

Universidade do Minho
Escola de Ciências

**Substratos Artificiais na Avaliação da diversidade de
macroinvertebrados bentónicos**

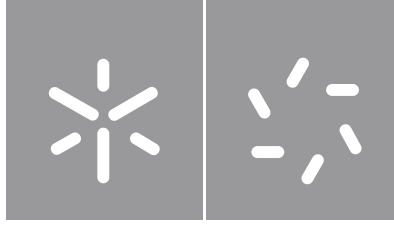
Regina Coelho Neto

**Substratos artificiais na avaliação da
diversidade de macroinvertebrados
bentónicos**

Regina Neto

UMinho | 2019

abril 2019



Universidade do Minho

Escola de Ciências

Regina Coelho Neto

**Substratos artificiais na avaliação da
diversidade de macroinvertebrados
bentónicos**

Tese de Mestrado
Mestrado em Ecologia

Trabalho efetuado sob a orientação de
**Professor Doutor Pedro Alexandre
Faria Fernandes Teixeira Gomes**

abril 2019

DIREITOS DE AUTOR E CONDIÇÕES DE UTILIZAÇÃO DO TRABALHO POR TERCEIROS

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos.

Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada.

Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.



**Atribuição
CC BY**

<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Pedro Alexandre Teixeira Gomes, pela oportunidade de poder trabalhar nesta área, pela paciência e motivação prestado durante todo o processo, mas principalmente pela amizade e apoio que mostrou ao longo do ano.

Ao pessoal técnico da Estación de Biología Mariña da Graña, Ferrol, pela disponibilidade, simpatia e ajuda sem a qual a amostragem na Ría de Ferrol não seria possível.

Aos meus colegas de mestrado Cláudia Machado, Vânia Sofia e Duarte Oliveira pelo companheirismo e amizade.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Biologia Costeira, Catarina Alves pela ajuda no desenvolvimento da tese, Marisa Gomes pelos conselhos e passeios de barco e Fábio Faria pela boa disposição.

Um especial obrigado aos meus companheiros Edgar Fortunas e Diego Flores, por estarem sempre disponíveis, pelas dificuldades que ultrapassamos juntos e por tornarem este trabalho menos stressante e mais divertido.

Aos meus grandes amigos Renata Filipa e João Ribeiro porque se mantiveram sempre presentes, com palavras de apoio e preocupação.

Ao Hugo Rafael, por sempre me motivar e incentivar a dar o meu melhor e por saber lidar com os meus momentos de dúvidas.

E por fim, e não menos importante, à minha família, aos meus pais e ao meu irmão, por simplesmente fazerem parte da minha vida, por me darem o espaço e paciência que precisei nos dias mais difíceis da execução deste trabalho, e pelo amor, carinho e motivação que nunca me faltou.

Vocês são os melhores do mundo !

DECLARAÇÃO DE INTEGRIDADE

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração.

Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

Resumo

As macroalgas são organismos dominantes e abundantes que atuam como um substrato estrutural biológico com impactos positivos na sobrevivência, riqueza e abundância das espécies locais. Através da sua estrutura física, estas espécies modificam as condições físicas do habitat e influenciam direta e indiretamente as interações biológicas, desempenhando assim um papel importante na estruturação das comunidades macrobentônicas.

No entanto, estes habitats são difíceis de amostrar devido ao facto de serem substratos estruturalmente complexos, pelo que a utilização de substratos artificiais se torna uma alternativa válida. A vantagem deste tipo de metodologia é a utilização duma unidade padronizada para comparações quantitativas de amostras separadas espacialmente, bem como elimina a necessidade duma amostragem destrutiva dos substratos naturais.

Foram colocados dois substratos artificiais diferentes em ambiente entre marés na Torpedera (2 metros) e subtidal na Enseñada de San Cristovo (9 metros) durante um período de 3 meses (maio a agosto). Em relação às métricas utilizadas, os índices de riqueza, abundância, diversidade e equitabilidade mostraram diferenças significativas entre os substratos colocados na Torpedera, enquanto que na Enseñada de San Cristovo só houve diferenças a nível da abundância de organismos.

Na Torpedera o substrato AS2MS contém mais espécies e menos indivíduos, enquanto que na Enseñada de San Cristovo ocorre o oposto. Em ambiente intertidal, a exposição às correntes e fluxo de água levou ao provisionamento de um maior nicho para organismos filtradores e construtores de casulo no substrato AS1-T e maior assentamento de partículas e sedimentos no substrato AS2-T permitindo um maior número de detritívoros. A profundidades maiores houve preferência de certas espécies pelo substrato AS2-SC devido ao aumento dos espaços intersticiais, o que permite a presença de organismos de maiores dimensões.

Os padrões de abundância e riqueza de macroinvertebrados sugerem que as preferências de habitat podem estar relacionadas com diferentes modos de alimentação, estratégias reprodutivas, morfologias e mobilidade, além de confirmarem a dependência de vários grupos de organismos para com a arquitetura do habitat e a sua importância na estruturação das comunidades macrobentônicas, bem como a capacidade dos substratos artificiais suportarem comunidades diversificadas.

Palavras-chave: Substratos artificiais; Complexidade estrutural; Macrofauna; Diversidade taxonómica; Colonização

Abstract

Macroalgae are dominant and abundant organisms that act as a biological structural substrate with positive impacts on the survival, richness and abundance of local species. Through their physical structure, these species modify the physical conditions of the habitat and influence directly and indirectly the biological interactions, thus playing an important role in the structuring of the macrobenthic communities.

However, these habitats are difficult to sample because they are structurally complex substrates, so the use of artificial substrates becomes a valid alternative. The advantage of this type of methodology is the use of a standardized unit for quantitatively comparing spatially separated samples, as well as eliminating the need for destructive sampling of natural substrates.

Two different artificial substrates were placed in an environment between tides in Torpedera (2 meters) and subtidal in the Enseñada de San Cristovo (9 meters) during a period of 3 months (May to August). In relation to the metrics used, the indices of richness, abundance, diversity and equitability showed significant differences between the substrates placed in Torpedera, whereas in the Enseñada de San Cristovo there were only differences in the abundance of organisms.

In Torpedera the AS2MS substrate contain more species and fewer individuals, whereas in the Enseñada de San Cristovo the opposite occurs. In an intertidal environment, the exposure to currents and water flow led to the provision of a larger niche for filtering organisms and tube builders in the AS1-T substrate and greater settlement of particles and sediments in the AS2-T substrate allowing a greater number of detritivores. At higher depths there was preference of certain species for the substrate AS2-SC due to the increase of the interstitial spaces, which allows the presence of larger organisms.

The patterns of abundance and richness of macroinvertebrates suggest that habitat preferences may be related to different feeding modes, reproductive strategies, morphologies and mobility, besides confirming the dependence of several groups of organisms on the habitat architecture and its importance in the structuring of macrobenthic communities, as well as the ability of artificial substrates to support diverse communities.

Keywords: Artificial substrates; Structural complexity; Macrofauna; Taxonomic diversity; Colonization

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	iii
Resumo	v
Abstract	vi
ÍNDICE	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
1. INTRODUÇÃO	2
1.1 Zonas costeiras	2
1.2 Caracterização das rias	4
1.3 Zona intertidal e subtidal	6
1.4 Estrutura do habitat	9
1.5 Macroalgas	10
1.6 Substratos artificiais	14
1.7 Objetivos gerais.....	16
2. MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1 Área de estudo.....	18
2.2 Substratos artificiais	20
2.3 Procedimento de amostragem.....	20
2.4 Análise estatística dos dados.....	21
2.4.1 Diversidade taxonómica.....	22
2.4.2 Análise de dissimilaridade	22
2.4.3 Rank-abundância	23

3. RESULTADOS	25
3.1 Riqueza específica (Sobs), abundância de espécies (Abun)	25
3.2 Diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) de Simpson.....	29
3.3 Curva de acumulação de espécies.....	30
3.4 Análise de dissimilaridade – NMDS e Cluster.....	31
3.5 Análise de Simper	32
4. DISCUSSÃO	38
5. CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS	47
6. BIBLIOGRAFIA	51

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Zonação litoral da fauna e flora na zona intertidal e subtida (adaptado de Saldanha, Luiz. 2003).....	7
Figura 2 - Localização dos locais de amostragem (Pontos vermelhos indicam os locais exatos).....	18
Figura 3 - Substratos artificiais agregados na estrutura base.	20
Figura 4 - Substratos artificiais após período de colonização. I) Substrato AS1MS II) Substrato AS2MS.	21
Figura 5 - Curvas de cumulação de espécies de cada substrato. (AS1MS-T – Azul; AS2MS-T – Vermelho; AS1MS-SC – Verde; AS2MS-SC – Amarelo).....	30
Figura 6 - Análise NMDS (I) e análise de agrupamentos Cluster (II) realizada numa matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade. (AS1MS-T ‘AS1-T1 a AS1-T6’; AS2MS-T ‘AS2-T1 a AS2-T6’; AS1MS-SC ‘AS1-SC1 a AS1-SC6’; e AS2MS-SC ‘AS2-SC1 a AS2-SC6’).	31
Figura 7 - Valores de riqueza de espécies (Sobs) e abundância (Abun) para cada substrato. (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC). Teste de Tukey foi usado para indicar diferenças ($p < 0.05$) entre substratos. Letras diferentes indicam diferenças significativas.	38
Figura 8 - Índices de diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) para cada substrato. (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC). Teste de Tukey foi usado para indicar diferenças ($p < 0.05$) entre substratos. Letras diferentes indicam diferenças significativas.	39
Figura 9 - Diagrama da relação rank-abundância dos substratos (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC), obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécies.	40
Figura 10 - Valores percentuais de cada Filo para a Riqueza de espécies – Sobs (à esquerda) e Abundância – Abun (à direita) dos diferentes substratos.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de riqueza e abundância total para os substratos AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC.....	25
Tabela 2 - Lista de espécies presentes nos substratos AS1-T, AS2-T, AS1-SC e AS2-SC. (-) representa a ausência dessa espécie naquele substrato.....	26
Tabela 3 - Valores de Abundância e Riqueza de Espécies para cada Filo nos substratos AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC.....	29
Tabela 4 - Índices de diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) para os substratos ASMS1-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC.....	29
Tabela 5 - Número de espécies exclusivas e partilhadas entre os substratos (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC).	30
Tabela 6 - Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-T e AS2-T x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.	32
Tabela 7 - Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-T e AS1-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.	33
Tabela 8 - Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-T e AS2-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.	34
Tabela 9 - Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS2-T e AS1-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.	35
Tabela 10 - Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS2-T e AS2-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.	36

Tabela 11 - Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-SC e AS2-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. 36

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos da ecologia é averiguar os padrões de variação no espaço e no tempo de populações individuais e comunidades (Levin, 1992; Underwood *et al.*, 2000), percebendo como estas são controladas e reguladas. Embora existam evidências de que os padrões de distribuição, abundância e diversidade de organismos são heterogêneos ao longo de uma escala espaço-temporal (Underwood *et al.*, 2000, Benedetti-Cecchi, 2001; Fraschetti *et al.*, 2005; Terlizzi *et al.*, 2007), este conceito é ainda chave para um número de questões ecológicas básicas e aplicadas.

Os estudos ecológicos estão fundamentalmente relacionados com a relação entre os organismos e o seu habitat (Ehrlich e Roughgarden, 1987) e as variações observadas podem ser causadas por fatores biológicos (por exemplo, predação, competição, recrutamento, perturbação) e/ou físicos (intensidade de luz, disponibilidade de nutrientes, temperatura, hidrodinâmica, salinidade, estrutura do habitat). O desafio subjacente é, no entanto, quantificar a importância relativa de cada fator na estrutura das comunidades (Dunson e Travis, 1991, Menge e Sutherland, 1987).

1.1 Zonas costeiras

Os oceanos desempenham um papel fundamental no funcionamento da Terra através da sua biomassa, produtividade e diversidade, fornecendo uma área extensa de recursos que incluem pescas, aquacultura, alimentação, turismo, recreação, saúde, transporte e energia. Mais de 95% do volume da sua biosfera é dominada por organismos marinhos com elevada importância ecológica e socioeconómica, concentrados maioritariamente nos ecossistemas costeiros (Harley *et al.*, 2006).

Na zona costeira, os sistemas terrestre, atmosférico e marinho interagem. Ketchum (1972) descreve esta zona como sendo a zona de transição entre terra e mar onde “processos de produção, troca e consumo ocorrem em altas taxas de intensidade”. O elemento chave nesta definição é a influência direta que os processos terrestres e oceânicos têm sobre o outro, originando um ecossistema com uma extraordinária produtividade biológica (Ahlhorn, F., 2017). Esta zona inclui uma vasta gama de habitats, englobando habitats terrestres e marinhos (zonas estuarinas, dunas, costa rochosa, costa arenosa, florestas de algas, poças entre marés, recifes de coral) e são habitualmente diferenciados consoante o tipo de substrato, profundidade, propriedades físicas da água (salinidade, temperatura, regime de correntes) e presença de plantas e animais formadores de habitat (macroalgas, mexilhões) (Tyrrell, 2005).

Esta zona encontra-se compreendida entre o limite da plataforma continental (até 200 metros de profundidade) e o limite dos terrenos emersos desde a última transgressão marinha (CMIA, 2012; Clark, 1995), estando sempre em constante mudança (erosão e agregação) devido aos ventos, ondas, tempestades e processos tectónicos (Mujabar e Chandrasekar, 2011).

Os ecossistemas costeiros fornecem serviços valiosos (Costanza *et al.*, 2014) tais como fornecimento de alimento (peixes, marisco, algas) (Nagelkerken *et al.*, 2000; Valentine e Heck, 1999), recursos minerais, sal, óleos, materiais de construção (areia, rocha), suporte de biodiversidade com possíveis aplicações biotecnológicas e medicinais, manutenção da qualidade da água (filtração e degradação de poluentes), armazenamento e reciclagem de nutrientes (Worm *et al.*, 2000), além de proteção e estabilização da linha de costa (redução da erosão causada pelo impacto das ondas e vento) (Barbier *et al.*, 2011).

Nas últimas décadas a maioria da população mundial estabeleceu-se em áreas costeiras (Small e Nicholls, 2003), promovendo assim o aumento de atividades antropogénicas com efeitos diretos e indiretos nos ecossistemas costeiros (Mora, 2008), aumentando a sua vulnerabilidade a dinâmicas costeiras naturais e aos impactos da mudança climática global.

Bhattarai (2017) sugere que as alterações climáticas esperadas para o século XXI ocorrerão mais rapidamente do que nos últimos dez mil anos e que a alteração das características físicas, biológicas e biogeoquímicas (disponibilidade de nutrientes, pH, salinidade e temperatura) dos oceanos e das suas áreas costeiras, combinada com a modificação e deterioração do habitat e expansão de espécies exóticas levam à alteração na distribuição geográfica da biota e mudanças na composição da biodiversidade.

O aumento populacional, o crescimento económico e o desenvolvimento costeiro trouxeram ameaças adicionais a estes sistemas, cingindo-se principalmente à sua destruição, recessão, poluição, sobre-exploração de recursos e introdução antropogénica de espécies. Todos estes fatores alteram a distribuição e a extensão dos habitats costeiros, afetando consequentemente a distribuição e abundância de espécies, reduzindo assim o fornecimento de bens e serviços de ecossistema importantes (Airoldi *et al.*, 2008; Airoldi e Beck, 2007).

Vários estudos demonstraram que pequenas alterações ao nível das comunidades levam ao desequilíbrio dos habitats, com consequências possivelmente irreversíveis nos diferentes níveis do ecossistema. Hughes *et al.* (2002) demonstraram um declínio da abundância, biomassa e riqueza de peixes e decápodes aquando o desaparecimento da alga *Zostera marina*, assim como Lilley e Schiel (2006) mostraram um declínio da maioria das espécies epifaunais com a perda de algumas algas formadoras de copa. Já Balata *et al.* (2007) averiguaram uma diminuição da riqueza e abundância de

macroalgas e homogeneização entre habitats aquando o desaparecimento das formações de macroalgas biogénicas (fucoídes e macroalgas eretas) e posterior substituição por algas formadoras de tapetes densos.

As zonas costeiras são importantes em termos económicos, sociais, culturais, recreativos e ambientais, pelo que a análise e compreensão do funcionamento destes sistemas é fundamental para a tomada de decisões a nível de gestão e conservação dos mesmos, com o intuito dum melhor aproveitamento das suas potencialidades e resolução dos problemas a eles associados.

1.2 Caracterização das rias

Ao longo das regiões costeiras existe uma grande variedade de sistemas estuarinos, que são uma das características geográficas mais comuns nas costas mundiais (Perillo, 1995). De entre todas as fronteiras rio-mar, as rias distinguem-se por serem relevos terrestres submersos, mais propriamente vales fluviais inundados, resultantes da subida do nível do mar por alterações eustáticas ou processos tectónicos (Vidal Romani, 1984), localizadas em regiões subtropicais e temperadas.

Apesar de ser caracterizada como estuário, estes sistemas são maioritariamente de origem marinha uma vez que os rios locais são de baixo fluxo e os inputs de água continental, por escoamento, escassos (Fraga, 1996), limitando a influência de água doce apenas no seu interior (Evans e Prego, 2003).

Uma ria pode ser dividida em duas secções: a) uma parte externa mais profunda, larga e livremente conectada à plataforma continental adjacente, onde prevalecem características oceânicas, e b) uma parte interior mais rasa e estreita, que recebe a maioria do escoamento continental, e por isso exhibe características estuarinas prevaletentes (Evans e Prego, 2003) com grande influência das marés (Prego e Fraga, 1992). É nesta parte que se encontram as áreas entre marés, onde o marisco é tradicionalmente explorado de forma artesanal por marisqueiras locais (Arnaiz *et al.*, 2005).

A fauna e flora é, na sua maioria, de origem marinha com exceção da que se encontra na zona mais interna da ria, em contacto com os rios. A influência da água do mar combinada com a água do rio, bem como a topografia e batimetria da ria determinam a presença de variabilidade ambiental e sedimentar com consequências ambientais importantes (Vilas, 2002).

Dentro da ria, na zona entre marés, encontram-se comunidades de *Zostera* sp. e *Sargassum* sp., que fornecem zonas de desova e refúgio, bem como oxigénio e matéria orgânica. Já nos fundos lamacentos da zona interior e central da ria podemos encontrar espécies que se alimentam dos depósitos

de superfície, sendo os grupos dominantes poliquetas, crustáceos e moluscos. Em relação aos fundos arenosos, o tipo de substrato (fino, médio, grosseiro) influencia o tipo de comunidade presente, dominando em todos os substratos o grupo das poliquetas, moluscos, crustáceos e equinodermes (Vilas, 2002).

De acordo com Castaing e Guilcher (em Perillo, 1995), o termo ría deve ser restrito à Península Ibérica, costas no sul de Inglaterra, França, Coreia e algumas zonas na China e Argentina devido ao facto de serem antigos vales fluviais desenvolvidos em costas de alto relevo. No entanto, são as rias galegas que têm suscitado mais interesse por serem sistemas costeiros com alta produtividade primária, devido ao afloramento e à entrada regular de nutrientes (Nombela *et al.*, 1995). São ainda importantes do ponto de vista económico e social, quer como fonte de recursos pesqueiros e marisqueiros, quer como ambientes muito favoráveis à aquicultura, nomeadamente de bivalves (Pita *et al.*, 2019; Nombela *et al.*, 1995; Figueiras *et al.*, 2002).

Além da vertente económica, estes ambientes são também importantes para o ensino e pesquisa biológica e geológica. Em primeiro lugar, porque estão sujeitos a diversos fatores que amplificam o nível de diversidade ambiental e asseguram a presença de diferentes comunidades de organismos (Vilas, 2002); em segundo lugar porque as sequências geradas no decorrer do preenchimento sedimentar da bacia da ría evidenciam as variações relativas do nível do mar no Holoceno e as alterações climáticas que ocorreram durante o Pleistoceno (Vilas, 2002).

A linha de costa galega tem 1720 km de extensão e está situada no canto noroeste da Península Ibérica. Tem no total 18 rias que formam, em conjunto, o Sistema de Rias Galegas, divididas em duas categorias, as “Rias Bajas” (Muros, Arousa, Pontevedra, Vigo) localizadas a sul do Cabo de Finisterra, e as “Rias Altas” (Coruña, Ares, Betanzos, Ferrol, Cedeira e Ortigueira) a Norte.

O limite entre as rias não é apenas geográfico, mas também hidrográfico, uma vez que existem diferentes padrões de afloramento ao longo da costa: o afloramento sazonal é mais forte na zona sul do cabo Finisterra (“Rias Bajas”) (Blanton *et al.*, 1984) e descontínuo e distante da costa na zona norte (“Rias Altas”)(Prego e Bao, 1997). Este afloramento não é um fenómeno local, mas sim parte do afloramento geral, produzido pelo anticiclone do Atlântico Norte que se estende desde a Galiza até Cabo Verde (Wooster *et al.*, 1976). É mais comum durante os meses de março a outubro devido a mudanças nos padrões de direção do vento costeiro (Fraga, 1981), resultando na fertilização de áreas costeiras e águas superficiais com nutrientes provenientes da ascensão de águas frias do fundo do oceano ricas em minerais.

Prego (1993) classificou as rias como reatores biogeoquímicos, uma vez que o enriquecimento de nutrientes produzido pelo afloramento é largamente amplificado dentro das rias devido, principalmente, à sua morfologia e orientação que favorecem a entrada dessas águas. A produtividade primária destes sistemas é maioritariamente afetada por este fenómeno (Bode *et al.*, 1998), enquanto que a contribuição de nutrientes de fontes terrestres é comparativamente menor (Fraga, 1996; Prego *et al.*, 1999, Alvarez-Salgado *et al.*, 1999; Fraga, 1981).

As águas ricas em nutrientes ficam retidas no interior das rias por períodos de uma a várias semanas criando condições favoráveis à produção biológica (Fraga, 1996; Alvarez-Salgado *et al.*, 1993; Nogueira *et al.*, 1997). Favorecem ainda o cultivo de grandes biomassas de crustáceos e peixes pelágicos e demersais tais como a sardinha (*Sardina pilchardus*), a pescada (*Merluccius merluccius*), o verdinho (*Micromesistius poutassou*) e a lagosta da Noruega (*Nephrops norvegicus*) (Farina *et al.*, 1983), bem como a aquicultura de mexilhões (*Mytilus edulis*) (Tenore *et al.*, 1982) e o sustento de comunidades bentónicas ricas (López-Jamar *et al.*, 1992).

