsiamis, K., Galanidi, M., Carvalho, N., Bartilotti, C., Canning-Clode, J., ... & Outinen, O. (2022). Status and Trends in the Rate of Introduction of Marine Non-Indigenous Species in European Seas. *Diversity*, 14(12), 1077.
- Zibrowius, H., & Thorp, C. H. (1989). A review of the alien serpulid and spirorbid polychaetes in the British Isles. *Cahiers de Biologie Marine*, 30, 271-285.
- Zorita, I., Solaun, O., Borja, A., Franco, J., Muxika, I., & Pascual, M. (2013). Spatial distribution and temporal trends of soft-bottom marine benthic alien species collected during the period 1989–2008 in the Nervión estuary (southeastern Bay of Biscay). *Journal of Sea Research*, 83, 104-110.

ANEXO – Taxa de algas e invertebrados, por Filo, e sua classificação relativa à sua origem, identificados no âmbito dos diferentes estudos.

Legenda: 1) Colonização e estabelecimento em substratos duros artificiais; 2) Comunidade macrobentônica de substrato duro submareal – a) Algas e invertebrados amostrados por quantificação da percentagem de cobertura; b) Algas e invertebrados amostrados por quantificação de densidade; c) Peixes; 3) Comunidade macrobentônica de substrato duro entremarés – d) Abundância e composição; e) Variações temporais; 4) Comunidade de macrofauna bentônica de substrato móvel submareal.

Algas		
Taxa	Classificação	Observação
Ascomycota		
<i>Lichina pygmaea</i>	Nativa	3 (d,e)
<i>Verrucaria maura</i>	Nativa	3 (d,e)
Chlorophyta		
<i>Bryopsis</i> sp.	-	1
<i>Bryopsis hypnoides</i>	Criptogénica	3 (e)
<i>Bryopsis plumosa</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (e)
<i>Chaetomorpha</i> sp.	-	1; 2 (a); 3 (d)
<i>Cladophora</i> sp.	-	1; 2 (a); 3 (d,e)
<i>Cladostephus spongiosus</i>	Nativa	3 (e)
<i>Codium</i> sp.	-	1; 3 (d,e)
<i>Codium adhaerens</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (d,e)
<i>Codium decorticatum</i>	Nativa	3 (e)
<i>Codium fragile fragile</i>	ENI	1, 3 (e)
<i>Codium intertextum</i>	ENI	3 (e)
<i>Codium tomentosum</i>	Nativa	2 (a)
<i>Codium vermilara</i>	Nativa	2 (a); 3 (e)
<i>Pedobesia simplex</i>	-	3 (a); 3 (e)
<i>Ulva</i> sp.	-	1; 2 (a); 3 (d,e)
<i>Ulva clathrata</i>	Nativa	3 (e)
<i>Ulva intestinalis</i>	Nativa	1
<i>Valonia</i> sp.	-	2 (a)
<i>Valonia macrophysa</i>	Nativa	3 (d,e)
<i>Valonia ventricosa</i>	Nativa	3 (e)
Cyanobacteria		
<i>Calothrix</i> sp.	-	3 (d,e)
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	3 (d,e)
Ochrophyta		
<i>Bachelotia antillarum</i>	Nativa	3 (e)
<i>Carpomitra costata</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (d)
<i>Cladostephus spongiosus</i>	Nativa	2 (a); 3 (d,e)
<i>Colpomenia peregrina Sauvageau</i>	ENI	1; 3 (e)
<i>Cutleria multifida</i>	Nativa	1; 3 (d,e)
<i>Cystoseira humilis</i>	Nativa	3 (e)
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	Nativa	3 (d,e)
<i>Dictyota</i> sp.	-	2 (a)

