



2012

Efeitos da nutrição de praias na comunidade macrofaunal de uma praia arenosa da Costa Ocidental Portuguesa

José D. C. Cunha



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Efeitos da nutrição de praias na comunidade
macrofaunal de uma praia arenosa da Costa
Ocidental Portuguesa

José David Costa Cunha

2012



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Efeitos da nutrição de praias na comunidade macrofaunal de uma praia arenosa da Costa Occidental Portuguesa

Dissertação apresentada à Universidade de
Coimbra para cumprimento dos requisitos
necessários à obtenção do grau de Mestre em
Ecologia, realizada sob a orientação científica do
Professor Doutor João Carlos Marques
(Universidade de Coimbra)

José David Costa Cunha

2012

Aos meus Pais e Irmã

Agradecimentos

Para a realização deste trabalho ao longo destes últimos dois anos, no qual resultou esta dissertação, muitas foram as pessoas que de uma maneira ou outra contribuíram para que esta “missão” fosse cumprida com sucesso e à qual faço um agradecimento especial.

Ao meu orientador, Professor Doutor João Carlos Marques, pela oportunidade proporcionada para realizar esta tese e pela disponibilidade apresentada na orientação da tese e no esclarecimento de dúvidas.

À Professora Doutora Sílvia Gonçalves, do Instituto Politécnico de Leiria, pelas instruções e conselhos dados, extremamente valiosos no melhoramento do projecto.

À Filipa Bessa, grande impulsionadora deste projecto, pela sua incansável disponibilidade em ajudar, esclarecer dúvidas, pelos seus conselhos e ideias valiosas, bem como pela enorme simpatia demonstrada.

A todos os colegas do IMAR, que de uma forma ou outra contribuíram para um grande ambiente vivido na instituição, durante estes dois anos.

A todos os meus amigos mais próximos e de faculdade que com eles passei estes últimos anos e que sempre me “aturaram” nos bons e maus momentos.

E finalmente, como não podia deixar de ser, a toda a minha família. Aos meus pais, pela educação e valores transmitidos, à minha irmã pela grande amizade e cumplicidade, à minha avó, cunhado e sobrinha.

A todos, o meu grande obrigado!

Índice

Resumo	I
Abstract	III
Introdução	- 1 -
1.1. Praias arenosas: características do ecossistema	- 3 -
1.2. Comunidades macrofaunais das praias arenosas	- 5 -
1.3. Utilização de populações locais como bioindicadores ambientais	- 10 -
1.4. Recursos nutricionais disponíveis nas praias arenosas	- 11 -
1.5. Processo de nutrição da praia.....	- 12 -
1.6. Objectivos	- 13 -
Materiais e Métodos	- 14 -
2.1. Local de estudo	- 16 -
2.2. Amostragem e procedimento laboratorial.....	- 18 -
2.3. Análise estatística	- 20 -
Resultados	- 23 -
3.1. Parâmetros físicos recolhidos	- 25 -
3.2. Estrutura das populações das duas áreas seleccionadas.....	- 26 -
3.3. Zona supralitoral e intertidal.....	- 32 -
3.4. Estrutura etária e diferenciação sexual dos Talitridae	- 35 -
3.5. Influência das variáveis ambientais na estrutura da população na área sem impacto e na impactada.....	- 40 -
Discussão	- 43 -

4.1. Influência da nutrição da praia na estrutura das populações.....	- 45 -
4.2. Tamanho e diferenciação sexual dos indivíduos da família Talitridae.....	- 48 -
4.3. Influência dos parâmetros ambientais nas áreas de estudo.....	- 49 -
Conclusão	- 51 -
Considerações finais	- 53 -
Bibliografia	- 54 -

Resumo

As praias arenosas são sistemas costeiros altamente dinâmicos e instáveis, e representam uma importante transição entre o ambiente terrestre e marítimo, o que implica um contínuo fluxo de areia, biota e água. Nestes sistemas, residem diversos grupos macrofaunais entre eles, Crustáceos (anfípodes talitrideos e isópodes), Poliquetas e Moluscos. A comunidade macrofaunal destes locais é fortemente controlada por factores físicos, apresenta uma série de adaptações fisiológicas e comportamentais essenciais para sobreviverem e é geralmente usada como bioindicador de alterações ambientais ocorridas no sistema.

Nos últimos anos, o processo de nutrição da praia (processo de colocação de areia directamente no local erodido) tem sido cada vez mais usado no combate aos impactos nas praias arenosas.

Os objectivos deste estudo foram analisar a influência do restauro do sistema dunar (nutrição da praia) na comunidade macrofaunal, comparativamente com uma área natural da mesma praia, avaliar os efeitos deste restauro na dinâmica das espécies-chave e avaliar os efeitos das variáveis ambientais na comunidade macrofaunal das áreas seleccionadas.

Os efeitos do processo de nutrição da praia na população da Leirosa (Portugal) foram analisados. As amostras foram sazonalmente recolhidas ao longo de dois transectos perpendiculares à linha de água e separados entre si por 100 m, entre a primavera de 2010 e o inverno de 2011 utilizando um corer circular. Diversos parâmetros físicos e ambientais foram também recolhidos.

Não foram observadas diferenças significativas entre as duas áreas relativamente à estrutura da comunidade, nas suas densidades totais, composição e diversidade. A

densidade média de cada espécie encontrada por zonas supralitorais e intertidais não foi muito diferente nas duas áreas estudadas. Relativamente à estrutura etária das espécies-chave *Talitrus saltator* e *Talorchestia brito*, foi verificado um padrão semelhante nas duas áreas, com uma elevada frequência de juvenis e adultos na primavera/verão e uma elevada frequência de adultos e baixa de juvenis nas outras estações do ano. Na generalidade, as duas áreas apresentaram uma elevada proporção de fêmeas.

A relevância das estações do ano, especialmente a temperatura atmosférica e a temperatura do sedimento e os efeitos das marés, com ênfase no período e na altura das ondas tiveram uma forte influência no controlo das comunidades macrofaunais das duas áreas.

O presente estudo demonstra que a nutrição da praia é uma boa alternativa às grandes estruturas no restauro de sistemas dunares nas praias arenosas e um método ideal, quando devidamente aplicado, causando baixos danos na biota existente.

Palavras-chave: praias arenosas, impactos, sistema dunar, comunidade macrofaunal, espécies-chave, talitrídeos, nutrição da praia.

Abstract

Sandy beaches are the most important dynamic and unstable coastal systems and represent an important transition between the land and the sea, which implies a continuous flux of sand, biota and water. In these systems, several macrofaunal groups were found, among them, Crustaceans (talitrid amphipods and isopods), Polychaetes and Molluscs. The macrofaunal community of these local is strongly controlled by physical factors, present a range of unique physiological and behavioral adaptations essential to survive and is usually used as a bioindicator of environmental changes occurred in the system.

In the recent years, beach nourishment (process of placing sand directly on an eroding shore) has been increasingly used to combat the impacts on sandy beaches.

The main aims of this study were to investigate the influence of dune system restoration (beach nourishment), in the macrofauna community comparatively with a natural area of the same beach, evaluate the effects of this restoration in key species dynamic and evaluate the effects of environmental variables on macrofauna community the selected areas.

The effects of nourishment in Leirosa sandy beach (Portugal) population were analyzed. Samples were seasonally taken along two transects perpendicular to the water line and separated by 100 m, between spring 2010 and winter 2011, using a circular corer. The several physical and environmental variables were also recorded.

No significant differences were observed between the two areas with regard to the communities' structure, i. e. their total density, composition and diversity. The average density of each species found by the supralittoral and intertidal zones was not very different in the two study areas.

Regarding the body size frequency of key species *Talitrus saltator* and *Talorchestia brito*, the same pattern in the two areas was verified, with great frequency of juveniles and adults in spring/summer and the large frequency of adults and low of juveniles in the others seasons. Generally, the two areas presented higher proportion of females.

The relevance of seasons, especially to the atmospheric temperature and temperature of the sediment and the effect of the tides, with emphasis in the wave period and wave height had a strong influence in the control of the macrofaunal communities of the two areas.

The present study demonstrates that the beach nourishment is a good alternative to hard structure in the dune system sandy beaches restoration and an ideal method, when properly implemented, causing low damage in the biota existent.

Key words: sandy beach, impacts, dune system, macrofaunal communities, key species, talitrids, beach nourishment.

Capítulo 1

Introdução

1.1. Praias arenosas: características do ecossistema

As praias arenosas constituem sistemas costeiros muito importantes e altamente dinâmicos, dominando as linhas costeiras e temperadas a nível mundial (McLachlan & Brown 2006; Schlacher et al., 2007). Estes sistemas representam aproximadamente três-quartos da costa mundial existente, sendo extremamente valiosos para a sociedade (Hubbard & Dugan, 2003; Lercari & Defeo, 2003).

Estes ambientes representam uma importante transição entre o sistema terrestre e marinho, implicando um contínuo fluxo de areia, biota e água (McLachlan & Brown, 2006; Fanini et al., 2009; Bergamino et al., 2011). Estas interações determinam a grande instabilidade e o ambiente altamente severo apresentados nestes locais (Marques et al., 2003; Absalonsen & Dean, 2011). Contudo, apesar da fragilidade e instabilidade existente nas praias arenosas, estas, são capazes de absorver grandes quantidades de energia provenientes das ondas e dos ventos (Brown & McLachlan, 1990). Estes sistemas costeiros fornecem uma vasta gama de serviços e funções ecológicas, muitas das quais, essenciais nas utilizações humanas. Entre os serviços e funções ecológicas mais valiosos incluem-se (i) armazenamento e transporte de sedimentos; (ii) dissipação de ondas contra eventos extremos, tais como, tsunamis e tempestades; (iii) mineralização e reciclagem de nutrientes; (iv) importante capacidade de fornecimento de águas marítimas com nutrientes, nomeadamente azoto e fosfatos; (v) filtração e purificação de grandes volumes de água do mar; (vi) manutenção da biodiversidade e dos recursos genéticos; (vii) local de nidificação de tartarugas e aves marinhas; (viii) apoio costeiro; (ix) fornecimento de presas para pássaros e animais selvagens; (x) área de viveiro para peixes juvenis; (xi) actividades recreativas; (xii) ligação funcional entre o ambiente terrestre e marinho na zona costeira (Defeo et al., 2009).

As praias arenosas são geralmente classificadas em três tipos, atendendo à interação entre três variáveis: tamanho do grão do sedimento, clima das ondas e efeito das marés (McLachlan & Brown, 2006). Nesse sentido, estas podem ser classificadas como: reflectivas, dissipativas e intermédias (McLachlan, 1990; McLachlan et al., 1993; McLachlan, 1996). As praias reflectivas são caracterizadas pelo alto declive, sedimento médio e grosseiro, baixa energia de ondas, elevado volume de filtração, pela maior sensibilidade à poluição e com baixa diversidade apresentada. Neste tipo de praias, a amplitude das marés é pequena, com a energia das ondas reflectidas sobre a face da praia. As praias dissipativas estão mais expostas, são hidrodinamicamente menos instáveis, apresentam grandes larguras, sedimento fino, pequenos declives, alta energia de ondas e apresentam uma maior diversidade comparativamente com as reflectivas (McLachlan & Brown, 2006; Lercari et al., 2010; Defeo & McLachlan, 2011). Estes dois tipos de praias são geralmente, distinguidos pela composição das espécies encontradas, com a predominância de poliquetas nas praias dissipativas e de crustáceos nas praias reflectivas (Dexter, 1990; Defeo & McLachlan, 2005; Schlacher et al., 2008a). Por último, as praias intermédias, que apresentam características mistas das praias dissipativas e reflectivas (Defeo & McLachlan, 2005; McLachlan & Brown, 2006; Defeo et al., 2009).

À primeira vista, as praias arenosas parecem locais desprovidos de vida, devido à elevada mobilidade da areia, à forte acção das ondas e à elevada oxigenação. No entanto, isso não corresponde à realidade, já que nestes sistemas estão presentes diversas comunidades macrobentónicas, algumas das quais em grande número (Bayed, 2003).

Diversos estudos, tais como McLachlan (1990); Jaramillo & McLachlan (1993); McLachlan et al. (1993); McLachlan (1996) demonstram e sugerem a forte influência

da morfodinâmica da praia e dos factores ambientais na estrutura da comunidade macrofaunal nas praias arenosas. As entradas de areia provenientes das bacias hidrográficas e do litoral, o movimento de areia entre as zonas intertidais e subtidais, a inclinação da praia, o tamanho do grão do sedimento, a matéria orgânica, a acção das ondas, ventos e correntes, as temperaturas de sedimento e água e a disponibilidade de alimento têm um papel fundamental na distribuição e abundância da macrofauna existente nestes locais (Bayed, 2003; Hubbard & Dugan, 2003; Rodil & Lastra, 2004; Lastra et al., 2006; De la Luz & Lastra, 2008 ; Bergamino et al., 2011). Para além dos factores anteriormente referidos, o impacto das actividades humanas surge também como factor importante e influente na estrutura e composição dessa mesma comunidade (Lercari et al., 2002; Lercari & Defeo, 2003; Junoy et al., 2005; Veloso et al., 2006; Schlacher et al., 2007; Schlacher et al., 2008b; Lucrezi, 2009; Oliveira et al., 2011; Walker & Schlacher, 2011).

1.2. Comunidades macrofaunais das praias arenosas

Os grupos frequentemente representados nas praias arenosas envolvem os crustáceos, poliquetas e moluscos. Insectos, Anthozoa e Nemerteanos podem eventualmente surgir nestes locais (Rodil & Lastra, 2004; Gonçalves et al., 2009), em reduzida escala.

Quanto aos crustáceos, são comumente encontrados indivíduos da ordem Amphipoda, Isopoda e Decapoda (Knox, 2001; McLachlan & Brown, 2006). Em relação aos anfípodes (Amphipoda), estes constituem o grupo frequentemente observado na fauna destes sistemas, sendo a grande maioria anfípodes talitrideos (Anastácio et al., 2003; Marques et al., 2003; Gonçalves et al., 2009). Estes anfípodes

são herbívoros ou detritívoros, desempenham uma função ecológica extremamente importante como decompositores da matéria orgânica e são a principal fonte de alimento de diversos organismos (insectos e aves) (Pavesi et al., 2007). Geralmente encontram-se associados às algas e aos destroços e efectuam migrações diárias em busca de alimento. Na maioria das praias arenosas, encontra-se uma grande diversidade de géneros de anfípodes, entre eles, os géneros *Talitrus* (Figura 1A), *Orchestia*, *Orchestoidea* e *Talorchestia* (Figura 1B) (McLachlan & Brown, 2006).

Uma das espécies geralmente abundante nestes sistemas é o *Talitrus saltator* (Fanini et al., 2007; Olabarria et al., 2009). Esta espécie reside com bastante frequência na costa Atlântica Europeia e Africana, Mediterrânica e Báltica.