Por sua vez, grande parte da matéria orgânica produzida é remineralizada dentro da ria e transportada para as áreas em redor mais próximas (Alvarez-Salgado *et al.*, 1997) onde os nutrientes podem ser reutilizados no local ou transportados novamente para o interior da ria por eventos de afloramento sucessivos (Bode *et al.*, 2004).

1.3 Zona intertidal e subtidal

As zonas costeiras compreendem, entre outras, zonas influenciadas pela maré (zona entre marés) e zonas submersas (infralitoral) que se estendem até aos 100 metros de profundidade. Nestas zonas podemos encontrar ecossistemas com grande importância económica e social uma vez que fornecem áreas de alimentação, proteção e desova (Burrows *et al.*, 1999) para uma grande variedade de animais, desde algas, mexilhões, peixes, estrelas-do-mar, crustáceos e esponjas (Tyrrell, 2005).

A zona entre marés estabelece a fronteira entre o domínio terrestre e marinho, situando-se entre o limite superior da maré alta e o limite inferior de maré baixa (Thompson *et al.*, 2002). Constitui um biótipo de elevado interesse biológico (Nybakken, 2001; Underwood, 2000), uma vez que oferece uma combinação única de habitats, suportando uma grande diversidade de animais e plantas (Boaventura, 2000; Knox, 2001).

Este ecossistema dinâmico tem despertado bastante interesse pelo facto de ter ambientes variáveis tanto a nível geográfico, como a nível local, mas também pelo facto de serem fáceis de explorar sem necessidade de recorrer a equipamentos especiais (Crothers, 2003), tornando-os verdadeiros "laboratórios naturais" para avaliar o papel dos fatores físicos e biológicos na determinação da abundância e distribuição de organismos na natureza (Connell, 1961a,b; Paine, 1966).

A zona entre marés é um dos ambientes fisicamente mais severos do planeta, sendo as comunidades residentes determinadas pela amplitude de marés (emersão/dessecação), exposição e intensidade de ondas e tipo de substrato (rochas, areias, lamas, seixos), obrigando a um ordenamento de espécies consoante a sua capacidade de adaptação aos fatores físicos (marés, exposição à ondulação, temperatura, orientação e tipo de substrato, heterogeneidade topográfica), químicos (salinidade e nutrientes) e biológicos (predação e recrutamento)(Raffaelli e Hawkins, 1999; Pereira, 2004).

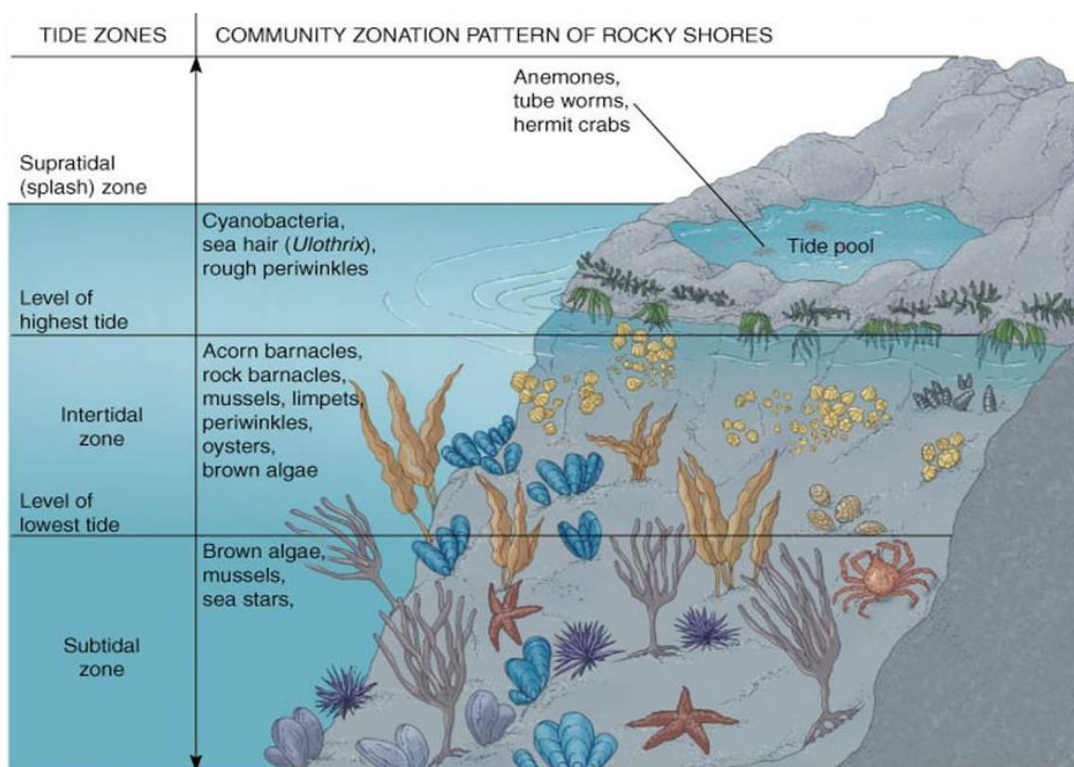


Figura 1-Zonação litoral da fauna e flora na zona intertidal e subtida (adaptado de Saldanha, Luiz. 2003).

Correlações entre o grau crescente de stress ambiental (exposição ao ar, dessecação, temperatura, radiação solar, salinidade), de níveis de maré mais baixo para mais alto, e padrões de distribuição de organismos são reconhecidos como zonação litoral (gradiente vertical e horizontal). A estratificação resultante divide-se em 3 zonas diferentes.

A zona supralitoral surge imediatamente a seguir ao domínio terrestre e compreende a zona que raramente se encontra submersa, com menor acesso a água e dessecação mais severa (limite superior estabelecido pelo final da zona de influência dos salpicos de água). É dominada por líquenes incrustantes (*Verrucaria maura*), algas verde-azuis e pequenos isópodes (*Ligia oceanica*) e gastrópodes (*Littorina neritoides*). Esta zona apresenta a menor riqueza de espécies de toda a zona entre marés.

A zona médiolitoral está sujeita ao efeito das marés duas vezes por dia. É dominada por organismos sésseis filtradores, como mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) e cracas (*Chthamalus montagui* e *Chthamalus stellatus*), bem como espécies do género *Patella* (lapas). Nos locais com hidrodinamismo menos acentuado podemos encontrar líquenes no limite superior e algas castanhas (*Fucus sp.*) no limite inferior. Nos substratos arenosos é comum a presença de poliquetas construtoras de casulos como a *Sabellaria alveolata*, bem como gastrópodes e artrópodes. É nesta zona que surgem as poças de marés que representam um biótopo intermédio entre o infralitoral e o médiolitoral, uma vez que as condições ambientais e os povoamentos de organismos que nelas existem, como o ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*), são típicos do infralitoral. Estes locais estão expostos a maiores flutuações de variáveis físicas, tais como temperatura, salinidade e pH (CMIA, 2012).

A zona infralitoral, comumente descrita como subtidal superficial, estende-se até ao desaparecimento das algas fotófitas ou de angiospérmicas marinhas (<30m) (Raffaelli e Hawkins, 1999; Knox, 2001). Esta zona é dominada por algas calcárias, algas vermelhas, associações densas de *kelp* (*Laminaria hyperborea* e *Sacchorhiza polyschides*) e povoamentos de *Zoostera marina* que promovem um aumento do número de nichos e, portanto, mais diversidade de espécies de peixes como o caboz das rochas (*Parablennius rouxi*), cnidários (*Anemonia sulcata* e *Actinia equina*), gastrópodes como o caranguejo verde (*Carcinus maenas*) ou o camarão das poças (*Palaeomon serratus*), percebes (*Pollicipes pollicipes*), poliquetas, povoamentos de mexilhão, entre outros (CMIA, 2012).

1.4 Estrutura do habitat

O conceito de estrutura de habitat foi criado para abranger o estudo dos efeitos do “arranjo de objetos no espaço” nas variáveis ecológicas (Bell *et al.*, 1990). Modificado de Bell *et al.* (1990), a “estrutura do habitat” corresponde à presença de estruturas físicas que suportam comunidades vegetais e animais (McCoy e Bell, 1991). É caracterizada por diferentes dimensões, considerando medidas qualitativas (tipo de elementos estruturais, como diferentes tipos de vegetação, rocha e frações de sedimento) e quantitativas (número de elementos estruturais distintos e abundância relativa ou absoluta deles) (McCoy e Bell, 1991; Tokeshi e Arakaki, 2012).

A estrutura de habitat é um impulsionador direto e indireto de muitos padrões e processos ecológicos uma vez que estes são influenciados pela modificação das condições ambientais e interações ecológicas, bem como da disponibilidade de recursos (Bell *et al.*, 1990; Tews *et al.*, 2004).

Por norma, habitats estruturalmente mais complexos contêm mais recursos capazes de sustentar um maior número de espécies (MacArthur, 1972; Kohn, 1967) porque criam um maior número de nichos resultante do aumento da disponibilidade de micro-habitats, assim como maior produtividade e/ou particionamento de recursos (MacArthur e MacArthur, 1961; Crowder e Cooper, 1982). De facto, os efeitos do aumento da complexidade dos habitats no número de espécies foram demonstrados numa grande variedade de organismos incluindo aves (MacArthur e MacArthur, 1961), mamíferos (Simpson, 1964) e peixes (Schlosser's, 1987b), bem como em diferentes ecossistemas incluindo florestas (Spies, 1998), *Zoostera sp.* (Heck e Wetstone, 1977) e macroalgas (Heck e Crowder 1991).

A estrutura do habitat influencia a densidade, distribuição, diversidade e persistência da fauna nos ecossistemas, bem como o seu funcionamento e estabilidade (MacArthur e MacArthur, 1961; Robinson *et al.*, 1995), havendo uma relação positiva entre estes (Hauser *et al.*, 2006; Hansen *et al.*, 2010). A estrutura do habitat pode ser relacionada com a maior ou menor disponibilidade de refúgios, que pode influenciar a dinâmica da comunidade mas também mediar o resultado de interações biológicas, tais como competição e predação (Hixon e Menge, 1991; Caley e St John, 1996), coexistência e persistência de espécies numa comunidade (MacArthur e MacArthur, 1961; Crowley, 1978), oscilações populacionais por estabilização das interações predador-presa (Smith, 1972; Crowley, 1978), suporte à nidificação, reprodução e desenvolvimento das espécies (August, 1983; Martínez e Montes de Oca, 1984; Halffter, 1991; Franklin *et al.*, 2005), bem como desempenhar um papel importante no processamento de nutrientes de um ecossistema (Bell *et al.*, 1990).

McCoy e Bell (1991) descreveram a estrutura de habitat como sendo composta por três eixos. Os dois eixos principais são a heterogeneidade e complexidade, que dependem do terceiro eixo, a escala. A complexidade pode ser considerada como a variação na estrutura topográfica de um habitat atribuída à abundância absoluta de componentes estruturais individuais (rugosidades, rochas, fendas, macroalgas, árvores) (McCoy e Bell 1991; Beck 1998, 2000) e pode ser medida por relevo, espaço intersticial e área de superfície (Grigg, 1994; Beck 2000); a heterogeneidade é definida como a variação da abundância relativa dos diferentes componentes estruturais; a escala compreende a variação atribuída ao tamanho da área ou volume usado para medir a complexidade e a heterogeneidade (McCoy e Bell, 1991; Beck 1998, 2000). Apesar de ser uma componente complexa de definir, este conceito possibilita a compreensão dos mecanismos por de trás da relação habitat/organismo (McCoy e Bell, 1991), tendo sempre em conta que a organização de uma comunidade não é conduzida por um único processo reconhecendo-se a importância da análise de múltiplos processos para a compreensão da estrutura de comunidade (Dunson e Travis, 1991).

1.5 Macroalgas

Espécies formadoras de habitat são geralmente organismos dominantes e abundantes que fornecem uma estrutura tridimensional a um dado sistema, disponibilizam ou modificam habitats (Crain e Bertness, 2006), elevam a produtividade primária, atenuam stresses e homogeneizam as variabilidades ambientais (Gibbons, 1988). Estas espécies têm impactos positivos na sobrevivência, riqueza e abundância de espécies locais (Dayton, 1972; Bruno *et al.*, 2003), desempenhando um papel importante na estruturação das comunidades por modificação das condições físicas do habitat e pela influência direta e indireta nas interações biológicas (Jones, 1994).

Em sistemas marinhos, a maioria da complexidade de habitat é fornecida por recifes de corais (Idjadi e Edmunds, 2006), fundos de ervas marinhas (Heck e Orth, 1980), florestas de *kelp* (Carr, 1989) e colónias de mexilhões (Lenihan e Peterson, 1998) que possibilitam a produção e manutenção de padrões de diversidade, abundância e distribuição dos organismos a eles associados (Bulleri *et al.*, 2002).

As macroalgas ocorrem numa grande variedade de ambientes, incluindo água fresca, salobra, marinha e hipersalina. Habitats intertidais e subtidais pouco profundos de costas rochosas (Schiel e Hickford, 2001) são frequentemente dominados por estas espécies formadoras de habitat, ou espécies-chave (Jonsson *et al.*, 2006). Apresentam uma grande diversidade derivada de diferenças ao

nível da morfologia e tamanho, variando desde pequenas algas incrustadas na superfície das rochas, a grandes “florestas de kelp” (superiores a 50 metros, na costa Este do Pacífico e 4-5 metros na costa atlântica europeia) (Pereira, 2014; Pereira e Neto, 2015). Podem ainda apresentar estruturas ramificadas simples ou complexas, bem como estruturas altamente especializadas para a captura de luz, reprodução, suporte e fixação ao fundo do mar.

Estes aglomerados de algas encontram-se, por norma, imersos e fixos a um substrato estável (coral, rocha), sendo que a maioria das espécies não consegue crescer em substratos do tipo areia e lodo devido à falta de raízes que são necessárias para a sua ancoragem ao sedimento (Diaz-Pulido e McCook, 2008). As comunidades de macroalgas são diretamente influenciadas por fatores ambientais (temperatura, salinidade, movimento e qualidade da água), recursos disponíveis (luz, dióxido de carbono, nutrientes, substrato duro) e interações biológicas (herbivoria e competição), que ditam o seu crescimento e produtividade.

A sua biodiversidade é maior consoante o aumento da transparência da água, salinidade e espaço, diminuindo com o aumento da concentração de nutrientes. Este aumento estimula o crescimento de uma comunidade estruturalmente mais simples com tecidos mais finos, oportunista e com taxas de crescimento maiores (Krause-Jensen *et al.*, 2007). Middelboe e Sand-Jensen (2000) demonstraram que nestas condições houve um aumento da dominância de espécies de algas verdes oportunistas em detrimento de grandes algas perenes castanhas.

Através de sua estrutura tridimensional, as algas atuam como um substrato estrutural biológico para um amplo espectro de macro e micro fauna e flora (Benedetti-ecchi e Cinelli 1992; Mangialajo *et al.*, 2008; Hughes, 2010), determinando assim a diversidade da epibiota a estas associada (epifauna e algas epifíticas) (Schmidt e Scheibling, 2006; Pereira *et al.*, 2006).

As algas afetam as comunidades faunísticas envolventes devido à modificação de fatores físicos, como alterações na quantidade e qualidade de luz (Lüning e Dring, 1985; Kennelly, 1989; Clark *et al.*, 2004), alterações do fluxo de água (Duggins *et al.*, 1990), proteção contra stress físico como correntes e dessecação (McCook e Chapman, 1991), refúgios contra predadores (Benedetti-ecchi e Cinelli, 1992; Bulleri *et al.*, 2002; Moore *et al.*, 2007; Menge, 1978) e alteração das taxas de recrutamento, crescimento e colonização de invertebrados bentónicos (Velimirov e Griffiths, 1979; Kennelly, 1989; Duggins *et al.*, 1990; Rodríguez *et al.*, 1993) e algas (Velimirov e Griffiths, 1979; Kennelly, 1989; Clark *et al.*, 2004).

São ainda substrato de suporte para organismos sésseis e algas (Grimm, 1995; Jones *et al.*, 1997; Duggins, 1980; Reed e Foster, 1984; Dunton e Shell, 1987), bem como habitat para organismos

móveis especializados em viver e alimentar-se diretamente da alga marinha ou algas epifíticas associadas (Crooks, 2002; Duffy, 1990; Bell, 1991; Viejo, 1999).

A composição da comunidade de macroalgas também pode ser usada para estimar impactos antropogénicos, degradação de ecossistemas e mudanças na qualidade da água (Ballesteros *et al.*, 2007; Pinedo *et al.*, 2007; Bahartan *et al.*, 2010), enquanto que a química e fisiologia de espécies individuais de macroalgas pode servir como indicadores para vários poluentes como nutrientes e metais pesados (Fong *et al.*, 2001; Fytianos *et al.*, 1999; Villares *et al.*, 2001).

As macroalgas são classificadas de acordo com a composição dos pigmentos envolvidos na fotossíntese e dividem-se em 3 grandes grupos: Rhodophyta (Cole e Sheath, 1990), algas vermelhas; Chlorophyta, algas verdes e Ochrophyta, classe Phaeophyceae, algas castanhas. No entanto, também podem ser classificadas em diferentes grupos de “formas funcionais”, baseadas em características ecológicas e na forma de crescimento, tais como a forma da planta, tamanho, tenacidade, capacidade fotossintética, crescimento e resistência aos raspadores, e dividem-se em: algas incrustantes, tapetes de algas (associações de várias espécies de algas diminutas, principalmente filamentosas, de crescimento rápido, alta produtividade e altas taxas de colonização) e macroalgas (grandes formas de algas, mais rígidas e anatomicamente mais complexas que os tapetes de algas).

As principais algas formadoras de habitat dos fundos sublitorais rochosos de zonas temperadas pertencem às ordens Laminariales e Fucales (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001; Steneck *et al.*, 2002; Mangialajo *et al.*, 2008; Bertocci *et al.*, 2014, Ribera *et al.*, 1992), que desempenham um papel importante no suporte e manutenção das áreas costeiras (Mann, 1973), bem como na abundância e sobrevivência das espécies que aí habitam (Kelly, 2005). A sua destruição é perniciosa para os organismos que a usam como habitat (Wilson, 1992).

Estas algas podem dominar habitats temperados em ambos os hemisférios (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2001, Steneck *et al.*, 2002). No entanto, partilham uma dinâmica de competição pelo domínio dos fundos rochosos, onde há um domínio por parte das Fucales no Mediterrâneo (Bulleri *et al.*, 2002; Mangialajo *et al.*, 2008), enquanto que as Laminariales dominam a maior parte do resto das zonas temperadas (Steneck *et al.*, 2002).

A diferentes escalas ambos os tipos de algas têm a capacidade de produzir estruturas complexas com inúmeros organismos associados (Dayton, 1985; Steneck *et al.*, 2002; Mangialajo *et al.*, 2008), suportando assim uma grande biodiversidade devido à criação de condições para uma melhoria do habitat biológico (Moore *et al.*, 2007).

Devido a isto, as macroalgas são consideradas espécies-chave (Paine, 1969) na manutenção e sobrevivência das comunidades marinhas que delas dependem para sobreviver, alimentar e reproduzir (Jenkins *et al.*, 1999; Schiel e Foster, 2006). A abundância, crescimento e reprodução destas algas é altamente variável no tempo, mostrando principalmente fortes mudanças sazonais na biomassa e reprodução (kelps tendem a crescer mais rápido nas temporadas mais quentes do ano, com biomassa máxima na primavera e no início do verão) devido a stresses ambientais (na zona entre-marés há o aumento da dessecação e insolação nos meses de primavera e verão, bem como o aumento da precipitação nos meses de Inverno) (Underwood, 1981; Underwood e Jernakoff, 1984; Kaehler e Williams, 1998), limitações à produção primária (Cubit, 1984) e herbivoria (Lewis, 1985; Cubit, 1984), levando a que esta dinâmica afete posteriormente o estabelecimento da macrofauna associada a estas comunidades de algas.

Devido às diferenças intrínsecas entre macroalgas (complexidade estrutural, fenologia, morfologia, composição química, acumulação de algas epífitas), podemos esperar diferenças ao nível das comunidades de macrofauna, tendo vários estudos demonstrado que habitats mais complexos levam a valores mais altos de diversidade e abundância de organismos (Lewis, 1987; Chemello e Milazzo, 2002; Myers e Southgate, 1980; Edgar, 1991b). Hacker e Steneck (1990), demonstraram o aumento da área de superfície, com o aumento da complexidade, é o fator determinante dos padrões de anfípodes, em que algas com um maior grau de ramificação e largura tinham maiores abundâncias e riqueza de espécies em comparação com algas estruturalmente mais simples.

Visto que o presente estudo se centra na importância da estrutura do habitat como mediadora da organização das comunidades bentónicas, é importante perceber a variedade de morfologias das ordens Laminariales e Fucales. O corpo de uma alga é conhecido como talo e divide-se em duas partes: a fronde, que engloba a estipe e a lâmina, que corresponde à parte ereta da alga; o rizóide ou órgão de fixação ao substrato, que pode apresentar a forma de um pequeno disco ou um tufo de finos elementos alongados e incolores (Pereira, 2009).

Como habitat cada parte da alga tem características distintas. A superfície lisa e bidimensional da lâmina fornece abrigo limitado contra correntes e predadores, enquanto que a superfície rugosa do estipe é coberta por algas epifíticas que fornecem um habitat heterogéneo tridimensional e alimento (Christie *et al.*, 2003).

As Laminariales apresentam um rizóide, estrutura ramificada tipo raiz que ancora a alga a substratos fixos, um estipe longo e flexível e uma fronde (Kelly, 2005), que pode alcançar os 10 metros de comprimento (Pereira, 2009). As Fucales também têm uma estrutura do tipo rizóide, mas em vez de

um estipe e uma fronde, existe um caule parenquimatoso a partir do qual crescem os eixos secundários (Pereira, 2009). Estas algas são mais pequenas do que as primeiras, podendo alcançar 70 centímetros de comprimento (Pereira, 2009).

