



**Linda Maria  
Fernandes Barreto  
Lopes**

**Biodiversidade da macrofauna de uma praia  
estuarina sujeita a impacto de marisqueio**

## **DECLARAÇÃO**

Declaro que este relatório é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.



Universidade de Aveiro Departamento de Biologia  
Ano 2016

**Linda Maria  
Fernandes Barreto  
Lopes**

**Biodiversidade da macrofauna de uma praia  
estuarina sujeita a impacto de marisqueio**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Biologia Marinha, realizada sob a orientação científica da Doutora Clara Lúcia Ferreira Rodrigues, Investigadora de Pós-Doutoramento do CESAM e Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro e sob a co-orientação da Professora Doutora Maria Marina Pais Ribeiro da Cunha, Professora Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro.

## **o júri**

presidente

**Prof. Doutor João António de Almeida Seródio**  
professor auxiliar com Agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

**Doutora Joana Pedroso de Lima Cabral de Oliveira**  
investigadora de Pós-Doutoramento do Centro de Ecologia Funcional, Universidade de Coimbra

**Doutora Clara Lucia Ferreira Rodrigues**  
investigadora de Pós-Doutoramento do Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro

## agradecimentos

Ao longo da realização deste trabalho, muitos foram aqueles que me apoiaram, ao quais gostaria de deixar o meu agradecimento.

À Doutora Clara Lúcia, minha orientadora, pessoa que tudo fez e tudo disponibilizou para que esse trabalho se concretizasse. Agradeço a ela pela enorme paciência, pelos conselhos, pela forma amável que me corrigiu e encarrou todos os momentos menos bons desse trabalho, mas também pela forma responsável e de total entrega com que assumiu esse desafio;

À professora Doutora Marina Cunha, agradeço o acolhimento e toda a orientação inicial, a condução de toda a parte prática deste trabalho, a humildade e a simpatia de que utilizou para transmitir os conhecimentos, a paciência e o encorajamento que tão necessários foram para a conclusão deste estudo;

À Doutora Ana Hilário, por todo o apoio prestado desde o primeiro momento prático desse estudo, pelo jeito simples e carinhoso de tratar e por ter-se colocado sempre à disposição;

À Doutra Ascensão Ravara, por todo o apoio, sobretudo na identificação dos poliquetas.

A todos do LEME (Laboratório de Ecologia Marinha e Estuarina), em especial aqueles que tão bem me acolheram no primeiro momento, quero agradecer toda a ajuda prestada e dizer que tive um enorme prazer em conviver convosco;

Os meus agradecimentos também são para todos os amigos que de alguma maneira participaram na concretização de mais esse objetivo;

Aos meus familiares, sem dúvida o meu pilar! Obrigada Pai e Mãe por todo o amor, por todo o apoio e pelas orações. Aos meus irmãos, meus melhores amigos, um muito obrigada! Ao meu esposo, pessoa que sempre esteve comigo, comemorando cada pequena vitória mas também quem me segurou (todas as vezes que tropecei) e me fez continuar a caminhada! Obrigada por se desdobrar nos cuidados com a nossa “pequena família”, quando muitas vezes ao longo deste trabalho, não pude estar presente;

Aos Meus filhos, “meninos” incríveis! Obrigada por cada abraço apertado, por cada gesto carinhoso, por cada sorriso largo quando entro em casa e por cada momento de preocupação com a mamãe! Amo-vos!

## palavras-chave

Praia estuarina, macrofauna, zonação, impactos

## resumo

As praias sedimentares são ecossistemas estratificados, altamente produtivos que servem de habitats a uma enorme variedade de espécies. A variedade morfodinâmica deste tipo de praias, que podem ser desde refletivas a dissipativas, depende de factores como tamanho do grão de sedimento, ação das ondas e o regime das marés. A instabilidade destes factores pode condicionar a distribuição da comunidade macrobentónica e a capacidade de adaptação dos organismos às mudanças ambientais, sendo esta última considerada uma característica chave nos organismos que habitam as praias arenosas. A capacidade de adaptação, aliada à procura pela otimização de condição de vida, são entre outros factores, os principais responsáveis pela ocorrência da “zonação” das comunidades ao longo do ambiente intertidal. Este trabalho teve como objectivo caracterizar a biodiversidade da macrofauna de uma praia estuarina sujeita a impacto de marisqueio e comparar os resultados obtidos com resultados de um estudo idêntico realizado há 15 anos atrás. A área de estudo é localizada na margem ocidental do curso inferior do canal de Mira (Ria de Aveiro, Portugal). Foram realizadas duas amostragens sazonais (outubro, outono e Junho, primavera) numa área rectangular (25 x 120 m) onde era possível observar zonas com características macroscópicas diferentes o que permitiu dividir a área de estudo em 5 subáreas: supralitoral (SL), eulitoral superior (ES), eulitoral médio (EM), eulitoral inferior (EI) e infralitoral (IL). Em cada estrato foram amostradas 5 réplicas nas quais foram efectuadas medições *in situ* dos valores da temperatura, condutividade, pH e oxigénio dissolvido e recolha de sedimentos para determinação de conteúdo em água e matéria orgânica, concentração de clorofila a, análise granulométrica e caracterização da macrofauna. De uma maneira geral verificou-se uma maior concentração de finos, matéria orgânica e clorofila a e uma menor permeabilidade e percentagem de oxigénio dissolvido (condições reduzidas junto à superfície) na faixa inferior da praia (EI e IL), zona claramente dissipativa. Com a zona superior a mostrar características refletivas, a área de estudo pode ser descrita como uma praia do tipo morfodinâmico intermédio com variações na distribuição da macrofauna ao longo do gradiente vertical. Foi visível, uma grande diferença na abundância, densidade média e número de *taxa* entre os estratos superiores e inferiores. Em ambas as estações de amostragem (primavera e outono) ocorreu de SL para IL um aumento dos valores médios da riqueza específica e densidade. O resultado do MDS mostrou a separação de três grupos: dois mais dispersos (com a separação das amostras de SL e ES) e um terceiro com as réplicas dos estratos inferiores (EM, EI e IL). Dos 4293 espécimes recolhidos (62 *taxa*), mais de metade (2380) ocorreram na primavera altura em que também se registaram maiores índices de diversidade e maiores densidades médias

Polychaeta foi o grupo com maior número de *taxa* e com maior contribuição para a abundância total, tendo sido o poliqueta *Tharyx* sp. a espécie mais abundante. Mollusca foi o único grupo presente em todos os estratos de ambos os períodos de amostragem.

De uma maneira geral, as zonas descritas pelo modelo de zonação geralmente aceite para as praias arenosas, foram identificadas na área de estudo, com a presença de espécies características. SI foi dominado pelo crustáceo *Talitrus saltator* e *Eurydice Pulchra* ocorreu apenas em ES. EM foi caracterizado pela ocorrência de pequenos poliquetas e outras espécies de outros grupos, tendo estas aumentado de abundância nos dois estratos inferiores (EI e IL).

Verificaram-se alterações dos parâmetros ambientais e a nível da comunidade da macrofauna na área de estudo entre os dois estudos efectuados (2000 e presente), podendo ser estas associadas ao impacto da intensiva prática de marisqueio que ocorre na área.

**keywords**

Estuarine beach, macrofauna, zonation, impacts.

**abstract**

The sedimentary beaches are stratified ecosystems, highly productive, that are the habitat to a great variety of species. The morphodynamics of these beaches vary from reflective to dissipative, depending of factors such as grain size, wave action and tide cycles. The variability of these factors can constrain the distribution of the macrobenthic assemblages. The adaptation capability to the environmental changes is a key feature of the organisms that inhabit the sandy beaches. This characteristic, allied to the search for optimal living conditions are, among others, responsible for the community zonation that can occur in the intertidal environment. The main goal of this work was to characterize the macrofauna biodiversity of an estuarine beach subjected to the impact of bait and shellfish harvesting. The results are compared with a previous study carried out 15 years ago. The study area is located in the western margin of the lower stream of Canal de Mira (Ria de Aveiro, Portugal). Two seasonal sampling (June, Spring and October, Autumn) were carried out in a rectangular area (25x120m) where zones with distinct macroscopic features were visible, allowing to separate five strata: supralittoral fringe (SL), upper eulittoral (ES), middle eulittoral (EM), lower eulittoral (EI) and infralittoral (IL)). In each stratum five replicates were taken and in situ measurements were made for temperature, conductivity, pH and dissolved oxygen. Sediment was collected for determination of moisture and organic content, grain size analysis, determination of chlorophyll a and macrofaunal characterization. A higher mud content and chlorophyll a concentration and a lower permeability and dissolved oxygen (reduced conditions) were observed in the lower zone of the beach (EI and IL) with typical dissipative features. Taking into account that the upper zone showed reflective features, the study area can be categorized as an intermediate morphodynamic beach type with variations of the macrofauna distribution over the vertical gradient. The observed difference between the abundance, average density and taxa number of the lower and upper strata was high. In both seasonal sampling occasions (Spring and Autumn) an increase of species richness and density was visible from SL to IL. MDS results showed the separation of three groups: two more spread (with separation of the samples from SL and ES) and a third comprising the samples of the lower strata (EM, EI and IL). From the 4293 specimens collected during this study, ascribed to 62 taxa, more than half (2380) were collected during the Spring, where the highest diversity indexes and average densities occurred.

Polychaeta was the group with the highest number of taxa and contribution to the total abundance, with the polychaete *Tharyx* sp. being the most abundant species. Mollusca was the only group collected in all strata at both sampling occasions.

Overall, the study area matches the zonation model accepted for sandy beaches with zones typified by the presence of particular species: S1 was dominated by *Talitrus saltator*, *Eurydice pulcra* occurred only in ES, EM was characterized by the occurrence of small polychaetes and various species from other groups. Noteworthy was the increase of the abundance in the two lower strata (EI and IL). There were considerable changes both in the environmental parameters and the macrofauna assemblage between 2000 and 2015 which can be associated to the impact of harvesting that occurs in the area.

# Índice

<b>1 - Introdução</b>	<b>1</b>
1.1 - Caracterização da praia sedimentar	1
1.2 - Comunidade faunística	2
1.3 - Impactos antropogénicos nas praias sedimentares	3
1.3.1 - O marisqueio na Ria de Aveiro	5
1.4 - A importância da conservação	6
1.5 - Objectivos do trabalho	7
<b>2 - Materiais e métodos</b>	<b>8</b>
2.1 - Ria de Aveiro	8
2.1.1 - Caracterização geral	8
2.1.2 - Área de estudo	10
2.2 - Amostragem, procedimento laboratorial e tratamento de dados	10
2.2.1 - Parâmetros ambientais	12
2.2.2 - Comunidade Faunística	14
2.2.3 - Tratamento estatístico dos dados	14
<b>3 - Resultados</b>	<b>16</b>
3.1 - Caracterização espaço-temporal	16
3.1.1 - Parâmetros ambientais	16
3.1.2 - Macroinvertebrados	20
3.1.2.1 - Análise multivariada	22
3.1.2.2 - Distribuição espacial da macrofauna bentónica	23
3.1.3 - A macrofauna e os parâmetros ambientais	30
<b>4 - Discussão</b>	<b>31</b>
4.1 - O ambiente sedimentar	31
4.2 - Biodiversidade da macrofauna	32
4.2.1 - Comunidades faunísticas	32
4.2.2 - Zonação	35
4.3 - Evolução da área de estudo nos últimos 15 anos	36
<b>5 - Conclusão</b>	<b>38</b>
<b>6 - Referências bibliográficas</b>	<b>39</b>
<b>Anexos</b>	

## 1 - Introdução

As praias sedimentares, ambientes intertidais amplamente distribuídos, chegaram a ser consideradas no passado desertos biológicos, por aparentarem ser homogêneas e portadoras de um reduzido número de espécies. No entanto, vários estudos levados a cabo nesses ecossistemas revelaram-nos como sendo altamente produtivos e portadores de uma enorme variedade de espécies que os utilizam como área de refúgio, alimentação e reprodução (**Araujo Silva et al., 2004; Armonies & Reise, 2000; Dahl, 1952; Jarrin et al., 2009; Jedrzejczak, 2002; Lasiak, 1981, 1986; McLachlan & Brown, 2006; McLachlan & Dorvlo, 2005; Senta & Kinoshita, 1985; Rodrigues, 2004**).

### 1.1 - Caracterização da praia sedimentar

Em termos físicos, a praia sedimentar é definida por três variáveis: a granulometria dos sedimentos, a ação das ondas e regime das marés (**Short, 1996**). A interação entre esses factores produz um conjunto variado de praias morfodinâmicas que vão desde refletivas com um regime microtidal (praias estreitas com declives acentuados), a praias dissipativas com um regime macrotidal (praias largas com declives suaves) com quatro estados intermédios (**Short, 1999**). As praias arenosas devido à transferência de energia que ocorre entre o mar e a terra são consideradas ecossistemas-chave desta interface (**Gheskiere et al., 2005**).

Estas praias sofrem mudanças ambientais em toda a sua extensão, sobretudo no que diz respeito à granulometria, humidade, temperatura, salinidade, conteúdo orgânico, gradiente do pH, bem como acção física das ondas, vento e escoamento (**Colombini et al., 2002**).

A distribuição espacial da comunidade bentónica na praia depende de questões osmóticas e factores de emersão como intensidade da luz, variação da temperatura e a dessecação (**Cunha & Ravara, 2003**). Em praias arenosas, essa distribuição exhibe um certo nível de agregação e dinamismo (migrações reguladas pelo ciclo tidal, diurno, sazonal ou pelo próprio ciclo de vida dos organismos) (**Cupul-Magaña & Téllez-Duarte, 1997**).

A procura pela optimização de condições de vida por parte dos animais ao longo do ambiente intertidal acaba gerando uma eventual “zonação” das comunidades na praia, que por sua vez pode mudar certas características do ecossistema, não só em termos de abundância e distribuição das comunidades, mas também por causa da acção da bioturbação, tornando os sedimentos mais soltos e móveis (**Defeo et al., 1997; Dorgan et al., 2006; McLachlan & Brown, 2006**).

Estes ambientes, por serem altamente rigorosos, determinam que uma característica fundamental dos animais que habitam nessa área deve ser a adaptação comportamental, que só será eficaz se for expressa de forma rápida e flexível perante as mudanças ambientais **(Brown, 1996)**. É também a instabilidade desses ambientes, o responsável para que a comunidade não ocupe uma mesma área fixa por um longo período de tempo **(Brazeiro & Defeo, 1996; Degraer et al., 1999)**.

Verifica-se entretanto que o efeito físico na zona afectada pela maré é maior em praias refletivas do que dissipativas. Nestas últimas são os fatores biológicos como competição e predação intra e interespecífica os principais responsáveis pela estruturação da comunidade macrobentónica **(Knox, 2000; Defeo & McLachlan, 2005)**.

De uma maneira geral observa-se uma tendência para o decréscimo da riqueza específica, densidade e abundância total dos macroinvertebrados ao longo do gradiente morfodinâmico, de praia dissipativa para praia reflectiva, segundo a “Swash Control Hypotesis” (SCH) ou Hipótese de Controle da Maré, que sugere igualmente a maré como o factor que controla a estrutura da comunidade na região intertidal **(Brazeiro, 1999; Borzone et al., 1996; Defeo et al., 1992; Jaramillo & McLachlan, 1993 ; Mclachlan, 1990; McLachlan, 1996; McLachlan & Dorvlo, 2005 McLachlan et al., 1993; Veloso et al., 2003)**.

## **1.2 - Comunidade faunística**

As relações entre os animais e os sedimentos em ambientes costeiros foram intensamente discutidas durante a segunda metade do século passado **(Snelgrove & Butman, 1994)**. Não obstante as normais flutuações sazonais na densidade de populações da maioria das espécies estarem relacionados com muitos factores intrínsecos como dinâmica reprodutiva, estas também ocorrem espacialmente, ao longo do gradiente de exposição, nomeadamente mudanças na composição da comunidade macrobentónica da praia, provocadas pela instabilidade da zona intertidal. De uma maneira geral os crustáceos predominam em praias reflectivas enquanto os poliquetas mais sensíveis a exposição das ondas e sedimentos grosseiros, dominam a maioria das praias dissipativas **(Cardoso & Veloso, 1996; Cardoso & Veloso, 2003; Defeo et al., 2009; Defeo & McLachlan 2005; Fonseca et al., 2000; Veloso & Cardoso, 1999)**. Vários estudos têm confirmado que a distribuição espacial da fauna bentónica de praias, do entremarés ao sublitoral, é particularmente sensível a mudanças naturais e induzidas nos sedimentos. Sendo assim, a ocorrência das espécies depende, entre outros fatores, da exposição da praia e do conteúdo de

água nos sedimentos. Marés e tempestades podem alterar a zonação no entremarés, enquanto correntes dirigidas por ondas dominam a zona sublitoral, onde barreiras e bancos migram em resposta as mudanças na condição das ondas **(Brown & McLachlan, 1990)**.

Bactérias, diatomáceas e invertebrados como poliquetas, moluscos e crustáceos, são organismos que desempenham um papel importante no funcionamento ecológico das praias, como a produção primária (diatomáceas), decomposição (bactérias) e consumidores primários (bactérias heterotróficas, parte do meiobentos, organismos macrobentónicos suspensívoros e herbívoros) **(Knox, 2000)**.

A meiofauna representa um grupo importante de praias arenosas na medida em que participa na dieta alimentar de diferentes classes de organismos e integra processos de biomineralização da matéria orgânica **(Coull, 1988)**. A sua distribuição é condicionada pela granulometria do sedimento, salinidade da água, presença de oxigénio, composição química da água intersticial e disponibilidade de alimento **(Giere, 1993; McLachlan & Brown, 2006; Ndaro et al., 1995)**.

### **1.3 - Impactos antropogénicos nas praias sedimentares**

A intensificação da perturbação e destruição dos habitats, bem como o consumo de recursos naturais por parte da população humana, tem causado enormes impactos negativos aos ecossistemas a nível mundial **(Defeo et al., 2009)**. O principal motivo não pode ser dissociado do acelerado aumento populacional mundial, que desde a segunda Guerra Mundial duplicou e que se espera chegar aos 8,5 biliões em 2025 **(Gray, 1997)**.

O crescimento populacional descontrolado acaba por acentuar a utilização dos recursos das áreas costeiras, provocando a degradação, fragmentação e destruição de habitats **(Gray, 1997)**. A população humana tem vindo a avançar em direcção à costa e sabe-se que há pelo menos dois séculos o homem começou a instalar-se nas praias arenosas; estima-se que grande parte da população mundial (67 %) vive nessas áreas, com tendência para que esse número duplique até 2030 **(Gray, 1997; Martínez et al., 2007; Nordstron, 2000; Roberts & Hawkins, 1999)**. Para além disso, muitas das maiores cidades do mundo onde a taxa do crescimento populacional é elevada, ficam próximas da linha de costa **(Gray, 1997)**.

