

UNIVERSIDADE DO ALGARVE

CARATERIZAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA PRADARIA MARINHA
NA RIA DE ALVOR (PORTUGAL)
APLICANDO SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Renato Gabriel do Rosário Martins

Tese para obtenção do Grau de Mestre
em Biologia Marinha

Trabalho efetuado sob a orientação de
Doutora Alexandra Paula Mimoso Henriques Cunha

2014

UNIVERSIDADE DO ALGARVE

CARATERIZAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA PRADARIA MARINHA
NA RIA DE ALVOR (PORTUGAL)
APLICANDO SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Renato Gabriel do Rosário Martins

Tese para obtenção do Grau de Mestre
em Biologia Marinha

Trabalho efetuado sob a orientação de
Doutora Alexandra Paula Mimoso Henriques Cunha

2014

Caraterização temporal e espacial da pradaria marinha na Ria de Alvor (Portugal)
aplicando Sistemas de Informação Geográfica.

Declaração de autoria de trabalho.

Declaro ser o autor deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

Copyright, 2014, Renato Gabriel do Rosário Martins.

Direitos de autor. A Universidade do Algarve tem o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicitar este trabalho através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, de o divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

O autor agradece ao Instituto Portuário e Transportes Marítimos (IPTM, IP), à Administração da Região Hidrográfica do Algarve (ARH, IP) e à Associação A' Rocha International, pelo apoio e cedência de dados sem o qual este trabalho não teria sido possível.

Resumo

A Ria de Alvor, situada na costa sul de Portugal, é um importante pólo pesqueiro, turístico, com grande riqueza de biodiversidade e é o habitat de uma população em risco de *Zostera noltii*. Neste trabalho, efetuou-se uma cartografia recente das manchas desta espécie, registou-se a evolução da distribuição espacial das manchas e identificou-se espacialmente os potenciais fatores com impacto negativo na conservação desta pradaria marinha, com recurso a um Sistema de Informação Geográfica (SIG). A distribuição espacial registada no ano de 2012 mostra que a área total de cobertura de *Z. noltii* ultrapassa os valores obtidos em 1986. Os resultados observados evidenciam a excelente capacidade de recuperação desta espécie. O SIG foi concebido como ponto de partida para uma futura ferramenta de apoio à gestão sustentável deste território. Algumas considerações sobre pontos considerados pertinentes e específicos para a gestão deste frágil ecossistema foram também incluídas.

Palavras-chave: *Zostera noltii*, declínio, recuperação, perturbação, Ria de Alvor, Sistemas de Informação Geográfica.

Abstract

The Ria de Alvor, a lagoon located in the south coast of Portugal, is an important fishing, tourism and biodiversity conservation site and has a population of *Zostera noltii* in decline. In this study, a recent cartography of this species fragments was done, the evolution of their spatial distribution was registered and the potential factors with negative impact on this seagrass conservation were spatially identified, using a Geographic Information System (GIS). The spatial distribution registered in the year 2012 shows that the total coverage area of the *Z. noltii* surpassed the values obtained in 1986. The results observed showed the excellent recovery capacity of this species. The GIS was conceived as a starting point for a future sustainable management support tool for this territory. Some considerations regarding important and specific issues about this fragile ecosystem management were also included.

Keywords: *Zostera noltii*, decline, recovery, disturbance, Ria de Alvor, Geographic Information Systems.