1.6 Substratos artificiais

As espécies raramente se encontram dispersas uniformemente na natureza (Oosting, 1956; Pielou, 1977; Whittaker e Levin, 1977). Em vez disso, a heterogeneidade espacial é a norma e os estudos ecológicos e programas de monitoramento ambiental devem ser projetados tendo em conta a problemática (Green, 1979; Hartnoll e Hawkins, 1980; Hurlbert, 1984; Andrew e Mapstone, 1987; Underwood, 1992).

Substratos marinhos exibem diferentes graus de heterogeneidade física (fissuras, cavidades, fendas, orifícios de ouriço, superfícies lisas e rugosas) e biológica (macroalgas, colónias de mexilhões). Essa heterogeneidade afeta a estrutura da comunidade dos organismos de maneira direta (criação de novos habitats, microambientes, recursos) e indireta (alteração da intensidade de processos bióticos como a predação e competição) (Andrew e Mapstone, 1987; Levin, 1992; Underwood e Chapman, 1996), tendo assim um efeito positivo, principalmente ao nível da diversidade de espécies (Price, 1978; Woodin, 1978, 1981; Menge e Lubchenco, 1981).

Por norma, sistemas com vegetação abrigam uma maior abundância e diversidade de organismos do que sistemas desprovidos de vegetação (Currás *et al.*, 1993). No entanto, estes habitats são relativamente difíceis de amostrar devido ao facto de serem substratos heterogêneos e complexos, levantando muitas questões sobre quais métodos são os melhores para a amostragem destas comunidades espacialmente variáveis (Oosting, 1956, Greig-Smith, 1983).

A solução para este problema tem sido a utilização de substratos artificiais como método de amostragem. No caso onde as técnicas convencionais de amostragem para coletar macroinvertebrados (rede de mão, redes de dragagem, entre outros) não podem ser aplicadas, esta metodologia pode fornecer uma alternativa válida (Kusza, 2004).

Vários autores compararam habitats naturais com habitats artificiais para compreender a dinâmica e a evolução dos ecossistemas naturais e o papel dos agentes reguladores e modificadores nesses habitats (Bohnsack e Talbot, 1980; Walsh, 1985; Bortone *et al.*, 1994). Fager (1971) estudou a colonização de 'rochas' artificiais em fundos marinhos; Schoener (1974) estudou as taxas de colonização usando esponjas esféricas de malha plástica e Ghelardi (1960, 1971) investigou a fauna de rizoides artificiais fabricados a partir de baldes plásticos com buracos preenchidos com corda revestida de

plástico. Já estudos restritos à zona entre-marés incluem os de Kensler e Crisp (1965), que investigaram a fauna de fendas, formadas pela sobreposição de duas placas e os de Frank (1965) que estudaram uma população de gastrópodes usando 'abrigos' feitos de tubos de borracha.

As vantagens na utilização de substratos artificiais neste tipo de estudos são: design simples, relativamente barato, adaptável ao habitat (podem ser usados em diferentes condições físicas e profundidades), amostragens repetitivas e não destrutivas e possibilidade de estabelecer o tempo inicial de colonização (Bell *et al.*, 1985; Virnstein e Curran, 1986; Sogard, 1989).

. Para além disso, as características dos substratos são bem conhecidas, permitindo a uniformização do volume e arquitetura do habitat e redução da variabilidade nas amostragens devido à irregularidade dos habitats. Por causa dessas características, o esforço de amostragem pode ser melhor padronizado (Kusza, 2004).

A epifauna é atraída para este tipo de habitats devido à sua natureza física, fornecendo refúgio de predadores ou um local de fixação de invertebrados que se alimentam por suspensão (acima da camada limite do solo), mas também devido aos recursos alimentares associados, tais como diatomáceas, bactérias e matéria orgânica particulada (Mayer, 1989).

Neste trabalho foram criados dois substratos artificiais com níveis de complexidade diferentes, mimetizando a estrutura de macroalgas. Este tipo de abordagem utilizada para avaliar padrões de colonização é vantajoso, uma vez que possibilita a obtenção de dados quantitativos comparáveis entre diferentes locais e elimina possíveis efeitos biológicos e químicos das macroalgas sem comprometer a complexidade estrutural, uma vez que estes imitam as características físicas de formadores de habitat.

Espera-se, portanto, que as comunidades de macroinvertebrados bentónicos se desenvolvam em função da estrutura fornecida pelos substratos artificiais. Como o presente estudo tem como foco a fauna móvel, hidrozoários, briozoários e outros grupos sésseis não serão considerados.

1.7 Objetivos gerais

A presente dissertação focou-se em 4 objetivos principais: I) Utilização de um substrato artificial para separar o efeito da estrutura de habitat da atratividade biológica das macroalgas para a macrofauna marinha. II) Avaliar se os padrões de abundância e diversidade da macrofauna, presente nos substratos artificiais, diferem consoante diferentes níveis de complexidade estrutural. III) Avaliar a comunidade de macroinvertebrados associada aos substratos em estudo, em dois locais com diferenças ao nível da exposição e profundidade. IV) Caracterizar os padrões de diversidade taxonómica da macrofauna e determinar quais os mecanismos que os regulam.

É bem conhecido que a composição e estrutura das comunidades bênticas são geralmente afetadas pela profundidade da água (Dahl, 1948), intensidade da luz (Ercegovic, 1957), características hidrodinâmicas (Fenwick, 1976), sazonalidade (Mukai, 1971), temperatura (Hagerman, 1966), poluição (Jones, 1973), salinidade (Dahl, 1948) e estrutura do habitat (Turner *et al.*, 1991).

Examinar os padrões de biodiversidade em escalas espaciais menores que englobem estes gradientes naturais pode ajudar na compreensão sobre a sua importância relativa na estruturação de comunidades (Lewis *et al.*, 2017). Estabelecer parâmetros para padrões de biodiversidade em múltiplas escalas dentro dos principais ecossistemas é vital, dada a taxa na qual as distribuições e abundâncias das espécies estão mudando no atual período de mudança ambiental antropogénica (Ehrlén e Morris, 2015).

O objetivo geral desta dissertação foi avaliar a colonização da macrofauna em substratos artificiais como imitações de habitats de algas estruturalmente complexos, tais como algas filamentosas e foliosas, e testar as suas habilidades de coleta como ferramenta de amostragem. Deste modo espera-se encontrar diferenças significativas, em relação à diversidade taxonómica da macrofauna marinha, entre os locais e os substratos artificiais em estudo, bem como verificar a importância da complexidade estrutural na definição e estabilidade das comunidades macrobentónicas.

MATERIAIS E MÉTODOS

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Ria de Ferrol é uma das 18 rias existentes ao longo da costa da Galícia (Espanha) (Figura 2). Estende-se por 17 km e compreende uma área de 27km², com profundidades máximas na ordem dos 35-40 metros (Fraga,1996).

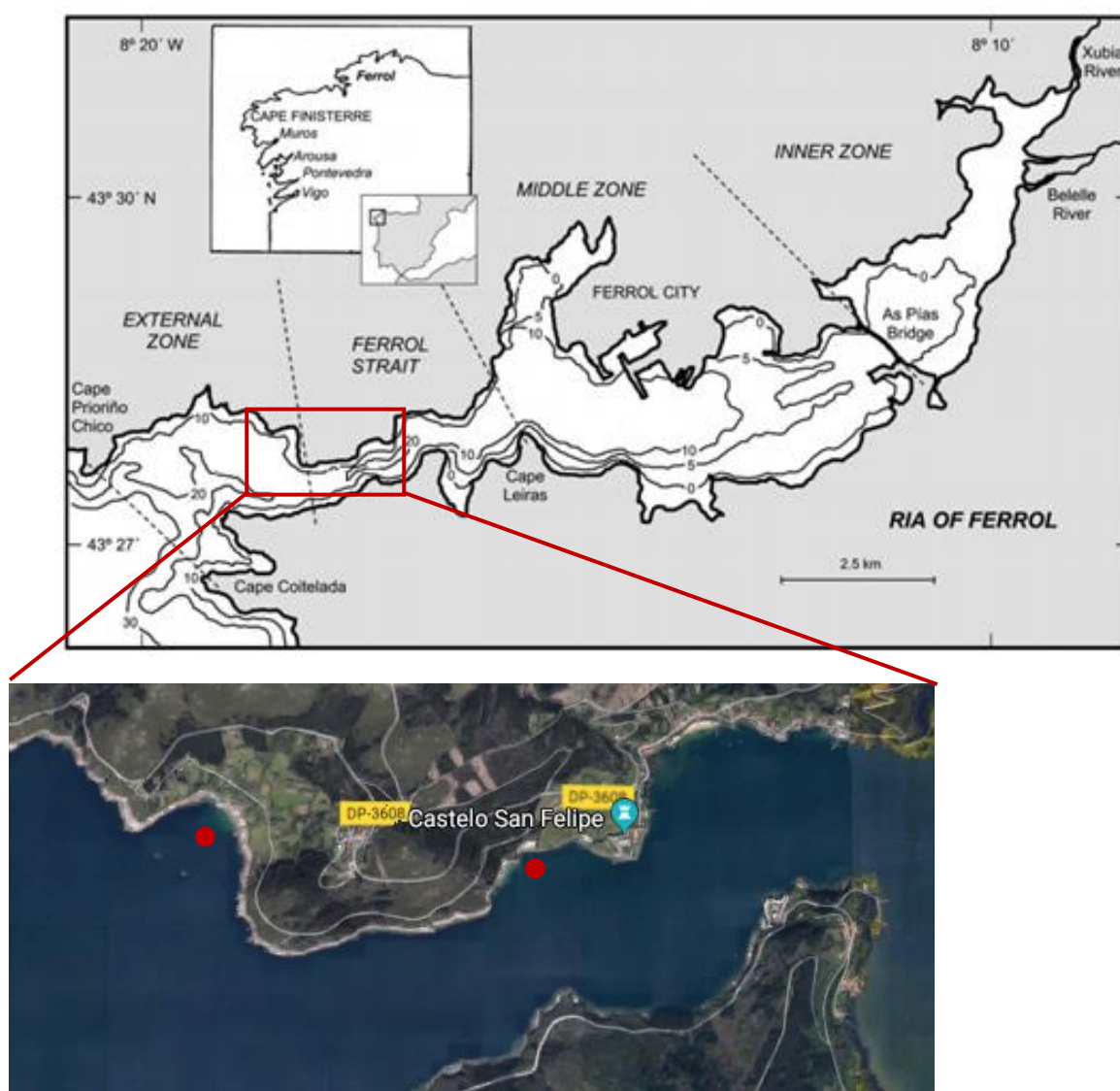


Figura 2-Localização dos locais de amostragem (Pontos vermelhos indicam os locais exatos).

Torres-Enciso (1958) classificou esta ria de “tipo funil” e corresponde a uma área mais baixa de captação de um rio que foi inundada pelo mar, onde a erosão fluvial desempenhou um papel mais importante na sua criação, ao invés de fatores litológicos e tectónicos. É uma ria mesotidal e semidiurna com amplitudes médias de maré de 2,7 metros e 3,8 metros, durante as marés de Primavera, com um eixo E-W quase perpendicular ao litoral, favorável aos fluxos de água induzidos pelo afloramento (Cobelo-García e Prego, 2003).

Podem ser distinguidas 4 áreas geográficas na Ria de Ferrol. A mais externa estende-se desde a foz, localizada entre o Cabo Prioriño Chico e o Cabo Coitelada, até ao início do canal e tem 2.2 km de largura e 33 metros de profundidade. A segunda área estende-se até ao Cabo Leiras e é caracterizado como um canal estreito (Estreito de Ferrol) com 2 km de comprimento, 0.5 km de largura e 20 metros de profundidade. A terceira área estende-se até à Ponte de Pias e tem 2.3 km de largura e 15 metros de profundidade. A parte mais interna da ria estende-se até à cabeceira dos rios Xubia e Beelle, responsáveis pela principal entrada de água doce. As duas últimas áreas não serão consideradas no presente estudo.

Em relação à constituição dos fundos, a base da ria é de origem continental e marinha, com areias finas e pouca matéria orgânica (1.7 a 2.5 %) na boca e canal da ria, e com lama fina com conteúdo orgânico (3.7 a 13.2%) na restante extensão da mesma (López-Jamal *et al.*, 1996).

As trocas de água entre ria-oceano ocorrem através dum canal estreito com 350 m de largura, 2 km de comprimento e profundidade de 20 m, características estas que tornam esta ria diferente das demais rias galegas que apresentam, por norma, uma forma em V com limites abertos com o mar (DeCastro *et al.*, 2003). O principal fator que controla estas trocas é a força da maré que induz uma circulação quase periódica de $1200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, seguido da força do vento que pode induzir até 10% do fluxo total com valores de $20 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, sendo este último o principal fator que controla a circulação residual da ria, devido ao baixo influxo dos rios (DeCastro *et al.*, 2003). O input de água fresca proveniente dos rios Grande Xubia e Beelle tem um fluxo médio anual de $6.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Lueiro e Prego, 1999), variando mensalmente com um mínimo de $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em agosto-setembro e um máximo de $15 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em fevereiro.

Por fim, a ria de Ferrol compreende um dos centros comerciais mais importantes da costa da Galiza, uma vez que grande parte da população e indústrias estão localizadas na parte interna da ria, tais como construção naval e militar, indústrias metalúrgicas e um porto comercial.

2.2 Substratos artificiais

Foram colocados dois tipos de substratos artificiais em dois locais distintos: na Torpedera, a 2 metros da superfície, situada na zona externa da Ria de Ferrol, e na Enseñada de San Cristovo, a 9 metros de profundidade, situada no estreito do Ferrol. Para a componente ramosa (AS1MS), foram utilizadas plantas artificiais de PVC, com armação metálica revestida (22 cm de altura, 12,7 cm de diâmetro e uma área de superfície de 1773 cm²); para a componente interna (AS2MS), utilizaram-se tapetes de plantas em PVC rasos, com 25,8 cm de comprimento, 12 cm de largura, 3 cm de altura e uma área de superfície de 1326 cm².



Figura 3-Substratos artificiais agregados na estrutura base.

2.3 Procedimento de amostragem

A ancoragem dos substratos foi feita a 26 de março de 2018, com recurso a mergulho, e permaneceram submersos ao longo de 3 meses, sendo os mesmos recolhidos no dia 25 de junho de 2018. Em cada local foram retiradas 6 réplicas de cada substrato e colocadas em sacos individuais de nylon com 1mm de malha. Todas as réplicas foram posteriormente colocadas num recipiente com água do mar para garantir a preservação e a diminuição da perda de material biológico até à chegada ao local de processamento das amostras.

Em laboratório, cada substrato foi retirado do saco e colocado num crivo de malha de 1mm, sendo depois cuidadosamente sujeitos a uma lavagem com água salgada para facilitar a remoção da macrofauna e evitar perda de material biológico. Seguidamente, foram colocados em frascos devidamente rotulados com etanol 96% para a preservação dos organismos.

Com o auxílio de uma lupa binocular procedeu-se à triagem e identificação da macrofauna até ao maior detalhe possível, usando bases de dados on-line e guias de identificação tais como: WORMS (“World Register of Marine Species”), BOLD systems (“The Barcode of Life Data Systems”), Marine Species Identification Portal, Campbell *et al.* (1994); Hayward e Ryland (1995); Saldanha e Sacarrão (1997); Fish e Fish (2011); Lincoln (1979); Naylor (1972); Guerra-Garcia (2014) e Jacobs (1987).

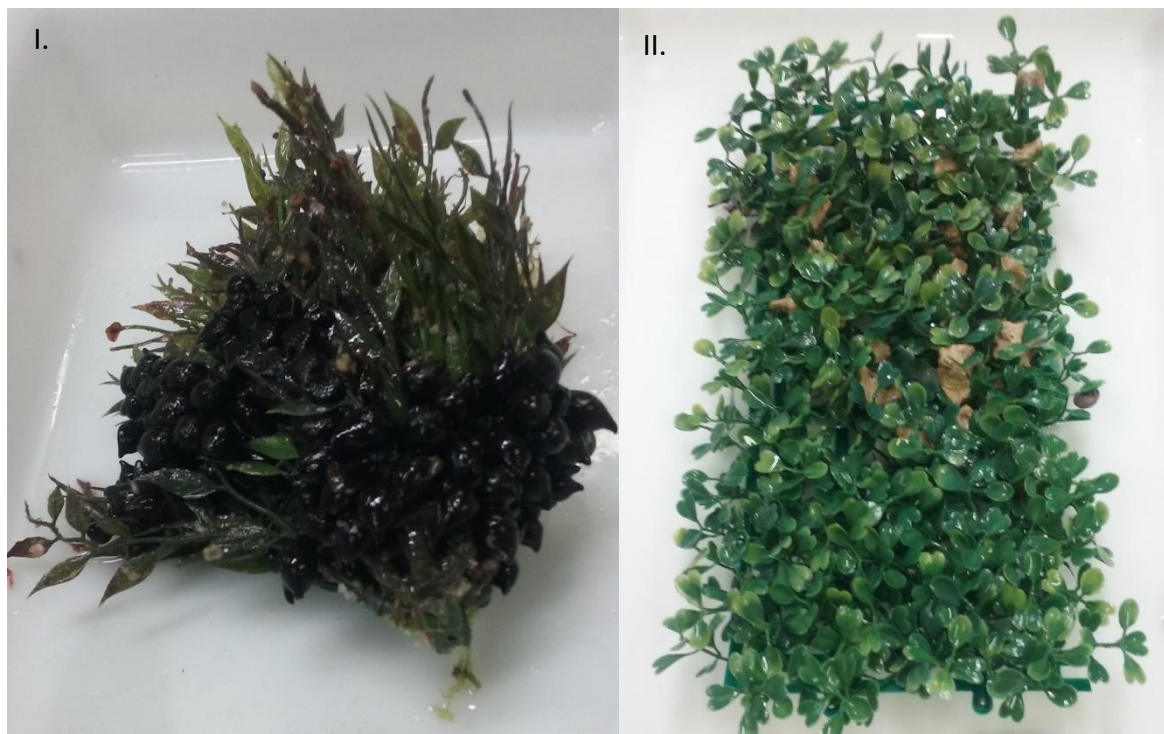


Figura 4-Substratos artificiais após período de colonização. I) Substrato AS1MS II) Substrato AS2MS.

2.4 Análise estatística dos dados

Todas as análises a seguir descritas foram efetuadas em ambiente R (R Core Team 2014) com recurso aos pacotes vegan (Oksanen *et al.*, 2016), lattice (Sarkar, 2008), multcomp (Torsten, Hothorn *et al.*, 2008), MASS (Venables e Ripley, 2002), ggplot2 (Wickham, 2009), reshape2 (Wickham, 2007), scales (Wickham, 2016) e mvabund (Wang *et al.*, 2012).

2.4.1 Diversidade taxonómica

Para avaliar este parâmetro foram usadas métricas como a riqueza de espécies (Sobs), que se traduz como o número de espécies observadas, mas também o índice de dominância de Simpson (IS) e o índice de equitabilidade (ISeq) (Magurran, 2004).

O índice de Simpson é dado pela probabilidade de 2 indivíduos retirados ao acaso serem de espécies diferentes e aumenta com a diversidade da comunidade variando entre 1 e o número de espécies observadas (Sobs). O índice de equitabilidade (ISeq) é obtido dividindo o índice de Simpson (IS) pelo número de espécies total observadas em cada substrato, e varia entre 0 (mínimo de equitabilidade) e 1 (máximo de equitabilidade), onde valores elevados indicam uma boa distribuição do número de indivíduos por espécie e valores baixos indicam comunidades dominadas por algumas espécies.

Para comparar e testar diferenças entre os substratos consoante as métricas Sobs, Abun, IS e ISeq, recorreu-se a modelos lineares generalizados (GLM - *Generalized Linear Models*). Estes modelos são extensões de modelos de regressões simples e múltipla, e possibilitam que a média dependa de variáveis explicativas, através de uma função, e que haja um aumento do número de opções para a distribuição da variável resposta, permitindo que a mesma pertença a um conjunto de distribuições chamada família exponencial (Ex.: Normal, Binomial, Gaussian, Poisson, QuasiPoisson, Binomial negativo) (Nelder e Wedderburn, 1972). Em relação à riqueza de espécies (Sobs), o modelo que melhor se ajustou foi da família 'QuasiPoisson', enquanto que para a abundância de espécies (Abun) foi o modelo binomial negativo. Para o índice de dominância de Simpson (IS) e o índice de equitabilidade (ISeq) o modelo mais ajustado foi o da família 'Gaussian'. Como teste *a posteriori* recorreu-se ao teste de Tukey - teste de comparações múltiplas, que compara médias duas a duas (*pairwise comparison*) (J. Tukey, 1949).

2.4.2 Análise de dissimilaridade

Para se compreender a existência de diferenças entre os substratos, ao nível da composição de espécies, foram efetuadas análises de dissimilaridade. Esta análise passa por 4 passos fundamentais: 1) cálculo de uma matriz de dissimilaridade entre os substratos com base no índice de Bray-Curtis (Magurran, 2004); 2) Uma análise de agrupamentos, ou *cluster analysis*, (UPGMA), seguida de uma NMDS (*non-metric multidimensional scaling*) (Legendre e Legendre, 2012), para averiguar se as amostras se agrupam consoante o substrato; 3) corroborar os testes anteriormente feitos com o teste

ANOSIM, para verificar a existência ou não de diferenças significativas entre os substratos (Clarke, 1993); 4) e por fim, o teste de SIMPER que decompõe o índice de Bray-Curtis na contribuição que cada espécie oferece para a dissimilaridade entre os substratos, identificando quais as espécies responsáveis por tais diferenças (Clarke, 1993).

2.4.3 Rank-abundância

A distribuição das espécies numa comunidade não é uniforme porque, de modo geral, tem poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras (Begon *et al.*, 1996). Consoante a distribuição da abundância de espécies podemos extrapolar a estabilidade de uma comunidade, uma vez que maiores equitabilidades sugerem comunidades mais estáveis (Magurran, 2004).

Tendo isso em conta, foi construído um diagrama “rank-abundância” de modo facilitar a análise e comparação detalhada das diferentes comunidades. Existem vários modelos de distribuição da abundância de espécies, variando o sucesso dos modelos conforme os diferentes tipos de comunidades. Os modelos que melhor se ajustam aos dados são aqueles que têm valores menores de desvio AIC (*Akaike information criterion*) e BIC (*Bayesian information criterion*).