Além das populações residentes nas zonas costeiras, existem os turistas fortemente atraídos por esses ambientes quer como destino de férias, quer para prática de actividades recreativas ocasionais **(Davenport & Davenport, 2006; Jennings, 2004; Schlacher et al., 2007)**. Assiste-se actualmente a um investimento cada vez maior na área do turismo, motor económico de muitos

países, o que se traduz na prática num crescente padrão de urbanização das praias e melhorias de infra-estruturas turísticas (Davenport & Davenport, 2006; Hocking & Twyford, 1997). A elevada ocupação humana acaba por perturbar os ecossistemas costeiros através de um leque variado de actividades, tais como exploração de recursos como colheita de animais para isco ou alimento, campismo, uso de veículos, preparação de espaços para actividades recreativas como mergulho, caminhadas e banhos de sol (Davenport & Davenport, 2006; Hocking & Twyford, 1997; Schlacher *et al.*, 2007; Schlacher & Thompson, 2008). Até mesmo a circulação dos ecologistas bentónicos nessas áreas, ainda que para recolha de amostras para estudos a favor da ciência, pode representar motivo de perturbação (Rossi *et al.*, 2007). Estas actividades acabam por afectar negativamente as praias e modificar as suas características físicas naturais (Schlacher *et al.*, 2007). O efeito direto ocorre na comunidade da macrofauna, alterando os seus padrões de distribuição, bem como os processos ecológicos que o moldam, levando à deslocação ou até mesmo ao desaparecimento de *taxa* mais sensíveis, resultando em perdas/diminuição significativas da biodiversidade (Defeo *et al.*, 2009; Underwood & Peterson, 1988). Por exemplo, nos substratos rochosos, o pisoteio pode afetar organismos marinhos quer por via direta através da remoção ou esmagamento, quer por via indireta, através da deslocação de espécies que podem interagir com a comunidade através da competição e predação (Brosnan & Crumrine, 1994).

No caso específico de ecossistemas de praias arenosas, a questão do pisoteio pode ser avaliada em duas vertentes: populacional e da comunidade. Como exemplo de casos de estudo da vertente populacional, temos o efeito do pisoteio nas espécies de decápodes (Ocypodidae) e anfípodes (*Talitrus saltator*), ambos frequentes na região supralitoral (Barros, 2001; Lucrezi *et al.*, 2009; Ugolini *et al.*, 2008; Veloso *et al.*, 2008); Em relação à vertente da comunidade, os impactos foram estudados quer em experiências de controlo, quer em observações de campo, comparando áreas altamente pisoteadas com zonas de controlo (Jaramillo *et al.*, 1996; Moffett *et al.*, 1998; Veloso *et al.*, 2006). Esses estudos revelaram que a abundância da macrofauna na área pisoteada é sempre inferior à da zona de controlo, embora esses resultados possam estar dependentes de outros factores como urbanização e desenvolvimento costeiro (Schlacher *et al.*, 2014).

A nível da zona infralitoral, o pisoteio verifica-se essencialmente aquando da colheita de isco, ou de alguns bivalves comercialmente importantes (*Cerastoderma edule*, por exemplo) (marisqueio). Nestes casos, o efeito faz-se sentir em menor escala, embora os próprios meios usados para remover o animal, como escavação ou uso de bombas de isca, sejam agentes de

perturbação. Estes agentes podem levar a que animais que tem como habitat natural a superfície acabem por ficar soterrados, ou no sentido inverso; Em ambas as situações, não se adaptando, esses animais podem morrer, levando ao desequilíbrio nas interações biológicas, com consequências para a comunidade **(Contessa & Bird, 2004; Peterson, 1977)**.

Quando intensamente pisoteadas, as zonas de vasa acabam por ver alteradas a própria complexidade topográfica do sedimento, afetando de forma indirecta o recrutamento e a distribuição de espécies como microalgas e/ou macrofauna **(Cruz Motta et al, 2003; Rossi & Chapman, 2003; Wynberg & Branch, 1994)**. Além disso o pisoteio acaba por compactar o sedimento, com conseqüente alteração na taxa de acumulação de nutrientes e de oxigénio, bem como na troca com a água, comprometendo novamente a dinâmica e distribuição dos animais da comunidade **(Contessa & Bird, 2004)**.

### 1.3.1 - O marisqueio na Ria de Aveiro

A actividade de marisqueio (quer em praias arenosas ou rochosas) que visa a apanha de bivalves e de poliquetas remonta a eras antigas e a quantidade de mariscos colectados tem vindo a aumentar ao longo dos tempos **(Jerardino, 2010)**. Em Portugal o uso de bivalves na alimentação humana é uma prática antiga, sendo o marisqueio frequente em águas rasas das lagunas, estuários e rias. Durante uma única maré, uma equipa pode colher 400-500 kg de amêijoas, berbigão, ou mexilhões **(Ruano, 1997)**.

Na Ria de Aveiro o marisqueio é uma actividade tradicional e de grande relevância, tendo sido identificadas já no final da década de 1990, nas zonas intertidais do canal de Mira um número total médio de 42,5 colectores por maré diurna **(Luis, 1998)**. A recolha de isco para a pesca recreativa como por exemplo a “serradela” (*Nereis diversicolor*), a “bicha-branca” (*Nephtys* spp.) e o “casulo” (*Diopatra neapolitana*) tem aumentado especialmente nos bancos intertidais do Canal de Mira, tendo a colheita anual deste recurso sido estimada em 45 toneladas por ano, com um valor comercial de 325 mil Euros **(Cunha et al., 2005)**.

Os bivalves representam o recurso explorado mais importante na Ria de Aveiro, sendo o berbigão (*Cerastoderma edule*) o recurso comercial mais valioso, a representar mais de 90% dos mariscos colhidos na laguna (250 profissionais licenciados) **(DGPA, 2011; Neto, 2011)**. No verão, no período da baixa-mar (sobretudo aos fins de semanas) nota-se uma intensificação da prática de marisqueio (sobretudo a artesanal). Apesar dos aspectos positivos deste tipo de actividades para a macrofauna, como por exemplo deixar na areia espécimes descartados ou danificados que

servem de fonte de alimentos para muitos invertebrados, ou manter a dinâmica da comunidade (quando pisoteados a baixo nível), vários estudos confirmam o efeito negativo da apanha de marisco e pisoteio sobre a macrofauna das praias arenosas **(Andersen, 1995; García et al., 2015)**.

#### **1.4 - A importância da conservação**

Modificações em larga escala dos ecossistemas de praias arenosas produzidas essencialmente por ações antrópicas, são alguns dos principais responsáveis por grande parte das ameaças sobre a biodiversidade marinha que ocorre no litoral, sobretudo nas praias arenosas que dominam esse tipo de ecossistema **(Defeo et al., 2009; Mclachlan & Brown, 2006)**.

No passado, a maior parte dos estudos efetuados em praias sedimentares, procurou associar as variações temporais e espaciais nas populações e comunidades macrobentónicas à parâmetros ambientais e processos biológicos e apenas uma minoria tentou conhecer as reais consequências da perturbação humana na estrutura da comunidade e nos processos populacionais nas praias arenosas **(Alves & Pezzuto, 2009; Barros et al., 2001; Borzone et al., 1996; Lercari & Defeo, 2003; Souza & Borzone, 2000; Souza & Borzone, 2007)**. Atualmente assiste-se a um crescente interesse em estudos que visam conhecer os impactos da perturbação humana nestes habitats.

Os resultados da interferência antropogénica devem ser avaliados com cuidado uma vez que os impactos das acções operam a diferentes frequências e intensidades, sendo igualmente dependentes dos padrões de atividades de lazer que variam entre locais **(Veloso et al., 2008)**. Esta crescente ameaça da pressão humana sobre os ecossistemas marinhos e costeiros, permitiu já o reconhecimento da necessidade de protecção de exemplares representativos da biodiversidade marinha nesses habitats, a constatação da ineficácia dos instrumentos de protecção jurídica bem como a percepção de que quando a sustentabilidade económica é preferível à sustentabilidade biológica, os custos ambientais associados são sempre substanciais e a ameaça à integridade ecológica dos ecossistemas costeiros mantém-se sempre presente **(Davenport & Davenport, 2006; Gray & Elliot, 2009; Keller et al., 1995; Lucrezi et al., 2009)**. O desafio para uma gestão integrada destes ecossistemas passa pelo conhecimento da sua vulnerabilidade ambiental através dos processos ambientais, ecológicos e socio-económicos que os envolvem **(Sousa, 2008)**.

Os habitats intertidais representam ecossistemas extremamente valiosos e tidos como um dos mais produtivos a nível mundial **(Masero, 2003; Morgado et al., 2009)**. Estes ecossistemas, devido ao facto de serem desde há muito foco de assentamento humano, figuram entre os mais

críticos em termos de ameaça à sua sustentabilidade, sendo as principais de origem antrópica **(Durell *et al.*, 2006; Hötker, 1994; Masero, 2003; Rehfisch, 1994; Rodrigues *et al.*, 2011; Sanderson *et al.*, 2006).**

No caso da ria de Aveiro, uma das maiores, mais expressivas e biologicamente mais significativas zonas litorais húmidas de Portugal, regista-se uma forte antropização nos habitats costeiros **(Dias *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2011).** Esta laguna e os seus habitats intertidais apresentam uma série de serviços essenciais de elevada importância ecológica e económica que ao longo das últimas décadas tem sofrido vários impactos com o aumento da pressão humana **(Lillebø *et al.*, 2011).**

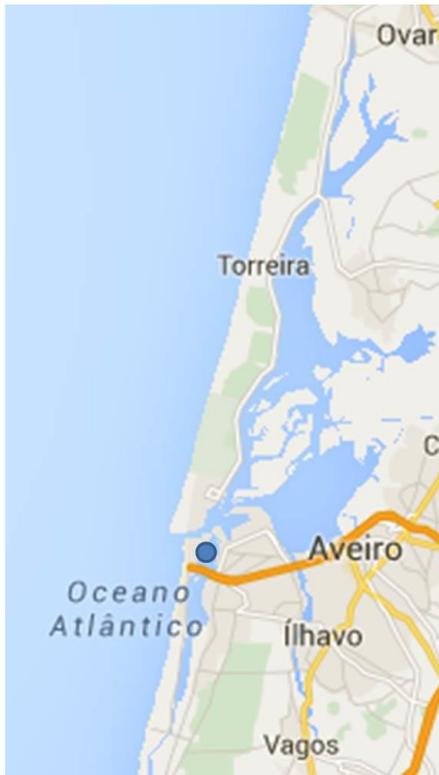
### **1.5 - Objectivos do trabalho**

Nos últimos anos verificou-se um aumento da prática da atividade de marisqueio na Ria de Aveiro, pelo que é fundamental conhecer o efeito que esta atividade tem nas comunidades macrobentónicas. Este estudo ao ser efetuado numa praia estuariana anteriormente estudada **(Cunha & Ravara, 2003)** pretende discutir a evolução da comunidade macrobentónica nos últimos 15 anos através da sua caracterização.

## 2 - Materiais e métodos

### 2.1 - Ria de Aveiro

#### 2.1.1 - Caracterização geral



**Figura 1** - Situação geográfica da Ria de Aveiro e localização da área de estudo (Google maps)

A Ria de Aveiro é um sistema lagunar mesotidal de águas pouco profundas localizada na costa ocidental da zona centro, à latitude de 40 ° 40'N, numa região denominada Orla Mesozóica Ocidental Portuguesa. A formação desta laguna de topografia irregular e bastante complexa, remonta ao século X por depósito de sedimentos paralelamente à linha de costa (Dias & Lopes, 2006; Morgado *et al.*, 2009; Sampaio, 2001).

Orientada no sentido NNE-SSW e cobrindo uma área total variável entre 43 e 47 Km<sup>2</sup> (baixa-mar e preia-mar respectivamente), a Ria de Aveiro apresenta cerca de 45 km de comprimento, 10 km de largura, e uma profundidade média de cerca de 1 m (relativamente ao zero hidrográfico), excepto nos canais de navegação onde ações de drenagem são efetuadas (Amorim, 2002; Cunha *et al.*, 1999; Dias *et al.*, 2000 b)). Durante as marés vivas, a área submersa pode variar entre 83 km<sup>2</sup> (preia-mar) e 66 Km<sup>2</sup> (baixa-mar) (Dias *et al.*, 1999).

A Ria de Aveiro tida como um dos estuários da costa portuguesa com características mais marcantes, é composta por quatro canais principais que correm em direcção à embocadura, sendo três de maior relevância (Canal de Mira, Canal de São Jacinto-Ovar e Canal de Ílhavo) orientados segundo a direcção Norte-Sul e um (Canal Espinheiro) na direcção Este-Oeste (Figura 1) (Dias, 2009; Dias *et al.*, 1999; Moreira *et al.*, 1993). A ligação da laguna com o Oceano Atlântico foi fixada artificialmente em 1808, com a abertura da “Barra de Aveiro” (uma faixa relativamente estreita com 1,3 km de comprimento, 350 m de largura e 20 m de profundidade). Esta única abertura utilizada frequentemente para fins marítimos, comerciais e recreativos é a responsável pela determinação de um gradiente de salinidade no sistema, que pode variar entre 0

nas áreas mais interiores até 36 na entrada da barra (**Dias et al., 1999; Cruz et al., 2011; Cunha et al., 1999; Lillebo et al., 2011; Vaz & Dias, 2008**). Este gradiente de salinidade associado a outros fatores, interfere na distribuição dos organismos; Zonas situadas na proximidade da barra apresentam características de habitats marinhos, que vão sendo substituídas à medida que a influência marinha diminui até zonas a montante, caracterizadas por uma baixa intensidade de fatores hidrodinâmicos e dominadas pela presença e um maior período de residência de água doce (**Rodrigues, 2004; Sampaio, 2001**).

A circulação da água na Ria é essencialmente dominada pela ação das marés; estas são predominantemente semi-diurnas sendo responsáveis pela boa mistura da massa de água que se verifica no sistema (**Abrantes et al., 2005; Dias et al., 2000b; Dias et al., 2003**). É na área central da Ria que ocorre a entrada principal de água doce através do Rio Vouga e partículas de sedimento de origem continental (**Cunha & Ravara, 2003**). As correntes que circulam no sistema, condicionadas pelo efeito das marés, variabilidade sazonal da descarga de água doce, bem como pela geometria, geomorfologia e batimetria da laguna, são consideradas bastantes complexas, sobretudo na confluência dos vários canais (**Abrantes et al., 2005; Sampaio, 2001**).

O canal da Mira (onde se situa a área de estudo) apresenta uma extensão aproximada de 20 km (medida a partir da embocadura), uma largura máxima de 1 km e uma profundidade máxima de 9 m junto da embocadura e raramente inferior a 0,5 m na sua parte terminal (**Cunha et al., 1999; Dias et al., 1999; Neto, 2011**). Tal como o Canal de Mira, o canal de Ílhavo (também conhecido como canal do Boco) é estreito e pouco profundo, enquanto o de S. Jacinto-Ovar (o mais importante em termos da média comprimento-largura) apresenta a sul uma parte larga e profunda e a norte vários canais secundários estreitos e rasos (**Dias et al., 1999; Lillebo et al., 2011; Moreira et al., 1993**). Além destes 3 principais canais e das suas várias ramificações, a Ria de Aveiro é ainda caracterizada pela existência de significativas zonas intertidais, sapais, grandes depósitos aluvionares, sistemas de ilhas e ilhotas, entre outras formações (**Dias et al., 2000 b; Dias et al., 2012; Morgado et al., 2009; Saraiva, 2005**).

A Ria de Aveiro apresenta ao longo dos bancos intertidais sobretudo na zona central, uma fauna endobentónica abundante, relativamente rica em espécies, especialmente em zonas de maior influência marinha (**revisto em Rodrigues, 2004**). Aliás a elevada diversidade biológica e a alta produtividade da Ria de Aveiro, tem sido reconhecido por diversos autores que, ao longo do tempo, se dedicaram ao seu estudo (**revisto em Sampaio, 2001**).

### 2.1.2 - Área de estudo

A área de estudo (Figuras 1 & 2) adjacente a uma pequena mancha de sapal, é localizada na margem ocidental do curso inferior do canal de Mira. Neste local a distância à embocadura é de aproximadamente 1,5 km, e a amplitude das marés varia entre 1,3 e 2,7 m nas marés mortas e de sizígia, respectivamente. Nesta zona foi definida uma área retangular (25 X 120 m), à qual se efetuou um levantamento topográfico, com a medição ao longo de um transecto das diferenças de altura a intervalos de cinco metros de distância. De acordo com as suas características macroscópicas, a área de amostragem foi dividida em cinco zonas: supralitoral (SL), eulitoral superior (ES), eulitoral médio (EM), eulitoral inferior (EI) e infralitoral (IL).

**Nota:** Quer no outono quer na primavera, durante o período em que decorreram os procedimentos de amostragem (aproximadamente entre as 7 h e as 8 h 30 min), foi possível observar na área estudo, um número significativo de pessoas quer individualmente quer em grupos (muitas vezes famílias), que munidos de ferramentas para escavar ou revirar os sedimentos procediam a recolha de isco e bivalves. Foi possível verificar um intenso movimento na procura de zonas estratégicas da praia que mais recursos ofereciam, deixando marcas de pisoteamento no sedimento, bem como inúmeros sinais de perturbação provocados pelas ferramentas usadas. A ação de apanha de mariscos decorreu sobretudo na zona média e baixa da praia, embora as zonas superiores também tenham sido afetadas sobretudo pelo pisotamento. A espécie de bivalve mais procurada e colhida em maior escala (vários sacos por pessoa/família) era o berbigão (*Cerastoderma edule*), cujo principal destino era a comercialização. Relativamente à colheita de isco para a pesca, a espécie mais procurada era o casulo (*Diopatra neapolitana*)

### 2.2 - Amostragem, procedimento laboratorial e tratamento de dados

Duas amostragens sazonais para o estudo da dinâmica espaço-temporal foram realizadas durante a baixa-mar de marés-vivas em duas estações do ano (dias 23 de Outubro de 2014 - outono e 17 de Junho de 2015 - primavera). Procedeu-se a uma amostragem aleatória estratificada, tendo sido colhidas cinco réplicas para medição de diversos parâmetros ambientais e estudos faunísticos em cada um dos cinco estratos definidos *a priori*, contabilizando assim um total de 25 pontos amostrados por estação do ano.



Zona supra-litoral (SL): Caracterizada pela presença de areia seca de cor clara, de plantas vasculares, abundância de detritos vegetais e ausência de espécies aquáticas;



Zona eulitoral superior (ES): Com declive relativamente acentuado, presença de areia de fina a grosseira com a cor creme gradualmente mais clara e com sedimentos biogénicos;



Zona eulitoral média (EM): Caracterizada pela presença de pequena quantidade de vasa, areia mais fina, compacta e clara. Nota-se a presença de algumas algas e sinais de bioturbação, com manchas de *Scrobicularia sp.*. É percorrida por um canal de água de escorrência e drenagem;



Zona eulitoral inferior (EI): Zona bastante heterogénea, caracterizada pela presença de sedimentos finos de cor escura, com um nível de vasa maior, presença de muita matéria orgânica e bioturbação; Apresenta algas verdes (*Ulva enteromorpha*) e vermelhas (*Gracilaria sp.*), algumas manchas de *Scrobicularia sp.* e tubos de poliquetas



Zona infra-litoral (IL): Sedimentos muito vasosos embora com manchas de areia fina e mais escura.