Índice

1. Introdução	1
1.1. Pradarias marinhas, um ecossistema em risco	1
1.2. Objetivos do estudo	3
1.3. Hipóteses de investigação	4
2. Revisão bibliográfica	5
2.1. Ervas marinhas	5
2.1.1. Classificação, distribuição e evolução	5
2.1.2. Ecologia	6
2.1.3. Serviços proporcionados	7
2.1.4. Situação atual das pradarias marinhas	11
2.2. <i>Zostera noltii</i> Horneman	13
2.2.1. Classificação, distribuição e evolução	13
2.2.2. Ecologia	14
2.2.3. Serviços proporcionados	16
2.2.4. Declínio da pradaria marinha na Ria de Alvor	17
2.3. Área de estudo	18
3. Método	23
3.1. Saídas de campo	23
3.2. Material cartográfico	23
3.3. Material informático e tecnológico	24
3.4. Processamento da informação espacial	25
3.5. Análises	26
4. Resultados e discussão	27
4.1. Evolução das manchas de <i>Z. noltii</i>	27
4.2. Evolução da Ria de Alvor	32
4.3. Relação entre as variações das manchas e os potenciais fatores de pressão	34
4.4. A ferramenta de suporte à análise (SIG)	41
5. Conclusão	43
6. Considerações	44
7. Bibliografia	47
8. Anexo em formato digital	CD-Rom

Seagrasses are the garden of life.

Citação de um pescador da Tanzânia
(de la Torre-Castro e Römbäck, 2004).

1. Introdução

1.1. Pradarias marinhas, um ecossistema em risco

Os oceanos desempenham um papel vital no processo de desenvolvimento das civilizações humanas. Segundo a Organização das Nações Unidas, a maioria da população mundial habita na proximidade de zonas costeiras e lagunares (UN, 1992) com os oceanos a proporcionarem um conjunto de serviços e produtos que são essenciais ao bem-estar da humanidade. Os oceanos providenciam através da sua biodiversidade produtos como alimento, matérias primas, medicamentos (de la Torre-Castro e Rönnbäck, 2004), enquanto que os serviços proporcionados são, por exemplo, a regulação climática, a regulação da erosão costeira, o sequestro do carbono, recreação e lazer, entre outros. A estes serviços fornecidos pelos ecossistemas do planeta foi estimado um valor monetário global de \$US 38 x 10⁹ a⁻¹ em média (Balmford *et al.*, 2002) dos quais 63 % proviria dos ecossistemas marinhos (Costanza *et al.*, 1997).

É a população humana que causa a degradação dos ecossistemas marinhos e costeiros, com repercussões ao nível dos serviços e produtos fornecidos, como por exemplo, através do aumento da erosão costeira e da depleção dos recursos piscatórios (Lotze *et al.*, 2006). A continuação da presente tendência de degradação do ambiente marinho pode levar a uma quebra na resiliência desses sistemas a perturbações futuras, conduzindo ao inexorável colapso dos mesmos e dos ecossistemas com os quais mantêm transferências tróficas importantes, com repercussões inevitáveis nas sociedades humanas (Short e Neckles, 1999; Scheffer *et al.*, 2001; Vinebrooke *et al.*, 2004; Worm *et al.*, 2006; Sala e Knowlton, 2006; Cardoso *et al.*, 2008). Estudos sugerem que a situação não é irreversível e que não há incompatibilidade entre a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável a longo-prazo (Worm *et al.*, 2006).

Muitos dos serviços garantidos pelos ecossistemas são insubstituíveis ou demasiado complexos e dispendiosos quando reproduzidos tecnologicamente (Costanza *et al.*, 1997), pelo que a criação e a manutenção de espaços protegidos e de planos de ordenamento e de gestão sustentáveis e integrados afiguram-se essenciais (Worm *et al.*, 2006). Para reforçar a importância da conservação e da proteção dos recursos vivos, a Organização das Nações Unidas declarou o período de 2011 a 2020 como “a década da Biodiversidade” (ONU, 2012) com metas e objetivos concretos, de modo a promover o desenvolvimento sustentável e a

diversidade biológica global, instigando à criação de sinergias entre as classes política, científica e civil. Nesse sentido, a Comunidade Europeia adotou legislação, nomeadamente a Diretiva Quadro da Água, para a proteção e gestão das águas de superfície interiores, costeiras, de transição e subterrâneas (Diretiva 2000/60/CE) e a Diretiva Quadro Estratégia Marinha, onde na qual se estabelece uma abordagem holística dos oceanos e mares, com uma gestão baseada nos ecossistemas (Diretiva 2008/56/CE). Já a nível nacional, foi implementada a Estratégia Nacional para o Mar, como plano de gestão local para o desenvolvimento integrado e a gestão sustentável da área marinha exclusiva portuguesa (EMAM, 2012).