RESULTADOS

3. RESULTADOS

3.1 Riqueza específica (Sobs), abundância de espécies (Abun)

Ao longo deste trabalho foram recolhidas 24 amostras de dois locais diferentes, num período de 3 meses, tendo sido identificados 9710 indivíduos pertencentes a 194 espécies (Tabela 2).

Entre os dois tipos de substratos e os dois locais escolhidos, o maior valor relativo à abundância foi registado no AS1-T (Torpedera) com 4157 indivíduos, enquanto que o valor mínimo pertence ao AS1-SC (Enseñada de San Cristovo) com 794 indivíduos. No que diz respeito à riqueza de espécies observada, o maior valor pertence ao AS2-T (Torpedera) com 146 espécies, enquanto que o menor pertence ao AS2-SC (Enseñada de San Cristovo) com 59 espécies.

A riqueza média de espécies mais elevada foi registada no substrato AS2-T ($Sobs_{AS2-T}=71\pm 11.08$), e a mais baixa foi registada no substrato AS2-SC ($Sobs_{AS2-SC}=23.5\pm 4.37$), já a abundância média, o valor mais elevado foi registado no substrato AS1-T ($Abun_{11}=703.67\pm 152.73$), e a mais baixa foi registada no substrato AS1-SC ($Abun_{12}=131.67\pm 50.68$).

Tabela 1-Valores de riqueza e abundância total para os substratos AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC.

	Torpedera		Enseñada de San Cristovo	
	AS1MS-T	AS2MS-T	AS1MS-SC	AS2MS-SC
Nº total de espécies (Sobs)	110	146	77	59
Nº médio de espécies (Sobs)	58.3 ± 5.3	71 ± 11.1	31.3 ± 6.8	23.5 ± 4.4
Nº total de indivíduos (Abun)	4157	2816	794	1943
Nº médio de indivíduos (Abun)	703.7 ± 152.7	467 ± 136.5	131.7 ± 50.7	323.7 ± 100.5

Tabela 2-Lista de espécies presentes nos substratos AS1-T, AS2-T, AS1-SC e AS2-SC. (-) representa a ausência dessa espécie naquele substrato.

Espécies	AS1-T	AS2-T	AS1-SC	AS2-SC	Espécies	AS1-T	AS2-T	AS1-SC	AS2-SC
<i>Amphipholis squamata</i>	4	77	25	30	<i>Apseudopsis latreillii</i>	-	213	-	1
<i>Acrocrida brachiata</i>	-	2	-	1	<i>Nebalia bipes</i>	-	3	-	22
<i>Ophiothrix fragilis</i>	-	2	61	14	<i>Maera grossimana</i>	-	1	-	-
<i>Asterina phylactica</i>	-	-	4	3	<i>Amphilocheus manudens</i>	1	22	-	-
<i>Asterina gibbosa</i>	1	-	3	-	<i>Apolocheus neapolitanus</i>	2	3	-	-
<i>Cucumaria frondosa</i>	1	5	3	-	<i>Melita hergensis</i>	-	-	-	2
<i>Paracentrotus lividus</i>	1	4	-	4	<i>Gammarus locusta</i>	-	-	7	231
<i>Achelia echinata</i>	6	1	4	-	<i>Gammarus crinicornis</i>	-	-	4	112
<i>Ammothella longipes</i>	12	3	1	-	<i>Gammarus oceanicus</i>	-	-	11	818
<i>Nymphon brevirostre</i>	2	-	-	-	<i>Gammarus insensibilis</i>	-	-	-	36
<i>Endeis charybdaea</i>	1	-	-	-	<i>Gammarus sp</i>	-	-	-	42
<i>Pisidia longicornis</i>	248	573	339	283	<i>Gammarella fucicola</i>	-	312	16	180
<i>Porcellana platycheles</i>	-	7	-	19	<i>Gammaropsis maculata</i>	337	23	26	2
<i>Liocarcinus navigator</i>	3	8	-	-	<i>Photis longicaudata</i>	4	1	-	-
<i>Pilumnus hirtellus</i>	1	3	-	-	<i>Ampithoe valida</i>	166	20	2	-
<i>Xantho pilipes</i>	-	-	-	2	<i>Ampithoe sp</i>	55	4	-	-
<i>Eualus cranchii</i>	289	28	-	-	<i>Ampithoe ramondi</i>	170	24	3	-
<i>Eualus pusiolus</i>	106	52	3	-	<i>Ampithoe rubricata</i>	200	41	3	-
<i>Eualus occultus</i>	30	13	-	-	<i>Pleonexes helleri</i>	153	28	4	-
<i>Hippolyte varians</i>	22	-	7	-	<i>Ampithoe gammaroides</i>	12	-	-	-
<i>Athanas nitescens</i>	3	30	-	-	<i>Dexamine spinosa</i>	105	17	5	-
<i>Pandalina brevirostris</i>	5	-	-	-	<i>Dexamine spiniventris</i>	73	13	2	-
<i>Galathea squamifera</i>	7	9	-	-	<i>Dexamine thea</i>	55	8	-	-
<i>Macropodia linaresi</i>	1	-	-	-	<i>Aora gracilis</i>	255	55	4	3
<i>Achaeus cranchii</i>	1	-	-	-	<i>Microdeutopus damnoniensis</i>	2	74	-	-
<i>Inachus leptochirus</i>	1	-	-	-	<i>Microdeutopus chelifer</i>	3	53	-	-
<i>Pagurus bernhardus</i>	3	3	-	-	<i>Microdeutopus anomalus</i>	4	49	-	-
<i>Cymodoce truncata</i>	112	-	10	-	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>	1	11	-	-
<i>Dynamene bidentata</i>	5	-	-	-	<i>Lembos websteri</i>	105	25	2	-
<i>Dynamene magnitorata</i>	13	-	-	-	<i>Autonoe longipes</i>	24	9	-	-
<i>Idotea neglecta</i>	-	-	-	10	<i>Erichthonius brasiliensis</i>	288	4	3	-
<i>Idotea pelágica</i>	-	-	2	9	<i>Erichthonius fasciatus</i>	80	-	-	-
<i>Idotea báltica</i>	-	-	1	-	<i>Erichthonius difformis</i>	169	6	-	-
<i>Idotea chelipes</i>	-	-	-	7	<i>Jassa falcata</i>	2	-	-	-
<i>Astacilla damnoniensis</i>	-	-	1	-	<i>Monocorophium acherusicum</i>	134	56	-	-
<i>Janira maculosa</i>	-	1	-	-	<i>Crassikorophium crassicorne</i>	15	-	-	-
<i>Anthurus gracilis</i>	1	-	-	-	<i>Monocorophium sextonae</i>	97	32	-	-
<i>Munna kroyeri</i>	2	-	-	-	<i>Crassikorophium bonelii</i>	69	26	-	-
<i>Tanais dulongii</i>	34	53	5	-	<i>Nototropis swammerdamei</i>	5	1	1	-

Tabela 2-(Continuação)

Espécies	AS1-T	AS2-T	AS1-SC	AS2-SC	Espécies	AS1-T	AS2-T	AS1-SC	AS2-SC
<i>Apherusa ovalipes</i>	14	1	-	-	<i>Melarhaphe neritoides</i>	-	1	-	-
<i>Apherusa jurinei</i>	1	-	-	-	<i>Littorina saxatilis</i>	-	18	-	-
<i>Apherusa bispinosa</i>	2	-	-	-	<i>Caecum trachea</i>	-	1	-	-
<i>Lysianassa ceratina</i>	5	3	-	-	<i>Bittium reticulatum</i>	9	20	4	4
<i>Metopa pusilla</i>	5	-	-	-	<i>Bittium latreillii</i>	6	24	8	2
<i>Leucothoe spinicarpa</i>	-	1	-	-	<i>Cerithiopsis barleei</i>	-	4	-	-
<i>Ampelisca spinipes</i>	6	-	-	-	<i>Pirenella conica</i>	-	1	-	-
<i>Phtisica marina</i>	89	49	-	-	<i>Tritia reticulata</i>	2	4	2	5
<i>Caprella acanthifera</i>	8	2	2	-	<i>Tritia pygmaea</i>	5	14	-	4
<i>Pseudoprotella phasma</i>	1	-	1	-	<i>Tritia nitida</i>	-	1	-	4
<i>Bodotria arenosa</i>	-	1	-	-	<i>Tritia incrassata</i>	44	34	8	14
<i>Cylindroleberis mariae</i>	-	5	-	-	<i>Hirtomurex squamosus</i>	6	20	-	1
<i>Vargula</i> sp	-	4	-	-	<i>Bela powisiana</i>	-	-	1	-
<i>Tabanus</i> sp	-	-	-	1	<i>Brachystomia eulimoides</i>	-	5	-	1
<i>Isotoma</i> sp	9	-	5	-	<i>Chrysallida pellucida</i>	-	1	-	-
<i>Metis ignea</i>	1	1	-	-	<i>Ondina diaphana</i>	-	9	-	-
<i>Laophonte setosa</i>	1	-	-	-	<i>Aplysia punctata</i>	1	-	-	-
<i>Calliostoma zizyphinum</i>	4	-	1	-	<i>Facelina auriculata</i>	-	1	2	-
<i>Calliostoma columum</i>	1	-	-	-	<i>Mytilus edulis</i>	4	5	-	-
<i>Gibbula magus</i>	-	1	-	-	<i>Musculus subpictus</i>	2	1	-	-
<i>Steromphala umbilicalis</i>	4	19	22	11	<i>Musculus costulatus</i>	-	1	1	-
<i>Steromphala pennantis</i>	-	3	-	1	<i>Modiolula phaseolina</i>	-	-	-	1
<i>Steromphala cineraria</i>	8	10	5	3	<i>Hiatella arctica</i>	1	1	-	-
<i>Gibbula tumida</i>	-	1	5	1	<i>Abra alba</i>	-	8	-	-
<i>Jujubinus striatus</i>	98	25	-	2	<i>Cerastoderma edule</i>	-	1	-	-
<i>Jujubinus exasperatus</i>	-	-	4	-	<i>Turtonia minuta</i>	3	7	-	2
<i>Tricolia pullus</i>	-	-	9	2	<i>Kurtiella bidentata</i>	-	3	-	-
<i>Rissoa lilacina</i>	-	5	5	-	<i>Asbjornsenia pygmaea</i>	-	1	-	-
<i>Rissoa guerinii</i>	5	3	19	1	<i>Heteranomia squamula</i>	4	4	-	-
<i>Rissoa parva</i>	28	26	12	2	<i>Glycymeris glycymeris</i>	2	2	-	-
<i>Pusillina inconspicua</i>	27	22	9	1	<i>Patella rustica</i>	-	-	-	1
<i>Pusillina sarsii</i>	5	9	13	1	<i>Sepia officinalis</i>	184	-	-	-
<i>Setia pulcherrima</i>	5	11	8	1	<i>Nerophis lumbriciformis</i>	-	1	-	-
<i>Obtusella intersecta</i>	-	15	-	-	<i>Diplecogaster bimaculata</i>	4	-	1	-
<i>Barleeia unifasciata</i>	10	13	3	-	<i>Phyllodoce maculata</i>	-	-	-	3
<i>Onoba semicostata</i>	-	30	-	2	<i>Pseudomystides</i> sp	-	1	-	-
<i>Onoba galaica</i>	-	7	-	-	<i>Phyllodoce lineata</i>	-	-	-	2
<i>Monzonina crassa</i>	-	6	-	-	<i>Platynereis dumerilii</i>	73	75	21	1
<i>Curveulima dautzenbergi</i>	-	1	1	-	<i>Nereis zonata</i>	-	1	-	-
<i>Littorina litorea</i>	2	1	2	2	<i>Hediste diversicolor</i>	-	5	-	-
<i>Littorina obtusata</i>	-	1	-	-	<i>Nereididae</i> sp	-	5	-	-

Tabela 2-(Continuação)

Espécies	AS1-T	AS2-T	AS1-SC	AS2-SC	Espécies	AS1-T	AS2-T	AS1-SC	AS2-SC
<i>Neanthes núbila</i>	1	1	1	2	<i>Scolecopsis squamata</i>	-	5	-	1
<i>Harmothoe extenuata</i>	-	1	-	1	<i>Janua heterostropha</i>	-	-	1	-
<i>Harmothoe impar</i>	2	6	1	-	<i>Spirorbis spirorbis</i>	4	28	15	-
<i>Harmothoe imbricata</i>	9	19	11	1	<i>Protolaeospira striata</i>	-	2	-	-
<i>Malmgrenia castanea</i>	-	6	1	1	<i>Spirobranchus lamarcki</i>	-	1	-	-
<i>Harmothoe sp</i>	11	29	15	-	<i>Circeis spirillum</i>	-	-	1	-
<i>Lepidonotus squamatus</i>	-	2	-	-	<i>Pseudopotamilla reniformis</i>	-	1	-	-
<i>Harmothoe pagenstecheri</i>	-	2	2	-	<i>Fabricia stellaris</i>	-	2	-	-
<i>Exogone sp</i>	-	4	1	-	<i>Chaetozone setosa</i>	-	2	-	-
<i>Proceraea aurantiaca</i>	-	1	-	-	<i>Aphelochaeta marioni</i>	-	4	-	-
<i>Syllis sp</i>	-	1	-	-	<i>Cirriformia tentaculata</i>	-	2	-	-
<i>Pelogenia arenosa</i>	-	8	-	-	<i>Amphiteis gunneri</i>	-	2	-	-
<i>Sthenelais boa</i>	-	2	-	-	<i>Capitella giardi</i>	-	17	-	-
<i>Sphaerodorum gracilis</i>	-	4	-	-	<i>Capitella minima</i>	-	3	-	-
<i>Malacoceros tetracerus</i>	-	5	2	12	<i>Notomastus latericeus</i>	-	54	-	-
<i>Malacoceros vulgaris</i>	-	2	2	4	<i>Leitoscoloplos mammosus</i>	-	8	-	-
<i>Malacoceros fuliginiosus</i>	-	14	1	13	<i>Leptoplana tremellaris</i>	5	-	-	-

A macrofauna identificada distribui-se por 6 filos: Annelida; Arthropoda; Chordata; Echinodermata; Mollusca; Platyhelminthes, sendo Arthropoda, Mollusca e Annelida dominantes tanto a nível da riqueza de espécies como de abundância. O filo Arthropoda apresenta o maior número de espécies em 3 substratos (AS1-T: Sobs=71, 64%; AS2-T: Sobs=56, 38.36%; AS1-SC: Sobs=31, 42.47%), enquanto que o filo Mollusca tem o maior número de espécies no substrato AS2MS-SC (AS2-SC: Sobs=24, 40.68%). Em todos os substratos o filo Arthropoda apresenta maior abundância de organismos (AS1-T: Abun=3657, 88%; AS2-T: Abun=1998, 71%; AS1-SC: Abun=478, 60.2%; AS1-SC: Abun=1781, 91.66%).

Tabela 3-Valores de Abundância e Riqueza de Espécies para cada Filo nos substratos AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC.

Filo	AS1MS-T		AS2MS-T		AS1MS-SC		AS2MS-SC	
	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de indivíduos	Nº de espécies
Echinodermata	7	4	90	5	96	5	52	5
Arthropoda	3657	71	1998	56	478	31	1781	19
Mollusca	384	28	401	47	144	22	69	24
Chordata	4	1	1	1	1	1	0	0
Annelida	100	6	326	37	75	14	41	11
Platyhelminthes	5	1	0	0	0	0	0	0

3.2 Diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) de Simpson

Na Tabela 3 encontram-se descritos os índices de diversidade e de equitabilidade de Simpson. O valor da diversidade de Simpson mais elevado foi registado no substrato AS1-T ($IS_{AS1-T}=20.57\pm 1.61$), e o mais baixo foi registado no substrato AS2-SC ($IS_{AS2-SC}=4.29\pm 1.2$). Relativamente à equitabilidade, o valor mais elevado foi registado no substrato AS1-T ($ISeq_{AS1-T}=0.36\pm 0.05$), e a mais baixa foi registada no substrato AS2-SC ($ISeq_{AS2-SC}=0.18\pm 0.04$).

Tabela 4-Índices de diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) para os substratos AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC.

	AS1MS-T	AS2MS-T	AS1MS-SC	AS2MS-SC
Índice de diversidade (IS)	20.57 ± 1.61	13.62 ± 3.66	6.52 ± 4.10	4.29 ± 1.19
Índice de equitabilidade (ISeq)	0.36 ± 0.05	0.19 ± 0.05	0.20 ± 0.10	0.18 ± 0.04

Analisando a distribuição de espécies pelos 4 substratos utilizados verificou-se que o substrato AS2-T apresenta o maior número de espécies exclusivas ($S_{exc}=42$), enquanto que o substrato AS1-SC apresenta o menor número ($S_{exc}=8$), sendo maioritariamente estas espécies pertencentes ao filo Arthropoda e Mollusca (81.82%, 60%).

Em termos de espécies partilhadas, os substratos AS1-T e AS2-T na Torpedera compartilham o maior número (81), enquanto que os substratos AS1-T e AS2-SC compartilham o menor número de espécies (27).

Tabela 5-Número de espécies exclusivas e partilhadas entre os substratos (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC).

	Exclusivas - Sexc	AS2MS-T	AS1MS-SC	AS2MS-SC
AS1MS-T	22 – Arthropoda (81.82%)	81	50	27
AS2MS-T	42 – Annelida (54.76%)	-	54	43
AS1MS-SC	8 – Mollusca (50%)	-	-	33
AS2MS-SC	10 – Arthropoda (60%)	-	-	-

3.3 Curva de acumulação de espécies

Para cada um dos substratos foram calculadas curvas de acumulação de espécies e observou-se que estas tendem para uma assíntota, revelando que o esforço de amostragem vai em conta com o número de amostras recolhido.

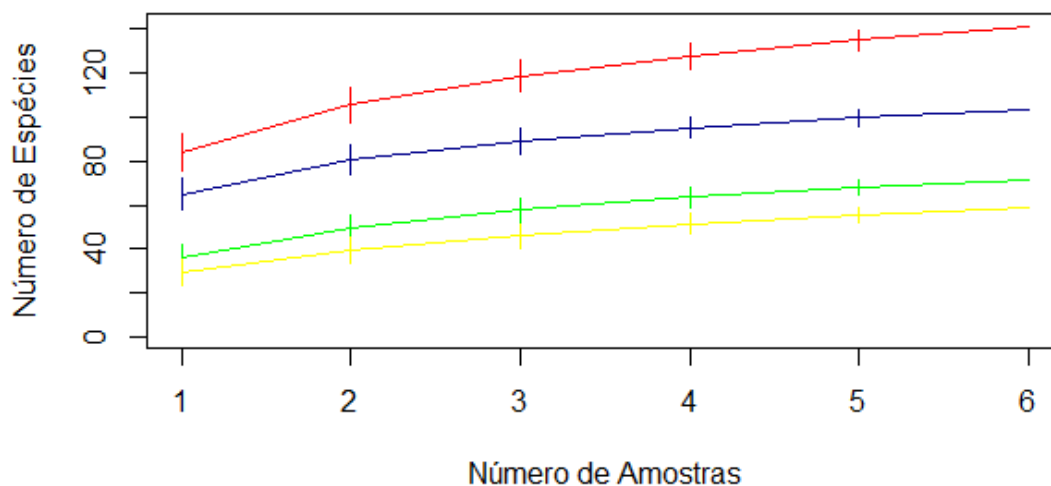


Figura 5-Curvas de cumulação de espécies de cada substrato. (AS1MS-T – Azul; AS2MS-T – Vermelho; AS1MS-SC – Verde; AS2MS-SC – Amarelo).

3.4 Análise de dissimilaridade – NMDS e Cluster

A análise NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) e o Cluster permite constatar a divisão das amostras em 4 grandes grupos, claramente separados conforme o substrato a que se encontram associadas, bem como o local onde se encontram (Torpedera e Enseñada de San Cristovo) (Figura 6). Ao longo do eixo NMDS2 verifica-se uma separação do substrato AS1-SC dos restantes substratos, AS1-T, AS2-T e AS2-SC.

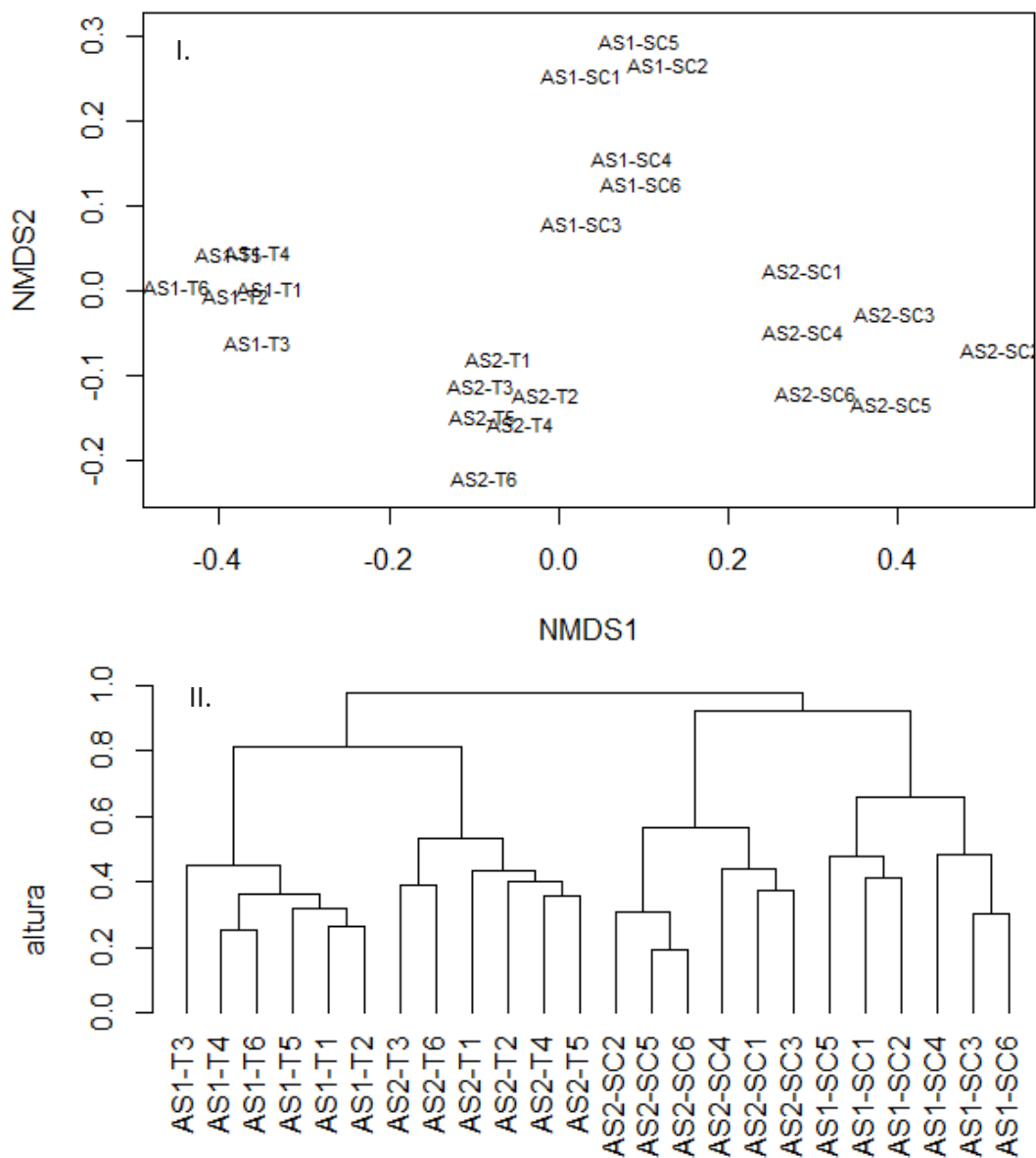


Figura 6-Análise NMDS (I) e análise de agrupamentos Cluster (II) realizada numa matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade. (AS1MS-T 'AS1-T1 a AS1-T6'; AS2MS-T 'AS2-T1 a AS2-T6'; AS1MS-SC 'AS1-SC1 a AS1-SC6'; e AS2MS-SC 'AS2-SC1 a AS2-SC6').