**Figura 2** - Fotografias dos cinco estratos definidos para a amostragem e alguns aspectos que os caracterizam.

### 2.2.1 - Parâmetros ambientais

Em ambas as campanhas procedeu-se à recolha de sedimento para posterior determinação dos conteúdos em água e matéria orgânica, granulometria do sedimento e concentração em clorofila a. Na campanha da primavera procedeu-se à medição *in situ* da temperatura (a 0 e 20 cm de profundidade), da condutividade da água intersticial, do pH, e da concentração de oxigénio dissolvido, com a Sonda Multiparamétrica WTW 330/SET-2. Todos os parâmetros foram medidos na cavidade obtida após amostragem do sedimento para a determinação do tamanho do grão.

Conteúdo em água - Determinado a partir de uma amostra de sedimento superficial e calculado a partir da diferença entre o peso seco (obtido por secagem do sedimento numa estufa durante 72 h a 60 °C) e o peso húmido (peso inicial da amostra). A perda do peso expressa em percentagem do peso húmido, representa o conteúdo em água;

Conteúdo em matéria orgânica - Obtido através do cálculo da perda de peso por incineração durante 4 horas a 450 °C da amostra de sedimento previamente seca na estufa (para determinação do conteúdo em água). A perda de peso expressa em percentagem do peso seco, corresponde a quantidade da matéria oxidável presente na amostra;

Tamanho do grão de sedimento - Utilizando o método de peneiração, o tamanho do grão foi obtido através de análise granulométrica por via seca. A recolha da amostra fez-se utilizando um tubo de amostragem com 3,5 cm de diâmetro, o qual foi enterrado no sedimento até uma profundidade aproximada de 20 cm. Após secagem do sedimento até peso constante (secagem numa estufa a 60 °C, durante 72 h), o sedimento foi crivado através de uma coluna de crivos com malhas correspondentes aos valores inteiros da escala de Wenworth, num intervalo de -1 a 4  $\phi$  (valores de phi) (2,000 a 0,063 mm) (Tabela 1). O peso do sedimento retido nos diferentes crivos foi registado e usado para calcular a percentagem de finos, média granulométrica e desvio inter-quartil. As percentagens cumulativas foram representadas graficamente (eixo dos xx, escala de phi ( $\phi$ ); eixo dos yy, percentagens cumulativas). A média granulométrica (MG) foi calculada utilizando os valores de phi ( $\phi$ ) correspondentes aos percentis de 10, 30, 50, 70 e 90 da percentagem de peso seco e o coeficiente de calibração (DIQ) foi calculado a partir do valor de desvios inter-quartis entre o primeiro e o terceiro quartil.

$$MG = (Q1\phi + Q3\phi + Q5\phi + Q7\phi + Q9\phi)/5$$

em que, MG: média granulométrica;

Q1 $\phi$ , Q3 $\phi$ , Q5 $\phi$ , Q7 $\phi$  e Q9 $\phi$ : valores de phi ( $\phi$ ) correspondentes aos percentis 10, 30, 50, 70, e 90, respetivamente, e determinados graficamente a partir da curva cumulativa.

$$DIQ\phi = (Q75\phi - Q25\phi)/2$$

em que, DIQ: desvio inter-quartis;

Q75 $\phi$  e Q25 $\phi$  : valores de phi ( $\phi$ ) para o terceiro e primeiro quartil respectivamente.

A escala de Wentworth (Tabela 1) foi usada para classificar o sedimento.

**Tabela 1** - Escala de Wentworth utilizada para a classificação do sedimento (adaptada de McLachlan & Turner 1994)

Tamanho	Intervalo de phi ( $\phi$ )	Intervalo em mm
Areia muito grosseira	-1 – 0	1 – 2
Areia grosseira	0 – 1	0.5 – 1
Areia média	1 – 2	0.25 – 0.5
Areia fina	2 – 3	0.125 – 0.25
Areia muito fina	3 – 4	0.0625 – 0.125

Concentração em clorofila a - Os sedimentos para a determinação da clorofila a foram colhidos superficialmente com uma seringa (Área = 0,786 cm<sup>2</sup>). No laboratório procedeu-se à extracção dos pigmentos com 5 ml de acetona a 90 %, a 4 °C durante 24 horas na ausência de luz. Para determinação da concentração da Clorofila a de cada amostra, foi usado o espectrofotómetro Thermo Spectronic GENESYS 6 e a fórmula:

$$\text{Clorofila a (g/cm}^2\text{)} = AK [(A_{664-o} - A_{750-o}) - (A_{664-a} - A_{750-a})]V/(A_{am}L)$$

em que, A: valor correspondente ao inverso do coeficiente de absorção a 664 nm, da clorofila a em acetona a 90 % (87,67L.g<sup>-1</sup>.cm<sup>-1</sup>), A = 11,4 g.cm.L<sup>-1</sup>

K: factor para restabelecer a concentração inicial de clorofila a partir da redução da absorvência, K = R/(R-1) = 2,25;

A<sub>664o</sub> : absorvência a 664 nm antes da adição do ácido clorídrico;

A<sub>750o</sub> : absorvência a 750 nm antes da adição do ácido clorídrico;

A<sub>664a</sub> : absorvência a 664 nm após a adição do ácido clorídrico;

A<sub>750a</sub> : absorvência a 750 nm após a adição do ácido clorídrico;

V: volume de acetona adicionado;

A<sub>am</sub>: área amostrada;

L: espessura da cuvete do espectrofotómetro, L = 1 cm.

### 2.2.2 - Comunidade faunística

Para o estudo da macrofauna bentônica foi utilizado um corer ( $A = 0,01 \text{ m}^2$ ; profundidade = 0,2 m) para colher em cada ponto de amostragem, uma amostra de sedimento. Após uma primeira lavagem de sedimento na Ria através de uma rede de 0,5 mm de malha, as amostras foram colocadas em recipientes próprios e preservados em álcool etílico a 96 % até tratamento posterior.

No laboratório as amostras foram lavadas através de uma coluna três crivos (malhas com 2,0; 1,0 e 0,5 mm) e o material retido em cada crivo foi triado. Para a triagem do material da fração mais fina (0,5 mm) recorreu-se ao uso da lupa binocular, tendo sido as amostras coradas com rosa de bengala. Os espécimes foram identificados e contados até ao nível de espécie ou nível taxonómico mais baixo possível.

### 2.2.3 - Tratamento estatístico dos dados

A análise estatística foi feita recorrendo ao uso do programa Primer V.6 (**Clarke & Gorley, 2006**). Para a análise consideraram-se como grupos as duas estações do ano (tempo) e os cinco estratos (espaço).

A matriz de dados ambientais foi transformada numa matriz de distâncias Euclidiana. Através da rotina BIOENV foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman, que permite verificar a existência ou não de relação entre as diferentes variáveis estudadas, quer pela sua combinação do total, quer pela combinação de grupos menores.

Os dados de abundância foram organizados numa matriz *taxa vs* amostras, transformados pela aplicação da raiz quadrada (que tem em conta as espécies com menor abundância) e uma matriz de similaridade foi criada após aplicação do índice de Bray-Curtis (**Field et al., 1992**). Em seguida efetuaram-se análises multivariadas de ordenação (MDS) e o cálculo dos índices de dispersão multivariada para cada estrato definidos *a priori*, através da rotina MVDISP.

As duas amostragens sazonais (primavera, outono) e os cinco estratos (SL, ES, EM, EI, IL) definidos *a priori* foram considerados como grupos e testou-se a a significância da variação espaço-temporal através da rotina “One-way” ANOSIM.

Dos resultados obtidos foi possível definir e caracterizar as diferentes comunidades em termos da densidade média, número de *taxa*, riqueza específica, diversidade e equitabilidade.

A diversidade ( $H'$ ) foi determinada pelo índice de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum_i p_i (\log_2 p_i)$$

em que,  $p_i$ : proporção de indivíduos da espécie  $i$  relativamente ao número total de indivíduos na abundância total.

A equitabilidade ( $J'$ ) foi medida através do índice Pielou:

$$J' = H'(\text{observado}) / H'_{\text{max}}$$

em que,  $H'_{\text{max}}$ : diversidade máxima que seria alcançada se todas as espécies fossem igualmente abundantes.

A biodiversidade dos diferentes grupos definidos *a priori* foi avaliada através de curvas de rarefação, que permitem a agregação das amostras e a comparação da biodiversidade entre os grupos. Estas curvas permitem a comparação direta entre comunidades com base no número de indivíduos das amostras maiores (**Clarke & Warwick, 2001**).

## 3 - Resultados

### 3.1 - Caracterização espaço-temporal

#### 3.1.1 - Parâmetros ambientais

A variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais determinados pode ser observada na Figura 3.

Os valores de temperatura (a 0 e a 20 cm de profundidade), pH, percentagem de oxigénio dissolvido e condutividade foram medidos apenas na campanha da primavera. De uma maneira geral verificou-se um decréscimo da temperatura dos estratos superiores (SL) para os inferiores (IL) tanto à superfície como a 20 cm de profundidade, com os valores médios máximos a serem registados na SL ( $30,5\text{ °C} \pm 0,3 - 0\text{ cm}$ ;  $30,4\text{ °C} \pm 0,2 - 20\text{ cm}$ ) e os valores médios mínimos medidos em IL ( $23,3\text{ °C} \pm 0,5 - 0\text{ cm}$ ) e em EM ( $22,0\text{ °C} \pm 0,3 - 20\text{ cm}$ ). Não obstante o padrão geral de decréscimo, o estrato EI registou temperatura média superior ao estrato EM, com o valor de temperatura média a 0 cm próximo do valor registado no estrato ES ( $25,5\text{ °C} \pm 0,1 - EI$ ;  $24,1\text{ °C} \pm 0,4 - EM$ ). Entre as duas profundidades (0 e 20 cm respectivamente) a diferença de valores de temperatura foi menor nos estratos superiores ( $0,04\text{ °C}$  para SL e  $0,30\text{ °C}$  para ES) do que nos estratos inferiores ( $2,12\text{ °C}$  para EM e  $1,88\text{ °C}$  para EI).

Os valores médios de pH foram menores nos estratos superiores (SL e ES) do que nos estratos inferiores com uma diferença global de 0,7, com padrão de aumento de valores médios de pH.

Devido à inexistência de água intersticial no estrato superior SL, os valores de condutividade e oxigénio dissolvido foram apenas registados em quatro estratos (ES, EM, EI e IL). Para o estrato EI os valores registados para estes parâmetros foram considerados anormais pelo que não são aqui representados mas podem ser encontrados na tabela em anexo 1. Os valores médios de condutividade da água intersticial variaram entre  $40,9\text{ }\mu\text{S.cm} \pm 8,3 - ES$  e  $50,4\text{ }\mu\text{S.cm} \pm 10,7 - IL$ . Os valores médios de oxigénio dissolvido diminuíram dos estratos superiores para os estratos inferiores, com o valor médio superior em ES ( $89,1\% \pm 2,4$ ) e o valor médio inferior em IL ( $76,8\% \pm 9,1$ ).

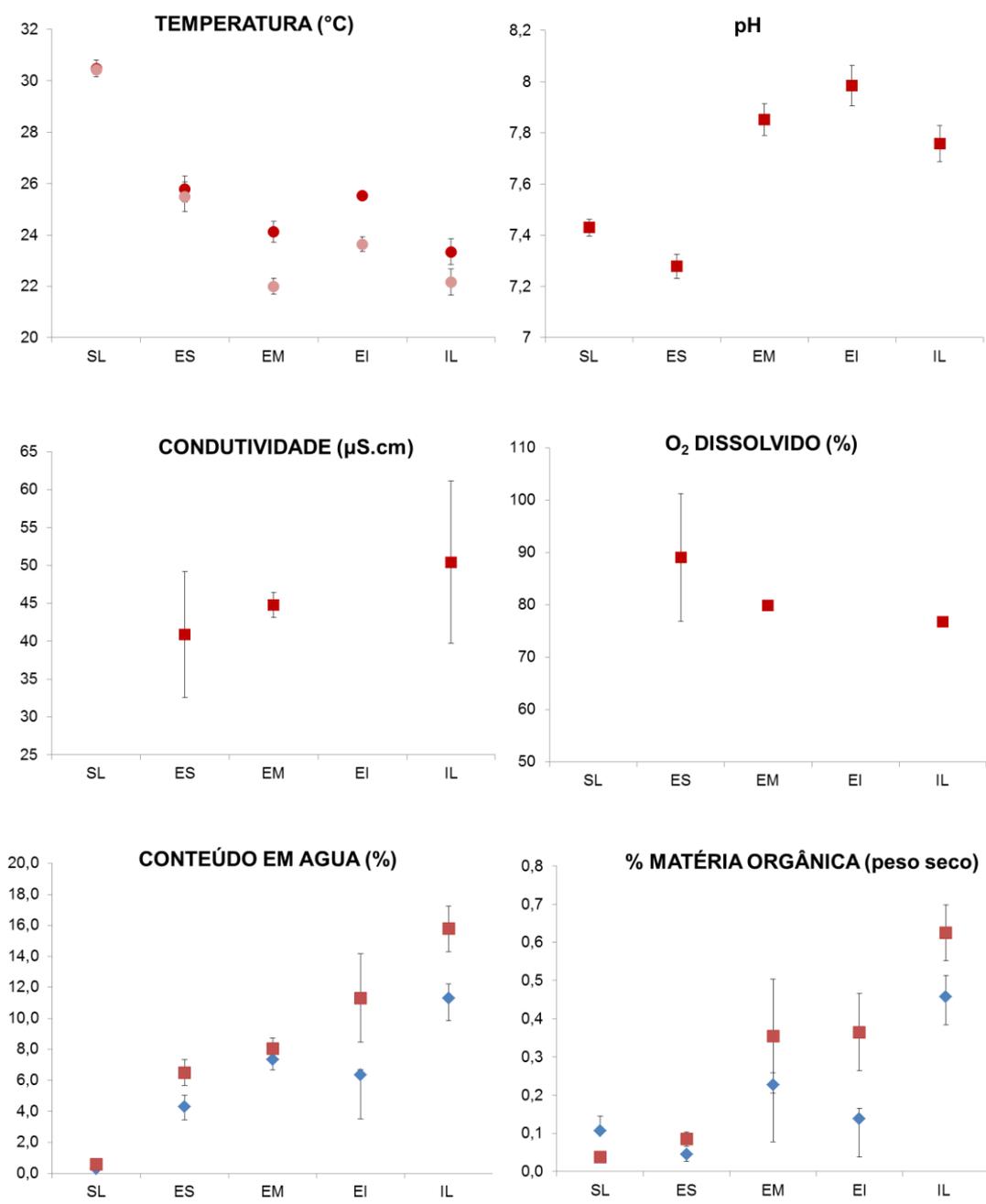
De uma maneira global é visível em ambas as estações o aumento do valor médio do conteúdo em água em direção a IL; o valor médio mínimo foi determinado para SL na estação de outono ( $0,3\% \pm 0,1$ ), enquanto o valor médio superior ocorre no estrato IL na primavera ( $15,8\% \pm 1,5$ ); os

valores elevados registados no IL são resultado da ressurgência de água intersticial e acumulação de água de escorrência neste estrato.

Os valores de percentagem de matéria orgânica (peso seco) seguem a tendência dos valores do conteúdo em água, com os estratos superiores SL e ES a apresentarem valores médios mínimos e os estratos inferiores com valores médios superiores. Os valores médios inferiores e superiores foram registados para amostras da primavera sendo respetivamente de  $0,04 \% \pm 0,01$  - SL e  $0,62 \% \pm 0,07$  - IL. Os estratos inferiores (EM, EI e IL) apresentam maiores diferenças entre o sedimento colhido na primavera e no outono, com os da primavera a apresentarem valores mais elevados de matéria orgânica.

De um modo geral os valores médios da média granulométrica ( $\phi$ ) medidos através da escala Wenworth (tabela 1) foram diminuindo ao longo da praia em direção à água (excepção para o estrato IL), com um aumento no tamanho médio do grão de SL para EI. O tipo de sedimento encontrado foi na sua maioria areia média, com o estrato EI a registar areia grosseira no outono. O menor valor de Phi ( $0,94 \phi \pm 0,07$ ) ocorreu em EI (outono) enquanto o valor superior ( $1,92 \phi \pm 0,02$ ) ocorreu em SL no outono. A percentagem de partículas finas aumentou em direção à linha de água. O valor médio inferior ( $0,10 \% \pm 0,04$ ) e valor médio superior ( $13,3 \% \pm 2,0$ ) ocorreram respectivamente em SL e IL, durante a primavera. De uma maneira geral o sedimento dos cinco estratos revelou uma boa calibração, com valores de desvio inter-quartis superiores a 0,5.

Globalmente observa-se um aumento da concentração em clorofila a em direção à linha de água. Apesar desta tendência geral, verifica-se tanto no outono como na primavera uma descida acentuada nos valores de clorofila a, do estrato EI para IL ( $30,6 \text{ mg.cm}^2 \pm 4,2$  para  $11,4 \text{ mg.cm}^2 \pm 1,6$  - outono e  $24,7 \text{ mg.cm}^2 \pm 4,4$  para  $6,5 \text{ mg.cm}^2 \pm 1,8$  - primavera). A concentração média mais elevada e inferior ocorreram no outono, com valores de  $30,6 \text{ mg.cm}^2 \pm 4,2$  e  $0,3 \text{ mg.cm}^2 \pm 0,1$  para EI e SL respetivamente.



**Figura 3** - Valores médios e respetivos erros padrões para os vários parâmetros ambientais nos cinco estratos para os dois períodos de amostragem.