As pradarias de ervas marinhas são dos ecossistemas mais produtivos do planeta (Duarte e Chiscano, 1999) ultrapassando os recifes de coral, as florestas de mangal e até mesmo os campos de produção agrícola intensiva (Costanza *et al.*, 1997). Além de constituírem importantes zonas de alimentação e de funcionarem como *nursery*, de reduzirem o efeito das ondas (Duarte, 2001) e de facilitarem a sedimentação de nutrientes e partículas (McGlathery *et al.*, 2007) estão a ser utilizadas como bioindicadores do estado trófico e ecológico de sistemas lagunares na Qualidade dos Elementos Biológicos (BQE) no âmbito da Diretiva Quadro Água (Decreto-lei n.º 77/2006, Diretiva 2000/60/CE; Goela *et al.*, 2009). Mas, em todo o mundo, as pradarias marinhas estão ameaçadas e a sua área regride (Short e Wyllie-Echeverria, 1996; Short *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009). Várias causas têm sido associadas à redução das áreas deste tipo de habitats, desde as naturais (Campbell e McKenzie, 2004; Short *et al.*, 2006) até às de influência humana (Short e Wyllie-Echeverria, 1996; Short e Burdick, 1996; Orth *et al.*, 2006).

Portugal situa-se na fronteira entre duas Bioregiões temperadas, o Atlântico Norte e o Mediterrâneo, existindo no nosso país apenas três espécies de ervas marinhas, a *Zostera marina*, a *Z. noltii* e a *Cymodocea nodosa* (Green e Short, 2003; Short *et al.*, 2007). De acordo com o relatório *Red List of Threatened Species* da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), a situação destas plantas no nosso país é de declínio; as três espécies têm o estatuto de “não preocupante” (*Least Concern*), mas com as populações de ambas as espécies de *Zostera* em regressão (Short *et al.*, 2010). A OSPAR (*Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*) inclui também as pradarias de *Zostera* e de *Cymodocea* na sua lista de habitats em risco ou em declínio em todos os locais de ocorrência na Europa (OSPAR, 2008). A UNEP (*United Nations Environment Programme*) em colaboração com o WCMC (*World Conservation Monitoring Centre*)

classifica também as pradarias de *Zostera* e de *Cymodocea* na sua listagem de espécies com necessidade de conservação (UNEP-WCMC, 2012).

Em Portugal, surgiram apenas nas últimas décadas, os primeiros estudos específicos sobre as pradarias marinhas (Cunha *et al.*, 2011). Na Ria de Alvor, está identificada apenas a presença de *Z. noltii* (Salgado e Santos, 1986; Cunha, 1991; Cunha *et al.*, 2011; Cunha e Serrão, 2011). No ano de 1986, as manchas desta população ocupavam uma área de cerca de 19 600 m² (Salgado e Santos, 1986), diminuindo em 1991, para 15 880 m² (Cunha, 1991). Em 2009, a cobertura de *Z. noltii* passou para 5 000 m², significando uma redução de 75 % em 23 anos. No ano de 2010 os povoamentos quase desapareceram por completo, soterrados por sedimentos arenosos (Cunha *et al.*, 2011). Há quase 3 décadas que os povoamentos de ervas marinhas estão em declínio na Ria de Alvor, embora não tenham sido efetuados levantamentos após o quase desaparecimento total detetado em 2010. As principais causas do desaparecimento de *Z. noltii* na Ria de Alvor têm sido apontadas como a perda de habitat com dragagens, os aterros, as explorações de aquacultura, a eutrofização da água e a destruição física das plantas com a colheita de bivalves e o pisoteio (Alexandre *et al.*, 2005; Cunha *et al.*, 2011).