Algas		
Taxa	Classificação	Observação
Ochrophyta		
<i>Dictyota dichotoma</i>	Nativa	1; 3 (d,e)
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	Nativa	2 (a); 3 (e)
<i>Ericaria selaginoides</i>	Nativa	2 (a)
<i>Fucus guiry</i>	Nativa	3 (d,e)
<i>Halopteris filicina</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (d,e)
<i>Halopteris scoparia</i>	Nativa	3 (d,e)
<i>Nemoderma tingitanum</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (d,e)
<i>Padina pavonica</i>	Nativa	2 (a); 3 (d,e)
<i>Phyllariopsis brevipes</i>	Nativa	2 (a,b)
<i>Ralfsia verrucosa</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (d,e)
<i>Sargassum</i> sp.	-	pad.
<i>Sargassum vulgare</i>	Nativa	2 (a); 3 (e)
<i>Spatoglossum solieri</i>	Nativa	2 (a)
<i>Taonia atomaria</i>	Nativa	2 (a); 3 (d,e)
<i>Treptacantha baccata</i>	Nativa	3 (e)
<i>Treptacantha usneoides</i>	Desconhecido	2 (a)
Rhodophyta		
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	Nativa	2 (a)
<i>Aglaothamnion</i> sp.	-	1
<i>Amphiroa rigida</i>	Nativa	2 (a); 3 (e)
<i>Anotrichium furcellatum</i>	ENI	1; 2 (a); 3 (e)
<i>Antithamnion densum</i>	ENI	1
<i>Antithamnion amphigeneum</i>	ENI	1; 3 (e)
<i>Aphanocladia stichidiosa</i>	Nativa	1
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	Nativa	1; 2 (a); 3 (e)
<i>Asparagopsis</i> sp.	-	2 (a)
<i>Asparagopsis armata</i>	ENI	1; 2 (a); 3 (e)
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	ENI	2 (a); 3 (e)
<i>Bangia</i> sp.	-	1
<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>	Nativa	2 (a)
<i>Bornetia secundiflora</i>	Nativa	2 (a); 3 (d,e)
<i>Botryocladia</i> sp.	-	1
<i>Calliblepharis jubata</i>	Nativa	2 (a)
<i>Callithamnion</i> sp.	-	1; 3 (e)
<i>Callithamnion tetragonum</i>	Nativa	3 (e)

(continuação)

Algas

Taxa	Classificação	Observação
Rhodophyta		
<i>Calosiphonia vermicularis</i>	Desconhecido	2 ^(a)
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	Nativa	1; 3 ^(d,e)
<i>Centroceras clavulatum</i>	ENI	1; 3 ^(e)
<i>Ceramium</i> sp.	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Ceramium ciliatum</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Ceramium diaphanum</i>	Nativa	1
<i>Ceramium tenerrimum</i>	Nativa	1
<i>Ceramium virgatum</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Champia párvula</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d,e)
<i>Chondracanthus acicularis</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Chondracanthus teedei</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Chondria coerulescens</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d,e)
<i>Chondrus crispus</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Corallina officinalis</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d,e)
<i>Crouania attenuata</i>	Nativa	1; 2 ^(a)
<i>Dasya ocellata</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Drachiella</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Gaillona hookeri</i>	Nativa	1
<i>Gastroclonium ovatum</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Gastroclonium reflexum</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Gelidiella</i> sp.	-	2 ^(a) ; 3 ^(d)
<i>Gelidium</i> sp.	-	2 ^(a) ; 3 ^(d)
<i>Gigartina</i> sp.	-	1; 3 ^(d,e)
<i>Gigartina pistillata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Griffithsia</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Griffithsia corallinoides</i>	Nativa	2 ^(a)
<i>Halophythis incurva</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Halurus equisetifolius</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(d)
<i>Halymenia</i> sp.	-	2 ^(a)
<i>Hildenbrandia</i> sp.	-	3 ^(d,e)
<i>Hildenbrandia rubra</i>	Nativa	2 ^(a)
<i>Hypnea musciformis</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(d,e)
<i>Hypoglossum</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Jania rubens</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Laurencia</i> sp.	-	1; 3 ^(d,e)
<i>Laurencia obtusa</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Liagora víscida</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Lomentaria</i> sp.	-	1
<i>Lomentaria articulata</i>	Nativa	1; 3 ^(d)
<i>Lomentaria clavellosa</i>	Nativa	1

Algas

Taxa	Classificação	Observação
Rhodophyta		
<i>Mastocarpus stellatus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Melanothamnus sphaerocarpus</i>	Nativa	1
<i>Mesophyllum</i> sp.	-	2 ^(a)
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	Nativa	1; 3 ^(d,e)
<i>Metacallophyllis laciniata</i>	Nativa	2 ^(a)
<i>Microcladia glandulosa</i>	Nativa	2 ^(a)
<i>Monosporus pedicellatus</i>	Nativa	1
<i>Nemalion</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Nitophyllum punctatum</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e,d)
<i>Osmundea truncata</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d)
<i>Peyssonnelia</i> sp.	-	2 ^(a)
<i>Phyllophora</i> sp.	-	2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Plocamium cartilagineum</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e,d)
<i>Polysiphonia</i> sp.	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e,d)
<i>Porphyra</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Porphyra umbilicalis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Pterocladia capillacea</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e,d)
<i>Pterosiphonia complanata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Pterothamnion</i> sp.	-	1
<i>Pyropia leucosticta</i>	Nativa	1
<i>Rhodophyllis divaricata</i>	Nativa	1
<i>Rhodothamniella floridula</i>	Nativa	1; 2 ^(a)
<i>Rhodymenia</i> sp.	Nativa	3 ^(d)
<i>Rhodymenia holmesii</i>	Nativa	2 ^(a)
<i>Scinaia</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Spermothamnion</i> sp.	-	1
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Vertebrata fruticulosa</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Vertebrata</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)

Nota: foram ainda identificadas: *Leathesia/Colpomenia*; "Lithothamnia" e Sphacelariales/Ectocarpales.