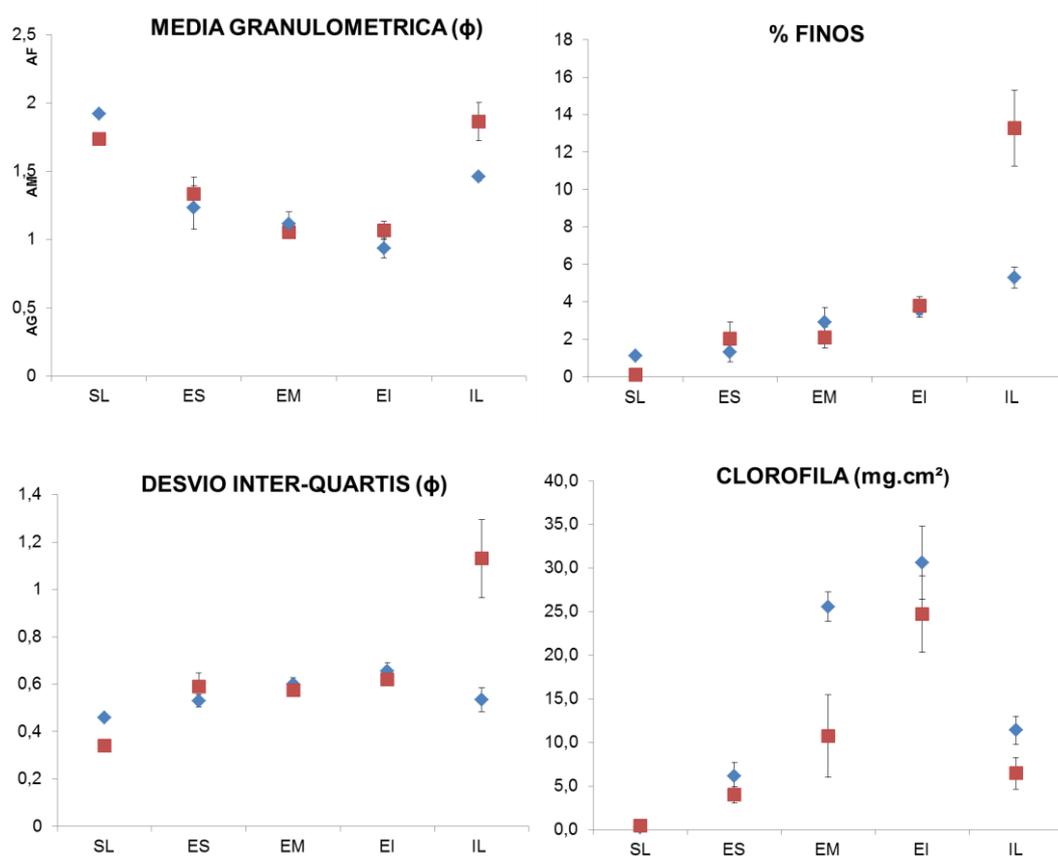
Estratos: SL, supralitoral; ES, eulitoral superior; EM, eulitoral médio; EI, eulitoral inferior; IL, infralitoral.

◆ - Outono

■ - Primavera

● - Primavera: 0 cm

○ - Primavera: 20 cm



**Figura 3 (cont.)** - Valores médios e respetivos erros padrões para os vários parâmetros ambientais nos cinco estratos para os dois períodos de amostragem.

Estratos: SL, supralitoral; ES, eulitoral superior; EM, eulitoral médio; EI, eulitoral inferior; IL, infralitoral.

◆ - Outono      ■ - Primavera

AG- areia grosseira; AM- areia média; AF- areia fina.

### 3.1.2 - Macroinvertebrados

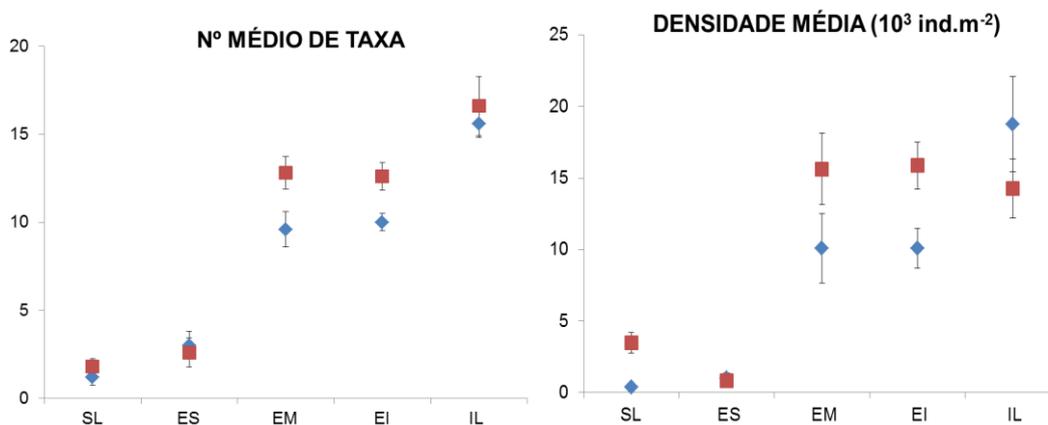
Nas duas campanhas de amostragem foram recolhidos um total de 4293 espécimes (1913 no outono e 2380 na primavera), correspondentes a 62 *taxa* diferentes (Tabela 2). Os Polychaeta foram o grupo com maior número de *taxa* (28), seguido dos Malacostraca (13), Bivalvia (9) e Gastropoda (5). Outros grupos registaram 2 (Ophiuroidea) ou apenas um *taxa* (todos os outros).

**Tabela 2** - Lista de *taxa* encontrados nos dois períodos de amostragem efetuados (primavera e outono). Os *taxa* listados correspondem a espécies diferentes apesar de a identificação não ter sido sempre possível a esse nível.  
ind: espécime indeterminado; F: família; S.C: subclasse; O: ordem

<b>NEMERTEA</b>	<b>MOLLUSCA</b>
(1) ind	<b>C. Gastropoda</b>
<b>PHORONIDA</b>	(33) F.Akeridae ind
(2) ind	(34) <i>Peringia ulvae</i>
<b>NEMATODA</b>	(35) <i>Tritia reticulata</i>
(3) ind	(36) F. Limapontiidae ind
<b>ANNELIDA</b>	(37) F. Patellidae ind
<b>C. Polychaetae</b>	<b>C. Bivalvia</b>
(4) <i>Diopatra</i> ind	(38) <i>Cerastoderma edule</i>
(5) Onuphidae ind	(39) <i>Parvicardium cf pinnulatum</i>
(6) <i>Glycera tridactyla</i>	(40) <i>Abra tenuis</i>
(7) <i>Nephtys cf cirrosa</i>	(41) <i>Scrobicularia plana</i>
(8) <i>Nephtys hombergii</i>	(42) <i>Tellina pygmaea</i>
(9) <i>Eteone cf foliosa</i>	(43) F. Tellinidae ind
(10) <i>Eteone picta</i>	(44) <i>Mytilus</i> ind
(11) F. Phyllodocidae ind	(45) <i>Tapes decussatus</i>
(12) F. Syllidae ind	(46) Bivalvia ind
(13) <i>Owenia fusiformis</i>	<b>ARTHROPODA</b>
(14) <i>Aonides oxycephala</i>	<b>C. Malacostraca</b>
(15) <i>Prionospio</i> ind	(47) <i>Corophium</i> ind
(16) <i>Pygospio elegans</i>	(48) F. Gammaridae (juvenil)
(17) <i>Spiophanes bombyx</i>	(49) <i>Talitrus saltator</i>
(18) cf <i>Spio</i> sp.	(50) <i>Urothoe cf. pulchella</i>
(19) <i>Streblospio</i> ind	(51) O. Amphipoda ind
(20) F. Spionidae ind	(52) <i>Iphinoe serrata</i>
(21) F. Ampharetidae ind	(53) <i>Crangon crangon</i>
(22) <i>Tharyx</i> ind	(54) <i>Palaemon</i> ind
(23) <i>Lanice conchilega</i>	(55) <i>Cyathura carinata</i>
(24) cf Terebellidae ind	(56) <i>Eurydice pulchra</i>
(25) <i>Mediomastus fragilis</i>	(57) <i>Tylos europaeus</i>
(26) <i>Capitella</i> sp.	(58) <i>Paramysis</i> ind
(27) <i>Heteromastus filiformis</i>	(59) <i>Praunus flexuosus</i>
(28) <i>Notomastus latericeus</i>	<b>C. Maxillopoda</b>
(29) <i>Cossura</i> sp.	(60) Copepoda ind
(30) <i>Scoloplos armiger</i>	<b>ECHINODERMATA</b>
(31) cf Paraoniidae ind	<b>C. Ophiuroidea</b>
<b>C. Clitellata</b>	(61) <i>Ophiopsila cf aranea</i>
(32) S. C. Oligochaeta ind	(62) Ophiuroidea ind

Na figura 4 estão representados o número médio de *taxa* e a densidade média da comunidade estudada. No total, durante o estudo foram encontradas 62 *taxa* sendo 44 destes ocorreram no outono e 48 na primavera. Relativamente à área de estudo, o maior número de *taxa* (39) foi registado no estrato IL durante a primavera enquanto o menor (3) ocorreu na zona SL (em ambas as estações).

De uma maneira geral observou-se um aumento do número médio de *taxa*, número médio de indivíduos e riqueza específica em direção à linha de água (figura 4 e tabela 5), com o número médio de *taxa* a variar entre  $1,2 \pm 0,4$  - outono e  $1,8 \pm 0,4$  - primavera na SL e  $15,6 \pm 0,8$  - outono e  $16,6 \pm 1,7$  - primavera na IL. Em termos globais, primavera foi a estação com maior valor do número médio de *taxa* e aquela que apresentou maiores valores de densidades médias (excepto para IL e ES) (figura 4 e tabela 5). Os três estratos inferiores apresentaram valores de densidades médias de mais do dobro dos estratos superiores (ES, SL). A densidade média mais elevada ocorreu no outono em IL ( $18751,97 \text{ ind.m}^{-2} \pm 3333,55$ ) enquanto a mais baixa ocorreu também no outono mas no estrato SL ( $357,78 \text{ ind.m}^{-2} \pm 151,03$ ) (Figura 4). As maiores diferenças para a densidade média em relação aos dois períodos de amostragem foram registadas nos estratos inferiores (EM, EI e IL).



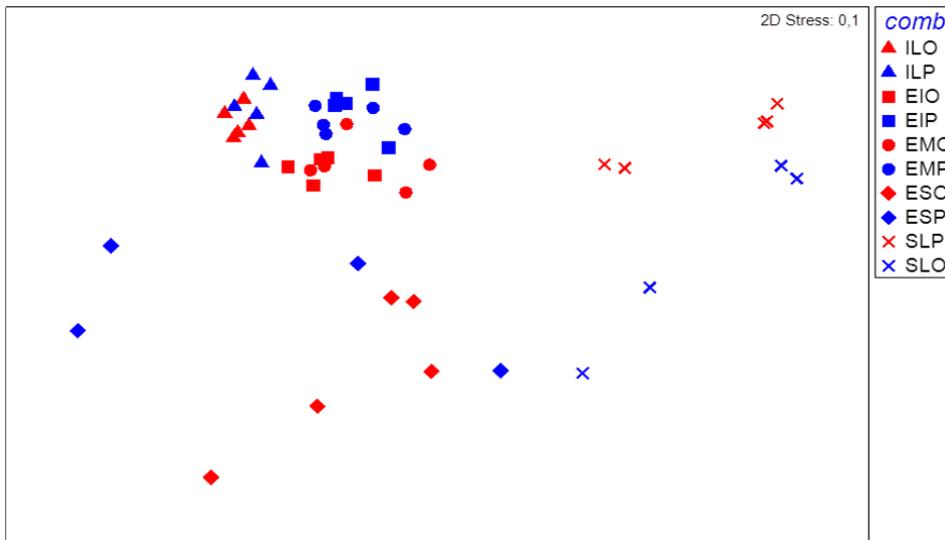
**Figura 4** - Valores médios e respetivos erros padrões, para o número médio de *taxa* e densidade média, nos cinco estratos para os dois períodos de amostragem.

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

◆ - Outono      ■ - Primavera

### 3.1.2.1 - Análise multivariada

A análise multivariada (MDS) efetuada aos dados biológicos mostra a predominância do fator estrato com a separação de três grupos: dois mais dispersos contendo as amostras de SL (índice de dispersão de 1,082) e ES (índice de dispersão de 1,623) e o outro contendo as amostras dos estratos inferiores (EM, EI e IL com os índices de dispersão 0,909; 0,878 e 0,650 respectivamente). As amostras de outono apresentaram um índice de dispersão (1,008) superior às amostras de primavera (índice de dispersão 0,992). (Anexo 3)



**Figura 5** - Diagrama de ordenação (MDS) obtido para os dados biológicos (abundância) para as duas estações de amostragem

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

A significância dos grupos das amostras colhidas nas duas estações (outono e primavera) e dos cinco estratos (SL, ES, EM, EI e IL) foi testada utilizando a rotina ANOSIM do programa PRIMER (Tabela 3). Os resultados indicam que não existem diferenças significativas para o fator estação do ano (R global 0,034,  $p < 0,1$ ) e para o fator estrato (R global 0,638;  $p < 0,1\%$ ).

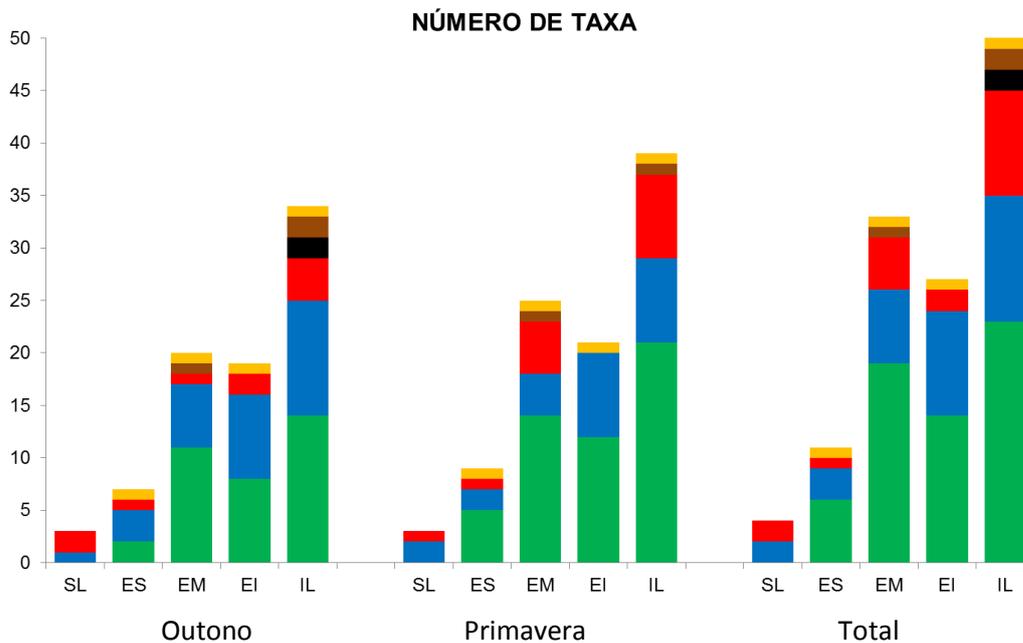
**Tabela 3** - Resultado da análise ANOSIM e respetivos testes emparelhados. O nível de significância é calculado como a percentagem dos estatísticos significantes no total de permutações efetuadas.

Estratos: SI: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

Factor	Valor de R global	Nível de significância global	Grupos possíveis	Valor de R	Nível de significância (%)
Estrato	0,638	Nº permutações=999 0,1	IL_EI	0,723	0,1
			IL_EM	0,747	0,1
			IL_ES	0,617	0,1
			IL_SL	0,925	0,1
			EI_EM	0,13	5,2
			EI_ES	0,552	0,1
			EI_SL	0,91	0,1
			EM_ES	0,567	0,1
			EM_SL	0,906	0,1
			ES_SL	0,611	0,1
Estação	0,034	Nº Permutações =999 10,1			

### 3.1.2.2 - Distribuição espacial da macrofauna bentónica

O número total de *taxa* encontrado foi maior na primavera (48) do que no outono (44), com uma diferença evidente entre o número de *taxa* encontrado nos estratos superiores (SL e ES) e nos estratos inferiores (EM, EI, IL) (Figura 6). O estrato EI apresentou menor número de *taxa* do que EM e IL em ambas as estações. O filo Annelida foi o grupo com maior número de *taxa*. O maior número ocorreu em IL (14 e 21 para outono e primavera respetivamente). Este filo não foi encontrado em SL onde foi registado um número reduzido de *taxa* entre Mollusca e Crustacea e a ausência de Nematoda. Verificou-se um aumento do número de *taxa* dos Mollusca em direção à linha de água, enquanto que para Crustacea o aumento foi menos regular.

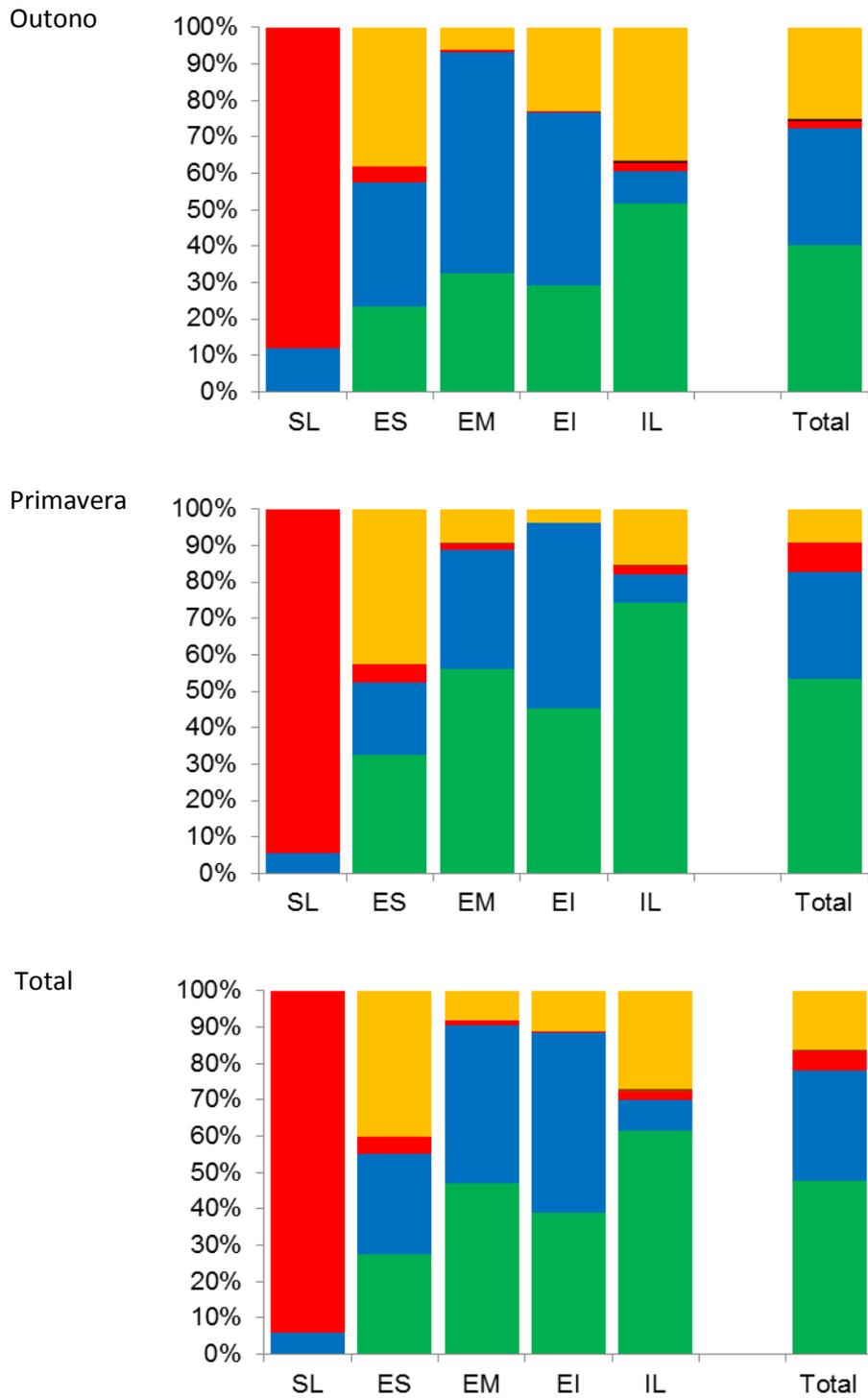


**Figura 6** - Variação do número de *taxa* nos principais grupos taxonómicos nos cinco estratos para as campanhas de outono, primavera e valores totais.