1.2. Objetivos do estudo

Este estudo tem como objetivo principal estudar a evolução das manchas de *Z. noltii* na Ria de Alvor, relacionando a sua variação espaço-temporal com as variações espaço-temporais dos potenciais fatores de perturbação como dragagens e movimentação de solos, as explorações de aquaculturas, porto e áreas relacionadas com atividades de navegação, usos dos solos entre outros.

Como objetivos específicos pretende-se:

- atualizar a cartografia das manchas de ervas marinhas de *Z. noltii*.
- produzir uma ferramenta baseada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que compile a informação numa base cartográfica comum.
- comparar a evolução espacial das manchas ao longo do tempo.
- comparar a evolução espacial dos potenciais fatores de perturbação ao longo do tempo .
- identificar geograficamente os principais fatores que contribuíram para o declínio das pradarias marinhas neste local.

1.3. Hipóteses de investigação

Especificamente, neste estudo procura-se testar duas hipóteses: as pradarias da Ria de Alvor estão em regressão contínua desde há cerca de três décadas; e o declínio tem tido origem essencialmente nas perturbações de origem antropogénica.

2. Revisão bibliográfica

2.1. Ervas marinhas

2.1.1. Classificação, distribuição e evolução

As ervas marinhas são plantas com raízes, caules, folhas, flores, frutos e sementes, e encontram-se em substratos de areias com alguma vasa, nas zonas intertidal e subtidal, podendo chegar aos 70 metros de profundidade (Short *et al.*, 2007). Cumprem o seu ciclo biológico continuamente imersas em água salina com a floração e a polinização a ocorrerem debaixo de água, não necessitando do contacto com o ar. As ervas marinhas ocorrem geralmente em manchas ou povoamentos mais ou menos extensos designados por pradarias marinhas. As pradarias marinhas foram primeiramente classificadas como um ecossistema de pleno direito, em 1973, após o primeiro *International Seagrass Workshop*, em Leiden, Holanda (Phillips e Milchakova, 2003).

Trata-se de um grupo de plantas angiospérmicas monocotilédoneas, da ordem Alismatales, dispersas por 12 géneros, abrangendo as famílias Cymodoceaceae, Hydrocharitaceae, Posidoniaceae, Zosteraceae e Ruppiaceae. Há alguma controvérsia sobre o número total de espécies pertencentes a este grupo, mas de acordo com a literatura existirão entre 50 a 60 espécies reconhecidas como ervas marinhas (Green e Short, 2003; den Hartog e Kuo, 2006).

Estima-se que ocupem entre 300 000 a 600 000 km² de extensão, ou seja, apenas 0,2 % da área total dos oceanos (Duarte e Cebrián, 1996), ocupando habitats costeiros, estuarinos e lagunares em todos os oceanos com exceção do Oceano Antártico (Green e Short, 2003; IUCN, 2011). Dez géneros de ervas marinhas estão distribuídos no hemisfério norte e outros dez no hemisfério sul (Short *et al.*, 2007). A maior diversidade de ervas marinhas ocorre em mares tropicais, com sete géneros, enquanto que nos mares temperados é de apenas cinco (McCoy e Heck, 1976). As ervas marinhas concentram-se nos *hotspots* do Indo-Pacífico e da América Central e Caraíbas, com $\frac{3}{4}$ do total das espécies ocorrendo no Velho Mundo e o restante no Novo Mundo (Green e Short, 2003; IUCN, 2011).

Considera-se a evolução das ervas marinhas como pantropical, com as suas origens a remontarem ao período Cretáceo, à cerca de 130-120 milhões de anos (Janssen e Bremer, 2004), quando o Oceano *Tethys* separava os continentes *Gondwana* e *Laurasia*, possibilitando um corredor oceânico à volta de todo o globo (Tozer, 1989; Chen *et al.*, 2012) entre os 30° N

e o equador. Durante este período geológico, tanto a atmosfera como os oceanos apresentavam temperaturas, concentrações de dióxido de carbono (CO²) (Otto-Bliesner & Upchurch, 1997; Berner, 1990; Erbacher *et al.*, 2001; Zeebe, 2001) e salinidades mais elevadas do que no tempo presente (Brady *et al.*, 1998).