3.5 Análise de Simper

Com a análise de Simper conseguimos compreender a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade entre os diferentes substratos (AS1-T – AS2-T, AS1-T – AS1-SC, AS1-T – AS2-SC, AS2-T – AS1-SC, AS2-T – AS2-SC, AS1-SC – AS2-SC), permitindo verificar quais as espécies indicadoras com maior relevância.

Na Tabela 6 estão representados os resultados obtidos entre o substrato AS1-T – AS2-T, podendo verificar-se que 21 espécies são responsáveis por cerca de 70% da dissimilaridade total, sendo as espécies *Pisidia longicornis* (5.3%) e *Gammaropsis maculata* (4.6%) responsáveis pelas contribuições médias mais elevadas. A maioria das espécies encontra-se associada a ambos os substratos, exceto 3 e 2 espécies que se encontram unicamente associadas aos substratos AS1-T e AS2-T, respetivamente. De entre todas as espécies, 14 pertencem à ordem Amphipoda, sendo a maioria pertencente às famílias Ampithoidae, Aoridae e Ischyroceridae, enquanto que as restantes espécies se distribuem pelas ordens Decapoda, Isopoda, Trochida, Tanaidacea, Amphilepidida e Cephalopoda.

Tabela 6-Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-T e AS2-T x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Taxa	% Contr.	Abund.		% Cum.
		AS1-T	AS2-T	
<i>Pisidia longicornis</i>	5.3	41.3	95.5	7.5
<i>Gammaropsis maculata</i>	4.6	56.2	3.8	13.8
<i>Gammarella fucicola</i>	4.5	0	52.0	20.2
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	4.1	48.0	0.67	25.9
<i>Eualus cranchii</i>	3.8	48.2	4.7	31.1
<i>Apseudopsis latreillii</i>	2.9	0	35.5	35.1
<i>Aora gracilis</i>	2.7	42.5	9.2	38.9
<i>Sepia officinalis</i>	2.4	30.7	0	42.2
<i>Erichthonius difformis</i>	2.39	28.2	1.0	45.6
<i>Ampithoe rubricata</i>	2.3	33.3	6.8	48.7
<i>Ampithoe valida</i>	2.1	27.7	3.3	51.7
<i>Ampithoe ramondi</i>	2.08	28.3	4.0	54.6
<i>Pleonexes helleri</i>	1.8	25.5	4.7	57.1
<i>Cymodoce truncata</i>	1.6	18.7	0	59.3
<i>Dexamine spinosa</i>	1.3	17.5	2.8	61.1
<i>Jujubinus striatus</i>	1.2	16.3	4.2	62.8
<i>Erichthonius fasciatus</i>	1.18	13.3	0	64.5
<i>Monocorophium acherusicum</i>	1.1	22.3	9.3	66.0
<i>Lembos websteri</i>	1.08	17.5	4.2	67.6
<i>Amphipholis squamata</i>	1.01	0.7	12.8	69.0
<i>Microdeutopus damnionensis</i>	1.0	0.3	12.3	70.3

Entre o substrato AS1-T – AS1-SC (Tabela 7), 18 espécies são responsáveis por 72% da dissimilaridade total, sendo as espécies *Gammaropsis maculata* (6.4%) e *Eualus cranchii* (5.8%) responsáveis pelas contribuições médias mais elevadas. A maioria das espécies encontra-se associada a ambos os substratos, exceto 6 espécies que se encontram unicamente associadas ao substrato AS1-T.

De entre todas as espécies, 12 pertencem à ordem Amphipoda, sendo a maioria pertencente às famílias Ampithoidae, Aoridae, Ischyroceridae e Corophiidae enquanto que as restantes espécies se distribuem pelas ordens Decapoda, Isopoda, Trochida e Cephalopoda.

Tabela 7-Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-T e AS1-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Taxa	% Contr.	Abund.		% Cum.
		AS1-T	AS1-SC	
<i>Gammaropsis maculata</i>	6.4	56.2	4.3	7.4
<i>Eualus cranchii</i>	5.8	48.2	0	14.2
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	5.78	48.0	0.5	20.9
<i>Aora gracilis</i>	4.7	42.5	0.7	26.4
<i>Pisidia longicornis</i>	4.2	41.3	56.5	31.2
<i>Ampithoe rubricata</i>	3.9	33.3	0.5	35.8
<i>Erichthonius difformis</i>	3.5	28.2	0	39.9
<i>Ampithoe ramondi</i>	3.4	28.3	0.5	43.8
<i>Ampithoe valida</i>	3.36	27.7	0.3	47.7
<i>Sepia officinalis</i>	3.3	30.7	0	51.6
<i>Pleonexes helleri</i>	3.0	25.5	0.7	55.2
<i>Monocorophium acherusicum</i>	2.7	22.3	0	58.3
<i>Jujubinus striatus</i>	2.1	16.3	0	60.7
<i>Dexamine spinosa</i>	2.07	17.5	0.8	63.1
<i>Eualus pusiolus</i>	2.0	17.7	0.5	65.4
<i>Cymodoce truncata</i>	1.96	18.7	1.7	67.7
<i>Monocorophium sextonae</i>	1.93	16.2	0	70.0
<i>Lembos websteri</i>	1.9	17.5	0.3	72.2

Entre o substrato AS1-T – AS2-SC (Tabela 8), 18 espécies são responsáveis por 71% da dissimilaridade total, sendo as espécies *Gammarus oceanicus* (13.2%) e *Gammaropsis maculata* (5.6%) responsáveis pelas contribuições médias mais elevadas. Apenas 3 espécies estão associadas a ambos os substratos, enquanto que 12 e 3 espécies estão associadas aos substratos AS1-T e AS2-SC, respetivamente. De entre todas as espécies, 14 pertencem à ordem Amphipoda, sendo a maioria pertencente às famílias Ampithoidae, Gammaridae e Ischyroceridae, enquanto que as restantes espécies se distribuem pelas ordens Decapoda, Isopoda e Cephalopoda.

Tabela 8-Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-T e AS2-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Taxa	% Contr.	Abun.		% Cum.
		AS1-T	AS2-SC	
<i>Gammarus oceanicus</i>	13.2	0	136.3	14.1
<i>Gammaropsis maculata</i>	5.6	56.2	0.3	20.1
<i>Eualus cranchii</i>	4.8	48.2	0	25.2
<i>Erichthonius brasiliensis</i>	4.75	48	0	30.3
<i>Aora gracilis</i>	3.9	42.5	0.5	34.4
<i>Gammarus locusta</i>	3.8	0	38.5	38.5
<i>Ampithoe rubricata</i>	3.3	33.3	0	42.0
<i>Pisidia longicornis</i>	3.1	41.3	47.2	45.3
<i>Erichthonius difformis</i>	2.8	28.2	0	48.4
<i>Ampithoe ramondi</i>	2.79	28.3	0	51.4
<i>Ampithoe valida</i>	2.8	27.7	0	54.3
<i>Sepia officinalis</i>	2.74	30.7	0	57.3
<i>Gammarella fucicola</i>	2.7	0	30.0	60.2
<i>Pleonexes helleri</i>	2.5	25.5	0	63.0
<i>Monocorophium acherusicum</i>	2.2	22.3	0	65.3
<i>Gammarus crinicornis</i>	1.77	18.7	0	67.2
<i>Cymodoce truncata</i>	1.76	17.5	0	69.1
<i>Dexamine spinosa</i>	1.7	17.7	0	71

Entre o substrato AS2-T – AS1-SC (Tabela 9), 28 espécies são responsáveis por 71% da dissimilaridade total, sendo as espécies *Gammarella fucicola* (8.61%) e *Pisidia longicornis* (8.6%) responsáveis pelas contribuições médias mais elevadas. Apenas 15 espécies estão associadas a ambos os substratos, enquanto que 13 espécies estão associadas unicamente ao substrato AS2-T. De entre todas as espécies, 13 pertencem à ordem Amphipoda, sendo a maioria pertencente às famílias Ampithoidae, Aoridae e Corophiidae, enquanto que as restantes espécies se distribuem pelas ordens Decapoda, Trochida, Neogastropoda, Littorinimorpha, Tanaidacea, Amphilepidida e Cephalopoda, Phyllodocida e Sabellida.

Tabela 9-Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS2-T e AS1-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum- percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Taxa	% Contr.	Abun		% Cum.
		AS2-T	AS1-SC	
<i>Gammarella fucicola</i>	8.61	52.0	2.7	11.9
<i>Pisidia longicornis</i>	8.6	95.5	56.5	23.8
<i>Apseudopsis latreillii</i>	5.4	35.5	0	31.3
<i>Microdeutopus damnoniensis</i>	19.9	12.3	0	34.1
<i>Ophiothrix fragilis</i>	16.3	0.3	10.2	36.3
<i>Monocorophium acherusicum</i>	16.1	9.3	0	38.6
<i>Platynereis dumerilii</i>	16.0	12.5	3.5	40.8
<i>Amphipholis squamata</i>	15.7	12.8	4.2	43.0
<i>Aora gracilis</i>	15.0	9.2	0.7	45.0
<i>Microdeutopus chelifera</i>	14.59	8.8	0	47.0
<i>Tanais dulongii</i>	14.56	8.8	0.8	49.1
<i>Eualus pusiolus</i>	14.5	8.7	0.5	51.1
<i>Phtisica marina</i>	14.4	8.2	0	53.1
<i>Notomastus latericeus</i>	12.4	9.0	0	54.8
<i>Microdeutopus anomalus</i>	12.3	8.2	0	56.5
<i>Ampithoe rubricata</i>	11.0	6.8	0.5	58.0
<i>Spirorbis spirorbis</i>	0.96	4.7	2.5	59.3
<i>Monocorophium sextonae</i>	0.87	5.3	0	60.5
<i>Athanas nitescens</i>	0.86	5	0	61.7
<i>Onoba semicostata</i>	0.79	5	0	62.8
<i>Eualus cranchii</i>	0.78	4.7	0	63.9
<i>Tritia incrassata</i>	0.77	5.7	1.3	65.0
<i>Ampithoe ramondi</i>	0.73	4	0.5	66.0
<i>Lembos websteri</i>	0.72	4.2	0.3	67.0
<i>Crassikorophium bonelii</i>	0.70	4.3	0	68.0
<i>Pleonexes helleri</i>	0.70	4.7	0.7	68.9
<i>Rissoa parva</i>	0.68	4.3	2.0	70.0
<i>Jujubinus striatus</i>	0.67	4.2	0	70.8

Entre o substrato AS2-T – AS2-SC (Tabela 10), 20 espécies são responsáveis por 70% da dissimilaridade total, sendo as espécies *Gammarus oceanicus* (17.2%) e *Pisidia longicornis* (7%) responsáveis pelas contribuições médias mais elevadas. Apenas 5 espécies estão associadas a ambos os substratos, enquanto que 9 e 5 espécies estão associadas unicamente aos substratos AS2-T e AS2-SC, respetivamente. De entre todas as espécies, 13 pertencem à ordem Amphipoda, sendo a maioria pertencente às famílias Ampithoidae, Aoridae e Corophiidae, enquanto que as restantes espécies se distribuem pelas ordens Decapoda, Isopoda, Trochida, Tanaidacea, Amphilepidida, Cephalopoda e Phyllococida.

Tabela 10-Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS2-T e AS2-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Taxa	% Contr.	Abund.		% Cum.
		AS2-T	AS2-SC	
<i>Gammarus oceanicus</i>	17.2	0	136.3	21.6
<i>Pisidia longicornis</i>	7.0	95.5	47.2	30.4
<i>Gammarella fucicola</i>	5.2	52.0	30.0	36.9
<i>Gammarus locusta</i>	5.0	0	38.5	43.1
<i>Apeudopsis latreillii</i>	4.2	35.5	0.2	48.3
<i>Gammarus crinicornis</i>	2.4	0	18.7	51.3
<i>Platynereis dumerilii</i>	1.6	12.5	0.2	53.3
<i>Microdeutopus damnoniensis</i>	1.5	12.3	0	55.2
<i>Monocorophium acherusicum</i>	1.20	9.3	0	56.7
<i>Tanais dulongii</i>	1.19	8.8	0	58.2
<i>Eualus pusiolus</i>	1.15	8.7	0	59.7
<i>Aora gracilis</i>	1.15	9.2	0.5	61.1
<i>Amphipholis squamata</i>	1.14	12.8	5.0	62.5
<i>Microdeutopus chelifer</i>	1.12	8.8	0	63.9
<i>Phtisica marina</i>	1.1	8.2	0	65.3
<i>Notomastus latericeus</i>	1.0	9.0	0	66.5
<i>Microdeutopus anomalus</i>	0.95	8.2	0	67.7
<i>Ampithoe rubricata</i>	0.89	6.8	0	68.8
<i>Gammarus sp.</i>	0.86	0	7.0	69.9
<i>Gammarus insensibilis</i>	0.7	0	6.0	70.8

Entre o substrato AS1-SC – AS2-SC (Tabela 11), 6 espécies são responsáveis por 72% da dissimilaridade total, sendo as espécies *Gammarus oceanicus* (29%) e *Gammarus locusta* (8.3%) responsáveis pelas contribuições médias mais elevadas. Todas as espécies se encontram associadas a ambos os substratos. De entre todas as espécies, 4 pertencem à ordem Amphipoda, sendo a maioria pertencente à família Gammaridae, enquanto que as restantes espécies se distribuem pelas ordens Decapoda e Amphilepidida.

Tabela 11-Resultados da análise SIMPER sobre a matriz AS1-SC e AS2-SC x espécies. %Contr – percentagem da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total. Abund- abundância média da espécie em cada substrato; %Cum– percentagem cumulativa da contribuição média de cada espécie para a dissimilaridade total.

Taxa	% Contr.	Abun.		% Cum.
		AS1-SC	AS2-SC	
<i>Gammarus oceanicus</i>	29.0	1.8	136.3	37.6
<i>Gammarus locusta</i>	8.3	1.2	38.5	48.3
<i>Pisidia longicornis</i>	7.8	56.5	47.2	58.5
<i>Gammarella fucicola</i>	5.3	2.7	30.0	65.4
<i>Gammarus crinicornis</i>	3.9	0.67	18.7	70.4
<i>Ophiothrix fragilis</i>	1.8	10.2	2.3	71.6

DISCUSSÃO

4. DISCUSSÃO

Algas artificiais claramente têm um potencial considerável como ferramenta em programas de amostragem de fauna bentônica e os dois tipos de substrato artificial usados mostraram-se altamente eficientes como coletores da macrofauna geralmente associada a macroalgas, como é o caso dos crustáceos, anfípodos, equinodermes, poliquetas, gastrópodes, bivalves, entre outros.

Os resultados obtidos durante os 3 meses de colonização demonstraram a existência de diferenças significativas entre substratos em ambos os locais amostrados: a nível da riqueza de espécies (Sobs) houve diferenças significativas entre os substratos (GLM_{Sobs}: family=quasipoisson, RD=22.2, Df=20, $p < 0.001$), mais propriamente entre os substratos colocados na Torpedera; já a nível da abundância de indivíduos (Abund) houve diferenças significativas entre os substratos em ambos os locais (GLM_{Abun}: family=neg.bin, RD=24.5, Df=20, $p < 0.05$) (Figura 7).

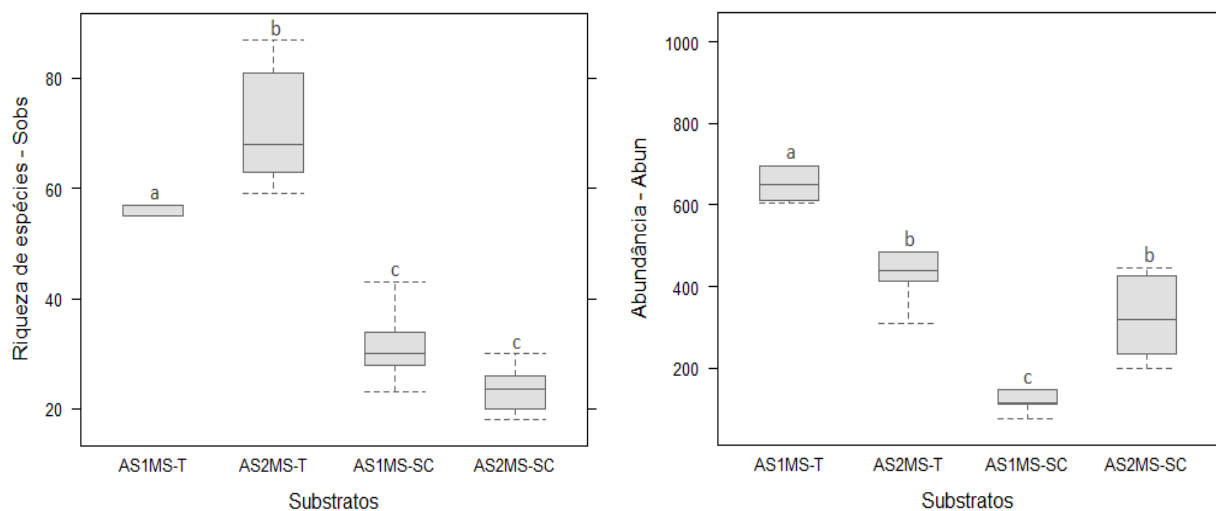


Figura 7-Valores de riqueza de espécies (Sobs) e abundância (Abun) para cada substrato. (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC). Teste de Tukey foi usado para indicar diferenças ($p < 0.05$) entre substratos. Letras diferentes indicam diferenças significativas.

A colonização dos substratos artificiais não ocorreu de forma equivalente entre os dois locais, uma vez que os índices não apresentaram padrões de distribuição semelhantes em relação à riqueza e abundância de espécies. O substrato AS2-T tinha um maior número de espécies e menores valores de abundância em comparação com o substrato AS1-T, ocorrendo o oposto entre os substratos AS2-SC e AS1-SC (Tabela 1). Estes resultados podem ser explicados devido às diferenças na complexidade estrutural dos substratos artificiais utilizados. O substrato AS1 é estruturalmente mais complexo e com

maior área de superfície, tendo em conta que possuiu mais ramificações filamentosas imitando uma copa ramosa, em comparação com o substrato AS2, que tem ramificações mais curtas e foliosas e, portanto, menos área de superfície disponível. Analisando a literatura existente sobre os efeitos da complexidade das macroalgas na abundância de macroinvertebrados e a sua influência nos processos biológicos essenciais (Chemello e Milazzo, 2002; Myers e Southgate, 1980; Edgar, 1991b; Kendall *et al.*, 1996; Smith e Rule, 2002), é aceite que habitats mais complexos possuem maiores áreas de superfície disponíveis para colonização pela macrofauna, meiofauna e algas epífitas (Gunnill, 1982b; Gee e Warwick, 1994a,b).

O índice de diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) só revelou diferenças significativas entre os substratos presentes na Torpedera (GLM_{IS}: family=gaussian, RD=170.9, Df=20, p<0.001), (GLM_{ISeq}: family=gaussian, RD=0.1, Df=20, p<0.001), respetivamente, sendo que o substrato AS2-T contém mais espécies mas apresenta um menor valor de índice de Simpson e menor valor de equitabilidade (Figura 8).

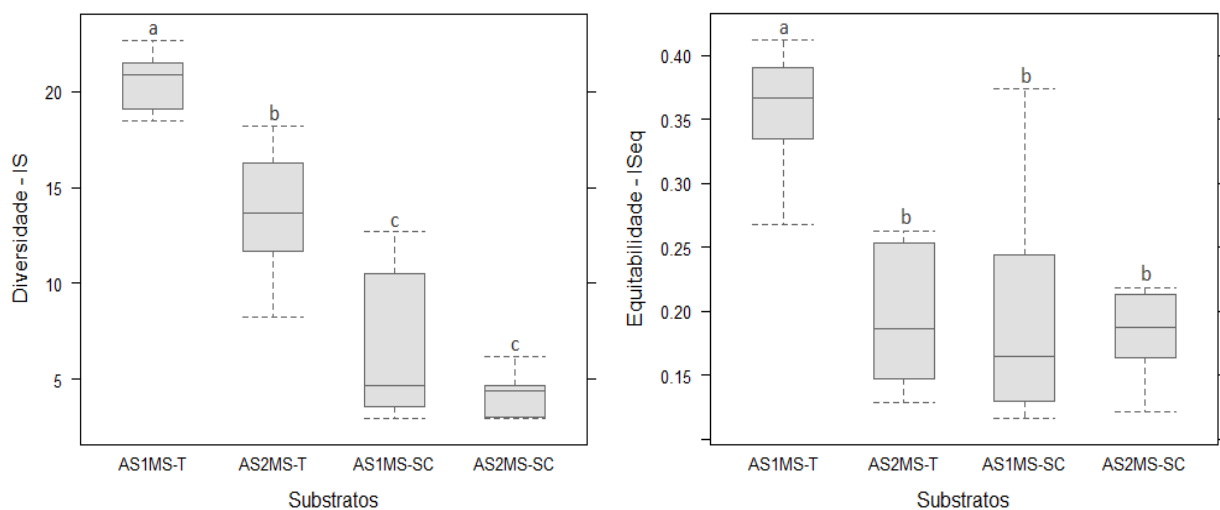


Figura 8-Índices de diversidade (IS) e equitabilidade (ISeq) para cada substrato. (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC). Teste de Tukey foi usado para indicar diferenças ($p < 0.05$) entre substratos. Letras diferentes indicam diferenças significativas.