■ Annelida; ■ Mollusca; ■ Crustacea; ■ Echinodermata; ■ Outros; ■ Nematoda

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

Verificou-se uma variação da contribuição dos principais grupos taxonómicos para a abundância total em termos espaciais, tendo sido menos evidente em termos temporais (Figura 7). O filo Mollusca foi o único grupo presente em todos os estratos em ambos os períodos de amostragem e a nível geral os Annelida foram o grupo com maior contribuição para a abundância total seguidos dos Mollusca (47,5 e 30,6 % respetivamente). No estrato SL de ambas as estações os Crustacea foram o grupo com maior contribuição (88,2 e 94,6 % para o outono e primavera respetivamente). No ES o filo Nematoda foi o grupo com maior contribuição (38,3 % - outono; 42,5 % - primavera) seguido do filo Mollusca no outono (34,0 %) e do filo Annelida na primavera (32,5 %). Para EM as maiores contribuições foram dos Mollusca (60,8 %, outono) e dos Annelida (56,1 %, primavera). O filo Mollusca foi quem mais contribuiu no estrato EI (47,6 e 51,1 % para outono e primavera respetivamente) enquanto os Annelida dominaram o estrato mais inferior (51,7 e 74,3 % para outono e primavera respetivamente).



**Figura 7** - Contribuição dos principais grupos taxonômicos em termos de abundância em cada estrato para os dois períodos de amostragem e valores totais por estrato;

■ Annelida; ■ Mollusca; ■ Crustacea; ■ Echinodermata; ■ Outros; ■ Nematoda

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

Em termos globais, com um total de 1306 indivíduos colhidos (30,4 %), o poliqueta *Tharyx* sp foi o taxon mais abundante seguido do Gastropoda *Peringia ulvae* e do Nematoda (com um total de 697 espécimes cada (16,2 %). O poliqueta *Tharyx* sp é também o taxon dominante em ambos os períodos de amostragem (30,3 %, outono e 30,5 %, primavera), no estrato IL (42,0 % outono e 54,6 % primavera) e no EM primavera (33,4 %). No estrato superior SL o Amphipoda *Talitrus saltator* foi taxon dominante em ambos os períodos (82,4 %, outono e 94,6 %, primavera), enquanto o filo Nematoda foi o taxon dominante em ES (38,3 %, outono e 42,5 %, primavera). Nos estratos EM e EI dominou globalmente o Gastropoda *Peringia ulvae* (31,9 % e 22,8 % respetivamente), sendo também este taxon o dominante no outono em ambos os estratos referidos anteriormente (45,7 % e 26,1 % respetivamente) (Tabela 4).

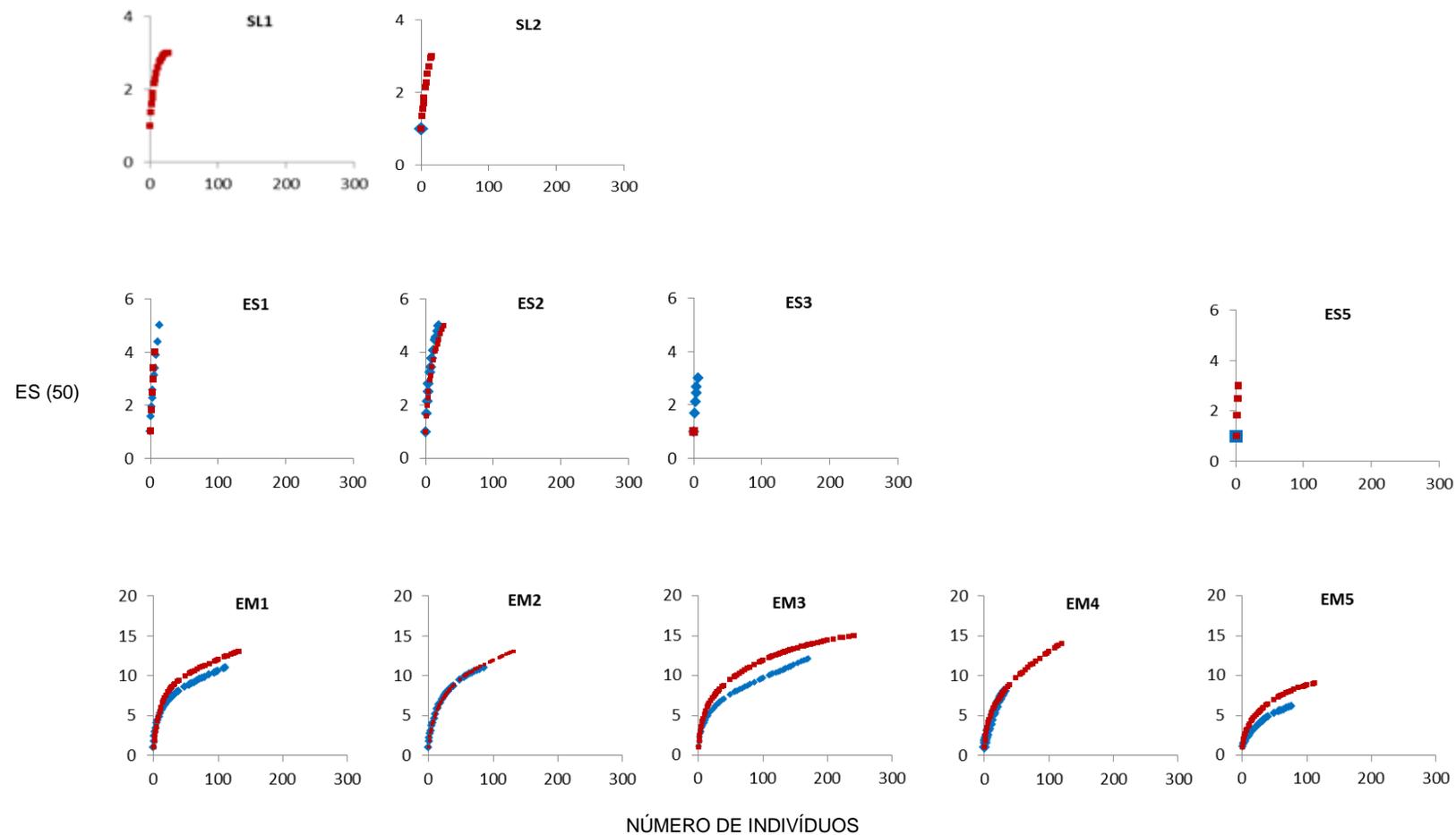
**Tabela 4** - Taxon dominante e respetiva percentagem de dominância para os diferentes estratos nos dois períodos de amostragem considerados e espécie dominante global para cada zona, para a abundância.

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

P: Primavera; O: Outono

		Taxon dominante	%	Taxon dominante no estrato	%
SL	O	<i>Talitrus saltator</i>	82,4	<i>Talitrus saltator</i>	93,4
	P	<i>Talitrus saltator</i>	94,6		
ES	O	Nematoda	38,3	Nematoda	40,2
	P	Nematoda	42,5		
EM	O	<i>Peringia ulvae</i>	45,7	<i>Peringia ulvae</i>	31,9
	P	<i>Tharyx ind</i>	33,4		
EI	O	<i>Peringia ulvae</i>	26,1	<i>Peringia ulvae</i>	22,8
	P	<i>Cerastoderma edule</i>	28,3		
IL	O	<i>Tharyx ind</i>	42,1	<i>Tharyx ind</i>	47,5
	P	<i>Tharyx ind</i>	54,6		

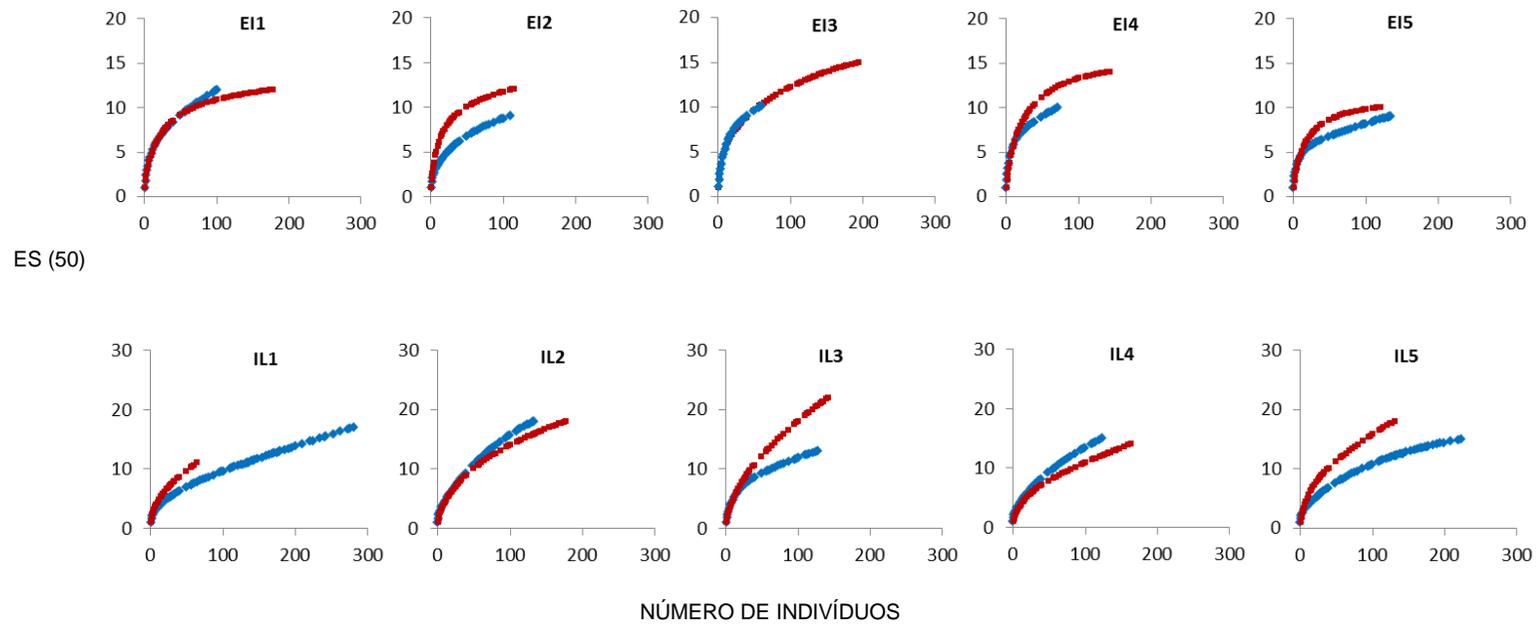
As curvas de rarefação (Figura 8) permitiram analisar os padrões da diversidade alfa. A representação destas curvas só foi possível para estratos com mais de 1 indivíduo. De uma maneira geral, a inclinação das curvas quer a nível do estrato quer a nível da estação indicou que o esforço de amostragem foi insuficiente para avaliar a biodiversidade da comunidade da área estudada. Estas curvas confirmam ainda a grande variabilidade na diversidade da comunidade.



**Figura 8** - Curvas de rarefação referentes a biodiversidade em cada estrato para as duas estações do ano.

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

◆ - Outono      ■ - Primavera



**Figura 8 (cont)** - Curvas de rarefação referentes a biodiversidade em cada estrato para as duas estações do ano.

Estratos: SI: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

◆ - Outono      ■ - Primavera

**Tabela 5** - Número médio de espécies e indivíduos por réplica, riqueza específica, índice de diversidade Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (J') (Valores calculados através da rotina DIVERSE do programa PRIMER).

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral

\* - Valores calculados tendo em conta as amostras que o permitiam.

		Nº médio de taxa	Nº médio de indivíduos	Riqueza específica	Diversidade (H')	Equitabilidade (J')
<b>Estação</b>	Outono	8,2	79,7	2,08 *	1,437 *	0,672
	Primavera	9,7	99,2	2,25 *	1,557 *	0,693
<b>Estrato</b>	SL	1,7	20,3	1,05 *	0,786 *	0,715
	ES	3,1	9,7	1,34 *	1,114 *	0,809
	EM	11,2	122,1	2,15	1,552	0,640
	EI	11,3	123,3	2,16	1,804	0,747
	IL	16,1	156,9	3,02	1,586	0,576

Verificou-se ao longo do gradiente terra-mar, a ocorrência de comunidades relativamente distintas em cada estrato considerado.

SL foi caracterizado sobretudo pela forte presença de crustáceos, nomeadamente do anfípode *Talitrus saltator* (espécie característica deste estrato) e do isópode *Tylos europaeus*.

Nas zonas médias e baixas da praia registou-se a ausência de *Talitrus saltator*, verificando-se a ocorrência de outras espécies de crustáceos cuja abundância é menor. Nessas zonas, a dominância do crustáceo é substituída por nematodes, moluscos e/ou poliquetas.

Na zona média da praia (ES e EM) verificou-se o aparecimento de pequenos poliquetas que aumentam a sua abundância em direção à linha de água. De uma maneira geral tal como SL, ES apresentou uma fauna com reduzido número de taxa e baixa densidade. O isópode *Eurydice pulchra* foi uma espécie exclusiva deste estrato. Em termos numéricos os nematodes e a espécie *Peringia ulvae* dominaram este estrato. No estrato intermédio EM, mais diversificado, a densidade média e abundância foram maiores comparativamente a ES. *Peringia ulvae* e *Tharyx* sp foram as espécies dominantes (com valores de abundância aproximados), seguidas do grupo Nematoda e da espécie *Cerastoderma edule*. Esta espécie (*C. edule*) aumentou significativamente a sua abundância a partir deste estrato (EM) em direção à linha de água.

A zona inferior da praia (EI e IL) apresentou um número relativamente elevado de taxa, sobretudo poliquetas e moluscos. EI é a zona de maior abundância de *Cerastoderma edule*, sendo ela a segunda espécie dominante nessa faixa, chegando a apresentar uma abundância muito próxima à de *Peringia ulvae*, espécie dominante nesse estrato. Já no estrato IL é de salientar a ausência de *Peringia ulvae*, a significativa redução na abundância de *Cerastoderma edule*, e uma

subida geral na abundância dos poliquetas. Este estrato é dominado pela espécie *Tharyx* sp, seguida do filo Nematoda.

### 3.1.3 - A Macrofauna e os parâmetros ambientais

A análise de correlação de Spearman efetuado a cinco parâmetros (Tabela 6) (média granulométrica, desvio interquartis, concentração de matéria orgânica, conteúdo em água e percentagem de finos), revelou a inexistência de qualquer relação entre eles, visto que todos os valores obtidos nessa análise são próximos de zero.

**Tabela 6** - Resultados de teste de Spearman (rotina BIOENV, programa PRIMER) para os dados ambientais. MG: média granulométrica; DIQ: desvio interquartis; CMO: concentração da matéria orgânica; CH<sub>2</sub>O: conteúdo em água.

Variáveis	Correlação global	Variáveis selecionadas	Correlação entre variáveis
MG DIQ CMO CH <sub>2</sub> O Finos	- 0,038	MG, DIQ,CMO, Finos	- 0,016
		MG, CMO, Finos	- 0,017
		MG, Finos	- 0,024
		MG, DIQ, Finos	- 0,024
		MG; CMO, CH <sub>2</sub> O, Finos	- 0,038
		MG, CH <sub>2</sub> O, Finos	- 0,039
		MG, DIQ, CH <sub>2</sub> O, Finos	- 0,039

## 4 - Discussão

### 4.1 - O ambiente sedimentar

As praias sedimentares são na sua maioria ambientes dinâmicos onde a ação das ondas e do vento, a amplitude das marés, o tamanho do grão dos sedimentos, o declive e a instabilidade climática representam os fatores mais importantes para a sua caracterização (**Veloso et al., 2003**). Destes, a ação da onda associado ao tamanho das partículas e à morfologia da praia é o fator que provavelmente causa maior impacto sobre a diversidade biológica e as condições intersticiais do sedimento nas zonas intertidais (**McLachlan, 1990; Rafaelli & Hawkins, 1996**). A composição e abundância da macrofauna bentônica nas praias sedimentares estão relacionadas com as características dos sedimentos, pelo que não raras vezes, mudanças sazonais nas comunidades tem sido relacionadas com mudanças nas características físicas das praias (**Barros et al., 2001; Jaramillo & McLachlan, 1993**)

Os resultados deste estudo mostram diferenças a nível espacial (5 zonas) e sazonal (primavera vs outono) nos parâmetros ambientais. O tamanho médio do grão dos sedimentos amostrados variou entre 0,260 a 0,520 mm, valores que segundo **Brown & McLachlan, (1990)**, se enquadram dentro da média da maioria das praias oceânicas (0,180 a 1,000 mm). Os menores valores de phi ( $\phi$ ) foram registados em EI e EM sendo a zona média da praia a mais afetada pela velocidade máxima das correntes de maré (**Cunha & Ravara, 2003**). A acumulação de uma maior percentagem de partículas finas e o aumento do valor da condutividade de água nos estratos inferiores são importantes, uma vez que, contribuem para uma menor porosidade (volume de espaço intersticial geralmente definido como uma percentagem do volume total) e menor permeabilidade (taxa de fluxo ou drenagem através do sedimento) (**McLachlan & Turner, 1994**). Verificou-se neste estudo um aumento da percentagem de finos e condutividade do estrato SL para IL, com conseqüente aumento da concentração da matéria orgânica e do conteúdo em água, tendo esta tendência sido reportada em estudos anteriores **Dahl, (1952)**. Com aumento da concentração de matéria orgânica e remineralização, pode ocorrer a intensificação da produção primária, levando à proliferação de microalgas e ao aumento da concentração da clorofila a, bem como a uma subida nos valores de pH. Neste estudo os valores registados para esses parâmetros enquadram-se dentro da média considerada necessária para a manutenção da vida aquática (**Asmus et al., 2000; Cunha & Ravara, 2003; Farias, 2009; Funasa, 2014**). Outra conseqüência da diminuição da permeabilidade nos estratos próximos da linha de água é o decréscimo na

circulação de água e concentração de oxigénio, que associado ao incremento da matéria orgânica contribuem para condições reduzidas junto à superfície dos sedimentos nessa zona inferior (**Branfield, 1978; Cunha & Ravara, 2003**).