2.1.2. Ecologia

Regra geral, as ervas marinhas possuem uma estrutura anatômica bastante simples. Todas as ervas marinhas possuem rizomas bastante desenvolvidos, normalmente sob o substrato. As raízes desenvolvem-se nos rizomas e também nos rebentos. A componente rizomática pode estender-se alguns metros em profundidade no sedimento e é onde as ervas marinhas armazenam as suas reservas nutricionais (Taiz e Zeiger, 1991; van Lent *et al.*, 1991; Auby e Labourg, 1996; Vermaat e Verhagen, 1996). As folhas são geralmente em forma de fita, planas ou cilíndricas, maleáveis e sem estomas e numa determinada espécie podem chegar a atingir os sete metros de comprimento (Aioi *et al.*, 1998). A maioria das ervas marinhas são dioicas.

Nas ervas marinhas todos os tecidos têm uma característica anatômica essencial à adaptação ao meio aquático, o aerênquima. Trata-se de um tecido parenquimatoso especializado para conter ar, que ajuda os rebentos e as folhas a flutuarem e a manterem-se eretos, e as raízes e os rizomas a desenvolverem-se em solos hídricos e anóxicos (Evans, 2003). As ervas marinhas têm outra capacidade adaptativa ao ambiente, capturando os nutrientes inorgânicos tanto do sedimento pelas raízes, como da coluna de água através das folhas (McRoy e Barsdate, 1970; Iizumi *et al.*, 1982; Thursby e Harlin, 1982, 1984; Short e McRoy, 1984; Stapel *et al.*, 1996; Pedersen *et al.*, 1997; Terrados e Williams, 1997; Lee e Dunton, 1999b; Gras *et al.*, 2003; Nielsen *et al.*, 2006).

Constituídas por módulos, crescem de forma clonal, com o crescimento vegetativo a desempenhar um mecanismo muito comum nestas plantas como forma de ocupação do espaço e de mitigação da herbivoria (Tomasko e Dawes, 1989a, b; Pedersen e Borum, 1993). Há espécies de ervas marinhas anuais e outras perenes. Contudo, a reprodução sexual, com germinação de sementes e desenvolvimento de novas plantas não é um evento frequente, mas esporádico (Olesen e Sand-Jensen, 1994b; Duarte *et al.*, 2005a).

O crescimento e sobrevivência destas plantas é naturalmente condicionado por fatores físicos, químicos e biológicos. As condicionantes físicas são a radiação solar (Backman e Barilotti,

1976; Dennison e Alberte, 1982, 1985; Markager e Sand-Jensen, 1992; Dennison *et al.*, 1993), a transparência (Harlin e Thorne-Miller, 1981; van Montfrans *et al.*, 1984; Borum, 1985; Giesen *et al.*, 1990; Tomasko e Lapointe, 1991; Wear *et al.*, 1999; Nielsen *et al.*, 2002b; Hauxwell *et al.*, 2003), a temperatura (Barber e Behrens, 1985; Marsh *et al.*, 1986; Bulthuis, 1987; Herzka e Dunton, 1997; Masini e Manning, 1997), a salinidade (Phillips *et al.*, 1983; Goubin e Loqués, 1991; Loqués *et al.*, 1990; Alexandre *et al.*, 2006), a profundidade (Dennison e Alberte, 1982, 1985; West, 1990; Duarte, 1991; Olesen e Sand-Jensen, 1993; Abal *et al.*, 1994; Philippart, 1995; Olesen *et al.*, 2002), as correntes de água (Fonseca *et al.*, 1983; Williams e Heck, 2001; Schanz e Asmus, 2003; Peralta *et al.*, 2006), a intensidade dos ventos preponderantes (Patriquin, 1975; Fonseca *et al.*, 1983; Marbà e Duarte, 1995) e também a composição do substrato (sedimento) (Short, 1987; Short *et al.*, 1990; Fourqurean *et al.*, 1992; Kraemer e Mazzella, 1999; Lee e Dunton, 1999a; Koch *et al.*, 2001; Nielsen *et al.*, 2006; Lee *et al.*, 2007). Os fatores químicos englobam a disponibilidade de oxigênio (Hauxwell *et al.*, 2001; McGlathery *et al.*, 2007) e de matéria orgânica (Opsahl e Benner, 1993; Ziegler e Benner, 1999; Holmer e Olsen, 2002), concretamente compostos de azoto (N), carbono (C) e fósforo (P) (Beer, 1989; Duarte, 1990; Pérez-Lloréns e Niell, 1993; Fourqurean *et al.*, 1997; Lee e Dunton, 1999b; Alexandre, 2011), com o N e o P a serem ambos elementos limitantes das macrófitas marinhas (Duarte, 1990; Johnson *et al.*, 2006). Os fatores biológicos limitantes são a herbivoria e a competição por nutrientes e espaço (Thayer *et al.*, 1984; Heck e Valentine, 1999, Welsh *et al.*, 2000; Nielsen *et al.*, 2002a, b; Peralta *et al.*, 2003, Heck e Valentine, 2006).