Como o índice de diversidade tem em conta o número de espécies presente, bem como a abundância de cada espécie, o valor mais pequeno no AS2-T pode ser explicado como resultado da pouca abundância das espécies (principalmente poliquetas e bivalves), bem como uma maior quantidade de espécies raras. Ao nível da composição de espécies de cada substrato e local foram também observadas diferenças significativas entre eles através da análise NDMS e do Cluster (Figura 6). Este resultado é reforçado pelo teste ANOSIM (ANOSIM statistic $r = 0,9906$; $p = 0,001$).

A análise do diagrama rank-abundância pode ajudar a perceber também os valores revelados pelos índices acima descritos. A Figura 10 apresenta diferentes padrões entre os diferentes substratos. No primeiro substrato, AS1-T, o melhor modelo de ajuste foi o Preemption, para o substrato AS2-T foi o modelo lognormal e para os substratos AS1-SC e AS2-SC foram os modelos Zipf e Mandelbrot, respectivamente. O substrato AS1-T, descreve uma reta, que segundo o modelo Niche-Preemption, representa uma comunidade ecológica menos uniforme visto que cada espécie esgota mais de metade do espaço de nicho existente. No substrato AS2-T, o padrão obtido reflete a hipótese assumida pelo modelo log-normal em que existem muitas espécies com níveis intermédios de abundância e raras. O declive menos acentuado nestes substratos reflete um valor de equitabilidade maior, uma vez que a abundância de diferentes espécies é semelhante.

Os substratos AS1-SC e AS2-SC apresentam um padrão que sugere, segundo o modelo Zipf e Mandelbrot, uma comunidade com as espécies mais abundantes a aparecerem primeiro e a dominar o espaço ecológico, mais propriamente anfípodes da família Gammaridae no substrato AS2-SC (*Gammarus oceanicus*, *Gammarus locusta*, *Gammarus crinicornis*, *Gammarus insensibilis*), cujos valores de abundância representam 64% da abundância total, e crustáceos da família Porcellanidae no substrato AS1-SC (*Pisidia longicornis*), cujos valores de abundância representam 42% da abundância total. As seguintes espécies apresentam abundâncias progressivamente menores, culminando nas espécies raras, refletindo num declive mais acentuado e, portanto, valores de equitabilidade menores.

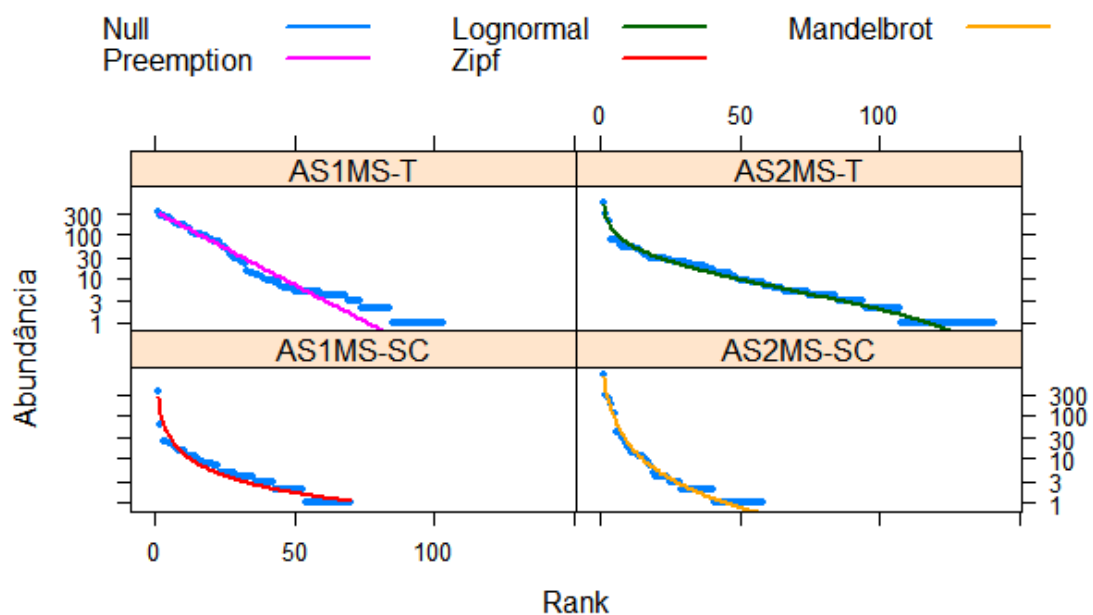


Figura 9-Diagrama da relação rank-abundância dos substratos (AS1MS-T, AS2MS-T, AS1MS-SC, AS2MS-SC), obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécies.

Na Torpedera, o substrato AS1 é o que apresenta maiores valores de abundância, devido provavelmente à maior área de superfície disponível para colonização e a sua localização na coluna de água. No entanto, os maiores valores de riqueza estão no substrato AS2, o que contraria a hipótese inicial que habitats mais complexos abrigam uma fauna mais diversa. Este substrato tinha mais espécies do filo Mollusca e Annelida (Figura 10) e esta divergência pode ser explicada devido à acumulação de sedimentos proporcionada pela aproximação do substrato ao sedimento e pelo facto de se encontrar inserido nas aberturas na base o que aumentou a retenção e acumulação dos sedimentos no seu interior e diminuiu o potencial para resuspensão.

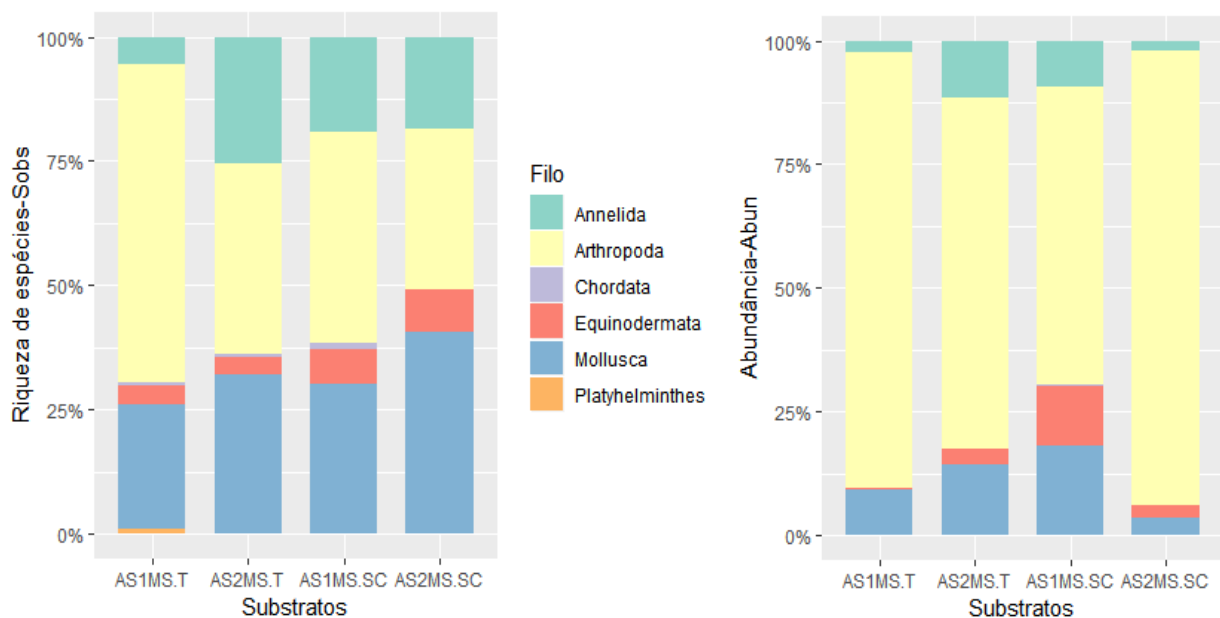


Figura 10-Valores percentuais de cada Filo para a Riqueza de espécies – Sobs (à esquerda) e Abundância – Abun (à direita) dos diferentes substratos

A importância dos sedimentos na composição das faunas foi realçada por Dahl (1948) e Wieser (1959), e que a quantidade deste nas algas depende do movimento da água. Habitats sujeitos a maior hidrodinamismo tem menos sedimento que habitats mais protegidos, o que se traduz numa fauna menos rica. O sedimento dentro do substrato AS2-T também pode ser considerado uma característica estrutural, pois fornece um tipo de habitat adicional, potencialmente contribuindo para as diferenças de fauna entre os substratos. A abundância e dominância de um determinado número de espécies do substrato AS2-T parece estar relacionada com o conteúdo sedimentar, como é o caso das poliquetas e dos bivalves que são conhecidos por habitar os sedimentos em detrimento da alga (Knox, 1977).

As poliquetas e bivalves presentes neste estudo alimentam-se de depósitos, refletindo a importância da acumulação dos sedimentos neste substrato uma vez que os sedimentos aumentam a área de superfície disponível para a adesão de partículas orgânicas, que por sua vez é um fator importante no assentamento e composição destas populações.

Já nos substratos colocados na Enseñada de San Cristovo não houve diferenças significativas nos índices de Simpson e equitabilidade, uma vez que a nível de riqueza os substratos não apresentam diferenças significativas, revelando a importância de outros fatores bióticos e abióticos na estruturação das comunidades. Estes resultados vão de acordo com diversos estudos que não encontraram diferenças nas comunidades residentes em substratos com diferentes níveis de complexidade, dando mais importância a outros fatores em detrimento da estrutura do habitat (Norderhaug *et al.*, 2007).

As diferenças entre a comunidade de macroinvertebrados dos substratos artificiais nas diferentes profundidades estão provavelmente relacionadas com o movimento da água. Ambientes intertidais estão sujeitos a perturbações, no entanto estas podem aumentar, no geral, a diversidade da comunidade, impedindo que melhores competidores superem as outras espécies menos competitivas (Connell, 1978), bem como influenciar a disponibilidade de alimento e as taxas de sedimentação (Moore, 1973a; Norderhaug *et al.*, 2007). Vários estudos suportam esta afirmação (England *et al.*, 2008; Norderhaug *et al.*, 2014), recorrendo à hipótese da perturbação intermédia, em que locais moderadamente expostos abrigam a maior diversidade de flora e fauna (Dial e Roughgarden, 1998). A presença de anfípodos caprelídeos (*Phytisica marina*) e isquiocerídeos (*Ericthonius difformis*, *Ericthonius fasciatus*, *Ericthonius brasiliensis*) nos substratos colocados a 2 metros e a sua escassez e/ou ausência nos substratos a profundidades maiores revela a sua preferência por habitats em águas com maiores correntes. Apesar de ser uma zona abrigada, o fluxo ocorre sem a violência das ondas.

Outro fator que poderá estar relacionado com os níveis mais baixo de riqueza e abundância nos substratos colocados na Enseñada de San Cristovo poderá ser a proximidade do local de amostragem ao porto exterior da ria do Ferrol. Neste local foi construído um molhe extenso que se estende ao longo da metade da boca da ria, afetando significativamente os seus padrões hidrodinâmicos, que por sua vez afetam as taxas de sedimentação, assoreamento e enriquecimento orgânico, resultando em perturbações na comunidade bentónica (empobrecimento da diversidade, dominância de espécies oportunistas) (Moreira *et al.*, 2012). De facto, muitas das áreas na parte externa da ria correspondiam a fundos compostos por frações arenosas grosseiras, e hoje em dia esses sedimentos que estão ao abrigo do molhe transformaram-se em areias lamacentas e lama (Moreira *et al.*, 2012).

Foram relatadas perdas de algumas espécies de cnidários, mais propriamente gorgônias, no local onde se procedeu à amostragem (San Cristovo). Estas espécies formadoras de habitat afetam direta ou indiretamente a disponibilidade de recursos (comida, espaço, abrigo) e, portanto, afetam a diversidade da área numa escala local (Jones et al., 1997).

A análise SIMPER revelou que as diferenças entre os substratos dos dois locais resultam de pequenas contribuições de um grande número de espécies, indicando uma comunidade diversificada com uma estrutura altamente complexa. De acordo com esta análise estas espécies (*Erichthonius sp.*, *Caprellidae sp.*, *Aoridae sp.*) encontram-se em maiores abundâncias no substrato AS1-T, uma vez que este se encontra mais exposto na coluna de água, ao contrário do substrato AS2-T que está alojado na base e, portanto, mais resguardado. Estes resultados estão de acordo com vários estudos de Fenwick (1976), Dahl (1948), Moore (1973b), Nagle (1968) e Peattie e Hoare (1981) que demonstraram que estes mesmos anfípodos são mais abundantes em algas e esponjas em regiões expostas com um movimento de água considerável, fornecendo um nicho maior de alimentação por suspensão.

Os anfípodos mostram atributos morfológicos e comportamentais especializados que correspondem ao habitat onde estes ocorrem (Fenwick, 1976; Hicks, 1986; Steele, 1988). São espécies bem adaptadas à vida em condições de diferentes exposições de ondas, sendo que alguns evitam o deslocamento por ação das águas através da construção de tubos, enquanto que outros são capazes de se agarrar à alga. Hagerman (1966) observou que estes animais com fortes apêndices são capazes de fazer isso através da sua habilidade em se agarrar firmemente à alga.

No entanto, o espaço disponível para a construção dos seus tubos pode influenciar a densidade de anfípodos que habitam um substrato em particular. O espaço disponível está também relacionado com a natureza e forma do substrato, e podemos averiguar que a maioria dos construtores de casulo, tais como os anfípodos *Ampithoe rubricata*, *Erichthonius difformis*, *Erichthonius brasiliensis*, *Corophium bonelli*, *Monocorophium sextonae*, *Monocorophium acherusicum*, *Lembos websteri* e *Gammaropsis maculata*, e espécies pertencentes à ordem Tanaidacea (*Tanais dulongii*) encontram-se associados ao substrato mais filamentososo AS1-T, uma vez que a sua arquitetura e maior área de superfície favorece a construção dos mesmos. Além disso, estes organismos alimentam-se de partículas em suspensão, e uma vez que o substrato AS1-T está mais exposto às correntes, seria de se esperar que contenha mais conteúdo alimentício que o substrato inferior.

A presença de poliquetas grandes e ofiuroides, também é um bom indicador do fluxo de água uma vez que estes se encontram em maiores quantidades no substrato AS2-T (*Amphipholis squamata*, *Harmothoe sp.*) e em maiores profundidades (*Ophiothrix fragilis*), já que estes organismos escolhem

substratos e zonas que oferecem maior proteção contra o deslocamento por movimento de água, e acumulação de sedimentos e detritos que podem ser utilizados como alimento. O declínio na abundância da fauna com o aumento da profundidade foi atribuído à diminuição do movimento de água, o que diminui a oportunidade para os filtradores (Fenwick 1976, Edgar 1983), ou causa o aumento das taxas de sedimentação o que pode afetar negativamente a epifauna (Hagerman 1966).

As mudanças na diversidade e abundância das comunidades bênticas em relação às diferentes escalas espaciais são também devidas ao resultado de processos ecológicos, tal como o recrutamento (Thrush e Dayton, 2002), que por sua vez depende de vários fatores, como reprodução, condições hidrológicas e fatores bióticos. Os substratos artificiais são colonizados de duas formas:

(1) recrutamento larval e (2) dispersão de adultos e juvenis de habitats adjacentes. Vários autores destacaram a importância da estrutura e composição dos habitats naturais circundantes para a estrutura das comunidades que colonizam os substratos artificiais (Myers e Southgate, 1980; Edgar, 1991b). Chapman (2002), investigou a colonização de seixos por comunidades móveis e sugere que a biota existente em redor do novo substrato pode ter uma forte influência sobre o conjunto de espécies colonizadoras. Já Norderhaug *et al.* (2002) descobriu que a taxa mais abundante encontrada em kelps artificiais é também a mais abundante nos rizóides de kelps naturais adjacentes.

O substrato AS1-T contém mais espécies que migram de substrato para substrato em fase adulta e juvenil (isópodes e anfípodes), seja com recurso a nado ou derivando com as correntes, enquanto que o substrato AS2-T contém mais espécies que foram recrutadas em estágio larval pelágico (poliquetas, bivalves). Esta divisão pode ser devida às mudanças na hidrodinâmica causada pela copa do substrato artificial que altera o fornecimento e a dispersão de indivíduos e larvas de invertebrados, afetando assim o processo de recrutamento (Eckman, 1983).

O substrato AS1-T, devido à sua estrutura complexa e posição na coluna de água, está mais exposto às correntes e como tal fornece um alvo maior para o acúmulo de indivíduos e espécies transportadas passivamente pela ação das ondas, como seria o caso das espécies que derivam. Já o substrato AS2-T não está sujeito a tanta movimentação e a sua posição reclusa na base reduz esse movimento facilitando o estabelecimento e acúmulo de larvas de macroinvertebrados. De acordo com Glasby (1999), a posição na coluna de água, seja perto do solo ou à superfície da água, poderia determinar também a composição duma comunidade, da mesma maneira que o tamanho e a forma do substrato, o que poderia influenciar o fluxo de água à sua volta, resultando no fornecimento de diferentes larvas bem como a taxa de fixação.

Preferências de arquitetura podem diferir de espécie para espécie (Edgar, 1983; Knowles e Bell, 1998; Chemello e Milazzo, 2002; Edgar e Klumpp, 2003) de acordo com o tamanho do animal ou a forma do corpo (Hacker e Steneck, 1990; Taylor e Cole, 1994; Hull *et al.*, 2001). Segundo estes resultados, indivíduos pertencentes às ordens Isopoda e Amphipoda, mais propriamente das famílias Idoteidae e Gammaridae (*Idotea sp.*, *Gammarus sp.*), cujos tamanhos eram superiores aos restantes indivíduos de outras espécies ($\geq 1\text{cm}$), encontram-se preferencialmente no substrato AS2-SC devido, possivelmente, não à área de superfície, mas sim ao espaço intersticial. A estruturação do substrato bem como a sua colocação em cilindro na base (Figura 3) predispõe um aumento do espaço intersticial disponível para que grandes indivíduos possam habitar, ao contrário do que acontece no substrato AS1-SC que é fortemente compacto e, portanto, menos espaços disponíveis para o recrutamento de fauna de maior tamanho.

Em contraposição, podemos observar que os anfípodes mais pequenos estão concentrados no substrato AS1-SC, uma vez que por ser mais complexo providencia mais refúgios contra predadores. Portanto, a seleção de habitat por parte destes anfípodes de maiores dimensões pode ser caracterizada como um processo ativo controlado por seleção de habitat dependente do tamanho em vez do resultado da predação diferencial (Vince *et al.*, 1976; Nelson, 1979; Edgar, 1983d; Leber, 1985; Russo, 1987).

Em resumo, o uso de substratos artificiais de tamanho e estrutura padronizados e determináveis confere as seguintes vantagens: (1) Uma 'unidade' padrão disponível para comparação quantitativa de amostras separadas espacialmente; (2) vantagem em relação à amostragem de habitats naturais devido ao nível extremamente baixo de variação entre réplicas; (3) A necessidade de amostragem destrutiva de substratos naturais é eliminada; (4) Facilidade na realização de uma variedade de estudos manipulativos sobre, por exemplo, competição, sucessão, colonização, recrutamento, dispersão e zoneamento; (5) São substratos baratos e resistentes, uma vez que depois de colocados no ambiente marinho por longos períodos de tempo não há mudanças na sua estrutura física, devido a predação, ausência de crescimento e decaimento; (6) Podem ser replicados em grande número e providenciam superfícies homogêneas desprovidas de variações provenientes de micro-habitats, característicos de habitats naturais, que podem influenciar os processos que levam à formação de uma comunidade de organismos.

Os substratos artificiais usados no presente estudo, claramente fornecem uma ferramenta valiosa para monitorar o ambiente marinho.

CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS

5. CONCLUSÃO E PERSPETIVAS FUTURAS

A utilização de substratos artificiais plásticos permite minimizar mudanças na geometria do substrato ao longo do período de colonização. Embora este tipo de abordagem possa não imitar perfeitamente um substrato biológico, a composição da fauna a ele associada é por norma semelhante àquela associada a substratos naturais com estrutura física equivalente.

A fauna consiste na sua maioria de filtradores e detritívoros, mas também de raspadores, predadores e herbívoros, que podem colonizar novos substratos migrando já em fase adulta ou sendo recrutados em fase larvar. No entanto, estes distribuem-se de forma específica entre os dois substratos demonstrando assim a importância da estrutura física em influenciar a colonização por diferentes espécies de macrofauna.

Em ambiente intertidal, as diferenças de complexidade entre os substratos em combinação com a exposição às correntes e fluxo de água levou ao provisionamento de um maior nicho para filtradores com desenvolvimento direto no substrato AS1-T e maior assentamento de partículas e sedimentos no substrato AS2-T permitindo um maior número de detritívoros. Além da preferência alimentar, também houve diferenças a nível comportamental entre substratos, uma vez que o substrato mais filamentosos abrigava mais espécies construtoras de casulo, enquanto que o substrato inferior abrigava mais espécies que não possuem este tipo de comportamento que lhes permitiria evitar o deslocamento por ação das correntes.

Já a profundidades maiores esta repartição não foi tão evidente, no entanto houve preferência de certas espécies pelo substrato AS2-SC devido ao aumento dos espaços intersticiais, o que permite a presença de organismos de maiores dimensões.

A variação entre substratos e locais reflete variações num conjunto de espécies com diferentes modos de alimentação, estratégias reprodutivas, morfologias e mobilidade, uma vez que os organismos só podem existir em um local específico se sua "valência ecológica" (o grupo de condições biológicas que permitem a ocorrência de uma espécie) não estiver em conflito com o meio ambiente.