O género *Talorchestia* é constituído por diversas espécies, distribuindo-se pela zona intertidal da praia ou podendo ser visto algumas das espécies a flutuar na água. Este género é bastante comum nas praias arenosas do Atlântico e Mediterrânico (Figura 1B) (McLachlan & Brown, 2006).



Figura 1. (A) *Talitrus*. (B) *Talorchestia*. Estes dois géneros são geralmente muito abundantes em praias arenosas da costa Atlântica e Mediterrânica.

Outros géneros de anfípodes podem ser registados nas praias arenosas, entre eles, *Haustorius* (Figura 2B), *Acanthohaustorius*, *Eohaustorius*, *Neohaustorius*, *Parahaustorius*, *Protohaustorius*, *Amphiporeia* e *Urothoe* (Figura 2D). Os misidáceos,

pertencentes à ordem Mysida são também muito frequentes nestes sistemas, com o género *Gastrosaccus* (Figura 2C) entre os mais encontrados (McLachlan & Brown, 2006).

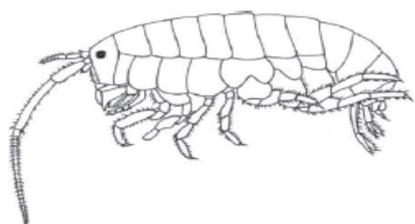
Relativamente aos isópodes, estes podem ocorrer numa zona superior da praia, bem como, numa zona mais baixa ou na linha entre-marés. O género semi-terrestre *Tylos* (Figura 2E) é geralmente um dos mais característico das praias a nível mundial, com o género *Eurydice* (Figura 2F) a ser também frequentemente encontrado.

Os indivíduos adultos do género *Tylos* (Figura 2E) distribuem-se pela zona supralitoral e são geralmente herbívoros, ao passo que os juvenis se encontram frequentemente em zonas mais baixas da praia e tendem a ser carnívoros. (e.g. Gonçalves et al., 2005; McLachlan & Brown, 2006).

Quanto ao género *Eurydice* (Figura 2F), este é frequentemente localizado em zonas baixas da costa e apresenta um padrão de zoneamento variável, consoante a espécie e as condições prevalentes do meio (McLachlan & Brown, 2006).

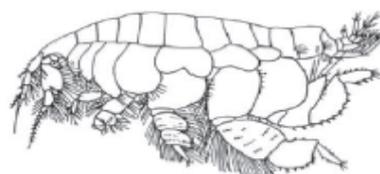
Em conclusão, as praias arenosas da costa Atlântica e Mediterrânica são habitadas essencialmente por anfípodes e isópodes da família Talitridae, podendo estas formas serem encontradas tanto em zonas intertidais como supralitorais (Marques et al., 2003; Gonçalves et al., 2005; 2009).

A



Talitrus

B



Haustorius

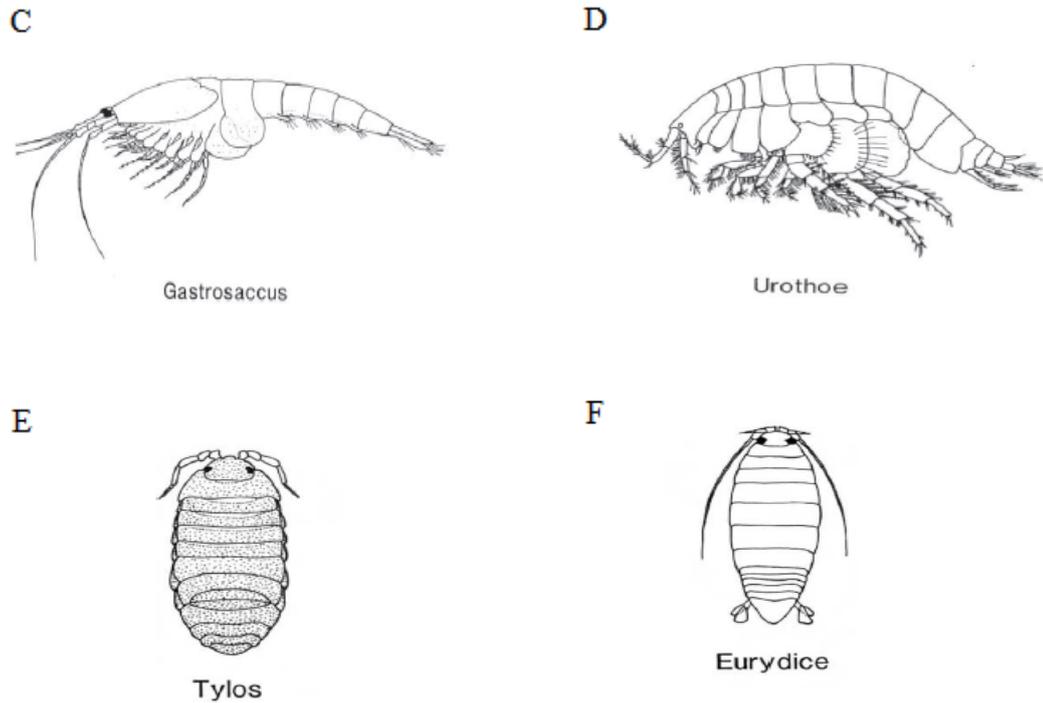


Figura 2. Gêneros do subfilo Crustacea frequentemente encontrados em praias arenosas.

No entanto, a distribuição e a proporção destes grupos variam, dependendo fortemente do tipo de praia e do grau de exposição à ação das ondas. Estes pressupostos são confirmados em (Dexter, 1983 *in* Gonçalves, 2007).

Vários estudos analisaram as comunidades macrofaunais e os padrões de zoneamento existentes nas praias arenosas (Dexter 1983, 1990 *in* Gonçalves, 2007; Dugan et al., 2003; Rodil et al., 2006). McLachlan & Jamarillo (1995) propuseram a existência de três zonas distintas nas praias: zona supralitoral, zona litoral e zona sublitoral, caracterizadas pela presença de organismos macrofaunais típicos. A zona supralitoral, raramente coberta por água, é composta por anfípodes da família Talitridae e insectos (adultos e/ou larvas), especialmente em praias ricas em conteúdo de algas. A zona litoral, influenciada pelas marés e habitada por anfípodes do género *Haustorius*, poliquetas e bivalves. E por último, a zona sublitoral, apenas exposta durante as maré baixas das maré vivas e que apresenta uma elevada diversidade, habitando nela diversos

decápodes, poliquetas e misidáceos, bem como isópodes e anfípodes.

Tendo em conta a elevada dinâmica e agressividade destes sistemas, as espécies neles residentes apresentam uma vasta gama de adaptações fisiológicas e comportamentais, essenciais para sobreviverem (Fanini et al., 2007; Schlacher et al., 2007; Sawada et al., 2011). Estas adaptações incluem alta mobilidade e capacidade de escavação na areia, actividade rítmica, avançados mecanismos sensoriais e de orientação, plasticidade comportamental e exosqueletos de protecção (Scapini et al., 2005a; Schlacher et al., 2007; Lastra et al., 2010).

O elevado grau de mobilidade apresentado pelos indivíduos é essencial, de modo a manterem as posições na costa e lidar com o clima bastante oscilante. Estes possuem habilidade escavadora da areia, muito útil para escapar dos predadores (Dugan et al., 2000; McLachlan & Brown, 2006).

Outra adaptação importante é a actividade rítmica apresentada pelos indivíduos residentes nestes sistemas. Estes possuem um ritmo circadiano endógeno, ou seja, um ciclo biológico de aproximadamente 24 horas (Nardi et al., 2003). No entanto, os indivíduos situados na costa Atlântica, para além deste ritmo circadiano, apresentam também um ritmo circatidal, resultante do efeito das marés (Rossano et al., 2009). Deste modo, os organismos das praias arenosas da costa Atlântica são regulados diariamente por estes dois ritmos, maximizando a procura de recursos alimentares e atenuando o efeito da predação (McLachlan & Brown, 2006). Geralmente, os anfípodes encontram-se activos durante a noite, ao passo que durante o dia se encontram enterrados no sedimento (Jaramillo et al., 2003; McLachlan & Brown, 2006; Forward Jr. et al., 2009). Quanto ao isópode *Tylos*, é estritamente nocturno e não apresenta actividade durante o dia ou nas noites de maré alta (McLachlan & Brown, 2006).

A capacidade de orientação por parte dos anfípodes e isópodes foi altamente desenvolvida (McLachlan & Brown, 2006; Scapini, 2006). Estes são capazes de se orientarem na praia através da visão do sol, bem como através da inclinação da praia, direcção do vento ou da eventual perturbação desta. Devido a esta capacidade, estes animais movem-se na praia consoante as suas necessidades, retomando as suas posições preferidas quando adequado.

Estas espécies residentes são capazes de se moldarem rapidamente ao ambiente oscilante presenciado nas praias arenosas, conferindo-lhes um carácter de plasticidade (Brown, 1996; McLachlan & Brown, 2006; Ugolini et al., 2008). Esta plasticidade comportamental leva a que populações separadas exibam diferentes comportamentos e padrões de vida (Defeo & McLachlan, 2005).

1.3. Utilização de populações locais como bioindicadores ambientais

As populações existentes nas praias arenosas desempenham um papel ecológico importante no ecossistema como um todo (Fialkowski et al., 2009; Otegui et al., 2011). Os indivíduos nelas presentes são considerados espécies chave com um papel relevante no equilíbrio do ecossistema e na manutenção da estrutura de uma comunidade ecológica (Scapini et al., 2005b; Gonçalves et al., 2009; Gonçalves et al., 2011). Quando ocorrem alterações ou oscilações na população, bem como no comportamento destes indivíduos, estas são geralmente um indicador de potenciais mudanças ambientais ou da instabilidade do sistema (Fanini et al., 2005; Scapini et al., 2005b; Gonçalves et al., 2009). Consequentemente, estas espécies chave são usadas com êxito, como bioindicadores na avaliação de habitats instáveis e na comparação de padrões de

comportamento, proporcionando uma base essencial para bioensaios de estabilidade de praias (Bayed, 2003; Scapini et al., 2005b; Pavesi & De Matthaeis, 2010).

Estas espécies apresentam vários requisitos que fazem delas excelentes bioindicadores em praias arenosas, entre eles, alta capacidade de tolerância a poluentes, representação de populações muito abundantes, fácil amostragem e alta resistência, capacidade de manutenção em laboratório, ciclo de vida relativamente longo para acompanhamento e tamanho razoável, permitindo possíveis extrações de tecidos para análises (Wenner, 1988 *in* Gonçalves, 2007).

1.4. Recursos nutricionais disponíveis nas praias arenosas

Nas praias arenosas, verifica-se a ocorrência bastante reduzida de produção primária, o que faz com que as comunidades macrofaunais dependam fortemente da entrada alóctone de carbono e matéria orgânica (Dugan et al., 2003; Gonçalves et al., 2011). Estas entradas de materiais estão associadas com as correntes, com estas a trazerem para a costa diversos tipos de macroalgas, fitoplâncton e nutrientes, resultantes de processos oceanográficos (Dugan et al., 2003). Portanto, os principais recursos alimentares disponíveis nas regiões temperadas baseiam-se essencialmente em fontes marinhas, tais como, algas marinhas, destroços de macrófitas e fitoplâncton (Defeo et al., 2009; Olabarria et al., 2009; Lercari et al., 2010). Estes recursos anteriormente referidos são essenciais para a comunidade macrofaunal (anfípodes e isópodes), responsável pelo grande consumo e degradação de algas (Colombini et al., 2000; Dugan et al., 2003; Lastra et al., 2008; Colombini et al., 2011). As algas presentes nestes locais funcionam também em diversas situações, como um excelente refúgio para os indivíduos contra a predação (Rodil et al., 2008).

Alterações na entrada e disponibilidade de fitoplâncton e macroalgas influenciam a estrutura da comunidade, modificando o fluxo de energia dos consumidores e a disponibilidade de presas para os indivíduos de níveis tróficos superiores (Dugan et al., 2003; Sobocinski et al., 2010).

1.5. Processo de nutrição da praia

As comunidades macrofaunais residentes nas praias arenosas estão sujeitas aos factores naturais e às variações ambientais ocorridas, bem como aos impactos humanos cada vez em maior escala. O aumento da construção de casas, diques, portos, pontes e da actividade turística tem sido responsável pela elevada fragmentação ocorrida nestes habitats (Pavesi et al., 2007). Deparando-se com esta situação nas praias arenosas, várias medidas foram tomadas no sentido de solucionar estes problemas, através da construção de quebra-mares e esporões (Defeo et al., 2009; Mikami et al., 2012). No entanto, estas medidas mostraram-se ineficazes, causando a perda de habitat. Actualmente, o processo de nutrição da praia é um dos mais usados no combate aos problemas referidos (Fanini et al., 2007; Jones et al., 2008; Defeo et al., 2009; Fanini et al., 2009).

A nutrição da praia é definida como o processo de colocação de areia directamente na zona erodida, com o objectivo de restaurar e proteger esse local da praia (Anonymous, 1984; Speybroeck et al., 2006). Este processo de nutrição da praia tem sido cada vez mais usado devido a questões económicas e de conservação, no entanto, este método pode causar igualmente danos ecológicos na biota e no habitat (Defeo et al., 2009). Os possíveis efeitos e danos ecológicos causados pela nutrição da praia podem ser divididos em três grupos: (i) efeitos directamente relacionados com o

projecto da nutrição da praia; (ii) efeitos relacionados com as características e a qualidade do sedimento usado; e (iii) efeitos relacionados com a quantidade de sedimento utilizado na nutrição da praia.

Este processo pode alterar o perfil da praia (morfologia) e a sedimentologia desta, especialmente quando a praia restaurada fica com um declive superior e uma menor área disponível àquela apresentada na sua condição anterior (Fanini et al., 2009). Para além das alterações físicas, a biota presente nestes locais pode eventualmente ser afectada. Entre os mais afectados estão as microalgas, plantas vasculares, artrópodes terrestres, macroinvertebrados, zoobentos marinhos. (Fanini et al., 2007; Defeo et al., 2009; Fanini et al., 2009). Neste processo de nutrição, os danos ecológicos aumentam de gravidade, à medida que a areia usada apresenta características mais distantes da areia original do local (Schlacher & Noriega, 2007).

A recuperação do equilíbrio do ecossistema depende da qualidade do sedimento usado na nutrição da praia, bem como do perfil da praia, podendo esta recuperação demorar meses ou até anos (Defeo et al., 2009).

1.6. Objectivos

Os objectivos deste estudo foram a) analisar a influência do restauro do sistema dunar (nutrição da praia) na comunidade macrofaunal, comparativamente com uma área natural da mesma praia; b) avaliar os efeitos na dinâmica das espécies-chave (nomeadamente na estrutura da população) e c) avaliar os efeitos das variáveis ambientais na comunidade macrofaunal das áreas seleccionadas (área natural e área impactada).