A temperatura diminuiu em direção à linha de água, com o estrato S1 a registar um valor elevado e distante dos restantes estratos. Tal facto pode ser resultado do longo período de emersão e exposição aérea a que esta zona alta da praia está sujeita, causando stress físico que limita a distribuição de muitas espécies aquáticas e obriga os organismos bentónicos a aumentarem a taxa de consumo do oxigénio (**Cunha & Ravara, 2003; McLachlan & Turner, 1994; Raffaelli & Hawkins, 1996**).

De modo geral a praia onde localiza a área desse estudo enquadra-se claramente no tipo morfodinâmica dissipativo, apesar da margem superior apresentar condições ligeiramente refletivas (**Cunha & Ravara, 2003**). O local de estudo em específico pode ser sub dividido em duas grandes zonas com características físicas distintas. Uma localizada na parte superior da praia, controlada maioritariamente por factores físicos, onde se regista alta taxa de circulação de água entre os sedimentos e baixa retenção da matéria orgânica (zona refletiva) e outra controlada sobretudo por factores químicos, onde se regista baixa taxa de circulação de água nos sedimentos, elevada concentração de matéria orgânica e reduzidas condições junto à superfície dos sedimentos (zona dissipativa). Características distintas entre a zona alta e baixa da praia, permitem enquadrar este ecossistema dentro do tipo morfodinâmico intermédio.

## **4.2 - Biodiversidade da macrofauna**

### 4.2.1 - Comunidades faunísticas

Das duas estações do ano, primavera foi a que registou maior número de indivíduos colhidos, maior número de *taxa*, maior riqueza específica e maior valor da densidade média. De acordo com **Gibson et al., (1993)**, a maior abundância registada nessa estação pode estar relacionada com o recrutamento que deve ocorrer nessa época. A maior densidade média pode ser explicada pelo aumento de concentração de matéria orgânica que também foi registada na primavera (**Galéron et al., 2001**). Estudos anteriores realizados noutra praia estuarina na Ria de Aveiro também registaram densidades médias mais elevadas na primavera (**Rodrigues, 2004**).

Em relação aos diferentes estratos, a riqueza específica, a densidade e a abundância aumentaram em direção à linha de água com o estrato ES a registar um ligeiro decréscimo destes

valores. Esta tendência de aumento nos valores dos indicadores faunísticos que se verifica de condições morfodinâmicas refletivas (estratos SL e ES) para dissipativas (estratos EI e IL) foi constatada a nível mundial em vários estudos referentes a várias praias sedimentares (**Brazeiro, 1999; Brown & McLachlan, 1990; Defeo et al., 1992; Jaramilo; McLachlan, 1993; McLachlan et al., 1993**). Segundo **Brazeiro, (2001)**, tal situação pode dever-se à frequência e à velocidade com que a água permanece nos estratos superiores, afetando a macrofauna a nível da alimentação, do risco de remoção do substrato ou ainda da mesma ficar presa acima da linha dos efluentes onde é incapaz de se enterrar. Em condições refletivas, o tempo de exposição aumenta substancialmente e a oscilação das condições hidrodinâmicas é muito mais rigorosa, o que dificulta e limita muito a vida dos organismos. Em contrapartida, a riqueza específica, a densidade e a abundância aumentam em condições dissipativas, realçando uma importante interação biológica nessa área (**Cunha & Ravara, 2003; Rafaelli & Hawkins, 1996**).

De uma forma geral a abundância diminuiu de estratos próximos de linha de água para os mais afastados. Entretanto, em relação à primavera, é de registar a maior abundância verificada no estrato EI, comparativamente ao estrato IL e no estrato SL comparativamente ao estrato ES, situação que não se verifica no outono (de IL para SL a abundância diminui paulatinamente). Também é notável na primavera, a tendência geral do aumento da temperatura dos estratos inferiores para os superiores, excepto a estação EM que tanto para profundidade 0 cm como para 20 cm apresenta um valor inferior a EI. A correlação entre a média anual de abundância e temperatura foi testada por **Bhaud et al., (1995)**, em espécies comuns da praia sedimentar e o resultado obtido foi positivo. O mesmo estudo concluiu também que uma mudança a nível climático, ainda que fraca, pode provocar alterações nos limites batimétricos das espécies, condicionar o período reprodutivo (sobretudo o tempo que a larva permanece no plâncton) e o recrutamento. O estudo de **Cunha & Ravara, (2003)**, na mesma área de estudo deste trabalho, concluiu que havia uma correlação positiva entre a abundância e a temperatura. Assim sendo, a maior abundância registada em EI primavera em relação a IL da mesma estação, pode de alguma forma estar ligada à possível alteração na ordem de grandeza em relação ao valor da temperatura medido nos estratos EI e EM. Em relação à maior abundância em SL comparativamente a ES, o estudo de **Cunha & Ravara, (2003)**, constatou que os valores para os diferentes parâmetros biológicos (biomassa, número de espécie, densidade) sempre foram maiores em SL comparativamente a ES.

A nível geral, Annelida foi o filo dominante (seguido de Mollusca) sendo *Tharyx* sp. o taxon mais abundante seguida de *Peringa ulvae*/grupo Nematoda e *Cerastoderma edule*. Estes

resultados, de um modo geral, concordam com o que foi reportado para a maior parte das praias arenosas (**Haubois et al., 2004; Pagliosa, 2006; Rodil et al., 2006; Rufino et al., 2009**). IL e EM foram dominados por poliquetas, sendo *Tharyx* sp. a espécie mais abundante em IL, quer no outono quer na primavera. IL foi também o estrato onde *Tharyx* sp. teve a sua abundância mais expressiva. Considerando as condições dissipativas dos estratos onde os poliquetas (principalmente a espécie *Tharyx* sp.) abundam, pode-se facilmente concluir que estes fatores condicionam a distribuição dos mesmos. Outros fatores como movimento de água e disponibilidade de oxigénio foram igualmente identificados como responsáveis pela distribuição dos poliquetas (**Lardicii et al., 1993**).

A importância da relação trófica é determinada pelas diferentes condições entre a zona superior e a inferior da praia (**Cunha & Ravara, 2003**). **Brown & McLachlan, (1990)**, identificaram dois tipos principais de ecossistema de praia, o de interface e auto-sustentável. O primeiro depende essencialmente da circulação de água no sedimento trazendo consigo nutrientes e incrementando a dinâmica no sistema intersticial sendo característico de praias refletivas. No segundo tipo (típico de praias dissipativas) a fraca circulação de água favorece a retenção da matéria orgânica e a produção primária. Como já foi referido, a área de estudo deste trabalho apresenta-se como uma mistura dos dois tipos (zona superior mais refletiva e inferior mais dissipativa), onde a parte mais afastada da água apresenta características próximas das do tipo interface, em que o alimento provém sobretudo de fontes externas (detritos presos e material orgânico originado do sapal), enquanto que estratos mais próximos da linha de água se aproximam do tipo auto-sustentável, com alta produção primária por parte de algas bentónicas e provavelmente alta atividade bacteriana da matéria orgânica dos sedimentos. No caso da área de estudo a descarga de água subterrânea pode contribuir para elevar a produtividade junto da zona de ressurgência (EI), aumentando os valores de concentração de clorofila a (**Cunha & Ravara, 2003**).

Apesar do principal fator responsável pela distribuição da macrofauna depender de um caso de estudo para outro, alguns parâmetros físico-químicos e processos biológicos influenciam fortemente a abundância. Em termos físico-químicos, o tipo de praia, o tamanho de grão, a exposição à ação da onda, o enriquecimento orgânico, a temperatura da água, o nível de maré e a aspersão de gotículas de água são os fatores que mais afetam a abundância dos organismos (**Elliott et al., 1996; Hacking, 1998**). Em termos biológicos, a bioturbação, por exemplo, é um processo desencadeado pelos próprios organismos que pode provocar alterações de ordem

variada no sedimento, com grande impacto na comunidade macrobentónica (**Cupul-Magaña & Téllez-Duarte, 1997**).

#### 4.2.2 - Zonação

A zonação em praias arenosas tem sido considerada como uma divisão artificial de uma zona contínua, com sobreposições adjacentes (**Degraer et al., 1999**). Em termos gerais, o estrato SL foi dominado por crustáceos, o ES por nematodes seguido de poliquetas e moluscos (estes dois últimos grupos a contribuírem com a mesma percentagem), EM por poliquetas, EI por moluscos, e IL por poliquetas. Apesar da presença de algumas outras espécies, verificou-se que a principal população a colonizar o estrato SL é a de *Talitrus saltator* que contribui com cerca de 90% da abundância total dessa franja, resultado confirmado por outro estudo realizado na mesma área e em outras praias arenosas (**Cunha & Ravara, 2003; McLachlan & Dorvlo, 2005**)

Nas zonas médias e baixas da praia a dominância do crustáceo *Talitrus saltator* é substituída pela dominância de nematodes, moluscos e/ou poliquetas. O estrato ES é dominado por Nematoda, pelo gastrópode *Peringia ulvae* e poliqueta *Tharyx* sp.; no EM, *Peringia ulvae* e *Tharyx* sp. são as espécies dominantes, seguidas do grupo Nematoda e espécie *Cerastoderma edule*; no EI domina *Peringia ulvae* seguida de *Cerastoderma edule*, e no IL domina *Tharyx* sp seguido do grupo Nematoda. De uma forma geral, estas observações vão de encontro às conclusões de vários estudos realizados em outras praias europeias como o caso de **Degraer et al., (1999)** e **Junoy & Vieitez, (1992)**. Por exemplo, os resultados de **Junoy & Vietitez, (1992)**, indicam um aumento na abundância da macrofauna na zona sub-litoral (menos exposta e rica em finos), com os grupos Polychaeta, Mollusca e Crustacea a dominarem, sendo Polychaeta o mais abundante.

A organização dos organismos ao longo da área amostrada vai de encontro ao esquema geral de tripla zonação (**McLachlan & Jaramillo, 1995**). A franja supralitoral é dominada por crustáceos (neste caso de estudo, sobretudo *Talitrus saltator*); a franja média da praia (eulitoral superior e eulitoral médio) caracterizada pela presença de verdadeiras espécies intertidais, com a presença de isópodes *Cyathura carinata* e *Eurydice pulchra*, bem como de poliquetas da ordem Spionida (*Aonides oxicephala*, *Prinospio* sp., *Streblospio* sp. e *Spiophane bambix*); A zona sublitoral (eulitoral inferior e infralitoral) é caracterizada por uma elevada diversidade de espécies, sendo o estrato IL com o maior número neste estudo.

Os estratos SL com a espécie característica *Talitrus saltator*, EM com o isópode *Eurydice pulchra* e IL com os poliquetas *Nephtys hombergii* e *Aonides oxycephala*, foram considerados zonas

válidas. Uma zona válida deve incluir de forma claramente visível (sem recorrer a técnicas sofisticadas de estatísticas), o centro de distribuição de pelo menos uma espécie característica (McLachlan & Jaramillo, 1995).

Em termos globais, a espécie mais abundante foi *Tharyx* sp. e *Cerastoderma edule* foi a única espécie presente nos cinco estratos e a terceira mais abundante a nível geral. Estas duas espécies já foram referenciadas em vários outros estudos como sendo das mais abundantes em praias sedimentares (Haubois *et al.*, 2004; Pagliosa, 2006; Rodil *et al.*, 2006; Rufino *et al.*, 2009).

#### 4.3 - Evolução da área de estudo nos últimos 15 anos

Considerando apenas o período da primavera (uma vez que o estudo de Cunha & Ravara, 2003 com o qual se pretende uma comparação foi realizado nesse período), são perceptíveis as alterações a nível dos parâmetros ambientais e dos indicadores faunísticos, ao ser avaliada a evolução da área de estudo nos últimos 15 anos

Comparativamente ao estudo feito em 2000 por Cunha & Ravara, (2003), a maior parte das ocorrências novas registadas neste estudo foram nos estratos mais próximos da linha de água (Anexo 4). O aumento da pressão humana sobre a Ria de Aveiro nos últimos anos (Lillebo *et al.*, 2011) poderá ter sido o motivo que contribuiu para que determinadas espécies identificadas em 2000 tenham desaparecidas e outras novas tenham sido identificadas no presente estudo .

Registou-se de 2000 a 2015, uma descida na percentagem de matéria orgânica de valores entre 0 a 0,5 % para 0,04 % na faixa supralitoral e valores entre 3 a 4 % para 0,6 % na infralitoral.

Observou-se também um aumento no tamanho médio de sedimento, sendo registados no estudo de 2000 estratos com areia muito fina (Infralitoral), fina (supralitoral) e outros com areias médias e grosseiras, enquanto em 2015 todos os estratos possuem areia média. A diminuição da percentagem de finos de 2000 para 2015 pode ser devida à constante perturbação dos sedimentos e consequente lavagem contínua, remoção dos finos e ressuspensão destes.

Em relação à macrofauna, registou-se um aumento de 6 taxa (41 em 2000 e 47 em 2015). De salientar que a maioria dos taxa identificados em 2000 (24) não apareceram em 2015 e a maioria dos colhidos em 2015 (30) são ocorrências novas em relação a 2000; 17 taxa são comuns às duas amostragens (Anexo 4). Estas diferenças nos registos podem estar relacionadas com os impactos da prática de marisqueio. De acordo com Cunha *et al.*, (2005), em determinadas épocas do ano, ocorre um aumento das ações de escavação de sedimentos nas zonas vasosas do Canal de Mira. Estas práticas, exercidas por profissionais, semi-profissionais, habitantes locais e até mesmo

ocasionalmente por turistas, para a recolha de mariscos, aumentam os impactos diretos sobre as espécies alvos e indiretos sobre as não alvos, através de perturbações de várias ordens no sedimento.

O grupo Mollusca foi o que registou maior diferença em termos da riqueza específica, com 4 taxa colhidas em 2000 e 9 em 2015, sendo 3 delas (*Cerastoderma edule*, *Peringia ulvae* e *Scrobicularia plana*) comuns aos dois períodos. Onze taxa de Crustacea foram identificados tanto em 2000 como em 2015 e 2 espécies (*Eurydice pulchra* e *Talitrus saltator*) colhidas em ambos os períodos de amostragem. Em relação aos Polychaeta foram identificadas 25 taxa em 2000 e 24 em 2015 sendo 12 comuns. Em 2000 o único Gastropoda colhido foi *Peringia ulvae* enquanto em 2015 foram colhidos *Peringia ulvae* e *Tritia reticulata*. O número de bivalves aumentou para mais do que dobro em 2015 (3 em 2000 e 7 em 2015). Em 2000, *Peringia ulvae*, foi a única espécie colhida e identificada nos 5 estratos, enquanto *Cerastoderma edule*, em apenas quatro. No presente estudo tanto *Peringia ulvae*, *Cerastoderma edule* bem como mais cinco outras espécies de poliquetas (*Pygospio elegans*, *Tharyx* sp., *Mediomastus fragilis*, *Capitella* sp) foram colhidas em quatro estratos diferentes.

As mudanças ambientais verificadas entre 2000 e 2015 com o aumento da granulometria e diminuição da matéria orgânica são responsáveis pela alteração das características tróficas da comunidade com possível diminuição do tamanho das espécies encontradas e respectiva biomassa (aspectos não discutidos aqui).

A densidade média máxima em 2015 (15869 ind.m<sup>-2</sup> - EI) foi superior à de 2000 (14480 ind.m<sup>-2</sup> - IL), enquanto que a densidade média mínima (registada em ES para ambos os períodos de amostragem) foi inferior em 2015 (842 ind.m<sup>-2</sup> - 2015 e 1480 ind.m<sup>-2</sup> - 2000). De notar que os valores reportados neste estudo contabilizam os nematodes não considerados no estudo de 2000.

Alguns aspetos da zonação observados em 2000 mantiveram-se em 2015. Por exemplo, *Talitrus saltator* continua sendo espécie exclusiva e a mais abundante da franja supralitoral. Na zona média da praia (ES e EM), à semelhança do que aconteceu em 2000, registou-se a presença do isópode *Eurydice pulchra* e o início da ocorrência de alguns poliquetas. O estrato ES continuou a exibir uma fauna pobre e valores muito baixos de densidade, enquanto que em EM, da mesma forma que aconteceu em 2000, ocorreu um aumento significativo nos valores da abundância, diversidade e densidade média. A dominância dos poliquetas e a ocorrência dos maiores valores da abundância e riqueza específica caracterizaram a zona inferior da praia (EI e IL), em ambos os estudos.

## 5 - Conclusão

Na área de estudo a distribuição da macrofauna faz-se segundo determinados padrões, definidos sobretudo pela interacção entre um conjunto de factores físico-químicos, como o tamanho do grão, a exposição à ação da onda, enriquecimento orgânico, e a temperatura no sedimento. Apesar da praia onde se localiza a área de estudo se enquadrar no tipo morfodinâmico dissipativo, a área de estudo em si pode ser subdividida em duas zonas, em que a superior apresenta características refletivas e a inferior com características mais dissipativas, com um visível aumento da abundância, densidade e riqueza específica de zona refletiva para a zona dissipativa. De modo geral, a zonação encontrada no local enquadra-se no modelo universal descrito por **McLachlan & Jaramilo, (1995)**.

Primavera foi a estação do ano com maiores valores médios de *taxa* e densidade e a zona inferior da praia a que apresentou maior abundância, riqueza específica e densidade média.

No geral verificou-se um aumento do número médio de *taxa* e indivíduos em direção á linha de água, sendo *Talitrus saltator* a espécie dominante em SL, grupo Nematoda em ES, *Peringia ulvae* em EM e EI e *Tharyx* sp. em IL. Em termos globais *Tharyx* sp. foi a espécie dominante seguida de *Peringia ulvae*. Mollusca foi o único filo presente nos cinco estratos de ambas as estações do ano, Annelida o que mais contribuiu para a abundância total, seguida de Mollusca.

Do ano 2000 para o ano 2015 verificou-se um aumento do número de *taxa* presente na área de estudo, sendo a maioria dos *taxa* identificado, nova ocorrência. Verificou-se que mais de 50 % dos *taxa* identificados em 2000 não foram registados em 2015. Dos três grupos (Annelida, Mollusca e Arthropoda) com maior número de espécies em ambas as amostragens (2000 e 2015), Mollusca foi o que, para esse indicador faunístico, apresentou maior diferença de 2000 a 2015.

No sedimento, as maiores alterações ocorreram a nível da temperatura, tamanho do grão do sedimento (aumento destes) e da matéria orgânica (diminuição desta).

Verifica-se assim que a prática de marisqueio de facto pode ter efeito negativo na estrutura e populações das comunidades de macrofauna, com perda da biodiversidade e substituição por novas espécies.