Habitats complexos podem fornecer vários microhabitats diferentes, o que permitiria o particionamento de recursos mitigando assim a competição interespecífica, uma vez que aumenta o número de nichos disponíveis, proporcionando uma maior área de superfície para intercetção e colonização. Com isto foi possível averiguar a dependência destas espécies para com a estrutura do habitat.

Em conclusão, os padrões de abundância e riqueza de macroinvertebrados que vivem em macroalgas nos ecossistemas costeiros não são impulsionados por um único fator, mas controlados por uma combinação de fatores tais como o tamanho e a complexidade do próprio material de fixação, forças hidrodinâmicas, taxas de sedimentação, suprimento alimentar e larval e profundidade.

Este estudo demonstrou que estes habitats são locais diversificados e ricos em espécies, no entanto, surgem outras questões: (1) É a metodologia usada representativa da comunidade associada a macroalgas ? É necessário comparar as comunidades dos substratos artificiais com comunidades de diferentes tipos de macroalgas, para garantir que os substratos artificiais possam servir de mímica adequada das estruturas naturais ou serem usados de maneira confiável nos estudos de monitoramento, uma vez que os organismos podem responder de maneira distinta a essas superfícies em comparação com os substratos naturais; (2) Como as densidades e o domínio das espécies de macroinvertebrados variam durante o ano ? Um trabalho prévio avaliou os padrões temporais de colonização do mesmo substrato artificial (AS1) e chegou à conclusão que ao fim de 3 meses de colonização, a comunidade de macroinvertebrados que os colonizou atingiu um nível de estabilidade (riqueza específica, diversidade e equitabilidade) assinalável (Alves C., 2017). Seguindo esta linha de estudo, seria interessante perceber se este resultado se manteria com a utilização de substratos com níveis de complexidade diferentes, com o intuito de perceber se a complexidade influencia a coexistência da fauna e a estabilidade das comunidades; (3) A fauna associada às macroalgas apresenta especificidade em relação à posição vertical que ocupa no corpo da alga ? Este estudo providenciou um substrato que atua como a copa ramosa das macroalgas, no entanto seria também do nosso interesse desenvolver estruturas artificiais que imitassem outras características das macroalgas, tal como o rizóide e as epífitas, uma vez que a abundância de macroinvertebrados parece ser particularmente maior nos rizóides e nas epífitas presentes na estirpe; (4) Como flutuam as dinâmicas em locais sujeitos a distúrbios antropogénicos ? Trabalhos prévios na ria de Ferrol tiveram como foco a deteção de contaminantes nas águas por metais pesados, tal como níquel e cobalto, devido ao aumento do desenvolvimento tecnológico-industrial das últimas décadas, bem como da mais recente atividade industrial devido aos estaleiros (incluindo militar) e indústrias metalúrgicas. Seria interessante usar este duo de substratos artificiais com as diferenças estruturais bem como a capacidade de retenção de sedimento para avaliar o impacto da poluição na estruturação das comunidades de macroinvertebrados, centrando nas áreas detetadas como mais afetadas pela contaminação.

Mudanças a nível do habitat tem grandes implicações a nível da diversidade biológica. Para se proceder à conservação das florestas de Kelp, há a necessidade de se aumentar o conhecimento sobre

a composição e dinâmica das espécies que aí habitam, particularmente dos invertebrados. Desta forma, talvez tenhamos uma melhor visualização do valor e da vulnerabilidade destes sistemas marinhos e, portanto, desenvolver e implementar melhores medidas de gestão e proteção.

BIBLIOGRAFIA

6. BIBLIOGRAFIA

- Ahlhorn, F. (2017). *Integrated Coastal Zone Management*.
- Airoldi, L., Balata, D., Beck, M.W., (2008). The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366, 8–15
- Airoldi, L., Beck, M.W., (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology* 45, 345–405.
- Alvarez-Salgado, X.A., Castro, C.G., Pérez, F.F., Fraga, F., (1997). Nutrient mineralization patterns in shelf waters of the Western Iberian upwelling. *Continental Shelf Research* 17, 1247–1270.
- Alvarez-Salgado, X.A., Doval, M.D., Pérez, F.F., (1999). Dissolved organic matter in shelf waters off the Ria de Vigo (NW Iberian upwelling system). *Journal of Marine Systems* 18, 383–394.
- Alvarez-Salgado, X.A., Rosón, G., Pérez, F.F., Pazos, Y., (1993). Hydrographic variability off the Rías Baixas (NW Spain) during the upwelling season. *Journal of Geophysical Research* 98 (C8), 14447–14455.
- Alves, C. (2017). *Macroalgas formadoras de habitat: Espaço neutro para macrofauna marinha?*. Mestrado. Universidade do Minho.
- Andrew NL, Mapstone BD (1987) Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 25:39-90
- Arnaiz, R., Ribó, J., Juncal, L., Rodríguez, M., (2005). Georreferenciación y cartografiado de los bancos marisqueros de Galicia. In: Evaluación del potencial marisquero (1996-2004). In: Los recursos marinos de Galicia, Serie Técnica, vol. 4, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, Spain (in Spanish).
- August P. V. (1983) The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64: 1495-1507.
- Balata, D., Nesti, U., Piazzì, L., Cinelli, F., 2007. Patterns of spatial variability of seagrass epiphytes in the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology* 151, 2025–2035.
- Bahartan, K., Zibdah, M., Ahmed, Y., Israel, A., Brickner, I. & Abelson, A. (2010). Macroalgae in the coral reefs of Eilat (Gulf of Aqaba, Red Sea) as a possible indicator of reef degradation. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 759-764.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L. & de Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 172-180.

Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C.J., Koch, E.W., Stier, A.C., Silliman, B.R., (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81 (2), 169–193.

Beck, M.W., (1998). Comparison of the measurement and effects of habitat structure on gastropods in rocky intertidal and mangrove habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 169, pp.165–178.

Beck, M.W., (2000). Separating the elements of habitat structure: independent effects of habitat complexity and structural components on rocky intertidal gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249, pp.29–49.

Begon M, Mortimer M, Thompson DJ (1996) *Population ecology: a unified study of animals and plants*. 3rd ed. Blackwell Science Ltd

Bell SS (1991) Amphipods are insects equivalents? An alternative view. *Ecology* 72:350–354

Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (1990) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London.

Bell, J. D., Steffe, A. S., Westoby, M. (1985). Artificial seagrass: How useful is it for field experiments on fish and macroinvertebrates. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 90: 171-177

Benedetti-Cecchi, L. (2001). Variability in abundance of algae and invertebrates at different spatial scales on rocky sea shores. *Marine Ecology Progress Series*, 215, pp.79-92.

Benedetti-Cecchi, L., Cinelli, F., (1992). Canopy removal experiments in *Cystoseira* dominated rockpools from the western coast of the Mediterranean (Ligurian Sea). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 155, 69 – 83

Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P.S., Airoldi, L., Relini, G., Cinelli, F., (2001). Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 214, 137 –150

Bertocci, I. et al., (2014). Effects of loss of algal canopies along temperature and irradiation gradients in continental Portugal and the Canary Islands. *Marine Ecology Progress Series*, 506, pp.47–60.

Bhattarai, U. (2017). Impacts of Climate Change on Biodiversity and Ecosystem Services: Direction for Future Research. *Hydro Nepal: Journal of Water, Energy and Environment*, 20, pp.41-48.

Blanton, J.O., L.P. Atkinson, F. Fernández de Castillejo and A. Lavin. (1984). Coastal upwelling off the Rias Bajas, Galicia, Northwest Spain. I: Hydrographic studies. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer*, 183: 79-90.

Boaventura, D. (2000). *Patterns of Distribution In Intertidal Rocky Shores: The Role of Grazing and Competition in Structuring Communities*. Tese de Doutoramento, Universidade de Faro: 149 pp.

Bode, A., Barquero, S., Gonzalez, N., Alvarez-Ossorio, M.T., Varela, M., (2004). Contribution of heterotrophic plankton to nitrogen regeneration in the upwelling ecosystem of A Coruna (NW Spain). *Journal of Plankton Research* 26, 1–18

Bode, A., Varela, M., (1998). Primary production and phytoplankton in three Galician Rias Altas (NW Spain): seasonal and spatial variability. *Scientia Marina* 62, 319–330.

Bohnsack, J. A.; Talbot, F. H. (1980). Species-packing by reef fishes on Australian and Caribbean reefs: an experimental approach. *Bull. mar. Sci.*, v. 30, p. 710-723.

Bortone, Stephen & Martin, Tony & Bundrick, Charles. (1994). Factors Affecting Fish Assemblage Development on a Modular Artificial Reef in a Northern Gulf of Mexico Estuary. *Bulletin of Marine Science*. 55. 319-332.

Bruno JF, Stachowicz JJ, Bertness MD (2003) Inclusion of facilitation into ecological theory. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18(3):119-125.

Bulleri, F. et al., (2002). The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of lowshore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 267, pp.89–106

Burrows, M.T., Kawai, K. & Hughes, R.N. (1999) Foraging by mobile predators on a rocky shore: underwater TV observations of movements of blennies *Lipophrys pholis* and crabs *Carcinus maenas*. *Marine Ecology Progress Series* 187: 237–250.

Caley M, J, & St John J, (1996) Refuge availability structures assemblages of coral reef fishes, *J. Anim. Ecol.* 65, 414-28

Campbell, A.C. et al., (1994). Fauna e flora do litoral de Portugal e Europa, FAPAS

Carr, M. (1989). Effects of macroalgal assemblages on the recruitment of temperate zone reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 126(1), pp.59-76.

Castaing, P., Guilcher, A., (1995). Geomorphology and Sedimentology of Rias. In: Perillo, G.M.E. (Ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology*, 53. Elsevier, Amsterdam, pp. 69^111.

Chapman, M. (2002). Early colonization of shallow subtidal boulders in two habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 275(2), pp.95-116.

Chemello R., and Milazzo M. (2002). Effect of algal architecture on associated fauna: some evidence from phytal molluscs. *Marine Biology*, 140(5), pp.981-990.

Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E (2003) Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *J Mar Biol Assoc UK* 83:687–699

Clark, J. R. (Ed.). (1995). *Coastal zone management handbook*. CRC Press

Clark, R.P., Edwards, M.S., Foster, M.S., (2004). Effects of shade from multiple kelp canopies on an understory algal assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 267, 107–119

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18 (1), 117-143.

CMIA – Centro de Monitorização e Interpretação Ambiental de Viana do Castelo (2012) *MARgens com vida*

Cobelo-García A, Prego R (2003) Land inputs, behaviour and contamination levels of copper in a ria estuary (NW Spain). *Mar Environ Res* 56:403-422

Cole, K.M. e Sheath, R.G. (1990) *Biology of the red algae*. Cambridge University Press, Cambridge England; New York, ix, 517 pp.

Connell, J. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335), pp.1302-1310.

Connell, J. H. (1961a). The effects of competition, predation by *Thais lapillus*, and other factors on natural populations of the barnacle, *Balanus balanoides*. *Ecological Monographs*. 31, 61-104.

Connell, J. H. (1961b). The Influence of Interspecific Competition and Other Factors on the Distribution of the Barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 42 (4), 710-723.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., Farber, S. and Turner, R. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, pp.152-158.

Crain, C. and Bertness, M. (2006). Ecosystem Engineering across Environmental Gradients: Implications for Conservation and Management. *BioScience*, 56(3), p.211.

Crooks, J.A., (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of Biol. Inv., the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97, 153–166

Crothers, J. H. (2003). Rocky shore snails as material for projects (with a key for their identification). *Field Studies*, 10, 601 - 634.

Crowder LB, Cooper WE (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63:1802–1813

Crowder LB, Cooper WE (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63:1802–1813

Crowley, P. H. (1978). Effective size and the persistence of ecosystems. *Oecologia* 35:185-195.

Cubit, J.D., (1984). Herbivory and the seasonal abundance of algae on a high intertidal rocky shore. *Ecology*, 65(6), pp.1904–1917.

Currás, A., A. Sánchez-Mata & J. Mora, (1993). Estudio comparativo de la macrofauna bentónica de un fondo de *Zostera marina* y un fondo arenoso libre de cubierta vegetal. *Cahiers de Biologie Marine* 35: 91-112.

Dahl, E., (1948)- On the smaller Arthropoda of marine algae, especially in the polyhaline waters off the Swedish west coast, *Undersökningar över Oresund*, 35.

Dayton P. (1985) Ecology of kelp communities. IN: Tuya F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically diferente kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382.

Dayton, P.K., (1972). Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica.

DeCastro, M., Gómez-Gesteira, M., Prego, R., Neves, R., (2003). Wind influence on water exchange between the Ria Ferrol (NW Spain) and the shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 1055e1064.

Dial, R., Roughgarden, J., (1998). Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology* 79, 1412–1424.

Diaz-Pulido, G., McCook, L.J., (2008). Macroalgae (Seaweeds). In Chin, A. (ed) *The State of the Great Barrier Reef On-line*, Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville.

Duffy JE (1990) Amphipods on seaweeds: partners or pests? *Oecologia* 83:267–276

Duggins, D. O., Eckman, J. E., e Sewell, A. T. (1990). Ecology of understory kelp environments. II. Effects of kelps on recruitment of benthic invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 143 (1-2), 27-45.

Duggins, D.O. (1980) Kelp beds and sea otters: an experimental approach. *Ecology* 61: 447–453.

Dunson, W. A., e Travis, J. (1991). The role of abiotic factors in community organization. *American Naturalist* , 1067-1091.

Dunton, K.H. & Schell, D.M. (1987) Dependence of consumers on macroalgal (*Laminaria solidungula*) carbon in an Arctic kelp community: delta-carbon-13 evidence. *Marine Biology* 93:615–626.

Eckman, J.E., (1983). Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 28, pp. 241-257.

Edgar, G. and Klumpp, D. (2003). Consistencies over regional scales in assemblages of mobile epifauna associated with natural and artificial plants of different shape. *Aquatic Botany*, 75(4), pp.275-291.

Edgar, G. J. (1983) The ecology of south-east Tasmanian phytal animal communities. I. Spatial organization on a local scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 70, 129–157.

Edgar, G. J. (1983d). The ecology of south-east Tasmanian phytal animal communities. IV. Factors affecting the distribution of amphipod amphipods among algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 70:205-225.

Edgar, G. J. (1991b) Seasonal distribution patterns of fishes within the Bathurst Harbour estuary, south-western Tasmania. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania*, in press.

Ehrlén, J. and Morris, W. (2015). Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, 18(3), pp.303-314.

Ehrlich PR, Roughgarden J (1987) *The Science of Ecology*. Macmillan, New York

England, P.R., Phillips, J., Waring, J.R., Symonds, G., Babcock, R., (2008). Modelling wave-induced disturbance in highly biodiverse marine macroalgal communities: support for the intermediate disturbance hypothesis. *Mar. Freshw. Res.* 59, 515–520.

Ercegovic, A., (1957). Principes et essai d'un classement des étages benthiques. – *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 22(13):17-21. *Estuarine Coastal Shelf Sci* 48:281 – 290.

Evans, G., Prego, R., (2003). Rias, estuaries and incised valleys: is a ria an estuary? *Marine Geology* 196, 171-175

Fager, E. W. (1971). Pattern in the development of a marine community. *Limnol. Oceanogr.* 16, 241-253.

Farina, A. c., F. 1. Pereiro and A. Fernandez. (1983). Peces de los fondos de arrastre de la plataforma continental de Galicia. *Actas II Jornadas Ictiología Iberica*, Barcelona, Mayo 1983.

Fenwick, G. (1976). The effect of wave exposure on the amphipod fauna of the alga *Caulerpa brownii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 25(1), pp.1-18.

Figueiras, F.G., U. Labarta and M.J. Fernández. (2002). Coastal upwelling, primary production and mussel growth in the Rias Baixas of Galicia. *Hydrobiologia*, 484: 121-13.

Fish, J.D. & Fish, S., (2011). *A student's guide to the seashore*, Cambridge: University Press.

Fong, P., Kamer, K., Boyer, K. & Boyle, K. (2001). Nutrient content of macroalgae with differing morphologies may indicate sources of nutrients for tropical marine systems. *Marine Ecology Progress Series*, 220, 137- 152.

Fraga, F., (1981). Upwelling of the Galician coast, Northwest Spain. In: Richards, F.A. (Ed.), *Coastal Upwelling*. American Geophysical Union, pp. 176-182.

Fraga, F., (1996). As rias. In *As Augas de Galicia*. Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela, pp. 215–280.

Frank, P.W., (1965). The biodemography of an intertidal snail population. *Ecology*, 46, 831-844.

Franklin E, Magnusson W E, Luizão F J (2005) Relative effects of biotic and abiotic factors on the composition. *Appl Soil Ecol* 29: 259-273.

Fraschetti, S., Terlizzi, A., Benedetti-Cecchi, L., (2005). Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales on variation. *Marine Ecology Progress Series* 296, 13e29

Fytianos, K., Evgenidou, E. & Zachariadis, G. (1999). Use of macroalgae as biological indicators of heavy metal pollution in Thermaikos Gulf, Greece. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 630-637.

Gee JM, Warwick RM (1994a) Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser* 103:141–150

Gee JM, Warwick RM (1994b) Body-size distribution in a marine metazoan community and the fractal dimensions of macroalgae. *J Exp Mar Biol* 178:247–259

Ghelardi, R. (1960). Structure and Dynamics of the animal community found in *Macrocystis pyrifera* holdfasts. Ph. D. thesis, Univ. of California, San Diego.

Ghelardi, R. (1971). "Species" structure of the animal community that lives in *Macrocystis pyrifera* holdfasts. In "The Biology of Giant Kelp Beds (*Macrocystis*) in California" (ed., W.J. North). *Beihefte zur Nova Hedwigia*, Heft 32, 381-420.

Gibbons MJ (1988) The impact of sediment accumulation, relative habitat complexity and elevation on rocky shore meiofauna. *J Exp Mar Biol Ecol* 122:225–241

Glasby TM. (1999). Differences between subtidal epibiota on pierpilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine Coastal Shelf Sci* 48:281 – 290.

Green RH (1979) Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley & Sons, New York

Greig-Smith P (1983) Quantitative plant ecology. University of California Press, Berkeley, CA

Grigg, R. W. (1994). Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii. *Marine Ecology Progress Series* 103:25-34.

Grimm, N.B., (1995). Why link species and ecosystems? A perspective from ecosystem ecology. In: Jones, C.G., Lawton, J.H. (Eds.), *Linking Species and Ecosystems*. Chapman and Hall, pp. 5–15.

Guerra-García, José. (2014). Caprellidea. Identification Guide to British caprellids v3.2. NMBAQC 2012 taxonomic workshop, Dove Marine Laboratory.

Gunnill FC (1982b) Effects of plant size and distribution on the numbers of invertebrate species and individuals inhabiting the brown alga *Pelvetia fastigiata*. *Mar Biol* 69: 203–280

Hacker, S.D. & Steneck, R.S., (1990). Habitat Architecture and the Abundance and Body-Size Dependent Habitat Selection of a Phytal Amphipod. *Ecology*, 71(6), pp.2269–2285.

Hagerman, L. (1966). The macro- and microfauna associated with *Fucus serratus* L., with some ecological remarks. *Ophelia*, 3(1), pp.1-43.

Halffter G (1991) Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Folia Entomol Mex* 82: 195-238.

Hansen, J.P., Sagerman, J. & Wikstrom, S.A., (2010). Effects of plant morphology on small scale distribution of invertebrates. *Marine Biology*, 157, pp.2143–2155.

Harley, C., Randall Hughes, A., Hultgren, K., Miner, B., Sorte, C., Thornber, C., Rodriguez, L., Tomanek, L. and Williams, S. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9(2), pp.228-241.

Hartnoll RG, Hawkins SJ (1980) Monitoring rocky-shore communities: a critical look at spatial and temporal variation. *Helgol Meeresunters* 33:484-494

Hayward, P.J. & Ryland, J.S., (1995). *Handbook of the marine Fauna of North-West Europe*, Oxford: University Press.

Heck KLJ, Crowder LB (1991) Habitat structure and predator–prey interactions in vegetated aquatic systems. In: Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (eds) *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, pp 281–299

Heck, K. and Wetstone, G. (1977). Habitat Complexity and Invertebrate Species Richness and Abundance in Tropical Seagrass Meadows. *Journal of Biogeography*, 4(2), p.135.

Heck, K.L. and Orth, L.M. (1980) Seagrass habitats: The role of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. In: Kennedy V.S. Ed., *Estuarine perspectives*, Academic Press, New York, 449-464.

Hicks, G. R. F. (1986). Meiofauna associated with rocky shore algae. Pages 36-56 in P. G. Moore and R. Seed, editors. *The ecology of rocky coasts: essays presented to J. R. Lewis*. Columbia University Press, New York, New York, USA.

Hixon M, A, & Menge B, A, (1991) Species diversity; prey refuges modify the interactive effects of predation and competition, *Theor. Pop. Biol.* 39, 178-200

Hughes, J., Deegan, L., Wyda, J., Weaver, M. and Wright, A. (2002). The effects of eelgrass habitat loss on estuarine fish communities of southern New England. *Estuaries*, 25(2), pp.235-249.

Hull, S.L., Winter, L.J., Scott, G.W., (2001). Habitat geometry, body size and phenotypic diversity in *Idotea granulosa* (Isopoda) on the north-east coast of England. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 81, 949–954.

Hurlbert ST (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol Monogr* 54:187-211

Idjadi, J. and Edmunds, P. (2006). Scleractinian corals as facilitators for other invertebrates on a Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series*, 319, pp.117-127.

Jacobs, B.J.M. (1987): A taxonomic revision of the European, Mediterranean and NW. African species generally placed in *Sphaeroma* Bosc, 1802 (Isopoda: Flabellifera: Sphaeromatidae). *Zool. Verh. Leiden* 238, 12-vi-1987: 1-71, figs. 1-21, tab. 1. — ISSN 0024-1652.

Jenkins, S. R., Hawkins, S. J., e Norton, T. A. (1999). Direct and indirect effects of a macroalgal canopy and limpet grazing in structuring a sheltered inter-tidal community. *Marine Ecology Progress Series*, 188, 81-92.