Capítulo 2

Materiais e Métodos

2.1. Local de estudo

A praia da Leirosa localizada no litoral oeste de Portugal ($40^{\circ} 03' 24.29''$ N $8^{\circ} 53' 30.11''$ O), 12 Km a sul da Figueira da Foz foi escolhida como local de estudo (Figura 3). A implantação do emissário submarino de efluentes industriais das empresas Celbi e Soporcel produziu alterações na dinâmica e estrutura do sistema dunar desta praia. No entanto, os efeitos de erosão já sentidos neste local, agravados pelos diversos esporões existentes neste troço de costa, incluindo o da Leirosa, tiveram também uma grande contribuição na disrupção do sistema dunar.



Figura 3. Localização da praia usada como local de estudo. A praia da Leirosa localiza-se na Costa Ocidental de Portugal. (T1 – área sem impacto; T2 – área impactada)

De modo a restaurar e restabelecer o sistema dunar frontal foi estabelecido no ano de 1999 um protocolo entre o IMAR – Instituto de Investigação Marinha da Universidade de Coimbra e as duas empresas. A primeira intervenção de restauro do

sistema dunar decorreu no ano 2000 através da nutrição da praia (Schreck Reis & Freitas, 2002). A duna foi nivelada mecanicamente até ser atingida a altura e o declive desejado, com a areia usada neste processo de uma zona dunar mais interior, de calibre semelhante em termos de textura e teor de nutrientes. Seguidamente procedeu-se à revegetação com a *Ammophila arenaria* (L.), planta perene nativa, geralmente conhecida por estorno e comumente usada nos sistemas costeiros europeus no restauro de sistemas dunares degradados, devido à sua eficaz capacidade de fixação de areia e formação de dunas. No entanto, o inverno de 2000/2001 foi particularmente rigoroso, causando a destruição do sistema dunar. Nos anos seguintes a situação manteve-se instável e foi tido em consideração uma nova intervenção, recorrendo à aplicação de geotêxteis (Figura 4) (Antunes do Carmo et al., 2009).

Em 2005, os geotêxteis foram aplicados numa extensão de 120 m ao longo da costa. A utilização destes geotêxteis tem vindo a apresentar-se como uma alternativa às rochas, aço e cimento e cada vez mais usada em engenharia hidráulica e na reconstrução de sistemas dunares. A barreira de protecção foi construída para uma altura de 8 m e a aplicação dos geotêxteis foi feita através da técnica “wrap around”, em que cada camada de areia é encapsulada por uma camada de geotêxtil, finalizando novamente com a revegetação com *Ammophila arenaria* (L.) (Schreck Reis et al., 2005). No entanto, as fortes marés vivas sentidas na primavera de 2006 provocaram a destruição parcial das camadas inferiores dos geotêxteis, ficando estes expostos, por acção do mar. Nesse sentido foi considerada a criação de um reforço de protecção na base da duna de forma a evitar o seu colapso. O reforço da base foi efectuado em Julho de 2008, através da aplicação de cinco geotubos de grandes dimensões (20 m de comprimento por 1,60 de diâmetro). Tal como efectuado anteriormente, procedeu-se por cima dos tubos à revegetação com *Ammophila arenaria* (L.). Ao longo destes anos, trabalhos de

monitorização têm sido seguidos de forma contínua de modo a garantir a evolução favorável das dunas. Anualmente na primavera e verão são feitos levantamentos das percentagens de cobertura vegetal e no inverno é dada especial atenção à mobilidade da areia (Antunes do Carmo et al., 2009).



Figura 4. Sistema dunar existente na Leirosa. Neste caso, foram usados geotêxteis no restauro do sistema dunar.

2.2. Amostragem e procedimento laboratorial

A recolha de amostras biológicas foi efectuada sazonalmente, durante as marés mortas, num período de tempo compreendido entre a primavera de 2010 e o inverno de 2011. Definiram-se dois transectos perpendiculares à linha de água (Figura 5A), com estes a serem divididos em dez níveis (cinco níveis na zona supralitoral e cinco na intertidal). Em cada nível, procedeu-se à recolha de três amostras com o auxílio de um corer circular de $0,05 \text{ m}^2$, recolhendo cerca de 20 cm da camada superficial de areia (Figura 5B). Os dois transectos estavam distanciados por 100 m, sendo o transecto 1 definido na área sem impacto (área natural) e o transecto 2 na área impactada (presença

de geotêxteis). Finalmente, procedeu-se à lavagem das amostras com objectivo de remover a areia fina (Figura 5C) e ao armazenamento destas em sacos de plásticos.

Para além das amostras biológicas, foram recolhidas amostras (uma a cada dois níveis) para análise granulométrica, bem como para análise de teor de matéria orgânica (AFDW) e de água no sedimento. Estas duas últimas análises foram feitas de acordo com os procedimentos referidos em Marques et al. (2003). O perfil da praia, nomeadamente a inclinação desta também foi determinado.

No laboratório, todas as amostras foram formolizadas, com formol a 4% e lavadas através de crivos com uma malha de rede de 1 mm. De seguida, estas foram triadas e os indivíduos recolhidos guardados e conservados em frascos com álcool a 70%, para posterior identificação da espécie e verificação do sexo. Para os indivíduos pertencentes à família Talitridae (subfilo Crustacea, ordem Amphipoda), procedeu-se à medição do comprimento do corpo com o auxílio de uma lupa, com uma ampliação de 6x. Outros parâmetros foram medidos e obtidos durante este estudo, tais como, temperatura do sedimento e da água, bem como da temperatura atmosférica, precipitação, altura e período das ondas e velocidade do vento, sendo estes últimos cinco dados obtidos através do Instituto de Meteorologia (<http://www.meteo.pt>).





Figura 5. Etapas da amostragem feita na praia da Leirosa. (A) – Definição dos transectos com auxílio de estacas (B) – Recolha das amostras com a ajuda de um corer circular. (C) – Lavagem das amostras.

2.3. Análise estatística

Todos os indivíduos amostrados foram considerados para o estudo, à excepção das larvas de poliquetas e do *Mytilus edulis*. A densidade (indivíduos por metro quadrado) foi calculada para cada nível dos dois transectos e para cada estação do ano, usando uma média das três amostras recolhidas. Para cada estação do ano, foram comparadas a densidade, composição e abundância entre as duas áreas seleccionadas (T1 e T2), sendo executada a mesma abordagem para comparar as zonas supralitorais e

intertidais dessas mesmas áreas. As tendências de diversidade foram analisadas através do Índice de Margalef (medida de riqueza específica) e do índice de Shannon-Wiener (medida de heterogeneidade).

Após a verificação da normalidade das amostras biológicas e variáveis ambientais, através do teste Kolmogorov-Smirnov, usando o software SPSS 17.0, uma análise ANOVA de 1 via foi realizada para testar potenciais diferenças significativas de densidade entre as duas áreas. A ANOVA de 2 vias também foi efectuada, para analisar potenciais diferenças significativas de densidades na zona supralitoral e intertidal entre os dois locais.

Para a análise dos indivíduos pertencentes à família Talitridae, foram estimadas para cada estação do ano e para cada área o comprimento corporal dos indivíduos, à semelhança do estudo de Pavesi & De Matthaeis (2010) de modo a determinar a estrutura etária. Os indivíduos com comprimento corporal inferior a 5 mm foram considerados juvenis, tal como considerado nos estudos de Scapini et al. (1997) e Olabarria et al. (2009).

Na análise de potenciais diferenças significativas na proporção sexual dos indivíduos capturados dos dois locais, os resultados obtidos foram submetidos a um teste chi-quadrado (χ^2).

Por último, a fim de avaliar possíveis relações entre a densidade das espécies encontradas e os parâmetros ambientais nas duas áreas, uma análise multivariável foi realizada, usando o software CANOCO 4.5 for Windows. Nesta análise verificou-se previamente a normalidade dos dados biológicos das duas áreas (teste Kolmogorov-Smirnov), não tendo havido necessidade de se proceder às suas transformações. Os parâmetros ambientais testados como variáveis explicativas na análise multivariável foram: a inclinação média da praia, o teor de matéria orgânica e de água no sedimento, a

temperatura do sedimento, temperatura atmosférica, altura e período das ondas e a velocidade do vento. Todas estas variáveis foram previamente sujeitas ao teste de Kolmogorov-Smirnov (SPSS software) de modo a verificar a existência ou não de normalidade dos dados, e se não fosse o caso, estas eram transformadas.

Para seleccionar a técnica de análise multivariável correcta, os dados foram submetidos a uma análise DCA (Detrended Correspondence Analysis), para medição do comprimento do gradiente (gradient lengths). Este procedimento permite verificar se estamos na presença de uma resposta linear ou unimodal. Para as duas situações, o “gradient lengths ” obtido foi inferior a 3, informando que se deve usar uma resposta linear. Nesse sentido, foi usado para as duas áreas uma análise de redundância (RDA), bem como o Teste de Permutação de Monte-Carlo (999 permutações) para testar os efeitos e a importância das variáveis ambientais nas populações das duas áreas. Nestes testes estatísticos, as espécies *Talorchestia deshayesii*, *Saccocirrus* sp. e *Mytilus edulis* foram excluídas, devido à sua presença residual.

Capítulo 3

Resultados

3.1. Parâmetros físicos recolhidos

A extensão da praia da Leirosa variou consideravelmente ao longo do período de estudo, verificando-se o valor máximo durante o verão e o mínimo aquando o inverno (Tabela I). Esta apresentou um declive médio, com o maior valor observado no outono. No geral, durante este estudo, a zona intertidal apresentou maiores teores de material orgânico e conteúdo de água no sedimento, comparativamente com a zona supralitoral (Tabela I). Em relação à temperatura do sedimento, esta foi geralmente superior na zona supralitoral, à excepção do outono. De acordo com a escala de Wentworth descrita por Brown & McLachlan (1990), a praia da Leirosa é constituída predominantemente por sedimento de areia média, excepto na primavera e inverno para a zona intertidal, onde o sedimento é mais grosseiro (Tabela I). A análise do perfil topográfico revelou que o comprimento do perfil da praia diminui durante o período de estudo (Figura 6).

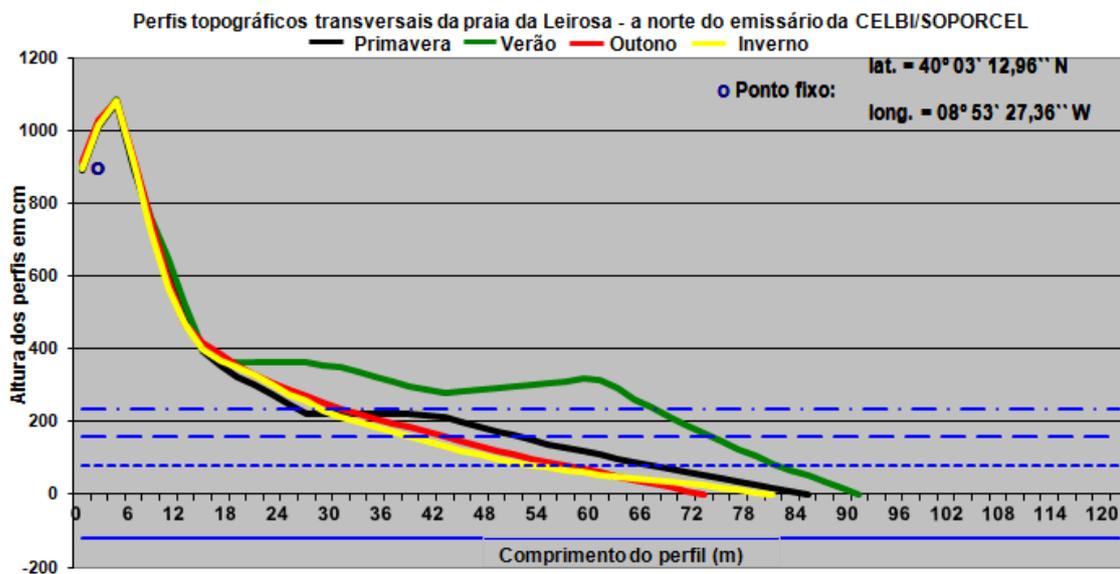


Figura 6. Perfil topográfico transversal da praia da Leirosa, durante o período de estudo. (— Zero hidrográfico; ----- Nível médio do mar; ---- Nível médio da praia mar, imediatamente, anterior à realização dos perfis; -.-.- Nível médio da praia mar na maré viva, imediatamente, anterior à realização dos perfis).

Tabela I. Parâmetros básicos observados na praia da Leirosa durante o período de estudo.

Parâmetros	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Largura da praia (m)	60	70	62	54
Declive médio (%)	5,64	5,32	7,16	6,02
Extensão da área intertidal (m)	36	40	50	44
Granulometria (mm)				
Supralitoral	Areia média (0,250-0,500)	Areia média (0,250-0,500)	Areia média (0,250-0,500)	Areia média (0,250-0,500)
Intertidal	Areia grosseira (0,500-2)	Areia média (0,250-0,500)	Areia média (0,250-0,500)	Areia grosseira (0,500-2)
Teor de água no sedimento (%)				
Supralitoral	3,88	0,5	11,81	2,14
Intertidal	6,62	16,52	18,03	17,9
Teor de matéria orgânica no sedimento (%)				
Supralitoral	0,24	0,33	2,44	0,21
Intertidal	0,81	0,34	1,31	0,32
Temperatura do sedimento (°C)				
Supralitoral	21	28	16	10
Intertidal	15	20	17	9
Temperatura atmosférica (°C)	17	23	17	11
Altura das ondas (m)	0,73	1,18	1,09	1,26
Período das ondas (s)	0,7	0,7	0,11	0,12
Velocidade do vento (m.s⁻¹)	7	7	4	4

3.2. Estrutura das populações das duas áreas seleccionadas

Abordando as densidades totais de indivíduos nos dois locais ao longo do estudo, verificou-se para ambas as áreas um padrão semelhante (Figura 7). Os maiores valores de densidade foram presenciados na primavera, decrescendo sucessivamente no verão e outono e atingindo valores mais baixos durante o inverno. A área não impactada (T1) apresentou valores superiores de densidade total de indivíduos relativamente à área

impactada (T2). A excepção ocorreu no outono, com densidades superiores em T2. No entanto, as variações nos dois locais não foram significativas, facto comprovado pela ANOVA de 1 via ($p = 0,05$) (Tabela II).

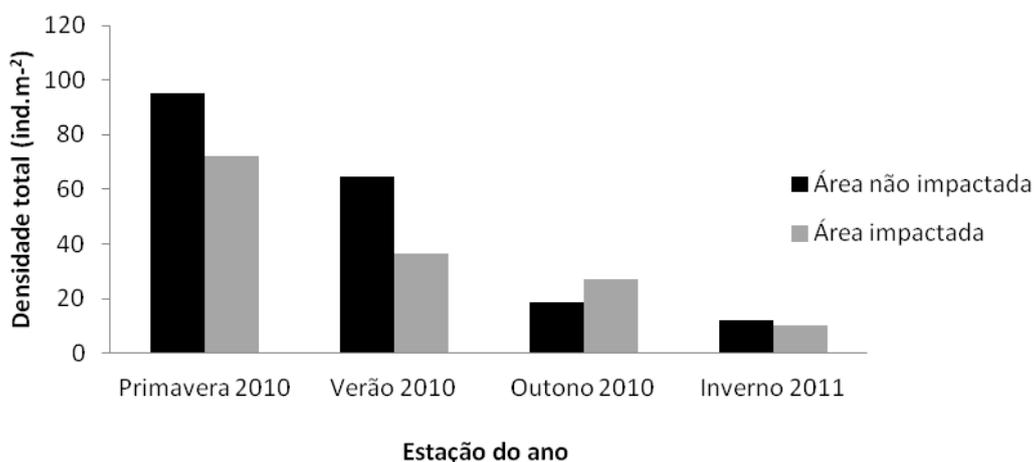


Figura 7. Densidades totais (ind.m⁻²) observadas na área não impactada (T1) e na área impactada (T2) durante o período de estudo.