(continuação)

Invertebrados

Taxa	Classificação	Observação
Annelida		
<i>Acromegalomma vesiculosum</i>	Nativa	4
<i>Amphicorina armandi</i>	Nativa	4
<i>Amphicorina pectinata</i>	Criptogénica	4
<i>Amphictene auricoma</i>	Nativa	4
<i>Amphiglena mediterranea</i>	Nativa	4
<i>Amphitrite rubra</i>	Criptogénica	3 ^(e)
<i>Aonides oxycephala</i>	Nativa	4
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Nativa	4
<i>Aphelochaeta multibranchis</i>	Desconhecido	4
<i>Aponuphis bilineata</i>	Nativa	4
<i>Aricidea (Aricidea) wassi</i>	Nativa	4
<i>Aricidea (Strelzovia) suecica</i>	Nativa	4
<i>Armandia cirrhosa</i>	Nativa	4
<i>Bonellia viridis</i>	Nativa	2 ^(a)
<i>Bradabyssa villosa</i>	Nativa	4
<i>Capitella capitata</i>	Nativa	4
<i>Capitella minima</i>	Nativa	4
<i>Caulerliella alata</i>	Nativa	4
<i>Chaetopterus variopedatus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Chaetozone caputesocis</i>	Nativa	4
<i>Chaetozone setosa</i>	Nativa	4
<i>Chaetozone vivipara</i>	Nativa	4
<i>Chloenopsis atlantica</i>	Nativa	4
<i>Chone duneri</i>	Nativa	4
Cirratulidae	-	1; 3 ^(e)
<i>Cirratulus cirratus</i>	Nativa	4
<i>Cirriformia tentaculata</i>	Nativa	4
<i>Cirrophorus branchiatus</i>	Nativa	4
<i>Cossura soyeri</i>	Nativa	4
<i>Dialychone acustica</i>	Nativa	4
<i>Diplocirrus glaucus</i>	Nativa	4
<i>Diplocirrus stopbowitzi</i>	Nativa	4
<i>Dorvillea rubrovittata</i>	Nativa	4
<i>Eteone longa</i>	Nativa	4
<i>Euchone rosea</i>	Nativa	4
<i>Euchone rubrocincta</i>	Nativa	4
<i>Euclymene lombricoides</i>	Nativa	4
<i>Euclymene oerstedii</i>	Nativa	4
<i>Eulalia bilineata</i>	Nativa	4
<i>Eulalia mustela</i>	Nativa	4
<i>Eulalia viridis</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Eumida bahusiensis</i>	Nativa	4
<i>Eunereis longissima</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4

Invertebrados

Taxa	Classificação	Observação
Annelida		
<i>Eunice pennata</i>	Criptogénica	4
<i>Eurysyllis tuberculata</i>	Nativa	4
<i>Exogone naidina</i>	Nativa	4
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	ENI	3 ^(e)
<i>Galathowenia oculata</i>	Nativa	4
<i>Golfingia (Golfingia) elongata</i>	Nativa	3 ^(e)
Golfingiidae	-	3 ^(e)
<i>Glycera alba</i>	Nativa	4
<i>Glycera capitata</i>	Nativa	4
<i>Glycera lapidum</i>	Nativa	4
<i>Glycera tessellata</i>	Nativa	4
<i>Glycera tridactyla</i>	Nativa	4
<i>Harmothoe antilopes</i>	Nativa	4
<i>Heteromastus filiformis</i>	Nativa	4
Hirudinea	-	3 ^(e)
<i>Hydroides</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Hydroides norvegica</i>	Nativa	4
<i>Hydroides operculata</i>	ENI	4
<i>Jasmineira caudata</i>	Nativa	4
<i>Jasmineira elegans</i>	Nativa	4
<i>Labioleanira yhleni</i>	Nativa	4
<i>Lagis koreni</i>	Nativa	4
<i>Lanice conchilega</i>	Nativa	4
<i>Laonice cirrata</i>	Nativa	4
<i>Laonome kroyeri</i>	Nativa	4
<i>Lepidonotus clava</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Levinsenia gracilis</i>	Nativa	4
<i>Lumbrineris latreilli</i>	Criptogénica	3 ^(e) ; 4
<i>Lygdamis muratus</i>	Nativa	4
<i>Magelona johnstoni</i>	Nativa	4
<i>Magelona minuta</i>	Nativa	4
<i>Magelona mirabilis</i>	Nativa	4
<i>Magelona wilsoni</i>	Nativa	4
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	Nativa	4
<i>Malacoceros girardi</i>	Nativa	4
<i>Malacoceros tetracerus</i>	Nativa	4
<i>Maldane sarsi</i>	Nativa	4
<i>Malmgrenia lunulata</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Melinna cristata</i>	Nativa	4
<i>Myriochele danielsseni</i>	Nativa	4
<i>Myriochele heeri</i>	Criptogénica	4
<i>Mysta barbata</i>	Nativa	4
<i>Nephtys assimilis</i>	Nativa	4