Jones, A. (1973). The concentration of copper, lead, zinc and cadmium in shallow marine sediments, Cardigan Bay (Wales). *Marine Geology*, 14(2), pp.M1-M9.

Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78, 1946–1957.

Jones, C.O., Lawton, J.H. & Shachak, M., (1994). Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*, 69, pp.373–386.

Jonsson T., Karlsson P., Jonsson A. (2006) Food web structure affects the extinction risk of species in ecological communities. *Ecol. Model*;199:93–106.

Kaehler, S. and Williams, G. (1998). Early development of algal assemblages under different regimes of physical and biotic factors on a seasonal tropical rocky shore. *Marine Ecology Progress Series*, 172, pp.61-71.

Kelly E (ed.) (2005) The role of kelp in the marine environment. Irish Wildlife Manuals , No. 17. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.

Kendall MA, Widdicombe S, Davey JT, Somerfield PJ, Austen MCV, Warwick RM (1996) The biogeography of islands: preliminary results from a comparative study of the isles of Scilly and Cornwall. *J Mar Biol Assoc UK* 76:219–222

Kennelly, S.J., (1989). Effects of kelp canopies on understorey species due to shade and scour. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 50, 215–224

Kensler, C. and Crisp, D. (1965). The Colonization of Artificial Crevices by Marine Invertebrates. *The Journal of Animal Ecology*, 34(3), p.507.

Ketchum, B. (1972). *The water's Edge: critical problems of the coastal zone*. Cambridge: MIT Press.

Knowles, L.L., Bell, S.S., (1998). The influence of habitat structure in faunal-habitat associations in a Tampa bay seagrass system, Florida. *Bull. Mar. Sci.* 62, 781–794

Knox C (1977) The role of polychaetes in benthic soft- bottom communities. In: Reish DJ, Fauchald K (eds) *Essays on Polychaetous Annelids in memory of Dr. O. Hartman*. Allan Hancock Foundation, Los Angeles, p 547–604.

Knox, G. A. (2001). *The ecology of seashores*, 1^a Edição, CRC Press, 557 pp.

Kohn, A. J. (1967). Environmental complexity and species diversity in the gastropod genus *Conus* on Indo-West Pacific reef platforms. *Am. Nat.* 101:251-259.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J., & Dahl, K. (2007). *Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 114–125.

Kusza, I. Czerniawska (2004). Use of Artificial Substrates for Sampling Benthic Macroinvertebrates in the Assessment of Water Quality of Large Lowland Rivers. *Polish Journal of Environmental Studies* 13(5).

Leber, K.M., (1985). The influence of predatory decapods, refuge and microhabitat selection on seagrass communities. *Ecology* 1951–1964

Legendre, P. & Legendre, L., (2012). *Multiscale analysis: spatial eigenfunctions*. In *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier Science BV.

Lenihan, H. and Peterson, C. (1998). How Habitat Degradation through Fishery Disturbance Enhances Impacts of Hypoxia on Oyster Reefs. *Ecological Applications*, 8(1), p.128.

Levin, S. (1992). The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73(6), pp.1943-1967.

Lewis, J., Farnsworth, M., Burdett, C., Theobald, D., Gray, M. and Miller, R. (2017). Biotic and abiotic factors predicting the global distribution and population density of an invasive large mammal. *Scientific Reports*, 7(1).

Lewis, S.M. (1985). Herbivory on coral reefs: algal susceptibility to herbivorous fishes. *Oecologia*, 65, 370-375.

Lilley S.A. and Schiel D.R. (2006) Community effects following the deletion of a habitat-forming alga from rocky marine shores. *Oecologia* 148, 672–681

Lincoln, R.J., (1979). British marine amphipoda: gammaridea, London: British Museum (Natural History).

López-Jamar E., R. M. Cal, G. González, R. B. Hanson, J. Rey, G. Santiago and K. R. Tenore (1992) Upwelling and outwelling effects on the benthic regime of the continental shelf off Galicia, NW Spain. *Journal Marine Research*, 50, 465–488.

López-Jamar, E., Bode, A., Parra, S., Vázquez-Dorrío, A., (1996). . Seguimiento de la contaminación producida por el accidente del buque 'Aegean Sea': consecuencias del vertido de crudo del 'Aegean Sea' sobre la macrofauna bentónica submareal'. Ministerio Medio Ambiente, Spain, pp. 69e106.

Lueiro, X., Prego, R., (1999). La ría de Ferrol: revisión de su conocimiento. *Monografías de Química Oceanográfica* 1, 1e30

Lüning, L., Dring, M.J., (1985). Action spectra and spectral quantum yield of photosynthesis in marine macroalgae with thin and thick thalli. *Mar. Biol.* 87, 119–129.

MacArthur, R. H. (1972). *Geographical ecology*. Harper & Row, New York, NY. 269 pages.

MacArthur, R. H., and J. W. MacArthur. (1961). On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.

Magurran, A.E., (2004). *Measuring Biological Diversity*, Oxford: Blackwell Science.

Mangialajo, L., Chiantore, M. & Cattaneo-Vietti, R., (2008). Loss of furoid algae along a gradient of urbanisation, and structure of benthic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 358, pp.63–74.

Mann, K. H. (1973). Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science*, 182 (4116), 975-981.

Martínez M I, Montes De Oca E (1984) Observaciones sobre algunos factores microambientales y el ciclo biológico de dos especies de escarabajos rodadores (Coleoptera, Scarabaeidae, Canthon). *Folia Entomol Mex* 91: 47- 59.

Mayer, L. (1989). The Nature and Determination of Non-Living Sedimentary Organic Matter as a Food Source for Deposit Feeders. In: G. Lopez, J. Levinton and G. Taghon, ed., *Ecology of Marine Deposit Feeders*.

McCook, L.J. & Chapman, A.R.O., (1991). Community succession following massive ice-scour on an exposed rocky shore: effects of *Fucus* canopy algae and of mussels during late succession. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 154(2), pp.137–169

McCoy, E. D. & S. S. Bell, (1991). Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In Bell, S. S., E. D. McCoy & H. R. Mushinsky (eds), *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London: 3–27.

Menge, B. A., e Sutherland, J. P. (1987). Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist* , 730-757.

Menge, B. and Lubchenco, J. (1981). Community Organization in Temperate and Tropical Rocky Intertidal Habitats: Prey Refuges in Relation to Consumer Pressure Gradients. *Ecological Monographs*, 51(4), pp.429-450.

Menge, B.A., (1978). Predation intensity in a rocky intertidal community: effect of an algal canopy, wave action and desiccation on predator feeding rates. *Oecologia* 34, 17 – 35.

Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K., (2000). Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39, 245–257.

Moore PG (1973a) The kelp fauna of north east Britain I. Function of the physical environment. *J Exp Mar Biol Ecol* 13:97–125

Moore PG (1973b) The kelp fauna of northeast Britain. II. Multivariate classification: turbidity as an ecological factor. *J Exp Mar Biol Ecol* 13:127–163

Moore, P., Hawkins, S.J. & Thompson, R.C., (2007). Role of biological habitat amelioration in altering the relative responses of congeneric species to climate change. *Marine Ecology Progress Series*, 334, pp.11–19.

Mora, C. (2008). A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1636), pp.767-773.

Moreira, Juan & Díaz-Agras, Guillermo & Candás, María & Tato, Ramiro & Besteiro, Celia & Urgorri, Victoriano. (2012). Monitoring of subtidal mollusc assemblages in a highly urbanized environment: the Ría de Ferrol (Galicia, NW Iberian Peninsula). *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*. 19. 361.

Mukai, H. (1971). The phytal animals on the thalli of *Sargassum serratifolium* in the Sargassum region, with reference to their seasonal fluctuations. *Marine Biology*, 8(2), pp.170-182.

Myers, A. and Southgate, T. (1980). Artificial substrates as a means of monitoring rocky shore cryptofauna. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 60(04), p.963.

Nagelkerken, I., van der Velde, G., Gorissen, M., Meijer, G., Van't Hof, T. and den Hartog, C. (2000). Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(1), pp.31-44.

Nagle, J. S., (1968). Distribution of the epibiota of macroepibenthic plants. *Contr. mar. Sci. Univ. Texas*, Vol. 13, pp. 105-144.

Naylor, E.E., (1972). *British marine isopods: Keys and notes for the identification of the species*, London: Academic Press for the Linnean Society of London.

Nelder, J.A. & Wedderburn, R.W.M., (1972). Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society*, 135(3), pp.370–384.

Nelson, W.G., (1979). Experimental studies of selective predation on amphipods: consequences for amphipod distribution and abundance. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 38, 225–245

Nogueira, E., Perez, F.F., Rios, A.F., (1997). Seasonal patterns and long-term trends in an estuarine upwelling ecosystem (Ria de Vigo, NW Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44, 285-300.

Nombela, M.A., F. Vilas and G. Evans. (1995). Sedimentation in the mesotidal Rías Bajas of Galicia (north-western Spain): Ensenada de San Simón Inner Ría de Vigo. *Spec. Publ. Int. Ass. Sediment.*, 24: 133-149.

Norderhaug KM, Christie H, Fredriksen S (2007) Is habitat size an important factor for faunal abundances on kelp (*Laminaria hyperborea*)? *J Sea Res* 58: 120–124

Norderhaug, K., Christie, H. and Rinde, E. (2002). Colonisation of kelp imitations by epiphyte and holdfast fauna; a study of mobility patterns. *Marine Biology*, 141(5), pp.965-973.

Norderhaug, K.M., Christie, H., Rinde, E., Gundersen, H., Bekkby, T., (2014). Importance of wave and current exposure to fauna communities in *Laminaria hyperborea* kelp forests. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 502, 295–301.

Nybakken, J. W. (1997). *Marine biology: an ecological approach*. Addison-Wesley Educational Publishers, 4th Ed., 481pp.

Nybakken J.W. (2001). *Marine biology: An ecological approach*. San Francisco, CA: Benjamin/Cummings.

Oksanen, J. et al., (2016). *vegan: Community Ecology Package*, Available at: <http://cran.rproject.org/package=vegan>.

Oosting HJ (1956) *The study of plant communities (an introduction to plant ecology)*, 2nd edn. WH Freeman and CO, San Francisco, CA

Paine, R. T. (1966). Food Web Complexity and Species Diversity. *The American Naturalist*, 100 (910), 65-75.

Paine, R.T., (1969). A note on trophic complexity and community stability. *The American naturalist*, 103(929), pp.91–93.

Peattie, M. and Hoare, R. (1981). The sublittoral ecology of the Menai Strait. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13(6), pp.621-635.

Pereira SG, Lima FP, Queiroz NC, Ribeiro PA (2006) Biogeographic patterns of intertidal macroinvertebrates and their association with macroalgae distribution along the Portuguese coast. *Hydrobiologia* 555:185-192.

Pereira, L. & Neto, J.M., (2015). *Marine Algae - Biodiversity, Taxonomy, Environmental Assessment and Biotechnology*, Coimbra: CRC Press.

Pereira, L., (2004). *Estudos em macroalgas carragenófitas (Gigartinales, Rhodophyceae) da costa portuguesa - Aspectos ecológicos, bioquímicos e citológicos*. Universidade de Coimbra.

Pereira, L., (2009). *Guia Ilustrado das Macroalgas - Conhecer e reconhecer algumas espécies da flora portuguesa*,

Pereira, S.D.C., (2014). *Macrofauna associada às estruturas de fixação de Saccorhiza polyschides (Lightfoot) Batters*. University of Minho.

Perillo, G. (1995). Chapter 2 Definitions and Geomorphologic Classifications of Estuaries. *Developments in Sedimentology*, pp.17-47.

Pielou EC (1977) *Mathematical ecology*. John Wiley & Sons, New York

Pinedo, S., García, M., Satta, M.P., Torres, M.D. & Ballesteros, E. (2007). Rocky-shore communities as indicators of water quality: A case study in the Northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55, 126- 135.

Pita, P., Fernández-Márquez, D., Antelo, M., Macho, G. and Villasante, S. (2019). Socioecological changes in data-poor S-fisheries: A hidden shellfisheries crisis in Galicia (NW Spain). *Marine Policy*, 101, pp.208-224.

Prego, R. and Bao, R. (1997). Upwelling influence on the Galician coast: silicate in shelf water and underlying surface sediments. *Continental Shelf Research*, 17(3), pp.307-318.

Prego, R., (1993). Biogeochemical patterns of phosphate in a Galician ria (Northwestern Iberian Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37, 437–451.

Prego, R., Barciela, M. C. & Varela, M. (1999). Nutrient dynamics in the Galician coastal area (Northwestern Iberian Peninsula): do the Rias Bajas receive more nutrient salts than the Rias Altas? *Continental Shelf Research*, 19, 317-334.

Prego, R., Fraga, F., (1992). A simple model to calculate the residual flows in a Spanish ria. Hydrographic consequence in the ria of Vigo. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34, 603–615.

Price, M. (1978). The Role of Microhabitat in Structuring Desert Rodent Communities. *Ecology*, 59(5), pp.910-921.

R Core Team, (2014). R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Raffaelli, D. & Hawkins, S., (1999). *Intertidal Ecology*, Kluwer Academic Publishers.

Reed, D. C., e Foster, M. S. (1984). The effects of canopy shading on algal recruitment and growth in a giant kelp forest [*Macrocystis*, *Pterygophora*]. *Ecology: a publication of the Ecological Society of America* .

Ribera, M. A., Gomez Garreta, A., Gallardo, T., Cormaci, M., Furnari, G., e Giaccone, G. (1992). Check-list of Mediterranean seaweeds. I. Fucophyceae (Warming, 1884). *Botanica marina* , 35 (2), 109-130.

Robinson, S. K. et al. (1995). Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. – *Science* 267: 1987–1990.

Rodríguez, S.R., Ojeda, F.P., Inestrosa, N.C., (1993). Settlement of benthic marine invertebrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97, 193–207.

Russo, A. R. (1987). Role of habitat complexity in mediating predation by the gray damselfish *Abudefduf sordidus* on epiphytal amphipods. *Marine Ecology, Progress Series* 36: 101-105.

Saldanha, L. & Sacarrão, G.F., (1997). *Fauna Submarina Atlântica: Portugal Continental, Açores e Madeira*, Publicações Europa-América.

Sarkar, D., (2008). *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*, New York: Springer.

Schiel, D. R and Hickford, M. J. H. (2001). Biological structure of nearshore rocky subtidal habitats in southern New Zealand. *Sci. Conserv.* 182.

Schiel, D. R., e Foster, M. S. (2006). The population biology of large brown seaweeds: ecological consequences of multiphase life histories in dynamic coastal environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* , 343-372.

Schiosser, I. J. (1987b). A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. Pages 17-24 in: *Community and evolutionary ecology of North American Stream Fishes*. W. J. Matthews and C. W. Hems (eds.). University of Oklahoma Press, Norman, OK.

Schmidt, A. L., e Scheibling, R. E. (2006). A comparison of epifauna and epiphytes on native kelps (*Laminaria* species) and an invasive alga (*Codium fragile* ssp. *tomentosoides*) in Nova Scotia, Canada. *Botanica Marina* , 49 (4), 315-330

Schoener, A. (1974) Experimental zoogeography: colonization of marine mini-islands. *American Naturalist*, 108, 715-738.

Sheik Mujabar, P. and Chandrasekar, N. (2011). Coastal erosion hazard and vulnerability assessment for southern coastal Tamil Nadu of India by using remote sensing and GIS. *Natural Hazards*, 69(3), pp.1295-1314.

Simpson, G. G. (1964). Species density of North American recent mammals. *Syst. Zoo!*. 13:57-73.

Small, C. and J. Nicholls, R. (2003). A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research* 19(3).

Smith C, L, & Tyler J, C, (1972) Space resource sharing in a coral reef fish community. *Butt. Nat. Hist. Alus. Los Aitgetes County* 14, 125-70.

Smith SDA, Rule MJ (2002) Artificial substrata in a shallow sublittoral habitat: do they adequately represent natural habitats or the local species pool? *J Exp Mar Biol Ecol* 277:25–41

Sogard, S. M. (1989). Colonization of artificial sea- grass by fishes and decapod crustaceans: importance of proximity to natural eelgrass beds. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 133:15-37.

Spies TA (1998) Forest structure: a key to the ecosystem. *Northwest Sci* 72:34–39

Steele, D.H. (1988). What is the amphipod lifestyle ? *Crustaceana Supplement* 13:134-142.

Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A., Tegner, M.J., (2002). Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation* 29, 436–459.

Taylor, R.B., Cole, R.G., (1994). Mobile epifauna on subtidal Brown seaweeds in northeastern New Zealand. *Mar. Ecol., Prog. Ser.* 115, 271–282.

Tenore K. R., M. Alvarez-Ossorio, L. P. Atkinson, J. M. Cabanas, R. M. Cal, H. J. Campos, F. CastiUejo, E. J. Chesney, N. G6nzalez, R. B. Hanson, C. R. McClain, A. Miranda, M. Noval, M. R. Romin,

J. Sinchez, G. Santiago, L. Valdés, M. Varela and J. Yoder (1982) Fisheries and oceanography off Galicia, NW of Spain (FOG): mesoscale spatial and temporal changes in physical processes and resultant patterns of biological productivity. *Progress in Oceanography*, 47,701-772.

Terlizzi, A., Anderson, M., Fraschetti, S. and Benedetti-Cecchi, L. (2007). Scales of spatial variation in Mediterranean subtidal sessile assemblages at different depths. *Marine Ecology Progress Series*, 332, pp.25-39.

Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager & F. Jeltsch, (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.

Thompson, R. C., Crowe, T.P. & Hawkins, S. J. (2002). Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25. *Environmental Conservation*, 29 (2): 168– 191.

Thrush, S. and Dayton, P. (2002). Disturbance to Marine Benthic Habitats by Trawling and Dredging: Implications for Marine Biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), pp.449-473.

Tokeshi, M. & S. Arakaki, (2012). Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia* 685: 27–47.

Torre Enciso, E. (1958). Estado actual del conocimiento de las rías galegas. In *Homenaje a R. Otero Pedrayo* (pp. 237-250). Ed. Galaxia, Vigo.

Torsten, Hothorn, Bretz, F. & Peter, W., (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), pp.346–363.

Tukey, John (1949). "Comparing Individual Means in the Analysis of Variance". *Biometrics*. 5 (2): 99–114. JSTOR 3001913

Turner, B., Bell, S., McCoy, E. and Mushinsky, H. (1991). Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space. *The Journal of Ecology*, 79(2), p.558.

Tyrrell MC. (2005). Gulf of Maine Marine Habitat Primer. Gulf of Maine Council on the Marine Environment. 54 pp

Underwood AJ (1992) Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable world. *J Exp Mar Biol Ecol* 161:145-178

Underwood AJ, Chapman MG (1996) Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* 107:212–224.

Underwood AJ, Chapman MG, Connell SD (2000) Observation in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *J Exp Mar Biol Ecol* 250:97–115

Underwood, A. (1981). Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: Patterns of vertical distribution and seasonal changes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 51(1), pp.57-85.

Underwood, A. and Jernakoff, P. (1984). The effects of tidal height, wave-exposure, seasonality and rock-pools on grazing and the distribution of intertidal macroalgae in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 75(1), pp.71-96.

Underwood, J. (2000). Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250, 51-76.

Valentine, J. and Heck, K. (1999). Seagrass herbivory: evidence for the continued grazing of marine grasses. *Marine Ecology Progress Series*, 176, pp.291-302.

Velimirov, B., Griffiths, C.L., (1979). Wave-induced kelp movement and its importance for community structure. *Bot. Mar.* 22, 169 – 172

Venables, W.N. & Ripley, B.D., (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edi., New York: Springer.

Vidal-Romani, J.R., (1984). A orixe das R|as Galegas. Estado da cuesti|n (1886-1983). *Cuad. Area Cienc. Mar.* 1, 13^25.

Viejo RM (1999) Mobile epifauna inhabiting the invasive *Sargassum muticum* and two local seaweeds in northern Spain. *Aquat Bot* 64:131–149

Vilas, F. (2002). R|as and tidal-sea estuaries in: *Knowledge for Sustainable Development, an insight into the Encyclopedia of Life Support Systems*. UNESCOEOLSS (ed.) vol 2, theme 11.6.3, 799-829.

Villares, R., Puente, X. & Carballeira, A. (2001). *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. *Hydrobiologia*, 462, 221-232.

Vince, S., I. Valiela, N. Backus, and J. M. Teal. (1976). Predation by the salt marsh killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) in relation to prey size and habitat structure: consequences for prey distribution and abundance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 23:255-266.

Virnstein, R. and Curran, M. (1986). Colonization of artificial seagrass versus time and distance from source. *Marine Ecology Progress Series*, 29, pp.279-288.

Walsh, W. J. (1985). Reef fish community dynamics on small artificial reefs: The influence of isolation, habitat structure, and biogeography. *Bulletin of Marine Science* 36: 357-376.

Wang, Y. et al., (2012). mvabund: an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology & Evolution*, 3(3), pp.471–474.

Whittaker RH, Levin SA (1977) The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theor Pop Biol* 12:117-139

Wickham, H., (2007). Reshaping Data with the reshape Package. *Journal of Statistical Software*, 21(12), pp.1–20.

Wickham, H., (2009). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*, Springer-Verlag New York.

Wickham, H., (2016). *Scale Functions for Visualization*, New York: Springer.

Wieser, W., (1959). Zur Ökologie der Fauna mariner Algen mit besonderer Berücksichtigung des Mittelmeeres. – *Int. Revue. ges. Hydrobiol.* 44: 137-180.

Wilson EO (1992). The Diversity of Life . IN: Kelly, E. (ed.) (2005) The role of kelp in the marine environment. *Irish Wildlife Manuals* , No. 17. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.

Woodin, S. (1978). Refuges, Disturbance, and Community Structure: A Marine Soft-Bottom Example. *Ecology*, 59(2), pp.274-284.

Woodin, S. (1981). Disturbance and Community Structure in a Shallow Water Sand Flat. *Ecology*, 62(4), pp.1052-1066.

Wooster, W.S., Bakun, A., McLain, D., (1976). The seasonal upwelling cycle along the eastern boundary of the North Atlantic. *J. Mar. Res.* 34 (2), 131–141.

Worm, B., Lotze, H. and Sommer, U. (2000). Coastal food web structure, carbon storage, and nitrogen retention regulated by consumer pressure and nutrient loading. *Limnology and Oceanography*, 45(2), pp.3