Tabela II. ANOVA de 1 via para comparação das densidades totais nos dois locais seleccionados.

	df	MS	F-estatístico	Valor de p
Entre Transecto	1	248,65	0,222	0,654
Dentro Transecto	6	1122,00		
Total	7	1370,65		

Ambas as áreas seleccionadas apresentaram uma dominância de artrópodes, com uma grande presença de crustáceos, seguida dos insectos (Tabela III). Outros grupos ocorreram nestes locais, tais como, anelídeos e moluscos, mas de uma forma muito residual. Relativamente aos crustáceos, as duas áreas apresentaram uma grande abundância de anfípodes e isópodes, nomeadamente na primavera e verão (Tabela III). Contudo, estes grupos estavam diferentemente representados, em termos de densidade

média, nos dois locais de estudo. No geral, a área sem impacto apresentou densidades médias de crustáceos superiores às encontradas na área impactada. Algumas exceções ocorreram, nomeadamente com os isópodes, com maior presença destes no T2 na maioria das estações do ano (à excepção do verão) (Tabela III).

Quanto aos insectos, estes ocorreram em maior número na área impactada, sendo a primavera a estação mais representada por estes indivíduos (3,4 ind.m⁻² em T1 e 10,8 ind.m⁻² em T2) (Tabela III).

Tabela III. Estrutura da população das áreas não impactada e impactada da praia da Leirosa. Den. média – Densidade média; Ran. – Número mínimo e máximo de indivíduos encontrados por cada amostra; Aus. – Ausente.

	Área não impactada								Área impactada							
	Primavera		Verão		Outono		Inverno		Primavera		Verão		Outono		Inverno	
	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.	Den. média (ind.m ⁻²)	Ran.
Amphipoda																
<i>Talitrus saltator</i>	44,7	(0-22)	16	(0-5)	Aus.	-	1,3	(0-2)	10,7	(0-15)	8,7	(0-3)	1,3	(0-1)	Aus.	-
<i>Talorchestia brito</i>	33,3	(0-17)	18	(0-10)	12	(0-4)	5,3	(0-5)	34	(0-22)	13,3	(0-9)	14,7	(0-5)	1,3	(0-1)
<i>Talorchestia deshayesii</i>	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	2	(0-1)	Aus.	-
<i>Pontocrates arenarius</i>	Aus.	-	5,3	(0-7)	2	(0-2)	Aus.	-								
<i>Haustorium arenarius</i>	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	2,7	(0-2)	Aus.	-	Aus.	-	0,7	(0-1)
<i>Urothoe elegans</i>	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	2,7	(0-2)	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	1,3	(0-1)
Total	78		39,3		14		9,3		47,4		22		18		3,3	
Isopoda																
<i>Tylos europaeus</i>	9,3	(0-4)	19,3	(0-7)	0,7	(0-1)	Aus.	-	11,3	(0-8)	12,7	(0-4)	Aus.	-	Aus.	-
<i>Eurydice pulchra</i>	1,3	(0-1)	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	2	(0-2)	Aus.	-	Aus.	-	4,7	(0-3)
<i>Eurydice naylori</i>	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	2	(0-1)	Aus.	-
Total	10,6		19,3		0,7		Aus.		13,3		12,7		2		4,7	
Mysidacea																
<i>Gastrosaccus sanctus</i>	2,7	(0-2)	5,3	(0-3)	2,7	(0-2)	Aus.	-	0,7	(0-1)	0,7	(0-1)	6,7	(0-5)	1,3	(0-2)
Total	2,7		5,3		2,7		Aus.		0,7		0,7		6,7		1,3	
Insecta																
Mecoptera	0,67	(0-1)	Aus.	-	0,7	(0-1)	Aus.	-	2,7	(0-1)	Aus.	-	Aus.	-	0,7	(0-1)
Hymenoptera	1,34	(0-2)	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	8,1	(0-2)	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-
Coleoptera	1,34	(0-2)	Aus.	-	Aus.	-	0,7	(0-1)	Aus.	-	0,7	(0-1)	Aus.	-	Aus.	-
Total	3,4		Aus.		0,7		0,7		10,8		0,7		Aus.		0,7	
Arachnida	0,7	(0-1)	Aus.	-	0,7	(0-1)	Aus.	-								
Outros grupos																
Annelida - Polychaeta . <i>Saccocirrus</i> sp.	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	2	(0-1)	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-
Mollusca - Gastropoda	Aus.	-	0,67	(0-1)	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-	Aus.	-

Nestas áreas, verificou-se uma dominância consistente, por parte de anfípodes, durante o período de estudo (83%, 60,8%, 75% e 77,7% no T1) e (74%, 61,1% e 67,5% no T2), seguido dos isópodes, como o segundo grupo mais abundante (Tabela IV). Algumas exceções ocorreram, com maior abundância de isópodes em relação a anfípodes no T2 durante o inverno e com os misidáceos como segundo grupo mais abundante no T1 durante o outono (Tabela IV).

Tabela IV. Abundância (%) nas áreas sem impacto e impactada ao longo do período de estudo. Prim. – Primavera; Ver. – Verão; Out. – Outono; Inv. – Inverno; Aus. – Ausente.

	Área não impactada				Área impactada			
	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.
Amphipoda								
<i>Talitrus saltator</i>	47,5	23,7	Aus.	11,1	16,7	24,1	5	Aus.
<i>Talorchestia brito</i>	35,5	28,9	64,3	44,4	53,1	37	55	13,3
<i>Talorchestia deshayesii</i>	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	7,5	Aus.
<i>Pontocrates arenarius</i>	Aus.	8,2	10,7	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.
<i>Haustorius arenarius</i>	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	4,2	Aus.	Aus.	6,7
<i>Urothoe elegans</i>	Aus.	Aus.	Aus.	22,2	Aus.	Aus.	Aus.	13,3
Total	83	60,8	75	77,7	74	61,1	67,5	33,3
Isopoda								
<i>Tylos europaeus</i>	9,9	29,9	3,6	Aus.	17,7	35,2	Aus.	Aus.
<i>Eurydice pulchra</i>	1,4	Aus.	Aus.	Aus.	3,1	Aus.	Aus.	46,7
<i>Eurydice naylori</i>	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	7,5	Aus.
Total	11,3	29,9	3,6	Aus.	20,8	35,2	7,5	46,7
Mysidacea								
<i>Gastrosaccus sanctus</i>	1,5	8,2	14,2	Aus.	1,1	1,9	25	13,3
Total	1,5	8,2	14,2	Aus.	1,1	1,9	25	13,3
Insecta								
Mecoptera	0,7	Aus.	3,6	Aus.	1,1	Aus.	Aus.	6,7
Hymenoptera	1,4	Aus.	Aus.	Aus.	3,1	Aus.	Aus.	Aus.
Coleoptera	1,4	Aus.	Aus.	5,6	Aus.	1,8	Aus.	Aus.
Total	3,5	Aus.	3,6	5,6	4,2	1,8	Aus.	6,7
Arachnida	0,7	Aus.	3,6	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.
Outros grupos								
Annelida - Polychaeta								
. <i>Saccocirrus</i> sp.	Aus.	Aus.	Aus.	16,7	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.
Mollusca - Gastropoda	Aus.	1,1	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.
Total	Aus.	1,1	Aus.	16,7	Aus.	Aus.	Aus.	Aus.

A área sem impacto apresentou no geral, um número médio de espécies capturadas e de valores de índices de Margalef e Shannon-Wiener ligeiramente superiores aos da área impactada (Tabela V). O maior número de espécies registadas ocorreu na primavera para ambas as áreas, tendo sido encontradas ao longo do estudo, 7 espécies diferentes de crustáceos no T1 e 9 espécies no T2, subfilo esse o mais representado (Tabela III). Apesar das óbvias semelhanças na composição da macrofauna das duas áreas, algumas diferenças foram verificadas nessas populações. Os indivíduos da espécie *Talorchestia deshayesii*, *Haustorius arenarius* e *Eurydice naylori* foram unicamente encontrados na área impactada, enquanto as espécies *Pontocrates arenarius*, *Saccocirrus* sp. e os aracnídeos apenas ocorreram na área não impactada (Tabela III, e IV).

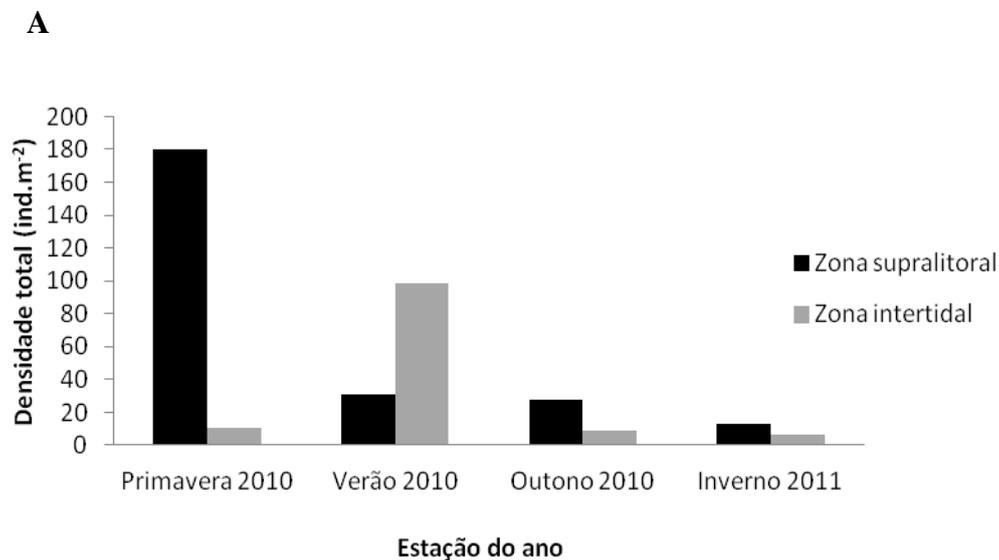
Os dados obtidos revelam os anfípodos *Talitrus saltator* (Montagu, 1808) e *Talorchestia brito* (Stebbing, 1891) e o isópode *Tylos europaeus* (Arcangeli, 1938) como as espécies mais abundantes de ambas as áreas, no período de estudo (Tabela IV).

Tabela V. Análise dos índices de diversidade das populações macrofaunais das duas áreas seleccionadas na praia da Leirosa. Médias e valores sazonais \pm desvio padrão dados para o período de estudo. Prim.– Primavera; Ver. – Verão; Out. – Outono; Inv. – Inverno.

	Área não impactada					Área impactada				
	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Período de estudo	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Período de estudo
Número de espécies	11	6	6	5	7 (\pm 2,7)	9	5	5	6	6 (\pm 1,9)
Índice de Margalef	2,02	1,09	1,50	1,38	1,49 (\pm 0,38)	1,75	0,99	1,08	1,85	1,42 (\pm 0,44)
Índice de Shannon-Wiener	1,85	2,19	1,84	2,00	1,97 (\pm 0,16)	2,10	1,76	1,74	2,20	1,95 (\pm 0,23)

3.3. Zona supralitoral e intertidal

As zonas supralitorais e intertidais de cada um das áreas de estudo diferiram nas densidades totais apresentadas. Na área sem impacto (Figura 8A) foram verificadas geralmente, densidades de indivíduos superiores na zona supralitoral comparativamente com a zona intertidal, com situação oposta a ocorrer durante o verão. Na área impactada (Figura 8B), essas diferenças foram menos evidentes. No entanto, durante a primavera e outono verificaram-se densidades superiores na zona supralitoral e no verão e inverno a presença de mais indivíduos em zonas intertidais. Essas diferenças entre as duas áreas ao longo do estudo são porém insignificantes, como revelou o teste ANOVA de 2 vias ($p = 0,05$) (Tabela VI).



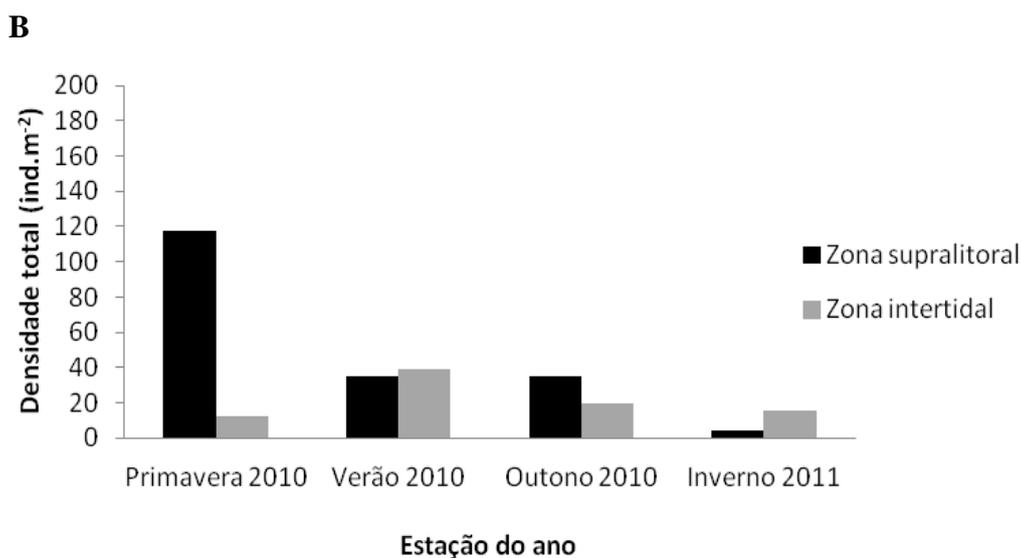


Figura 8. Densidade total (ind.m⁻²) na zona supralitoral e intertidal. (A) – Área não impactada (B) – Área impactada.