(continuação)

Invertebrados		
Taxa	Classificação	Observação
Annelida		
<i>Nephtys caeca</i>	Nativa	4
<i>Nephtys ciliata</i>	Nativa	4
<i>Nephtys incisa</i>	Nativa	4
<i>Nephtys kersivalensis</i>	Nativa	4
<i>Nicolea venustula</i>	Nativa	4
<i>Onuphis eremita</i>	Nativa	4
<i>Ophelina acuminata</i>	Nativa	4
<i>Ophidonais serpentina</i>	Nativa	4
<i>Ophryotrocha hartmanni</i>	Nativa	4
<i>Ophryotrocha puerilis</i>	Nativa	4
<i>Orbinia latreillii</i>	Nativa	4
<i>Owenia fusiformis</i>	Nativa	4
<i>Paradoneis lyra</i>	Nativa	4
<i>Parexogone hebes</i>	Nativa	4
<i>Parougia caeca</i>	Nativa	4
<i>Paucibranchia bellii</i>	Nativa	4
<i>Perkinsiana rubra</i>	Nativa	4
<i>Phascolosoma (Phascolosoma) stephensoni</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Pholoe inornata</i>	Nativa	4
<i>Pholoe minuta</i>	Nativa	4
<i>Phyllodoce laminosa</i>	Nativa	4
<i>Phyllodoce lineata</i>	Nativa	4
<i>Phyllodoce longipes</i>	Nativa	4
<i>Phyllodoce maculata</i>	Nativa	4
<i>Phyllodoce mucosa</i>	Nativa	4
<i>Phyllodoce rosea</i>	Nativa	4
<i>Phylo foetida</i>	Nativa	4
<i>Pilargis verrucosa</i>	Nativa	4
<i>Pisione remota</i>	Nativa	4
<i>Pista cretacea</i>	Nativa	4
<i>Pista unibranchia</i>	ENI	4
<i>Platynereis dumerilii</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Poecilochaetus serpens</i>	Nativa	4
<i>Polyodontes maxillosus</i>	Nativa	4
<i>Prionospio cirrifera</i>	Nativa	4
<i>Prionospio multibranchiata</i>	Nativa	4
<i>Prionospio steenstrupi</i>	Nativa	4
<i>Pristina (Pristinella) osborni</i>	Nativa	4
<i>Protocirrinieris chrysoderma</i>	Nativa	4
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	Nativa	4
<i>Pseudomystides limbata</i>	Nativa	4
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	ENI	1; 4
<i>Sabellaria sp.</i>	-	3 ^(d)

Invertebrados		
Taxa	Classificação	Observação
Annelida		
<i>Sabellaria alveolata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Sabellaria spinulosa</i>	Nativa	4
Sabellidae n. i.	-	2 ^(a)
<i>Salvatoria limbata</i>	Nativa	4
<i>Scalibregma celticum</i>	Nativa	4
<i>Scolecopsis (Parascolecopsis) tridentata</i>	Nativa	4
<i>Scoloplos armiger</i>	Nativa	4
<i>Serpula vermicularis</i>	Nativa	1; 3 ^(e) ; 4
Serpulidae n. i.	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d,e)
<i>Sigalion squamosus</i>	Nativa	4
<i>Sigambra tentaculata</i>	Nativa	4
Sipuncula n. i.	-	3 ^(e)
<i>Sphaerosyllis bulbosa</i>	Nativa	4
<i>Sphaerosyllis hystrix</i>	Nativa	4
<i>Sphaerosyllis pirifera</i>	Nativa	4
<i>Spio filicornis</i>	Nativa	4
<i>Spiochaetopterus costarum</i>	Nativa	4
<i>Spiophanes bombyx</i>	Nativa	4
<i>Spirobranchus sp.</i>	-	1; 3 ^(e)
<i>Spirobranchus lamarcki</i>	Nativa	1; 4
<i>Spirobranchus triqueter</i>	Nativa	1
Spirorbinae n.i.	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d)
<i>Sternaspis scutata</i>	Nativa	4
<i>Sthenelais boa</i>	Nativa	4
<i>Syllis cornuta</i>	Criptogénica	4
<i>Syllis hyalina</i>	Nativa	4
<i>Terebellides stroemii</i>	Nativa	4
<i>Thalassema thalassema</i>	Nativa	4
<i>Tharyx killariensis</i>	Criptogénica	4
<i>Trypanosyllis zebra</i>	Nativa	4
Arthropoda		
<i>Ampelisca brevicornis</i>	Nativa	4
<i>Ampelisca typica</i>	Nativa	4
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	ENI	1; 3 ^(e)
<i>Amphilochus tenuimanus</i>	Criptogénica	4
<i>Anthura gracilis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Aora typica</i>	Nativa	4
<i>Apseudopsis latreilli</i>	Nativa	4
<i>Astacilla damnoniensis</i>	Nativa	4
<i>Athanas nitescens</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Austrominius modestus</i>	ENI	1
<i>Autonoe longipes</i>	Nativa	4
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	Nativa	4