## 6 - Referências bibliográficas

- Abrantes I, Rocha F, Dias JA (2005) Spatial Distribution and Composition of Suspended Sediments in Ria de Aveiro Lagoon. *Thalassas*, 21(1), 45–52.
- Alves E dos S, Pezzuto PR (2009) Effect of morphodynamics on annual average zonation pattern of benthic macrofauna of exposed sandy beaches in Santa Catarina, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(3), 189–203.
- Andersen UV (1995) Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. *Biological Conservation*, 71(3), 223–230.
- Araujo Silva M, Araujo FG, Costa de Azevedo MCD, Santos SJN (2004) The nursery function of sandy beaches in a Brazilian tropical bay for 0-group anchovies (Teleostei : Engraulidae ): diel , seasonal and spatial patterns. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1229–1232.
- Armonies W, Reise K (2000) Faunal diversity across a sandy shore. *Marine Ecology Progress Series*, 196, 49–57.
- Asmus R, Sprung M, Asmus H (2000) Nutrient fluxes in intertidal communities of a south european lagoon (Ria Formosa) - similarities and differences with a northern Wadden Sea bay (Sylt-Romo Bay). *Hydrobiologia*, 436, 217–235.
- Barros F (2001) Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97, 399–404.
- Barros F, Borzone CA, Rosso S (2001) Macroinfauna of six beaches near Guaratuba bay, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44(4), 351–364.
- Barroso CM, Moreira MH (1998) Reproductive cycle of *Nassarius reticulatus* in the Ria de Aveiro, Portugal: Implications for imposex studies. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78(4), 1233–1246.
- Bastos MR (2006) *O baixo vouga em tempos medievos : do preâmbulo da monarquia aos finais do reinado de D . Dinis*. Earth Sciences- Miscellaneous Papers. Tese de Doutorado Universidade Aberta, Portugal, 285 p.
- Bhaud M, Cha JH, Duchêne JC, Nozais C (1995) Influence of temperature on the marine fauna: what can be expected from a climatic change. *J. the m. Biol.* 20(1/2), 91 - 94.
- Borzone CA, Souza JRB, Soares AG (1996) Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena De Historia Natural*, 69(4), 565–577.
- Branfield AE (1978) Life in sandy shores. *The institute of Biology's studies in Biology nº 89: Edward Arnold, London*, 60 p.

- Brazeiro A (1999) Community patterns in sandy beaches of Chile : richness , composition , distribution and abundance of species. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72, 93–105.
- Brazeiro A (2001) Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: What are the underlying factors? *Marine Ecology Progress Series*, 224, 35–44.
- Brazeiro A, Defeo O, (1996) Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 42, 523–536.
- Brown AC (1996) Behavioural plasticity as a key factor in the survival and evolution of the macrofauna on exposed sandy beaches. *Revista Chilena De Historia Natural*, 69(4), 469–474.
- Brown AC, McLachlan A (1990) Ecology of sandy shores. *Elsevier, Amsterdam*, 328 p.
- Brown AC, McLachlan A (2002) Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(01), 62–77.
- Brosnan DM, Crumrine LL (1994) Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *J Exp Mar Biol Ecol* 177, 79–97.
- Cardoso RS, Veloso VG, (1996) Population biology and secondary production of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) at Prainha beach, Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 142,111–119.
- Cardoso RS, Veloso VG (2003) Population dynamics and secondary production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) on a high-energy, subtropical beach of Brazil. *Assessment*, 142(296), 153–162.
- Clarke KR, Gorley N (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, 192 p.
- Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities – An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition, PRIMER-E, Plymouth.
- Colombini I, Aloia A, Bouslama MF, Elgtari M, Fallaci M, Ronconi L, Scapini F, Chelazzi L (2002) Small-scale spatial and seasonal differences in the distribution of beach arthropods on the northwestern Tunisian coast. Are species evenly distributed along the shore? *Marine Biology*, 140(5), 1001–1012.
- Contessa L, Bird FL (2004) The impact of bait-pumping on populations of the ghost shrimp *Trypaea australiensis* Dana (Decapoda: Callinassidae) and the sediment environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 304(1), 75–97.
- COULL BC (1988)The ecology of the marine meiofauna. In: HIGGINS, R. P. & THIEL, H. eds. Introduction to the Study of Meiofauna. *Washington, Smithsonian Institute*. 18-38.
- Cruz Motta JJ, Underwood AJ, Chapman MG, Rossi F (2003) Benthic assemblages in sediments associated with intertidal boulder-fields. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285-286(2003), 383–401.

Cruz T, Neves R, Pacheco C, Fonseca C, Martins F (2011) A avifauna aquática das salinas estuarinas da Ria de Aveiro e da Foz do Rio Mondego. *Captar*, 3(2), 24–44.

Cunha MR, Moreira M. (1995) Macrobenthos of Potamogeton and Myriophyllum beds in the upper reaches of Canal de Mira (Ria de Aveiro, NW Portugal): Community structure and environmental factors. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29(3-4), 377–390.

Cunha MR, Sorbe JC, Moreira MH (1999) Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 190, 69–87.

Cunha MR, Ravara A (2003) Macrofaunal zonation and sediment properties on a low-energy , mesotidal sandy beach ( Ria de Aveiro ) ( northwestern Portugal ). *Atlantic*, 19, 235–246.

Cunha T, Hall A, Queiroga H (2005) Estimation of the Diopatra neapolitana annual harvest resulting from digging activity in Canal de Mira, Ria de Aveiro. *Fisheries Research*, 76(1), 56–66.

Cupul-Magaña L, Téllez-Duarte M (1997.) Space time variations in macrobenthic fauna of a sandy beach, related to changes in the beach profile and sediment grain size, at El Pelicano beach, Baja California. *Ciencias marinas*. 23(4), 419 – 434.

Da Silva JF, Duck RW (2001) Historical changes of bottom topography and tidal amplitude in the Ria de Aveiro, Portugal - Trends for future evolution. *Climate Research*, 18(1-2), 17–24.

Dahl E (1952) Some aspects of the ecology and zonation of fauna on sandy beaches. *Oikos*, 4(1), 1–27.

Davenport J, Davenport JL (2006) The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1-2), 280–292.

Defeo O, Brazeiro A, Alava A De, Riestra G (1997) Is Sandy Beach Macrofauna Only Physically Controlled? Role of Substrate and Competition in Isopods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 453–462.

Defeo O, Jaramillo E, Lyonnet A (1992) Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna on the atlantic coast of Uruguay . *J Coast Res* 8, 830-839.

Defeo O, McLachlan A (2005) Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: A multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 1–20.

Defeo O, McLachlan A, Schoeman DS, Schlacher TA, Dugan J, Jones A, Scapini F (2009) Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1–12.

Degraer S, Mouton I, de Neve L, Vincx M (1999) Community Structure and Intertidal Zonation of the Macrobenthos on a Macrotidal, Ultra-Dissipative Sandy Beach: Summer-Winter Comparison. *Estuaries*, 22(3), 742–752.

DGPA Direcção Geral das Pescas e Aquicultura, (2011) Recursos da Pesca, Série Estatística, Ano 2010. vol. 24 A–B, DGPA, Lisboa, Portugal.

- Dias JM, Lopes JF, Dekeyser I (1999) Hydrological characterisation of Ria de Aveiro, Portugal, in early summer. *Oceanologica Acta*, 22(5), 473–485.
- Dias JMA, Boski T, Rodrigues A, Magalhães F (2000) Coast line evolution in Portugal since the Last Glacial Maximum until present - A synthesis. *Marine Geology*, 170(1-2), 177–186.
- Dias JM, Lopes JF, Dekeyser I (2000) Tidal propagation in Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25(4), 369–374.
- Dias JM, Lopes JF, Dekeyser I (2003) A numerical system to study the transport properties in the Ria de Aveiro lagoon. *Ocean Dynamics*, 53(3), 220–231.
- Dias JM, Lopes JF (2006) Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Environmental Modelling and Software*, 21(1), 1–15.
- Dias JM (2009) Hidro/morfologia da Ria de Aveiro: alterações de origem antropogénica e natural. *Debater a Europa*, 99–121.
- Dias JA, Bastos MR, Freitas JG de, Bernardes C, Martins VM (2012) Interações homem - meio em zonas costeiras: o caso de aveiro, portugal. *Estado de Arte*, 215–235.
- Dorgan KM, Jumars PA, Johnson BD, Boudreau BP (2006) Macrofaunal burrowing: The medium is the message. *Oceanography and Marine Biology*, 44, 85–121.
- Durell SV, Stillman RA, Caldow RG, McGrorty S, West AD, Humphreys J (2006) Modelling the effect of environmental change on shorebirds: A case study on Poole Harbour, UK. *Biological Conservation*, 131, 459-473.
- Elliott B, Degraer S, Burse M, Vincx M (1996) Intertidal zonation of macroinfauna on a dissipative, sandy beach at De Panne (Belgium): a pilot Study. *Biologisch Jaarboek (Dodonaea)*, 64, 92–108.
- Farias NR (2009) *Caracterização físico-químico nas águas da praia do Francês e praia do Saco, Marechal Deodoro - Alagoas*. Universidade Federal de Alagoas, Brasil, 35 p.
- Field JG, Clarke KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology - Progress Series*, 8(2), 37–52.
- Fonseca D, Cardoso R, Veloso V (2000) Growth, Mortality, and Reproduction of *Excirrolana Braziliensis* Richardson, 1912 (Isopoda, Cirolanidae) on the Prainha Beach, Rio De Janeiro, Brazil. *Crustaceana*, 73(5), 535–545.
- Funasa FN de S (2014) Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Brasília, Brasil, Vol. 1. 1ª ed.
- Galéron J, Sibuet M, Vanreusel A, Mackenzie K, Gooday AJ, Dinét A, Wolff GA (2001) Temporal patterns among meiofauna and macrofauna taxa related to changes in sediment geochemistry at an abyssal NE Atlantic site. *Progress in Oceanography*, 50, 303-324.

- García F, Martínez MJ, Delgado MC, Moyano J, Casas M, Hurtado A (2015) Does the gathering of shellfish affect the behavior of gastropod scavengers on sandy beaches? A field experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 467, 1-6.
- Gheskiere T, Vincx M, Weslawski JM, Scapini F, Degraer S (2005) Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 60(2), 245–265.
- Gibson RN, Ansell AD, Robb L (1993) Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 98(1-2), 89–105.
- Giere O (1993) Meiobenthology – The microscopic fauna in aquatic sediments. *Berlin, Springer Verlag*, 327 p.
- Gomes TP, Rosa Filho JS (2009) Composição e variabilidade espaço-temporal da meiofauna de uma praia arenosa na região amazônica (Ajuruteua, Pará). *Iheringia. Série Zoologia*, 99 (2), 210–216.
- Gray J S (1997) Marine biodiversity : patterns , threats and conservation needs. *Biodiversity Conservation*, 175, 153–175.
- Gray J, Elliott M (2009) Ecology of Marine Sediments, *Oxford University Press*, second ed. 225 p.
- Hacking N (1998) Macrofaunal community structure of beaches in northern New South Wales, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 49(1), 47–53.
- Haubois AG, Guarini JM, Richard P, Hemon A, Arotcharen E, Blanchard GF (2004) Differences in spatial structures between juveniles and adults of the gastropod *Hydrobia ulvae* on an intertidal mudflat (Marennes-Oléron Bay, France) potentially affect estimates of local demographic processes. *Journal of Sea Research*, 51(1), 63–68.
- Hockings M, Twyford k, (1997) Assessment and management of beach camping within Fraser Island World Heritage Area, South East Queensland. *Aust. J. Environ. Manag.* 4, 25-39.
- Hötker H (1994) Wadden sea birds and embankments - Can artificial wetlands compensate for losses due to land claims? *Ophelia Supplement*, 6, 279-295.
- Jaramillo E, McLachlan A (1993) Community and population response of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Estuar Coast Shelf Sci* 37, 615-624.
- Jaramillo E, Contreras H, Quijon P (1996) Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of south-central Chile. *Revista Chilena De Historia Natural*, 69(4), 655–663.
- Jarrin JM, Shanks AL, Banks MA (2009) Confirmation of the presence and use of sandy beach surf-zones by juvenile Chinook salmon. *Environmental Biology of Fishes*, 85(2), 119–125.

Jedrzejczak MF (2002) Stranded *Zostera marina* L. vs wrack fauna community interactions on a Baltic sandy beach (Hel, Poland): A short-term pilot study. Part II. Driftline effects of succession changes and colonisation of beach fauna. *Oceanologia*, 44(3), 367–387.

Jennings S (2004) Coastal tourism and shoreline management. *Annals of Tourism Research*, 31(4), 899–922.

Jerardino A (2010) Prehistoric exploitation of marine resources in southern Africa with particular reference to shellfish gathering: Opportunities and continuities. *Pyrenae*, 1(41), 7–52.

Junoy J, Vieitez JM (1992) Macrofaunal abundance analyses in the Ria de Foz (Lugo, northwest Spain). *Cahiers de Biologie Marine*, 33(3), 331–345.

Kelleher G, Bleakley C, Wells SC (1995) A global representative system of marine protected areas: Antarctic, Arctic, Mediterranean, Northwest Atlantic and Baltic. *Washington, DC: The International Bank for Reconstruction/The World Bank*.

KNOX GA (2000) *The Ecology of Sea Shores*. New York: CRC Press, 555 p.

Lambhead PJ, Platt H, Shaw K (1983) The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17, 859–874.

Lardici C, Abbiati M, Crema R, Morri C, Bianchi CN, Castelli (1993) The distribution of polychaetes along environmental gradients: an example from the Orbetello Lagoon, Italy. *Marine Ecology*, 14 (1), 35 - 52.

Lasiak TA (1981) Nursery grounds of juvenile teleosts: evidence from the surf zone of King's Beach, Port Elizabeth. *South African Journal of Science*, 77, 388–390.

Lasiak TA (1986) Juveniles, food and the surf zone habitat: implications for teleost nursery areas. *South African Journal of Zoology*, 21, 51–56.

Lercari D, Defeo O (2003) Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 17–24.

Lillebø AI, Queiroga H, Dias JM, Alves FL, Cleary DFR (2011) Ria de Aveiro : Uma Visão dos Processos Ambientais, Ecológicos e Socioeconómicos. In *Jornadas da Ria de Aveiro*, 334–339.

Lucrezi S, Schlacher TA, Robinson W (2009) Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: Experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, 9 (5), 913–921.

Luís AS (1998) *Influência de factores humanos e naturais nas limícolas (Aves, Charadrii) invernantes na Ria de Aveiro, com especial referência ao Pilrito-comum (Calidris alpina L.)*. Ph.D. Thesis. Universidade de Aveiro, Portugal, 126 p.

Martínez ML, Intralawan A, Vázquez G, Pérez-Maqueo O, Sutton P, Landgrave R (2007) The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63(2-3), 254–272.

Martins F, Figueiredo E, Albuquerque H (2011) *Nunca mais voltas ao Cais ? Percepções Sociais e Políticas sobre os Cais da Ria de Aveiro*. Actas das Jornadas da Ria de Aveiro, Universidade de Aveiro.

Masero JA (2003) Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 12, 1157-1173.

McLachlan A (1990) Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research*, 6, 57-71.

McLachlan A, Jaramillo E, Donn TE, Wessels F (1993) Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *J Coast Res* 15, 27-38.

McLachlan A, Brown AC (2006) *The Ecology of sandy shores*. Academic Press, Brlington, MA, USA, 373 p.

McLachlan A (1996) Physical factors in benthic ecology: Effects of changing sand particle size on beach fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 205–217.

McLachlan A, Dorvlo A (2005) Global Patterns in Sandy Beach Macrobenthic Communities. *Journal of Coastal Research*, 214, 674–687.

McLachlan A, Jaramillo E (1995) Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 33, 305-335.

McLachlan A, Turner I (1994) The Interstitial Environment of Sandy Beaches. *Marine Ecology-Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli I*, 15(3-4), 177–211.

Moffett M, McLachlan A, Winter P, Ruyck A (1998) Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4(1), 87–90.

Morgado R, Nobre M, Ribeiro PJ, Luís A (2009) A Importância do Salgado para a Gestão da Avifauna Limícola Invernante na Ria de Aveiro (Portugal). *Revista Da Gestão Costeira Integrada*, 9(3), 79–93.

Moreira MH, Queiroga H, Machado MM, Cunha MR (1993) Environmental gradients in a southern Europe estuarine system: Ria de Aveiro, Portugal implications for soft bottom macrofauna colonization. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 27(2-4), 465–482.

Ndaro SM, Sjolting S, Olafsson E (1995) Small-scale variation in major meiofaunal taxa and sediment chemistry in tropical sediments. *Ambio* 24, 470-474.

Neto GS (2011) *Avaliação do desempenho de sacos suspensos na coluna de água para o cultivo de bivalves na Ria de Aveiro, com ênfase para a ostra japonesa (Crassostrea gigas) e a amêijoia-boia (Ruditapes decussatus)*. Tese de Mestrado, Instituto Politécnico de Leiria, Portugal, 77 p.

Nordstrom KF (2000) *Beaches and Dunes on Developed Coasts*. Cambridge University Press, UK, 338 p.

Nunes M, Coelho JP, Cardoso PG, Pereira ME, Duarte AC, Pardal MA (2008) The macrobenthic community along a mercury contamination in a temperate estuarine system (Ria de Aveiro, Portugal). *Science of the Total Environment*, 405(1-3), 186–194.

Pagliosa PR (2006) Distribuição da macrofauna bêntica do entremarés ao sublitoral em uma praia estuarina da Baía da Babitonga, Sul do Brasil. *Revista Biotemas*, 19(1), 25–33.

Peterson CH (1977) Competitive organization of the soft-bottom macrobenthic communities of southern California lagoons. *Marine Biology*, 43(4), 343–359.

Rafaelli D, Hawkins S (1996) *Intertidal ecology*. London, Chapman & Hall, 356 p.

Reise K (1992) The Wadden Sea as a pristine nature reserve. In: *Present and future conservation of the Wadden Sea. Proceedings of the 7th International WaddenSea Symposium* (1990. Ameland). N. Dankers, C. J. Smith and M. Scholl (eds.) 20, 49-53. Publication Series of the Netherlands Institute of Sea Research.

Rehfishch M (1994) Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. *Journal of Applied Ecology*, 31, 383-401.

Roberts CM, Hawkins JP (1999) Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(6), 241–246.

Rodil IF, Lastra M, Sánchez-Mata AG (2006) Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna in intermediate sandy beaches in temperate latitudes: North coast of Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1-2), 267–279.

Rodrigues CLF (2004) *Caracterização sazonal de uma praia estuarina da Ria de Aveiro : estrutura da comunidade e relações tróficas de espécies seleccionadas*. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro, Portugal, 87 p.

Rodriguez JG (2004) Community structure of intertidal meiofauna along a gradient of morphodynamic states on an exposed North Sea beach. *Sarsia: North Atlantic Marine Science*, 89(1), 22–32.