Tabela VI. ANOVA de 2 vias para comparação de densidades totais nas zonas supralitorais e intertidais entre as duas áreas.

	df	MS	F- estatístico	Valor de p
Intercepção	1	26773,14	10,037	0,008
Transecto	1	62,26	0,233	0,638
Zona	1	3332,18	1,249	0,286
Transecto*Zona	1	32,78	0,012	0,914
Erro	12	2667,40		
Total	16			

Analisando a densidade média anual das três espécies mais abundantes, verificou-se a presença de um maior número de indivíduos de *Talitrus saltator* na zona supralitoral das duas áreas, apesar da redução da densidade destes na zona impactada (8 ind.m⁻² contra 26,7 ind.m⁻² da T1) (Tabela VII). As densidades médias anuais de *Talorchestia brito* encontradas, foram consideravelmente superiores na zona supralitoral de ambas as áreas, ao passo que *Tylos europaeus* ocorreu em maior número em zonas

intertidais no T1 e em zonas supralitorais em T2. Além disso, verificaram-se algumas diferenças em termos da composição de espécies entre as zonas supralitorais e intertidais. *Pontocrates arenarius*, *Urothoe elegans* e *Saccocirrus* sp., quando presentes, ocorreram apenas em zonas intertidais de ambas as áreas (Tabela VII). No geral, a zona supralitoral de ambas as áreas apresentou densidades médias de organismos superiores comparativamente com a zona intertidal (Tabela VII).

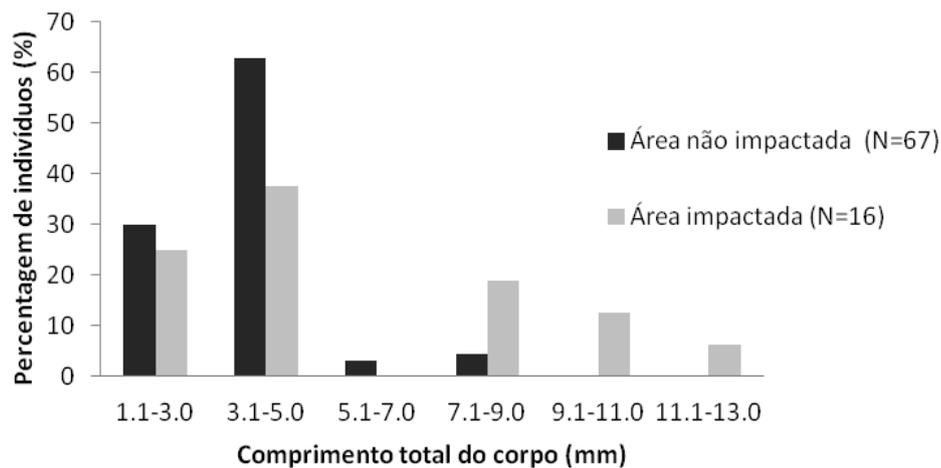
Tabela VII. Comparação das estruturas macrofaunais nas zonas supralitorais e intertidais das duas áreas seleccionadas. Supra. – Zona supralitoral; Inter. – Zona intertidal; Den. média – Densidade média anual; Aus. – Ausente.

	Área não impactada		Área impactada	
	Den. Média (ind.m ⁻²)		Den. Média (ind.m ⁻²)	
	Supra.	Inter.	Supra.	Inter.
Amphipoda				
<i>Talitrus saltator</i>	26,7	4,3	8	2,3
<i>Talorchestia brito</i>	25,4	18	25	8
<i>Talorchestia deshayesii</i>	Aus.	Aus.	0,7	0,3
<i>Pontocrates arenarius</i>	Aus.	3,7	Aus.	Aus.
<i>Haustorius arenarius</i>	Aus.	Aus.	0,3	1,3
<i>Urothoe elegans</i>	Aus.	1,3	Aus.	0,7
Isopoda				
<i>Tylos europaeus</i>	8,7	12	11,7	0,3
<i>Eurydice pulchra</i>	Aus.	0,7	0,3	3
<i>Eurydice naylori</i>	Aus.	Aus.	0,7	0,3
Mysidacea				
<i>Gastrosaccus sanctus</i>	Aus.	5,3	0,7	3,9
Insecta				
Mecoptera	0,3	0,3	0,3	0,3
Hymenoptera	1	Aus.	1	Aus.
Coleoptera	1	0,65	0,3	Aus.
Arachnida	0,3	0,3	Aus.	Aus.
Outros grupos				
Annelida - Polychaeta				
. <i>Saccocirrus</i> sp.	Aus.	1	Aus.	Aus.
Mollusca – Gastropoda	Aus.	0,3	Aus.	Aus.

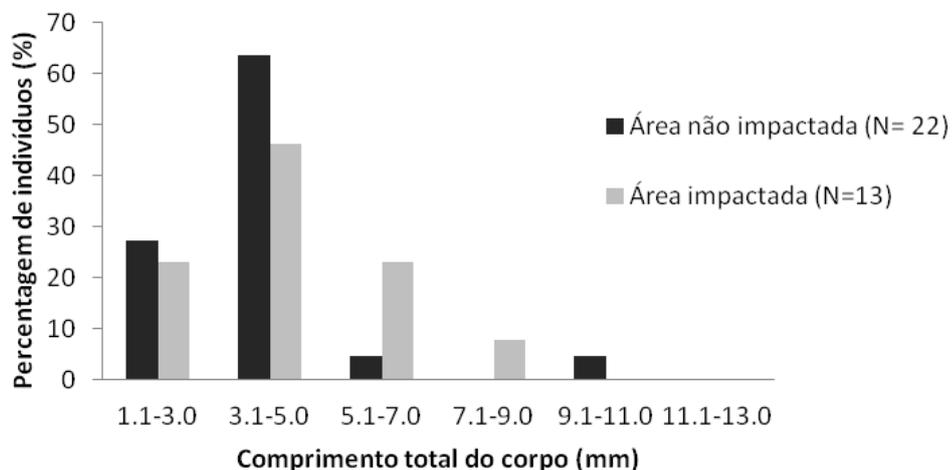
3.4. Estrutura etária e diferenciação sexual dos Talitridae

Analisando a estrutura etária da espécie *T. saltator* ao longo do período de amostragem, verificou-se uma elevada presença de juvenis em ambos os locais na primavera e no verão (Figura 9A, e 9B). Nestas estações do ano, a área impactada apresentou uma maior percentagem de adultos, relativamente à área sem impacto (Figura 9A, e 9B). No outono e no inverno foram encontrados poucos indivíduos, concretamente dois exemplares no T2 durante outono e no T1 durante o inverno (Figura 9C, e 9D).

A



B



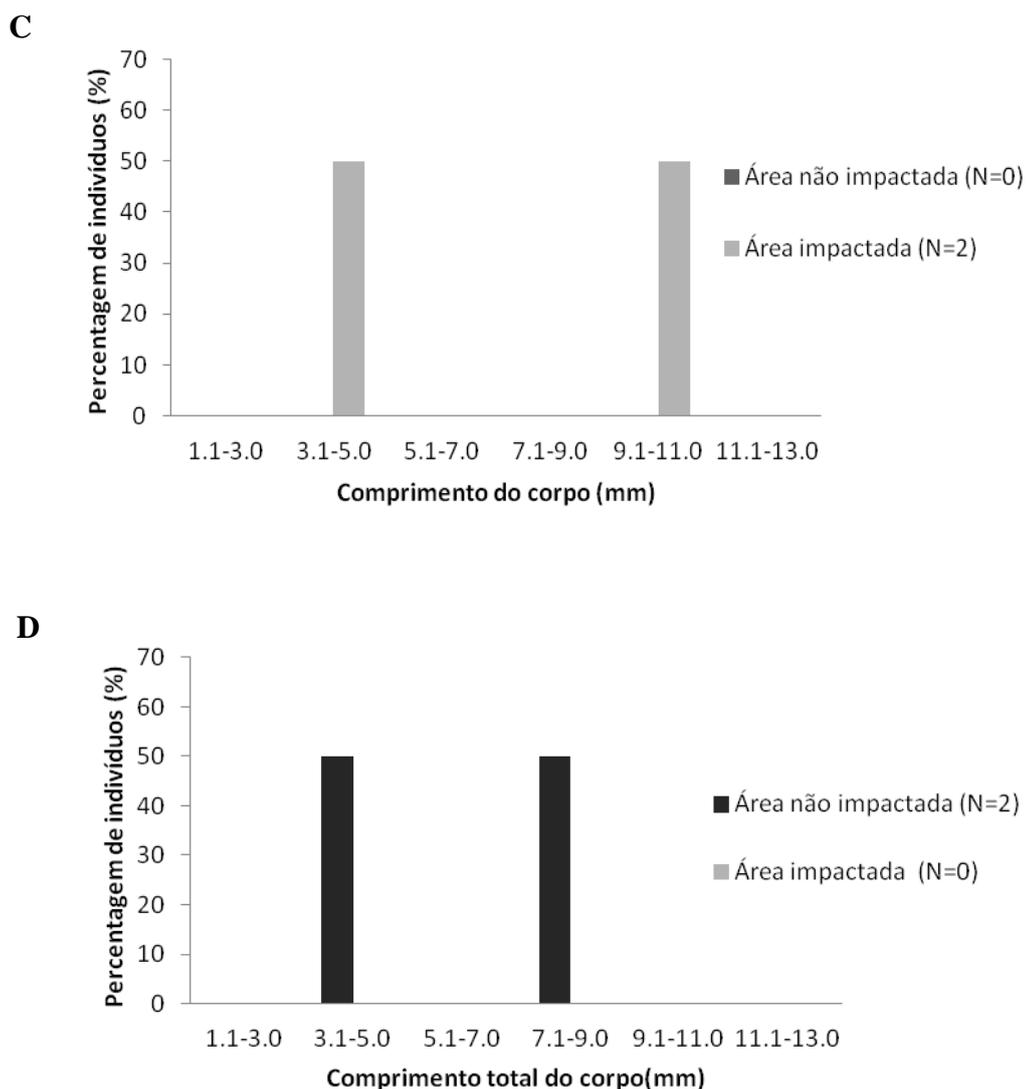
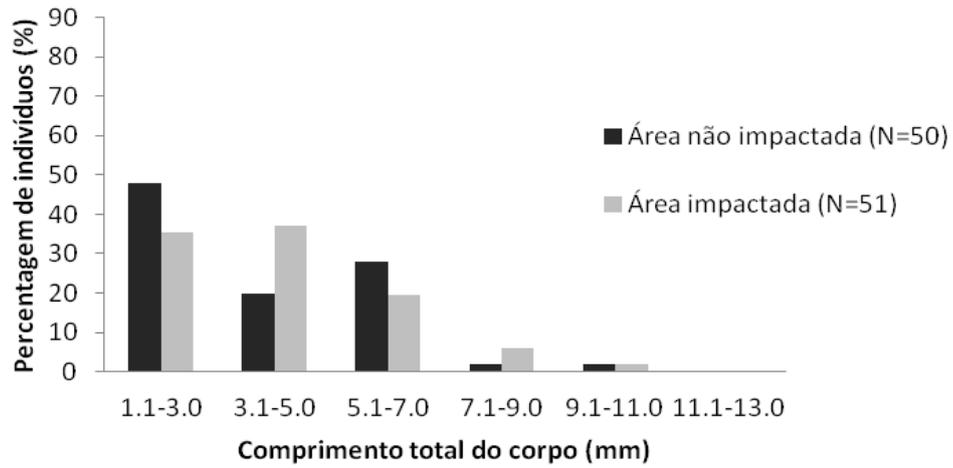


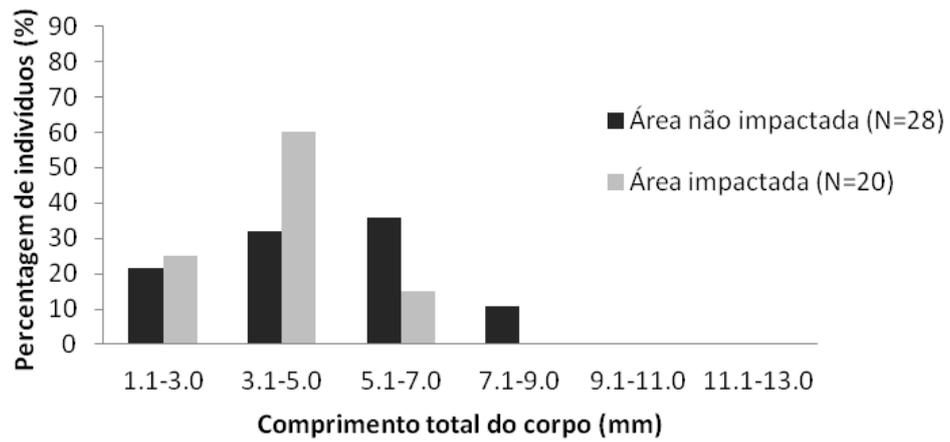
Figura 9. Estrutura etária de *Talitrus saltator* durante o período de amostragem na praia da Leirosa (A) – Primavera; (B) – Verão; (C) – Outono; (D) – Inverno.

Relativamente à estrutura etária da espécie *Talorchestia brito*, verificou-se durante a primavera e o verão uma grande percentagem de juvenis e adultos, nas duas áreas (Figura 10A, e 10B). No outono ocorreu um padrão semelhante em ambas as áreas, com uma elevada presença de juvenis e um reduzido número de adultos (Figura 10C). Durante o inverno, o número de indivíduos amostrados foi bastante reduzido, com uma maior percentagem de adultos encontrados na área sem impacto. Já na área impactada, só foram recolhidos dois indivíduos, um juvenil e outro adulto (Figura 10D).