(continuação)

Invertebrados

Taxa	Classificação	Observação
Arthropoda		
<i>Bodotria arenosa</i>	Nativa	4
<i>Bodotria pulchella</i>	Nativa	4
<i>Campylaspis glabra</i>	Nativa	4
<i>Caprella acanthifera</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Centraloecetes kroyeranus</i>	Nativa	4
<i>Chondrochelia savignyi</i>	Nativa	4
<i>Chthamalus</i> sp.	-	3 ^(d,e)
<i>Chthamalus montagui</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Chthamalus stellatus</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Clibanarius erythropus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Crangon crangon</i>	Nativa	4
<i>Columbella rustica</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Cumella (Cumella) divisa</i>	Nativa	4
<i>Cumopsis fagei</i>	Nativa	4
<i>Cyathura carinata</i>	Nativa	4
<i>Diastylis bradyi</i>	Nativa	4
<i>Diastylis rugosa</i>	Nativa	4
<i>Diogenes pugilator</i>	Nativa	4
<i>Eriphia verrucosa</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Erythropus elegans</i>	Nativa	4
<i>Eualus cranchii</i>	Nativa	4
<i>Eudorella truncatula</i>	Nativa	4
<i>Eurydice affinis</i>	Nativa	4
<i>Eurydice pulchra</i>	Nativa	4
<i>Eusarsiella spinosa</i>	Criptogénica	4
<i>Eusarsiella zostericola</i>	Criptogénica	4
<i>Galathea intermedia</i>	Nativa	4
<i>Galathea strigosa</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Gammaropsis sophiae</i>	Nativa	4
<i>Gastrosaccus sanctus</i>	Nativa	4
<i>Gilvossius tyrrenus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Gnathia maxillaris</i>	Nativa	4
<i>Goneplax rhomboides</i>	Nativa	4
<i>Harbansus mayeri</i>	Desconhecido	4
<i>Harpinia antennaria</i>	Nativa	4
<i>Hippomedon denticulatus</i>	Nativa	4
<i>Iphinoe serrata</i>	Nativa	4
<i>Leipsuropus parasiticus</i>	Criptogénica	4
<i>Lekanesphaera rugicauda</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Lembos websteri</i>	Nativa	4
<i>Lepidepecreum longicorne</i>	Nativa	4
<i>Leptocheirus pillosus</i>	Nativa	4
<i>Leptomysis gracilis</i>	Nativa	4

Invertebrados

Taxa	Classificação	Observação
Arthropoda		
<i>Leucothoe incisa</i>	Nativa	4
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	Nativa	4
<i>Liocarcinus navigator</i>	Nativa	4
<i>Lophozozymus incisus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Macropodia rostrata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Megaluropus agilis</i>	Nativa	4
<i>Metaphoxus simplex</i>	Nativa	4
<i>Metopa rubrovittata</i>	Nativa	4
<i>Monocorophium acherusicum</i>	Nativa	4
<i>Monoculodes packardi</i>	Criptogénica	4
<i>Nebalia clausi</i>	Desconhecido	4
<i>Necora puber</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Neomysis integer</i>	Nativa	4
<i>Nymphon brevirostre</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Othomaera othonis</i>	Nativa	4
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Pagurus bernhardus</i>	Nativa	4
<i>Palaemon elegans</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Pandalina brevirostris</i>	Nativa	4
<i>Pariambus typicus</i>	Nativa	4
<i>Perforatus perforatus</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Periculodes longimanus</i>	Nativa	4
<i>Photis longicaudata</i>	Nativa	4
<i>Phoxichilidium femoratum</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Phtisica marina</i>	Nativa	4
<i>Pilumnus hirtellus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Pisidia longicornis</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Pollicipes pollicipes</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Pontocrates altamarinus</i>	Nativa	4
<i>Pontocrates arenarius</i>	Nativa	4
<i>Porcellana platycheles</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Praunus flexuosus</i>	Nativa	4
<i>Processa canaliculata</i>	Nativa	4
<i>Pseudocuma (Pseudocuma) longicorne</i>	Nativa	4
<i>Sextonia longirostris</i>	Nativa	4
<i>Stenosoma acuminatum</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Stenothoe marina</i>	Nativa	4
<i>Tanais dulongii</i>	Nativa	4
<i>Tanaissus lilljeborgi</i>	Nativa	4
<i>Tryphosa nana</i>	Nativa	4
<i>Urothoe elegans</i>	Nativa	4
<i>Urothoe grimaldii</i>	Nativa	4
<i>Urothoe poseidonis</i>	Nativa	4