2.1.3. Serviços proporcionados

O contributo das pradarias marinhas para a produtividade dos oceanos, tem sido global e progressivamente reconhecido nos últimos 50 anos (Duarte e Chiscano, 1999; Heck *et al.*, 2008; Short *et al.*, 2011). O valor económico destes serviços está estimado na ordem dos \$US 19 004 ha⁻¹ ano⁻¹ (Costanza *et al.*, 1997).

As ervas marinhas desempenham um papel primordial como produtores primários, sendo as pradarias marinhas os sistemas autotróficos mais produtivos do planeta (Duarte e Chiscano, 1999). Apresentam uma alta taxa de produção de biomassa, o que implica uma elevada taxa de produção de oxigênio. São responsáveis por 10 % do total da produção primária dos oceanos (Duarte e Cebrián, 1996). Devido à sua estrutura tridimensional, as pradarias são o substrato de inúmeras algas epífitas que poderão constituir entre 25 a 45 % do total da flora de

algas de uma pradaria marinha (Williams e Heck, 2001) e contribuir em igual medida ou superior para a produção primária total das pradarias marinhas (Morgan e Kitting, 1984; Mazella e Alberte, 1986).

Do carbono total armazenado pelas pradarias marinhas, cerca de 90 % encontra-se na parte subterrânea (Fourqurean *et al.*, 2012). Como os rizomas não são predados, esta biomassa pode permanecer por milênios nesses sedimentos (Serrano *et al.*, 2011), contribuindo para o sequestro de carbono nos sedimentos oceânicos (Duarte *et al.*, 2005b; Nellemann *et al.*, 2009). No Mar Mediterrâneo foram encontrados espécimes de *P. oceanica* com depósitos sedimentares de mais de 11 metros de profundidade, com quase 5 700 anos idade (Io Iacono *et al.*, 2008). A contribuição para o sequestro de carbono foi estimada recentemente e assume-se que ronde entre os 9,8 e os 19,8 Pg C, representando cerca de 20 % do carbono total sequestrado pelos oceanos (Fourqurean *et al.*, 2012). Este valor assemelha-se ao valor combinado dos sapais e floresta de mangal, estimado em cerca de 10 Pg de C cada (Chmura *et al.*, 2003). Têm inclusive a função de reter, bio-acumular e sequestrar metais pesados durante longos períodos de tempo, incorporando-os através das folhas e das raízes e conservando-os nos sedimentos (McRoy e Barsdate, 1970; Thursby e Harlin, 1982; Iizumi *et al.*, 1982; Serrano *et al.*, 2011).