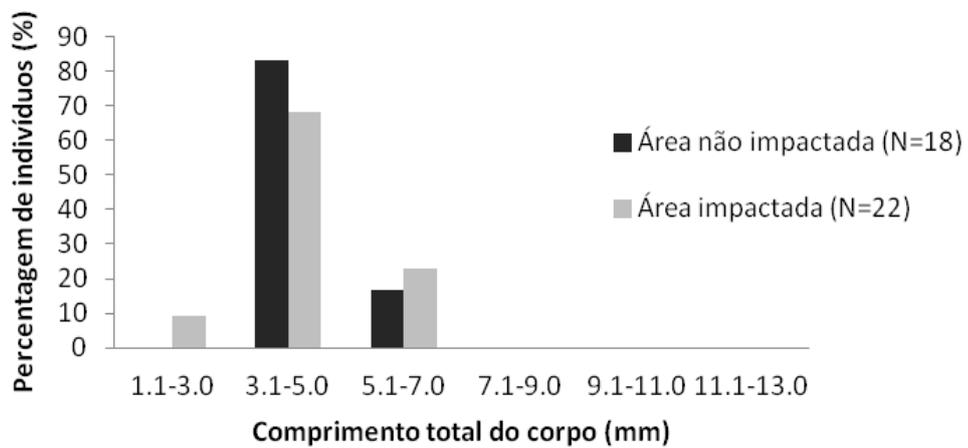
A



B



C



D

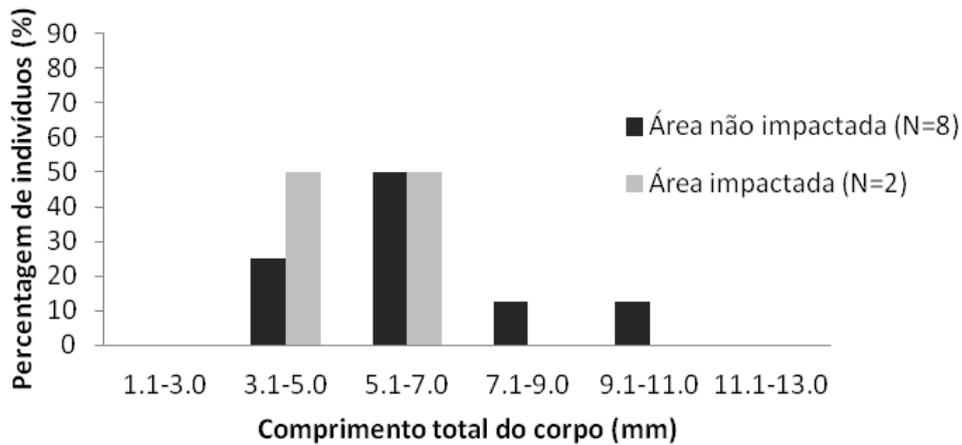
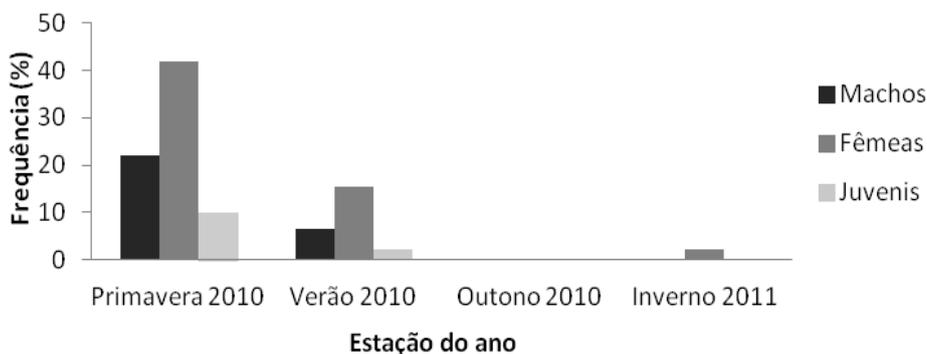


Figura 10. Estrutura etária de *Talorchestia brito* durante o período de amostragem na praia da Leirosa (A) – Primavera; (B) – Verão; (C) – Outono; (D) – Inverno.

Observando a proporção sexual de *Talitrus saltator*, ambos os locais apresentaram uma maior proporção de fêmeas (Figura 11A, e 11B).

No entanto, o teste chi-quadrado (χ^2) revelou diferenças significativas em termos de proporções sexuais entre as áreas na primavera (5,99, $\chi^2 = 8,85$ p = 0,05). No verão, não ocorreram diferenças significativas (5,99, $\chi^2 = 5,72$ p = 0,05), enquanto que no outono e inverno, as áreas não puderam ser comparadas, devido à ausência de indivíduos desta espécie no outono no T1 e no inverno no T2 (Figura 11A, e 11B).

A



B

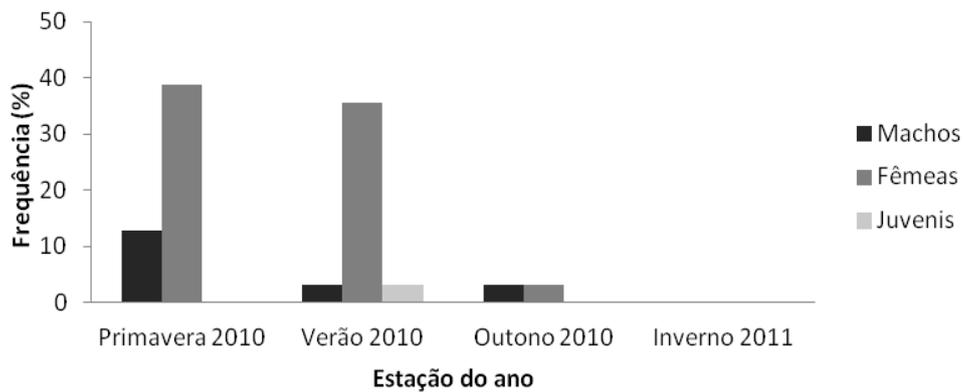


Figura 11. Frequência sazonal (diferenciação sexual) da espécie *Talitrus saltator* (A) – Área sem impacto; (B) – Área impactada.

Um padrão idêntico ao do *T. saltator* foi observado em ambas as áreas para a espécie *Talorchestia brito*, com uma elevada frequência de fêmeas capturadas (Figura 12A, e 12B).

O teste chi-quadrado (χ^2) realizado revelou a ausência de diferenças significativas, em termos de proporções sexuais nos dois locais (primavera: 5,99, $\chi^2 = 2,45$ p = 0,05; verão: 5,99, $\chi^2 = 4,01$ p = 0,05; outono: 5,99, $\chi^2 = 0,76$ p = 0,05; e inverno: 5,99, $\chi^2 = 0,48$ p = 0,05).

A



B

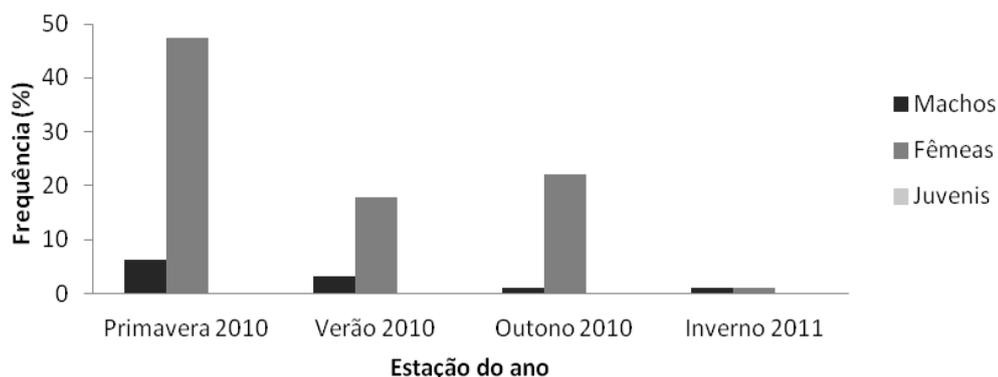


Figura 12. Frequência sazonal (diferenciação sexual) da espécie *Talorchestia brito* (A) – Área sem impacto; (B) – Área impactada.

3.5. Influência das variáveis ambientais na estrutura da população na área sem impacto e na impactada.

O teste RDA (Redundancy Analysis) realizado para a área não impactada revelou “eigenvalues” do 1º e 2º eixo elevados (0.881 e 0.105 respectivamente) com o modelo a explicar 98,6% da variação verificada. Os valores da correlação espécie-parâmetros ambientais para o eixo 1 e 2 da RDA obtidos foram elevados (1,000 em ambos) e representam respectivamente, 88,1% e 98,6% da variação da relação espécie-parâmetros ambientais.

O diagrama do teste RDA da área não impactada (Figura 13) indicou as espécies *Tylos europaeus*, *Talorchestia brito*, *Talitrus saltator* e *Gastrosaccus sanctus* como positivamente influenciadas pela temperatura atmosférica e do sedimento e, pelo período das ondas e velocidade do vento. Estas mesmas espécies foram negativamente influenciadas pelo declive, conteúdo de matéria orgânica e de água no sedimento e pela altura das ondas.

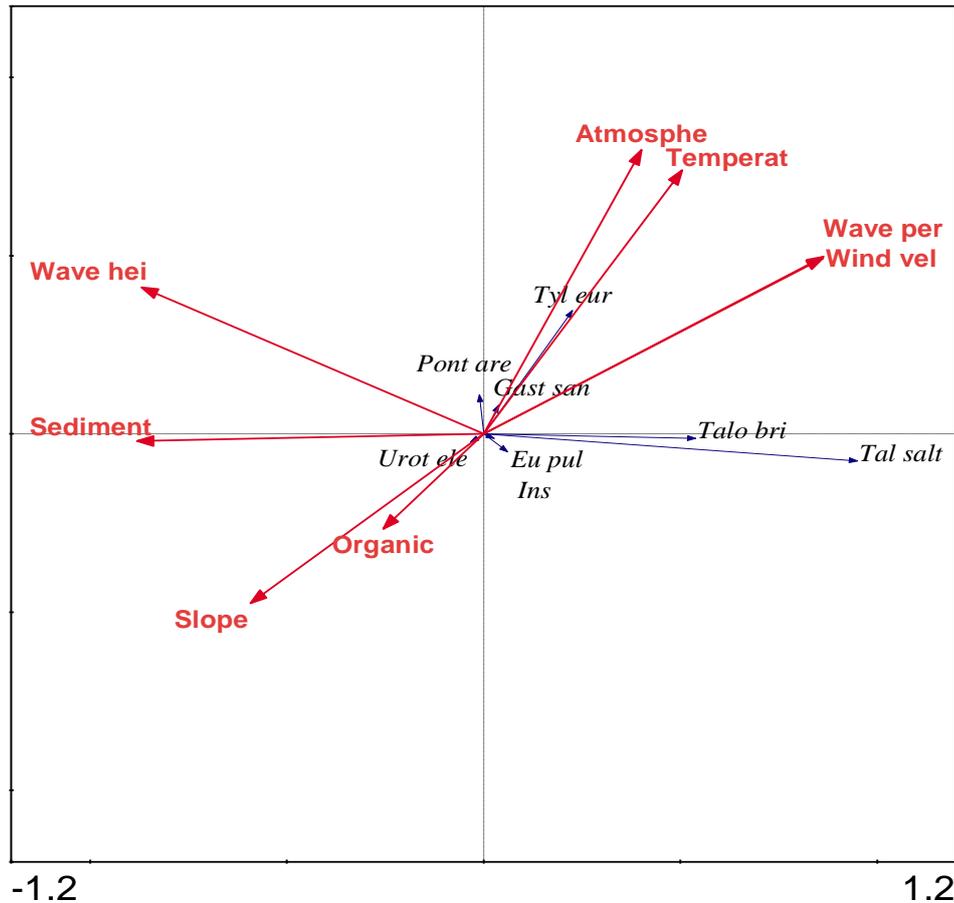


Figura 13. Diagrama do teste RDA para a área não impactada. Tal salt – *Talitrus saltator*; Talo bri – *Talorchestia brito*; Tyl eur – *Tylos europaeus*; Eury pul – *Eurydice pulchra*; Pont are – *Pontocrates arenarius*; Gast sanc – *Gastrosaccus sanctus*; Urot ele – *Urothoe elegans*; Ins – Insetos; Wave hei. – Comprimento das ondas; Sediment. – Conteúdo de água no sedimento; Slope – Declive médio; Organic – Conteúdo de matéria orgânica no sedimento; Atmosphe – Temperatura atmosférica; Temperat – Temperatura do sedimento; Wave per. – Período das ondas; Wind vel. – Velocidade do vento.

O teste RDA (Redundancy Analysis) realizado para a área impactada revelou “eigenvalues” do 1º e 2º eixo elevados (0.828 e 0.138 respectivamente) com o modelo a explicar 96,6% da variação verificada. Os valores da correlação espécie-parâmetros ambientais para o eixo 1 e 2 da RDA obtidos foram elevados (1,000 em ambos) e representam respectivamente, 82,8% e 96,6% da variação da relação espécie-parâmetros ambientais.

A análise RDA da área impactada (Figura 14) revelou a influência positiva da

temperatura atmosférica e do sedimento, período das ondas e velocidade do vento nas espécies *Tylos europaeus*, *Talitrus saltator* e *Talorchestia brito*. Estas espécies foram contudo, influenciadas negativamente pela altura das ondas, inclinação e teor de água no sedimento.

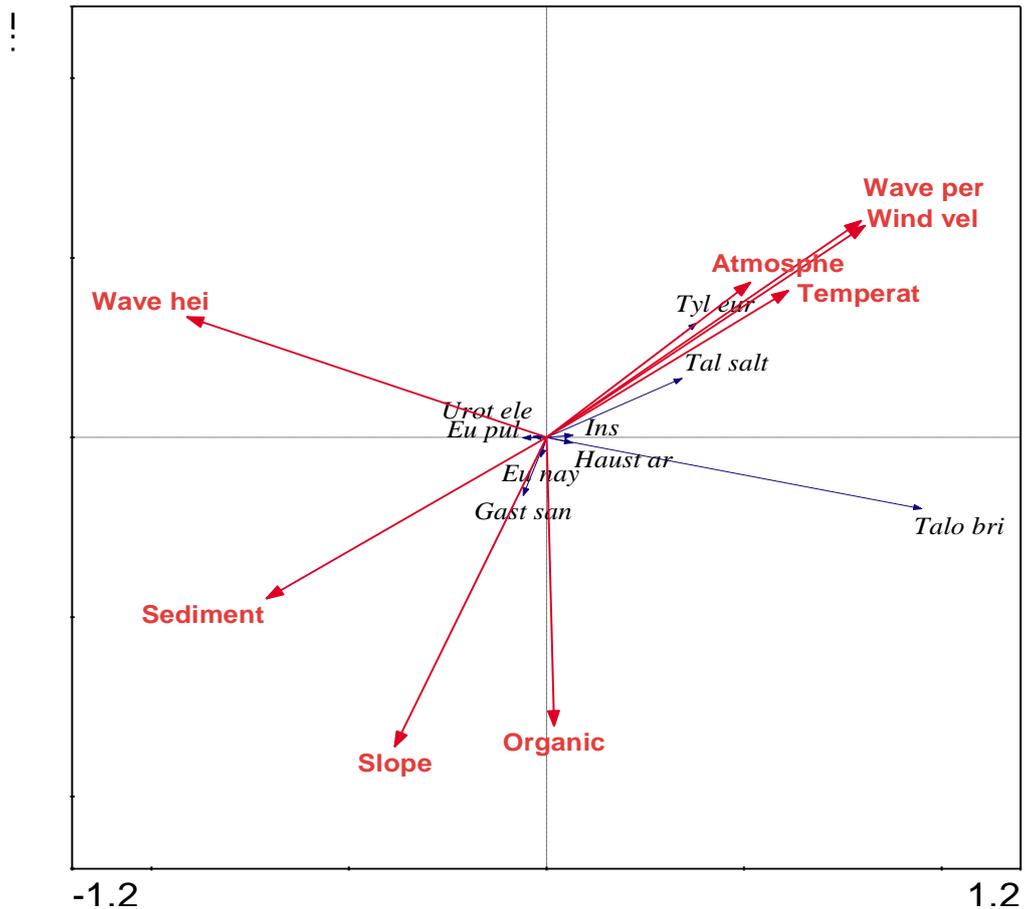


Figura 14. Diagrama do teste RDA para a área impactada da praia da Leirosa. Tal salt – *Talitrus saltator*; Talo bri – *Talorchestia brito*; Tyl eur – *Tylos europaeus*; Eury pul – *Eurydice pulchra*; Eury nay – *Eurydice naylori*; Haust ar – *Haustorius arenarius*; Gast sanc – *Gastrosaccus sanctus*; Urot ele – *Urothoe elegans*; Ins – Insectos; Wave hei. – Comprimento das ondas; Sediment. – Conteúdo de água no sedimento; Slope – Declive médio; Organic – Conteúdo de matéria orgânica no sedimento; Atmosphe – Temperatura atmosférica; Temperat – Temperatura do sedimento; Wave per. – Período das ondas; Wind vel. – Velocidade do vento.