(continuação)

Invertebrados

Taxa	Classificação	Observação
Arthropoda		
<i>Urothoe pulchella</i>	Nativa	4
<i>Verruca stroemia</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Westwoodilla caecula</i>	Nativa	4
Bryozoa		
<i>Aetea</i> sp.	-	1
<i>Aetea anguina</i>	Nativa	1
<i>Bugula</i> sp.	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Bugula neritina</i>	ENI	1; 3 ^(e)
<i>Cellepora pumicosa</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Crisia</i> sp.	-	1; 3 ^(e)
<i>Fenestrulina</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Membranipora membranacea</i>	Nativa	1
<i>Reptadeonella violacea</i>	Nativa	1
<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Schizoporella</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Schizoporella errata</i>		1
<i>Schizoporella unicornis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Tricellaria inopinata</i>	ENI	1
<i>Tubulipora</i> sp.	-	1; 3 ^(e)
<i>Tubulipora liliacea</i>	Nativa	1
<i>Turbicellepora magnicostata</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Watersipora subtorquata</i>	ENI	1; 3 ^(e)
Chordata		
<i>Ascidia mentula</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
Ascidacea	-	3 ^(e)
<i>Balistes capriscus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Boops boops</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Botrylloides</i> sp.	-	1
<i>Botrylloides leachii</i>	Criptogénica	3 ^(e)
<i>Botryllus schlosseri</i>	ENI	1; 3 ^(e)
<i>Callionymus pusillus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Centrolabrus exoletus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Chelon auratus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Chelon labrosus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Chromis chromis</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Ciona intestinalis</i>	Criptogénica	1; 3 ^(e)
<i>Clavelina lepadiformis</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Conger conger</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Corella eumyota</i>	ENI	1; 3 ^(e)
<i>Coris julis</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Nativa	2 ^(c)

Invertebrados

Taxa	Classificação	Observação
Chordata		
<i>Didemnum</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Diplodus cervinus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Diplodus sargus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Diplodus vulgaris</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Diplosoma listerianum</i>	Criptogénica	1; 3 ^(e)
<i>Diplosoma spongiforme</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Distaplia corolla</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>	Nativa	2 ^(c)
Gobiidae n.i.	-	3 ^(e)
<i>Gobius cruentatus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Gobius gasteveni</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Gobius niger</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Gobius paganellus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Gobius xanthocephalus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Labrus bergylta</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Labrus mixtus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Lepadogaster</i> sp.	-	3 ^(e)
<i>Microcosmus squamiger</i>	ENI	1
<i>Molgula</i> sp.	-	1
<i>Mullus surmuletus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Muraena helena</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Oblada melanura</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Pagellus acarne</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Parablennius gattorugine</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Parablennius pilicornis</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Parablennius ruber</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Parablennius tentacularis</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Phallusia mammillata</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Phycis phycis</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Pollachius pollachius</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Pomatoschistus flavescens</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Pomatoschistus pictus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Pyura tessellata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Sarpa salpa</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Scomber colias</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Scorpaena notata</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Scorpaena porcus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Serranus cabrilla</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Serranus hepatus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Styela plicata</i>	ENI	3 ^(e)
<i>Symphodus bailloni</i>	Nativa	2 ^(c)
<i>Symphodus cinereus</i>	Nativa	2 ^(c)

(continuação)