Rodrigues AM, Quintino V, Sampaio L, Freitas R, Neves R (2011) Benthic biodiversity patterns in Ria de Aveiro, Western Portugal: Environmental-biological relationships. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95(2-3), 338–348.

Rossi F, Chapman MG (2003) Influence of sediment on burrowing by the soldier crab *Mictyris longicarpus* Latreille. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289(2), 181–195.

Rossi F, Forster RM, Montserrat F, Ponti M, Terlizzi A, Ysebaert T, Middelburg JJ (2007) Human trampling as short-term disturbance on intertidal mudflats: Effects on macrofauna biodiversity and population dynamics of bivalves. *Marine Biology*, 151(6), 2077–2090.

Ruano FDL (1997) Fisheries and Farming of Important Marine Bivalves in Portugal. *NOAA Technical Report NMFS*, 129(3), 191-200.

Rufino MM, Gaspar MB, Pereira AM, Maynou F, Monteiro CC (2010) Ecology of megabenthic bivalve communities from sandy beaches on the south coast of Portugal. *Scientia Marina*, 74(1), 163–178.

Sampaio L (2001) *Processo sucessional de recolonização dos fundos dragados da Ria de Aveiro após o desassoreamento: comunidades macrobentónicas*. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro, Portugal, 154 p.

Sanderson FJ, Donald PF, Pain DJ, Burfield IJ, Bommel FPJ (2006) Long-term population declines in Afro-Paleartic migrant birds. *Biological Conservation*, 131, 93-105.

Saraiva AS (2005) *Modelação Ecológica da Ria de Aveiro: O Papel das Macroalgas*. Tese de Mestrado. Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, 127 p.

Schlacher TA, Dugan J, Schoeman DS, Lastra M, Jones A, Scapini F, Defeo O (2007) Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13(5), 556–560.

Schlacher TA, Thompson L MC (2008) Physical Impacts Caused by Off-Road Vehicles to Sandy Beaches: Spatial Quantification of Car Tracks on an Australian Barrier Island. *Journal of Coastal Research*, 24, 234–242.

Schlacher TA, Schoeman DS, Jones AR, Dugan JE, Hubbard DM, Defeo O, Connolly RM (2014) Metrics to assess ecological condition, change, and impacts in sandy beach ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 144, 322–335.

Senta T, Kinoshita I (1985) Larval and juvenile fishes occurring in surf zones of western Japan. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114, 609–618.

Short AD (1996) The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69(4), 589–604.

Short AD (1999) *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. London: John Wiley, 379 p.

Souza JRB, Borzone CA (2000) Population dynamics and secondary production of *Scolecipis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of Southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 67, 221-233.

Souza JRB, Borzone CA (2007) Population dynamics and secondary production of *Euzonus furciferus* Ehlers (Polychaeta, Opheliidae) in an exposed sandy beach of Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4), 1139–1144.

Sousa LP (2008) *Metodologias de Ordenamento do Espaço Marinho: Aplicação à Ria de Aveiro*. Aveiro, Portugal. Master's thesis. Department of Environment and Planning, University of Aveiro, 102 p.

- Ugolini A, Ungherese G, Somigli S, Galanti G, Baroni D, Borghini F, Focardi S (2008) The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65(4), 349–357.
- Underwood AJ, Peterson CH (1988) Towards an ecological framework for investigating pollution. *Mar. Ecolo. Prog. Ser.* 46, 227–234.
- Vaz N, Dias JM, Leitão P, Martins I (2005) Horizontal patterns of water temperature and salinity in an estuarine tidal channel: Ria de Aveiro. *Ocean Dynamics*, 55(5-6), 416–429.
- Vaz N, Dias JM (2008) Hydrographic characterization of an estuarine tidal channel. *Journal of Marine Systems*, 70(1-2), 168–181.
- Veloso VG, Caetano CHS, Cardoso RS (2003) Composition, structure and zonation of intertidal macrofauna in relation to physical factors in microtidal sandy beaches at Rio de Janeiro State, Brazil. *Scientia Marina*, 67(4), 393–402.
- Veloso VG, Silva ES, Caetano CHS, Cardoso RS (2006) Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127(4), 510–515.
- Veloso VG, Neves G, Lozano M, Perez-Hurtado A, Gago CG, Hortas F, Garcia Garcia F (2008) Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (SUPPL. 1), 126–133.
- Wynberg RP, Branch GM (1994) Disturbance associated with bait collection for Sandprawns (*Callinassa kraussi*) and Mudprawns (*Upogebia africana*). Long-term effects on the biota of intertidal sandflats. *J Mar Res* 52, 523–558.
- Veloso VG, Cardoso RS (1999) Population biology of the mole crab *Emerita brasiliensis* (Decapoda: Hippidae) at Fora beach, Brazil. *Journal of Crustacean Biology* 19, 147–153.

# **Anexos**

**Anexo 1** - Dados referentes aos parâmetros ambientais dos dois períodos de amostragens.

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

Temp: temperatura; Cond. Condutividade; CH<sub>2</sub>O: conteúdo em água; CMO: conteúdo em matéria orgânica; MG: média granulométrica; DIQ: desvio inter-quartis;

O: outono; P: primavera

Estratos	Temp.(°C)		pH	Cond. (µS/cm)	O2 (%)	CH <sub>2</sub> O (%)		CMO (%)		
	0cm	20cm				O	P	O	P	
SL	1	29,6	30	7,3	-	-	0,31	1,11	0,0342	0,03
	2	30,1	30,5	7,4	-	-	0,14	0,71	0,057	0,06
	3	30,3	30,2	7,5	-	-	0,59	1,22	0,08	4,42
	4	30,6	30,2	7,5	-	-	0,52	0,29	0,08	0,03
	5	31,8	31,3	7,5	-	-	0,01	0,24	0,281	0,02
ES	1	26,9	27	7,2	-	-	5,70	8,36	0,06	0,06
	2	26,4	26,2	7,2	-	-	1,57	7,13	0,04	0,10
	3	26,4	26,2	7,2	52,6	85,6	4,02	8,13	0,041	0,07
	4	23,7	23,5	7,4	29,2	92,5	6,27	3,39	0,03	0,03
	5	25,5	24,5	7,4	-	-	3,90	5,51	0,06	0,16
EM	1	23,6	21,7	7,9	48,2	38,1	7,40	7,31	0,19	0,21
	2	23,2	22,1	8,0	40,5	90,0	8,08	10,67	0,22	0,24
	3	24	23	8,0	42,7	100,0	8,55	7,23	0,32	0,22
	4	25,8	20,9	7,8	42,7	91,4	6,58	8,55	0,28	1,01
	5	24	22,3	7,6	-	-	6,02	6,57	0,12	0,10
EI	1	25,6	24,2	7,7	-	-	6,33	23,12	0,14	0,22
	2	25,8	24,1	8,1	-	-	5,90	7,95	0,08	0,32
	3	24,9	22,7	7,9	-	-	5,30	12,53	0,15	0,80
	4	25,8	23	8,2	9,5	97,5	6,460	7,58	0,07	0,30
	5	25,5	24,2	8,0	-	-	7,79	5,41	0,24	0,18
IL	1	25,1	23	8,0	41,9	76,1	12,78	15,08	0,63	0,46
	2	22,8	20,2	7,8	95,1	40	10,24	21,40	0,43	0,76
	3	23,7	22,8	7,6	24,3	76,4	9,81	11,63	0,31	0,43
	4	21,7	21,5	7,6	51,5	94,1	9,12	13,95	0,35	0,61
	5	23,4	23,3	7,7	39,4	97,2	14,61	16,84	0,57	0,85

**Anexo 1 (cont.)** - Dados referentes aos parâmetros ambientais dos dois períodos de amostragens.

Estratos: SL: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

Temp: temperatura; Cond. Condutividade; CH<sub>2</sub>O: conteúdo em água; CMO: conteúdo em matéria orgânica; MG: média granulométrica; DIQ: desvio inter-quartis;

O: outono; P: primavera

Estratos		MG ( $\phi$ )		Finos (%)		DIQ ( $\phi$ )		Clorofila a ( $g/cm^2$ )	
		O	P	O	P	O	P	O	P
SL	1	1,96	1,84	0,79	0,10	0,45	0,4	0,0	0,49
	2	1,9	1,69	0,85	0,04	0,45	0,33	0,49	0,98
	3	1,87	1,75	0,98	0,05	0,45	0,33	0,49	0,00
	4	1,9	1,72	1,13	0,06	0,45	0,33	0,16	0,00
	5	1,97	1,7	1,86	0,26	0,5	0,33	0,16	0,65
ES	1	1,13	1,68	1,69	1,93	0,575	0,55	5,23	2,94
	2	1,02	0,97	0,35	0,26	0,525	0,60	2,61	3,92
	3	0,78	1,48	0,61	5,84	0,525	0,80	11,60	4,25
	4	1,81	1,5	0,46	0,89	0,425	0,40	2,78	1,14
	5	1,44	1,05	3,36	1,24	0,6	0,60	8,66	7,68
EM	1	1,19	0,98	3,96	3,19	0,525	0,63	23,69	30,88
	2	1,292	1,04	5,06	3,48	0,7	0,58	30,22	10,46
	3	1,33	1,16	3,78	2,48	0,625	0,55	29,90	7,52
	4	0,94	1,15	0,68	0,66	0,575	0,58	23,36	1,14
	5	0,83	0,95	1,12	0,60	0,575	0,55	20,75	3,59
EI	1	0,96	1,14	4,06	4,13	0,625	0,58	29,41	9,15
	2	0,88	1,29	2,78	4,65	0,6	0,60	45,42	21,73
	3	0,67	1,09	4,25	5,20	0,8	0,70	22,55	23,69
	4	1,05	0,91	4,49	2,49	0,675	0,60	36,27	30,22
	5	1,13	0,91	2,25	2,49	0,575	0,63	19,61	38,88
IL	1	1,42	1,64	5,97	11,02	0,7	1,15	7,19	4,90
	2	1,44	1,9	5,06	11,65	0,55	0,68	7,52	3,43
	3	1,41	1,43	5,75	7,20	0,55	0,75	15,68	14,21
	4	1,58	2,02	6,60	16,25	0,525	1,53	11,27	6,37
	5	1,45	2,34	3,02	20,28	0,35	1,55	15,36	3,43



**Anexo 2 (cont.)** - Os diferentes *taxa* e as respectivas abundâncias por estratos em cada um dos dois períodos de amostragens.

Estratos: SI: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

	OUTONO																								
	IL					EI					EM					ES					SL				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Limapontiidae ind		1																							
Patellidae ind				1																					
<b>Bivalvia</b>																									
<i>Cerastoderma edule</i>	7	9	12	7	5	4		9	15	22	8	8	12	2	4			1							
<i>Parvicardium</i> cf <i>pinnulatum</i>					2					1															
<i>Abra tenuis</i>	3	1	2	2	1			4		19	10	2	5					1					1		
<i>Scrobicularia plana</i>	1			1	1	4	2		2	17		7	11	1											
<i>Tellina pygmaea</i>		2	7	1	4				1				1												
Tellinidae ind																									
<i>Mytilus</i> ind	1	1																							
<i>Tapes decussatus</i>		1	1		2			1			1														
Bivalvia ind								2																	
<b>ARTHROPODA</b>																									
<b>Malacostraca</b>																									
<i>Corophium</i> ind	1					1																			
Gammaridae (juvenil)																									
<i>Talitrus saltator</i>																						5	8	1	
<i>Urothoe</i> cf. <i>pulchella</i>																									
Amphipoda ind																									
<i>Iphinoe serrata</i>	1	2	9	1	3																				
<i>Crangon crangon</i>																									
<i>Palaemon</i> ind																									
<i>Cyathura carinata</i>									1			2													
<i>Eurydice pulchra</i>																	1	1							
<i>Tylos europaeus</i>																								1	
<i>Paramysis</i> ind				1																					
<i>Praunus flexuosus</i>																									
<b>Maxillopoda</b>																									
Copepoda ind		1	1																						
<b>ECHINODERMATA</b>																									
<i>Ophiopsila</i> cf <i>aranea</i>					1																				
Ophiuroidea ind	1																								
<b>NEMERTEA</b> ind		3	1									1													
<b>PHORONIDA</b> ind			1																						
<b>NEMATODA</b> ind	143	46	23	30	82	17	44	23	16	10	18	8			3	2	10	2	4						



**Anexo 2 (cont.)** - Os diferentes *taxa* e as respectivas abundâncias por estratos em cada um dos dois períodos de amostragens.

Estratos: SI: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

	PRIMAVERA																								
	IL					EI					EM					ES					SL				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Limapontiidae ind																									
Patellidae ind																									
Bivalvia																									
<i>Cerastoderma edule</i>	1	6	7	10	9	69	22	38	30	54	8	7	15	8	2						2	2			
<i>Parvicardium</i> cf <i>pinnulatum</i>	4	1	4							3															
<i>Abra tenuis</i>			1	1				1		5										1					
<i>Scrobicularia plana</i>		1							3		14	9	4	4											
<i>Tellina pygmaea</i>																									
Tellinidae ind					1																				
<i>Mytilus</i> ind					1		1				1		1												
<i>Tapes decussatus</i>	1		1	1	2		1																		
Bivalvia ind																									
<b>ARTHROPODA</b>																									
<b>Malacostraca</b>																									
<i>Corophium</i> ind			1								1														
Gammaridae (juvenil)														1											
<i>Talitrus saltator</i>																					22	13	30	34	58
<i>Urothoe</i> cf. <i>pulchella</i>		1																							
Amphipoda ind		6									1														
<i>Iphinoe serrata</i>		1	1		1						1														
<i>Crangon crangon</i>					1																				
<i>Palaemon</i> ind		1																							
<i>Cyathura carinata</i>			1								2	1	3	2	1										
<i>Eurydice pulchra</i>																	1								1
<i>Tylos europaeus</i>																									
<i>Paramysis</i> ind																									
<i>Praunus flexuosus</i>		1	1																						
<b>Maxillopoda</b>																									
Copepoda ind																									
<b>ECHINODERMATA</b>																									
<i>Ophiopsila</i> cf <i>aranea</i>																									
Ophiuroidea ind																									
<b>NEMERTEA</b> ind		2	1											1											
<b>PHORONIDA</b> ind																									
<b>NEMATODA</b> ind	17	45	17	9	14	1	6	5	6	10	11	10	44	2	2		17								

**Anexo 3** - Valores dos Índices de dispersão resultantes do MDS efetuado aos dados biológicos

Estratos: Sl: supralitoral; ES: eulitoral superior; EM: eulitoral médio; EI: eulitoral inferior; IL: infralitoral.

O: outono; P: primavera.

	<b>Factor</b>	<b>Dispersão</b>
<b>Estrato</b>	IL	0,650
	EI	0,878
	EM	0,909
	SL	1,082
	ES	1,623
<b>Estação</b>	Outono	1,008
	Primavera	0,992
<b>Estação/Estrato</b>	EIP	0,546
	SLP	0,557
	ILO	0,682
	EMP	0,796
	EIO	0,908
	ILP	0,957
	EMO	1,181
	SLO	1,452
	ESO	1,632
	ESP	1,785

**Anexo 4** - Quadro comparativo dos *taxa* identificados nessa área de estudo, na primavera do ano 2000 e na primavera de 2015.

X: taxa característicos de cada campanha; X: Taxa comuns às duas campanhas.

<b>Taxa total</b>		<b>Taxa colhidos em 2000</b>	<b>Taxa colhidos em 2015</b>
<b>Nemertea</b>	Nemertea ind	X	X
<b>Annelida</b>	<i>Aonides oxycephala</i>	X	X
	<i>Ampharetidae ind</i>		X
	<i>Capitella cf. capitata</i>	X	X
	<i>Cossura sp.</i>	X	X
	<i>Diopatra ind</i>		X
	<i>Diopatra neapolitana</i>	X	
	<i>Eteone foliosa</i>	X	
	<i>Eteone picta</i>	X	
	<i>Eumida bahusiensis</i>	X	
	<i>Glycera tridactyla</i>	X	
	<i>Gyptis sp</i>	X	
	<i>Harmothoe fraserthomsoni</i>	X	
	<i>Heteromastus filiformis</i>	X	X
	<i>Lanice conchilega</i>	X	X
	<i>Mediomastus fragilis</i>	X	X
	<i>Nephtys cf cirrosa</i>		X
	<i>Nephtys hombergii</i>	X	X
	<i>Nereis sp.</i>	X	
	<i>Notomastus latericeus</i>		X
	Oligochaetae ind	X	X
	Onuphidae ind		X
	<i>Owenia fusiformis</i>	X	X
	<i>cf Paraoniidae ind</i>		X
	Phyllodocidae ind		X
	<i>Polydora ligni</i>	X	
	<i>Prionospio ind</i>		X
	<i>Psammathe fusca</i>	X	
	<i>Pygospio elegans</i>	X	X
	<i>Scoloplos armiger</i>	X	X
	<i>Cf Spio</i>		X
	<i>Spio sp.</i>	X	
	<i>Spiophanes bombyx</i>		X
	Spionidae ind		X
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	X	
	<i>Streblospio ind</i>		X
	Syllidae ind		X
	<i>cf Terebellidae ind</i>		X
	<i>Tharyx ind</i>		X
	<i>Tharyx cf. marioni</i>	X	
	<i>Tubificoides benedeni</i>	X	

**Anexo 4 (cont )** - Quadro comparativo dos *taxa* identificados nessa área de estudo, na primavera do ano 2000 e na primavera de 2015.

X: taxa característicos de cada campanha; X: Taxa comum às duas campanhas.

Taxa total		Taxa colhidos em 2000	Taxa colhidos em 2015
<b>Arthropoda</b>	Amphipoda ind		X
	Chironomidae	X	
	Coleoptera nid. sp. 1	X	
	Coleoptera nid. sp. 2	X	
	<i>Corophium</i> ind		X
	<i>Crangon crangon</i>		X
	<i>Cyathura carinata</i>		X
	Diptera nid. sp. 1	X	
	Diptera nid. sp. 2	X	
	<i>Eurydice pulchra</i>	X	X
	Gammaridae		X
	<i>Gammarus</i> cf. <i>locusta</i>	X	
	<i>Iphinoe serrata</i>		X
	<i>Melita palmata</i>	X	
	<i>Palaemon</i> ind		X
	<i>Praunus flexuosus</i>		X
	<i>Talitrus saltator</i>	X	X
	<i>Talorchestia deshayesii</i>	X	
	<i>Eurydice pulchra</i>		
	<i>Tylos europaeus</i>	X	
	<i>Urothoe</i> cf. <i>pulchella</i>		X
	<b>Mollusca</b>	<i>Abra</i> sp	X
<i>Abra tenuis</i>			X
<i>Cerastoderma edule</i>		X	X
<i>Mytilus</i> ind			X
<i>Parvicardium</i> cf <i>pinnulatum</i>			X
<i>Peringia ulvae</i>		X	X
<i>Scrobicularia plana</i>		X	X
<i>Tapes decussatus</i>			X
Tellinidae ind			X
<i>Tritia reticulata</i>		X	