Capítulo 4

Discussão

4.1. Influência da nutrição da praia na estrutura das populações

As duas áreas seleccionadas na Leirosa, durante este estudo, foram fortemente dominadas por crustáceos, nomeadamente anfípodes e isópodes, à semelhança do estudo de Gonçalves et al. (2009) para duas praias da costa ocidental de Portugal (Quiaios e Cabedelo).

As espécies *Talitrus saltator*, *Talorchestia brito* e *Tylos europaeus* foram as espécies comumente encontradas nos dois locais. Este resultado era esperado, já que estas espécies são tipicamente espécies-chave, fazendo parte das populações residentes das praias arenosas da costa Atlântica e Mediterrânica (Colombini et al., 1996; Rodil et al., 2006).

Neste presente estudo, foram registadas as maiores densidades de indivíduos durante a primavera e o verão, consequência do processo de recrutamento, quando os anfípodes e isópodes apresentaram um elevado desempenho reproductivo, como reportado no estudo de Scapini et al. (1997). A partir do outono e inverno, verificou-se um declínio das densidades de indivíduos, devido às elevadas taxas de mortalidade de adultos após a época reproductiva, como sugerido em Gonçalves et al. (2003). Estas situações anteriormente descritas ocorreram em ambas as áreas de estudo.

A drástica redução de organismos no inverno pode ser também explicada pela alteração da distribuição horizontal dos indivíduos, como revelado no estudo de Marques et al. (2003) ou, pela deslocação destes para camadas mais profundas do sedimento, onde eventualmente se encontra um micro-habitat mais estável, como proposto por Tsubokura et al. (1997).

Apesar das densidades totais de indivíduos registadas nas duas áreas seleccionadas serem ligeiramente diferentes, estas não foram significativas (ANOVA de 1 via), o que indica que as duas áreas apresentam um padrão semelhante em termos de

densidade. No entanto, não se pode referir que a nutrição da praia não tenha alterado a estrutura da comunidade ou que esta já recuperou do impacto, devido à ausência de estudos nesta praia, antes da destruição da duna e da recuperação do sistema dunar, não permitindo deste modo, fazer um estudo comparativo.

Considerando as populações dos dois locais, estas apresentaram densidades totais superiores na zona supralitoral durante a primavera devido provavelmente ao ambiente climático mais favorável nessa zona. Esta preferência pode ser explicada pelas temperaturas do sedimento mais favoráveis, sedimento menos grosseiro, bem como pelo menor teor de água no sedimento apresentado por esta zona relativamente à zona intertidal (Tabela I). Nas estações mais frias do ano, verificou-se também no geral, uma maior presença de indivíduos na zona supralitoral, como medida de protecção dos indivíduos do efeito das marés, do vento e da submersão através das ondas. Durante o verão, as espécies ocuparam maioritariamente a zona intertidal, a fim de evitar problemas de dissecação provocados pelas altas temperaturas e baixa humidade presenciadas nesta estação do ano, um padrão também frequentemente encontrado em praias tunisinas (Bousslama et al., 2009).

A maior presença de indivíduos na zona supralitoral pode ser também explicada por vários factores, entre eles, a fonte de alimento, os processos de predação e a acção das ondas. Variados estudos têm apontado uma relação estrita entre as algas e os indivíduos supralitorais (Colombini et al., 2000; Jaramillo et al., 2006; Ince et al., 2007; Olabarria et al., 2007; Rodil et al., 2008; Colombini et al., 2009). A presença de algas nas praias arenosas promove um aumento da população, fornecendo uma importante fonte de alimento e um excelente refúgio em situações ambientais desfavoráveis e/ou da predação (geralmente gaivotas, muitas das vezes presentes na parte intertidal). Outro motivo para densidades superiores na zona supralitoral é a influência das marés, que faz

com que os indivíduos se desloquem para esta zona, com receio de serem levados pelas ondas, já que a capacidade nadadora destes é baixa.

Os dados obtidos nos dois locais confirmaram a espécie *T. saltator* como a mais representativa das zonas supralitorais (Scapini et al., 1992; Scapini et al., 1997; Fallaci et al., 1999; Rodil et al., 2006; Lastra et al., 2010). No entanto, a área impactada apresentou densidades desta espécie mais baixas, quando comparadas com a área sem impacto. Este resultado sugere que os geotêxteis introduzidos afectam as espécies que dependem mais da zona onde estes se encontram. Um resultado similar foi observado no estudo de Fanini et al. (2005) na costa Mediterrânica, com a pouca presença de *T. saltator* na zona supralitoral onde as dunas foram destruídas.

A espécie *T. brito* apresentou densidades superiores na zona supralitoral de ambas as áreas, relevando preferência por essa zona (exceptuando o verão), contrastando com o estudo de Gonçalves et al. (2009) em praias da mesma linha costeira de Portugal (Quiaios e Cabedelo), que refere esta espécie como fortemente associada a zonas intertidais. Esta espécie localiza-se em zona inferiores da praia, devido às menores dimensões do corpo e maiores taxas de transpiração destes, em comparação com a espécie *T. saltator*, o que indica a alta sensibilidade à dissecação e temperatura apresentada pela *T. brito* (Fallaci et al., 1999; Colombini et al., 2002; Scapini et al., 2002). Esta maior presença da *T. brito* na zona supralitoral, contrariamente ao esperado, pode ser explicada pela diminuição da zona supralitoral verificada nesta praia e pela proximidade da zona intertidal dos geotêxteis.

Relativamente ao *T. europaeus*, este apresentou na área impactada uma alta afinidade supralitoral, como esperado, com situações semelhantes a ocorrerem em Gonçalves et al. (2005) na costa ocidental de Portugal e em De la Luz & Lastra (2008) na costa galega em Espanha. Em sentido contrário, na área sem impacto *T. europaeus*

encontrou-se em maior número na zona intertidal, provavelmente para evitar o sedimento fino como revelado por Kensley (1974). No entanto, a explicação mais plausível será a presença de algas na linha entre-marés que faz com que os indivíduos permaneçam nessas zonas, já que as elas são a principal fonte de alimento desta espécie.

4.2. Tamanho e diferenciação sexual dos indivíduos da família Talitridae

Em relação aos indivíduos capturados da espécie *T. saltator*, foi encontrado um elevado número de juvenis em ambas as áreas durante a primavera e o verão. Estas estações do ano coincidem com a grande performance em termos reprodutivos apresentada por esta espécie, como bem descrito nos estudos de Brown and McLachlan (1990); Scapini et al. (1992); Marques et al. (2003) para a costa Atlântica (Portugal) e Mediterrânica (Itália e Tunísia); e Fanini et al. (2005) para populações do Mediterrâneo e Bouslama et al. (2007) na praia da Korba da costa tunisina.

A área impactada apresentou na primavera uma maior percentagem de adultos em comparação com a área sem impacto, o que sugere que os geotêxteis protegem de alguma forma esta espécie por exemplo, da predação.

Durante as estações frias do ano, registou-se um menor número de indivíduos de *T. saltator* nas duas áreas, fruto da elevada taxa de mortalidade de adultos, após a época de recrutamento e da perda de alguns juvenis, geralmente arrastados pelas ondas durante tempestades como referido no estudo de Marques et al. (1993).

Quanto à espécie *T. brito*, apresentou uma maior frequência de juvenis em ambos os locais, nas estações quentes do ano, confirmando o período de recrutamento destes na primavera e verão, com um padrão semelhante ocorrido em Gonçalves et al. (2003) no Atlântico (Portugal) e no Mediterrâneo (Tunísia). Nas estações do ano mais

frias, o baixo número de indivíduos encontrados, tanto de adultos como juvenis, pode ser explicado pela morte de diversos indivíduos, após o período de recrutamento (Gonçalves et al., 2003; Marques et al. 2003) e pela inexistência de recrutamento.

Em termos da diferenciação sexual das espécies *Talitrus saltator* e *Talorchestia brito*, ambas as áreas presenciaram uma elevada proporção de fêmeas. Resultado semelhante a este ocorreu em Williams (1978) para Isle of Man, em Charfi-Cheikhrouha et al. (2000) na praia de Zouaraa e em Bouslama et al. (2007) na praia da Korba (Costa Leste da Tunísia). No entanto, no estudo de Marques et al. (2003) foi verificada a situação oposta, com maiores proporções de machos encontrados.

Portanto, a presença dos geotêxteis não influenciou a estrutura etária, bem como a diferenciação sexual das espécies-chave, comparativamente à área não impactada.

4.3. Influência dos parâmetros ambientais nas áreas de estudo

As análises RDA efectuadas nos dois locais, revelaram a influência positiva da temperatura atmosférica e do sedimento nas espécies *Talitrus saltator*, *Talorchestia brito* e *Tylos europaeus* confirmando a relevância das estações do ano no controlo das populações (Gonçalves, 2007). Este presente trabalho apresenta resultados semelhantes aos estudos anteriormente realizados e que referem a correlação positiva entre estas variáveis ambientais e a densidade das três espécies (Fallaci et al., 2003; Marques et al., 2003; Bouslama et al., 2009).

Para além da temperatura atmosférica e do sedimento, verificou-se que o período das ondas e a velocidade do vento tiveram uma influência positiva nos indivíduos, o que confirma a grande importância do efeito das marés no controlo da zonação (Scapini et al., 1997; Nardi et al., 2003; Ketmaier et al., 2012).

Por outro lado, o declive da praia, juntamente com o teor de água no sedimento e o comprimento das ondas influenciaram negativamente as espécies, confirmando que estas evitam zonas com grande conteúdo de água pelo facto de serem fracas nadadoras e com declive acentuado, já que apresentam nessas situações bastantes dificuldades de movimentação na praia.

A análise RDA efectuada para cada uma das áreas revelou que as densidades das espécies foram influenciadas pelas mesmas variáveis ambientais, sugerindo que os geotêxteis não produziram mudanças significativas nas comunidades.

Capítulo 5

Conclusão

Considerações finais

Os dados obtidos nesta tese revelam que a nutrição das praias, processo cada vez mais usado no restauro de sistemas dunares, é uma boa alternativa às construções de esporões e quebra-mares.

A nível mundial, alguns estudos feitos chegam à mesma conclusão, com os sistemas dunares a serem restaurados com sucesso (Peterson et al., 2000; Colosio et al., 2007). No entanto, se o processo de nutrição não for bem implementado, este provoca danos nas comunidades macrofaunais e no habitat (Rakocinski et al., 1996; Wanless, 2009).

A fim de manter um boa condição funcional e ecológica das praias arenosas, diversos estudos de gestão ambiental têm de ser realizados para avaliar os impactos humanos e naturais. Pré e pós estudos de gestão devem ser implementados quando se lidam com impactos de engenharia, de forma a evitar a perda de biodiversidade e garantir o mínimo de danos no sistema.

Os dados desta tese podem também, ser usados num futuro próximo com uma “baseline information” para eventuais estudos na praia da Leirosa acerca de impactos ambientais, permitindo comparar temporalmente os efeitos desse impacto.

Capítulo 6

Bibliografía

- Absalonsen L. & R.G. Dean (2011). Characteristics of the shoreline change along Florida sandy beaches with an example for Palm Beach County. *Journal of Coastal Research*, 27 (6A): 16-26.
- Anastácio P.M., Gonçalves S.C., Pardal M.A. & J.C. Marques (2003). A model for amphipod (*Talitrus saltator*) population dynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 149-147.
- Anonymus. (1984). *Shore Protection Manual*, Vol. 1, US Army Corps of Engineers: Washington, DC.
- Antunes do Carmo J., Schreck Reis C. & H. Freitas (2009). Rehabilitation of a geotextiles- reinforced sand dune. *Journal of Coastal Research*, 56: 282-286.
- Bayed A. (2003). Influence of morphodynamic and hydroclimatic factors on the macrofauna of Moroccan sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 71-82.
- Bergamino L., Lercari D. & O. Defeo (2011). Food web structure of sandy beaches: Temporal and spatial variation using stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91: 536-543.
- Bousslama M.F., Neto J.M., Charfi-Cheikhrouha F. & J.C. Marques (2007). Biology, population dynamics and secondary production of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) at Korba beach (East Coast of Tunisia). *Crustaceana*, 80 (9): 1103-1119.
- Bousslama M.F., El Gtari M. & F. Charfi-Cheikhrouha (2009). Impact of environmental factors on zonation, abundance, and other biological parameters of two Tunisian populations of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae). *Crustaceana*, 82 (2): 141-157.
- Brown A.C. & A. McLachlan (1990). *Ecology of sandy shores*. Elsevier, Amsterdam.

- Brown A.C. (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: 469-474.
- Charfi-Cheikhrouha F., ElGtari M. & M.F. Bouslama (2000). Distribution and reproduction of two sandhoppers, *Talitrus saltator* and *Talorchestia brito* for Zouara (Tunisia). *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 43: 621-629.
- Colombini I., Aloia A., Fallaci M. & L. Chelazzi (1996). Spatial and temporal strategies in the surface activity of some sandy beach arthropods living along the French Atlantic Coast. *Marine Biology*, 127: 247-257.
- Colombini I., Aloia A., Fallaci M., Pezzoli G. & L. Chelazzi (2000). Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach. *Marine Biology*, 136: 531-541.
- Colombini I., Aloia A., Bouslama M.F., ElGtari M., Fallaci M., Ronconi L., Scapini F. & L. Chelazzi (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: 1001-1012.
- Colombini I., Mateo M.A., Serrano O., Fallaci M., Gagnarli E., Serrano L. & L. Chelazzi (2009). On the role of *Posidonia oceanica* beach wrack for macroinvertebrates of a Tyrrhenian sandy shore. *Acta Oecologica*, 35: 32-44.
- Colombini I., Brilli M., Fallaci M., Gagnarli E. & L. Chelazzi (2011). Food webs of a sandy beach macroinvertebrate community using stable isotopes analysis. *Acta Oecologica*, 37: 422-432.
- Colosio F., Abbiati M. & L. Airoidi (2007). Effects of beach nourishment on sediments and benthic assemblages. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 1197-1206.

- De la Luz R. & M. Lastra (2008). Effects of morphodynamic state on macrofauna community of exposed sandy beaches on Galician coast (NW Spain). *Marine Ecology*, 29: 150-159.
- Defeo O. (2003). Marine Invertebrate fisheries in sandy beaches: an overview. *Journal of Coastal Research*, 35: 56-65.
- Defeo O. & A. McLachlan (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 D.S., Schlacher T.A., Dugan J., Jones A., Lastra M. & F. Scapini (2009). Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.
- Defeo O. & A. McLachlan (2011). Coupling between macrofauna community structure and beach type: a deconstructive metanalysis. *Marine Ecology Progress Series*, 433: 29-41.
- Dexter D.M. (1990). The effect of exposure and seasonality on sandy beach community structure in Portugal. *Ciência Biológica. Ecology and Systematics (Portugal)*, 10 (1/2): 31-50.
- Dugan J.E., Hubbard D.M. & M. Lastra (2000). Burrowing abilities and swash behavior of three crabs, *Emerita analoga* Stimpson, *Blepharipoda occidentalis* Randall, and *Lepidopa californica* Efford (Anomura, Hippoidea), of exposed sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255: 229-245.
- Dugan J.E., Hubbard D.M., McCrary M.D. & M.O. Pierson (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 25-40.