Invertebrados			Invertebrados		
Taxa	Classificação	Observação	Taxa	Classificação	Observação
Chordata			Echinodermata		
<i>Symphodus melops</i>	Nativa	2 ^(c)	Cucumariidae n. i.	-	3 ^(e)
<i>Symphodus roissali</i>	Nativa	2 ^(c)	<i>Echinaster (Echinaster) sepositus</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Syngnathus acus</i>	Nativa	2 ^(c)	Echinidea n.i.	-	2 ^(a)
<i>Trachurus trachurus</i>	Nativa	2 ^(c)	<i>Echinocyamus pusillus</i>	Nativa	4
<i>Trididemnum cereum</i>	Criptogénica	3 ^(e)	<i>Echinocardium cordatum</i>	Nativa	4
<i>Tripterygion delaisi</i>	Nativa	2 ^(c)	<i>Holothuria (Roweothuria) arguinensis</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(e)
<i>Trisopterus luscus</i>	Nativa	2 ^(c)	<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Zeugopterus regius</i>	Nativa	2 ^(c)	<i>Holothuria (Holothuria) tubulosa</i>	Nativa	2 ^(b)
Cnidaria			<i>Marthasterias glacialis</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(e)
<i>Actinia equina</i>	Nativa	3 ^(d,e)	<i>Oestergrenia digitata</i>	Nativa	4
<i>Actinia fragacea</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(d,e)	<i>Ophiocomina nigra</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(e)
<i>Actinothoe (Sagartia)</i>	-	3 ^(e)	<i>Ophiocten affinis</i>	Nativa	4
<i>Actinothoe sphyrodeta</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(e)	<i>Ophioderma longicaudum</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(e)
<i>Aglaophenia sp.</i>	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(d)	<i>Ophiothrix fragilis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Aglaophenia kirchenpaueri</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Ophiura albida</i>	Nativa	4
<i>Aglaophenia pluma</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Paracentrotus lividus</i>	Nativa	1; 2 ^(a, b) ; 3 ^(d,e)
<i>Amphisbetia distans</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Paraleptopentacta elongata</i>	Nativa	4
<i>Anemonia sulcata</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(d)	<i>Parastichopus regalis</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Anemonia viridis</i>	Nativa	3 ^(d,e)	<i>Pawsonia saxicola</i>	Nativa	4
<i>Calliactis parasitica</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Sphaerechinus sp.</i>	-	2 ^(a)
<i>Caryophyllia sp.</i>	-	2 ^(a)	<i>Sphaerechinus granularis</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Cereus pedunculatus</i>	Nativa	3 ^(e)	Mollusca		
<i>Corynactis viridis</i>	Nativa	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)	<i>Abra nitida</i>	Nativa	4
<i>Diphasia margareta</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Acanthochitona crinita</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Ectopleura larynx</i>	Nativa	1	<i>Acanthochitona fascicularis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Gonothyraea loveni</i>	Nativa	1	<i>Aeolidia papillosa</i>	Nativa	3 ^(e)
Hydrozoa n.i.	-	1; 2 ^(a)	<i>Anomia sp.</i>	-	3 ^(d)
<i>Kirchenpaueria pinnata</i>	Nativa	1; 3 ^(e)	<i>Anomia ephippium</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Sagartia sp.</i>	-	3 ^(d)	<i>Arca noae</i>	Nativa	4
Scleractinia n. i.	-	2 ^(a) ; 3 ^(e)	<i>Asbjornsenia pygmaea</i>	Nativa	4
<i>Sertularella sp.</i>	-	1	<i>Aporrhais pespelecani</i>	Nativa	4
<i>Sertularella gayi</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Bela nebula</i>	Nativa	4
Echinodermata			<i>Bittium sp.</i>	-	2 ^(a)
<i>Amphipholis squamata</i>	Criptogénica	3 ^(e)	<i>Bittium reticulatum</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Amphiura chiajei</i>	Nativa	4	<i>Boreochiton ruber</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Antedon bifida</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Bosemprella incarnata</i>	Nativa	4
<i>Asterina gibbosa</i>	Nativa	3 ^(e)	<i>Brachystomia scalaris</i>	Nativa	4
<i>Astropecten aranciacus</i>	Nativa	4	<i>Calliostoma sp.</i>	-	2 ^(a)
<i>Astropecten irregularis</i>	Nativa	4	<i>Calliostoma zizyphinum</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Brissopsis lyrifera</i>	Nativa	4	<i>Calmella gaditana</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(d,e)	<i>Cardita calyculata</i>	Nativa	3 ^(e)

(continuação)

Invertebrados		
Taxa	Classificação	Observação
Mollusca		
<i>Cerastoderma glaucum</i>	Nativa	4
<i>Cingula trifasciata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Cylichna cylindracea</i>	Nativa	4
<i>Dendrodois limbata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Doriopsilla areolata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Dosinia exoleta</i>	Nativa	4
<i>Dosinia lupinus</i>	Nativa	4
<i>Eulima bilineata</i>	Nativa	4
<i>Euspira guilleminii</i>	Nativa	4
<i>Fabulina fabula</i>	Nativa	4
<i>Felimare</i> sp.	-	2 ^(b)
<i>Felimare cantabrica</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Felimare picta</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Felimare tricolor</i>	Nativa	2 ^(b)
<i>Gari fervensis</i>	Nativa	4
<i>Geitodoris perfossa</i>	Criptogénica	3 ^(e)
<i>Gouldia minima</i>	Nativa	4
<i>Haliotis tuberculata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Hiatella arctica</i>	Criptogénica	1; 3 ^(e)
<i>Irus irus</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Jorunna tomentosa</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Kellia suborbicularis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Laevicardium crassum</i>	Nativa	4
<i>Lasaea adansonii</i>	Nativa	1
<i>Lepidochitona cinerea</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Leptochiton cancellatus</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Littorina littorea</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Littorina saxatilis</i>	Nativa	3 ^(d)
<i>Loripes orbiculatus</i>	Nativa	4
<i>Lucinoma borealis</i>	Nativa	4
<i>Melarhappe neritoides</i>	Nativa	3 ^(d)
<i>Mimachlamys varia</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(e)
<i>Modiolus barbatus</i>	Nativa	4
<i>Moerella donacina</i>	Nativa	4
<i>Monia</i> sp.	-	2 ^(a)
<i>Musculus costulatus</i>	Nativa	1; 3 ^(d) ; 4
<i>Myrtea spinifera</i>	Nativa	4
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Nativa	1; 3 ^(d) ; 4
<i>Nucella</i> sp.	-	3 ^(d)
<i>Nucula nitidosa</i>	Nativa	4
<i>Nudibranchia</i> n.i.	-	2 ^(a) ; 3 ^(d)
<i>Ocenebra edwardsii</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Ocenebrina aciculata</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Octopus vulgaris</i>	Nativa	2 ^(b)

Invertebrados		
Taxa	Classificação	Observação
Mollusca		
<i>Onchidella celtica</i>	Nativa	3 ^(e)
Ostreidae n.i.	-	3 ^(e)
<i>Papillicardium papillosum</i>	Nativa	4
<i>Patella depressa</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Patella rustica</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Patella ulyssiponensis</i>	Nativa	1; 3 ^(d,e)
<i>Patella vulgata</i>	Nativa	3 ^(d)
<i>Peringia ulvae</i>	Nativa	4
<i>Philine aperta</i>	Nativa	4
<i>Phorcus lineatus</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Phorcus sauciatus</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Platydoris argo</i>	Nativa	2 ^(b) ; 3 ^(e)
<i>Polititapes rhomboides</i>	Nativa	4
<i>Polycera quadrilineata</i>	Nativa	2 ^(b)
Polyplacophora n.i.	-	3 ^(d)
<i>Retusa truncatula</i>	Nativa	4
<i>Rissoa guerinii</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Roxania utriculus</i>	Nativa	4
<i>Siphonaria pectinata</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Skeneopsis planorbis</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Spisula solida</i>	Nativa	4
<i>Steromphala pennanti</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Steromphala umbilicalis</i>	Nativa	3 ^(d,e)
<i>Steromphia varia</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Talochlamys multistriata</i>	Nativa	4
<i>Tellimya ferruginosa</i>	Nativa	4
<i>Tetarca tetragona</i>	Nativa	3 ^(e)
<i>Thracia phaseolina</i>	Nativa	4
<i>Tritia reticulata</i>	Nativa	2 ^(a) ; 3 ^(d,e) ; 4
<i>Trivia monacha</i>	Nativa	3 ^(d)
<i>Varicorbula gibba</i>	Nativa	4
<i>Venerupis corrugata</i>	Nativa	3 ^(e) ; 4
<i>Venus casina</i>	Nativa	4
<i>Venus verrucosa</i>	Nativa	4
Nemertea		
Nemertea n. i.	-	3 ^(e)
Platyhelminthes		
<i>Leptoplana tremellaris</i>	Nativa	3 ^(e)
Phoronida		
Phoronidae n.i.	-	2 ^(a)
Porifera		
Calcarea n.i.	-	2 ^(a)
Demospongiae n.i.	-	1; 2 ^(a) ; 3 ^(e)
<i>Grantia</i> sp.	-	2 ^(a)

(continuação)

Invertebrados

<i>Taxa</i>	<i>Classificação</i>	<i>Observação</i>
Porifera		
<i>Grantia compressa</i>	Nativa	1; 3 ^(e)
<i>Hymeniacidon</i> sp.	-	3 ^(d)
<i>Paraleucilla magna</i>	ENI	3 ^(e)
<i>Sycon</i> sp.	-	2 ^(a)
<i>Sycon ciliatum</i>	Criptogénica	1; 3 ^(e)