- Fallaci M., Aloia A., Audoglio M., Colombini I., Scapini F. & L. Chelazzi (1999). Differences in behavioural strategies between two sympatric talitrids (Amphipoda) inhabiting an exposed sandy beach of the French Atlantic coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 469-482.
- Fallaci M., Colombini I., Lagar M., Scapini F. & L. Chelazzi (2003). Distribution patterns of different age classes and sexes in a Tyrrhenian population of *Talitrus saltator* (Montagu). *Marine Biology*, 142:101–110.
- Fanini L., Cantarino C.M. & F. Scapini (2005). Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impacts of activities linked to tourism. *Oceanologia*, 47 (1): 93-112.
- Fanini L., Marchetti G.M., Scapini F. & O. Defeo (2007). Abundance and orientation responses of sandhopper *Talitrus saltator* to beach nourishment and groynes building at San Rossore natural park, Tuscany, Italy. *Marine Biology*, 152: 1169-1179.
- Fanini L., Marchetti G.M., Scapini F. & O. Defeo (2009). Effects of beach nourishment and groynes building on population and community descriptors of mobile arthropodofauna. *Ecological Indicators*, 9: 167-178.
- Fialkowski W., Calosi P., Dahlke S., Dietrich A., Moore P.G., Olenin S., Persson L.E., Smith B.D., Spegys M. & P.S. Rainbow (2009). The sandhopper *Talitrus saltator* (Crustacea: Amphipoda) as a biomonitor of trace metal bioavailabilities in European coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 39-44.
- Forward Jr. R.B., Bourla M.H., Lessios N.N. & J.H. Cohen (2009). Orientation to shorelines by the supratidal amphipod *Talorchestia longicornis*: Wavelength specific behavior during sun compass orientation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 376: 102-109.

- Gonçalves S.C., Marques J.C., Pardal M.A., Bouslama M.F., ElGtari M. & F. Charfi-Cheikhrouha (2003). Comparison of the biology, dynamics, and secondary production of *Talorchestia brito* (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Tunisia) populations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 901-916.
- Gonçalves S.C., Pardal M.A., Cardoso P.G., Ferreira S.M. & J.C. Marques (2005). Biology, population dynamics and secondary production of *Tylos europaeus* (Isopoda, Tyliidae) on the western coast of Portugal. *Marine Biology*, 147: 631-641.
- Gonçalves S.C. (2007). Macrofaunal key Crustaceans in Atlantic and Mediterranean exposed sandy beaches. Does knowledge on key species bio-ecology have a role in assessing global changes? Dissertação, Universidade de Coimbra.
- Gonçalves S.C., Anastácio P.M., Pardal M.A., Cardoso P.G., Ferreira S.M. & J.C. Marques (2009). Sandy beach macrofaunal communities on the western coast of Portugal – Is there a steady structure under similar exposed conditions? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 555-568.
- Gonçalves S.C. & J.C. Marques (2011). The effects of season and wrack subsidy on the community functioning of exposed sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 95: 165-177.
- Hubbard D.M. & J.E. Dugan (2003). Shorebird use of an exposed sandy beach in southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 41-54.
- Ince R., Hyndes G.A., Lavery P.S. & M.A. Vanderklift (2007). Marine macrophytes directly enhance abundances of sandy beach fauna through provision of food and habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74: 77-86.

- Jaramillo E., Contreras H., Duarte D. & M.H. Avellanal (2003). Locomotor activity and zonation of upper shore arthropods in a sandy beach of north central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 177-197.
- Jaramillo E., De La Huz R., Duarte C. & H. Contreras (2006). Algal wrack deposits and macroinfaunal arthropods on sandy beaches of the Chilean coast. *Revista Chilena Historia Natural*, 79: 337– 351.
- Jones A.R., Murray A., Lasiak T.A. & R.E. Marsh (2008). The effects of beach nourishment on the sandy beach amphipod *Exoediceros fossor*: impact and recovery in Botany Bay, New South Wales, Australia. *Marine Ecology*, Volume 29, Issue Supplement, 28-36.
- Junoy J., Castellanos C., Viéitez J.M., De la Luz M.R. & M. Lastra (2005). The macrofauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil-spill. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 526-536.
- Kensley B (1974). Aspects of the biology and ecology of the genus *Tylos* Latreille. *Annual S. Afr. Mus.*, 65:401–471.
- Knox G.A. (2001). *The ecology of seashores*. Ed: M.J. Kenish. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Lastra M., De la Luz R., Sánchez-Mata A.G., Rodil I.F., Aerts K., Beloso S. & J. López (2006). Ecology of exposed sandy beaches in northern Spain: Environmental factors controlling macrofauna communities. *Journal of Sea Research*, 55: 128-140.
- Lastra M., Page H.M., Dugan J.E., Hubbard D.M. & I.F. Rodil (2008). Processing of allochthonous macrophyte subsidies by sandy beach consumers: estimates of feeding rates and impacts on food resources. *Marine Biology*, 154: 163-174.

- Lastra M., Schlacher T.A. & O. Olabarria (2010). Niche segregation in sandy beach animals: an analysis with surface-active peracarid crustaceans on the Atlantic coast of Spain. *Marine Biology*, 157: 613-625.
- Lercari D., Defeo O. & E. Celentano (2002). Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 1397-1404.
- Lercari D. & O. Defeo (2003). Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 17-24.
- Lercari D., Bergamino L. & O. Defeo (2010). Trophic models in sandy beaches with contrasting morphodynamics: Comparing ecosystem structure and biomass flux. *Ecological Modelling*, 221: 2751- 2759.
- Lucrezi S., Schlacher T.A. & S. Walker (2009). Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.
- Marques J.C., Maranhão P. & M.A. Pardal (1993). Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego estuary (Western Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37: 403-419.
- Marques J.C., Anastácio P. & F. Scapini (1999). Un manuel pour les aménageurs, les scientifiques et les étudiants des côtes sensibles méditerranéennes. Instituto agronomico per l'oltremare, 154.

- Marques J.C., Gonçalves S.C., Pardal M.A., Chelazzi L., Colombini I., Fallaci M., Bouslama M.F., El Gtari M., Charfi-Cheikhrouha F. & F. Scapini (2003). Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics, and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S: 127-148.
- McLachlan A. (1990). Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands. *Journal of Coastal Research*, 8 (2): 398-407.
- McLachlan A., Jamarillo E., Donn E. & F. Wessels (1993). Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of Coastal Research*, 15: 27-38.
- McLachlan A. & E. Jamarillo (1995). Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, 33: 305-335.
- 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. & A. Dorvlo (2005). Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research*, 21: 674-687.
- McLachlan A. & A.C. Brown (2006). *The ecology of sandy shores*. 2nd edn, Academic Press, Amsterdam, 392 pp.
- Mikami S., Nakane Y. & M. Sano (2012). Influence of offshore breakwaters on fish assemblage structure in the surf zone of a sandy beach in Tokyo Bay, central Japan. *Fisheries Science*, 78: 113-121.
- Nardi M., Morgan E. & F. Scapini (2003). Seasonal variation in the free-running period in two *Talitrus saltator* populations from Italian beaches differing for morphodynamics and human uses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58 (S): 199–206.

- Olabarria C., Lastra M. & J. Garrido (2007). Succession of macrofauna on macroalgal wrack of an exposed sandy beach: Effects of patch size and site. *Marine Environmental Research*, 63: 19-40.
- Olabarria C., Incera M., Garrido J., Rodil I.F. & F. Rossi (2009). Intraspecific diet shift in *Talitrus saltator* inhabiting exposed sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84: 282-288.
- Oliveira S.M.O., Pereira L.C.C., Vila-Concejo A., Gorayeb A., Sousa R.C., Souza-Filho P.W.M. & R.M. Costa (2011). Natural and anthropogenic impacts on a macrotidal sandy beach of the Brazilian Amazon (Ajuruteua, Pará): guidelines for coastal management. *Journal of Coastal Research*, 64: 1385-1389.
- Otegui M. B. P., Blankensteyn A. & P. R. Pagliosa (2011). Population structure, growth and production of *Thoracophelia furcifera* (Polychaeta: Opheliidae) on a sandy beach in Southern Brazil. *Helgol Marine Research*, DOI 10.1007/s10152-011-0284-x.
- Pavesi L., Iannilli V., Zarattini P. & E. De Matthaeis (2007). Temporal and spatial distribution of three supralittoral amphipod species on a sandy beach of central Italy. *Marine Biology*, 151: 1585-1595.
- Pavesi L. & E. De Matthaeis (2010). Life history and temporal distribution of *Orchestia propeccavimana* (Amphipoda, Talitridae) on a lake beach in central Italy. *Limnologica*, 40: 300-306.
- Peterson C.H., Hickerson D.H.M & G.G. Johnson (2000). Short term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 16: 368–378.

- Rakocinski C.F., Heard R.W., LeCroy S.E., McLelland J.A. & T. Simons (1996). Responses by macrobenthic assemblages to extensive beach restoration at Perdido Key, Florida, USA. *Journal of Coastal Research*, 12: 326-353.
- Rodil I.F. & M. Lastra (2004). Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 37-44.
- Rodil I.F., Lastra M. & A.G. Sánchez-Mata (2006). Community structure and intertidal zonation of the macrofauna in intermediate sandy beaches in temperate latitudes: North coast of Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 267-279.
- Rodil I.F., Olabarria C., Lastra M. & J. López (2008). Differential effects of native and invasive algal wrack on macrofaunal assemblages inhabiting exposed sandy beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 358: 1-13.
- Rossano C., Gambineri S., Fanini L., Durier V., Rivault C. & F. Scapini (2009). Behavioural adaptations in talitrids from two Atlantic beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85: 573–584.
- Sawada H., Saito H., Adachi K. & H. Toyohara (2011). Seasonal variation of bivalve larvae on exposed sandy beach on Kashima-nada: tips for the sandy recruitment process. *Journal of Sea Research*, 65: 275-283.
- Scapini F., Chelazzi L., Colombini I. & M. Fallaci (1992). Surface activity, zonation and migrations of *Talitrus saltator* on a Mediterranean beach. *Marine Biology*, 112: 573-581.
- Scapini F., Audoglio M., Chelazzi L., Colombini I. & M. Fallaci (1997). Astronomical, landscape and climatic factors influencing oriented movements of *Talitrus saltator* in nature. *Marine Biology*, 128: 63-72.

- Scapini F., Aloia A., Bouslama M.F., Chelazzi L., Colombini I., ElGtari M., Fallaci M. & G.M. Marchetti (2002). Multiple regression analysis of the sources of variation in orientation of two sympatric sandhoppers, *Talitrus saltator* and *Talorchestia brito*, from an exposed Mediterranean beach. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 51: 403-414.
- Scapini F., Chelazzi L., Colombini I., Fallaci M. & L. Fanini (2005a). Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology*, 147: 919-926.
- Scapini F., Rossano C., Marchetti G.M. & E. Morgan (2005b). The role of the biological clock in the sun compass orientation of free-running individuals of *Talitrus saltator*. *Animal Behaviour*, 69: 835-843.
- Scapini, F. (2006). Keynotes papers on sandhopper orientation and navigation. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39 (1): 73-85.
- Schlacher T.A. & R. Noriega (2007). Human threats to ecological attributes of sandy beaches. Inaugural QLD Coastal Conference 2007.
- Schlacher T.A., Dugan J., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A. & O. Defeo (2007). Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13: 556-560.
- Schlacher T.A., Schoeman D.S., Dugan J., Lastra M., Jones A., Scapini F. & A. McLachlan (2008a). Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, ISSN 0173-9565.
- Schlacher T.A., Richardson D. & I. McLean (2008b). Impacts of Off-roads vehicles (ORVs) on macrobenthic assemblages on sandy beaches. *Environmental Management*, 41: 878-892.

- Schlacher T.A. & R.M. Connolly (2009). Land-ocean coupling of carbon and nitrogen fluxes on sandy beaches. *Ecosystems*, 12: 311-321.
- Schreck Reis C. & H. Freitas (2002). Rehabilitation of the Leirosa sand dunes. *Littoral 2002: The Changing Coast*. Eurocoast / EUCC, Porto, Portugal, 22-26 Setembro, III: 381- 384.
- Schreck Reis C., Antunes do Carmo J. & H. Freitas (2005). Leirosa sand dunes: A case study on coastal protection. *Maritime Transportation and Exploitation of Ocean and Coastal Resources*, IMAM 05, Taylor & Francis/ BALKEMA (Eds), Lisbon, 26-30 September: 1469-1474.
- Sobocinski K.L., Cordell J.R. & C.A. Simenstad (2010). Effects of shorelines modifications on supralittoral macroinvertebrate fauna on Puget Sound, Washington beaches. *Estuaries and Coasts*, 33: 699-711.
- Speybroeck J., Bonte D., Courtens W., Gheschiere T., Grootaert P., Maelfait J. P., Mathys M., Provoost S., Sabbe K., Stienen E.W.M., Van Lancker V., Vincx M. & S. Degraer (2006). Beach nourishment: an ecologically sound coastal defense alternative? A review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 419-435.
- Tsubokura T., Goshima S., & S. Nakao (1997). Seasonal horizontal and vertical distribution patterns of the supralittoral amphipod *Trinorchestia trinitatis* in relation to environmental variables. *Journal of Crustacean Biology*, 17: 674–686.
- Ugolini A., Ungherese G., Somigli S., Galanti G., Baroni D., Borghini F., Cipriani N., Nebbiai M., Passaponti M. & S. Focardi (2008). The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, DOI: 10.1016/j.marenvres.2007.12.002.

- Veloso V.G., Silva E.S., Caetano C.H.S. & R.S. Cardoso (2006). Comparison between the macrofauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127: 510-515.
- Walker S. J. & T. A. Schlacher (2011). Impact of a pulse human disturbance experiment on macrofaunal assemblages on an Australian sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 27 (6A): 184-192.
- Wanless H.R. (2009). A history of poor economic and environmental renourishment decisions in broward county, Florida. In Kelley, J.T., Pilkey, O.H., and Cooper, J.A.G., (Eds.), *America's Most Vulnerable Coastal Communities: Geological Society of America Special Paper 460*: 111–119. DOI: 10.1130/2009.2460(07).
- Wenner A.M. (1988). Crustaceans and other invertebrates as indicators of beach pollution. In: Soule D.F. and Kleppel G.S (eds) *Marine organisms as indicators*. Springer-Verlag, pp 199-229.
- Williams J.A (1978). The annual pattern of reproduction of *Talitrus saltator* (Crustacea: Amphipoda: Talitridae). *Journal of Zoology*, 184: 231-244.