As ervas marinhas atuam como amortecedores à ação das ondas (Duarte, 2001), filtram os nutrientes e os contaminantes tanto da água como do sedimento, estabilizam a retenção de partículas nos sedimentos resultando na melhoria da qualidade de água (McGlathery *et al.*, 2007) e contribuem para a redução da erosão costeira (Duarte, 2004; McKenzie, 2007). São importantes fixadoras de areias e de sedimentos aluvionares quando constituem extensas pradarias (Widdows *et al.*, 2008). A amortização da ação das ondas resulta em parte da forma, da quantidade e do tamanho das folhas das ervas e da altura da coluna de água (Peterson *et al.*, 2004). A fricção do fluxo de água com as folhas, em toda a extensão da componente foliar das ervas marinhas (copa), reduz a intensidade das correntes marinhas, diminuindo-lhes a velocidade e o transporte de massa, resultando no aumento da sedimentação de pequenas partículas e no aumento da transparência da água (Fonseca *et al.*, 1982, 1983; Ackerman e Okubo, 1993). Esta capacidade deve-se não só à estrutura física das folhas mas também aos inúmeros organismos que se desenvolvem nas folhas e no sedimento, alimentando-se por filtração ou por captura ativa dessas partículas orgânicas em suspensão (Howard, 1982; Peterson e Heck, 1999, 2001; Tomas *et al.*, 2005; Loïc, 2011). Ao aumentar a transparência da

água surgem condições para que as próprias ervas marinhas e outros organismos produtores se desenvolvam, como macroalgas, o que por sua vez melhora ainda mais a transparência e a qualidade da água (Howard, 1982; Tomasko e Lapointe, 1991).

As pradarias marinhas produzem imensas quantidades de detritos orgânicos, quando as folhas, flores e sementes chegam ao fim da sua vida, e caem ou são arrancadas à planta-mãe por ventos e ondulação fortes. Vinte e cinco por cento do total das folhas quebradas pelas ondas ou que morrem e caem naturalmente, acumulam-se nas praias reduzindo o impacto da ação das ondas, com um significativo auxílio na proteção da erosão da orla costeira. Acabam além disso por fertilizar as orlas costeiras, estuarinas e dunares, estimulando a biodiversidade da flora e de organismos detritívoros e consumidores (Duarte, 2004). A fauna detritívora que se alimenta destes resíduos serve por sua vez de alimento a outros organismos. Estes resíduos orgânicos das ervas marinhas chegam através das correntes marinhas e oceânicas aos fundos marinhos, propulsionado também aí uma importante cadeia detritívora (Wolff, 1976; Suchanek *et al.*, 1985).

As pradarias marinhas fornecem a pequenos invertebrados proteção em relação aos seus predadores. Essa proteção é tanto maior quanto maior for a quantidade, a forma e o tamanho das folhas (Orth *et al.*, 1984). A função de proteção parece desempenhar um papel muito importante no que diz respeito aos juvenis que procuram as pradarias marinhas como *nurseries* (Williams e Heck, 2001; Heck *et al.*, 2003). Contudo, a copa das pradarias marinhas também beneficiam os predadores de emboscada, como por exemplo, os cavalo-marinhos (*Hippocampus* spp.) que utilizam a proteção oferecida pelas ervas marinhas para predar pequenos moluscos, vermes, crustáceos e plâncton que aí habitam (James e Heck, 1994).

As pradarias marinhas suportam abundantes populações de invertebrados e de peixes de pequenas dimensões (Orth *et al.*, 1984; Virnstein e Curran, 1986; Hall e Bell, 1988; Sogard, 1989; Heck *et al.*, 2003). Estes ecossistemas estão identificados como locais de desova e de crescimento de crustáceos, peixes, bivalves e gastrópodes, entre outros organismos (Duarte, 2001). Nagelkerken e colegas (2000, 2001) observaram que das espécies de peixes de coral com importante valor comercial, a maioria escolhia como *nurseries* vários biótopos em simultâneo, como as pradarias marinhas, os mangais e os recifes de coral. Guidetti e Bussotti (2000 e 2002) observaram numa pradaria marinha 23 espécies de peixes de oito famílias, como a Atherinidae, a Labridae e a Sparidae que aí se reproduziam e alimentavam. Scaridae,

Siganidae, Lethrinidae e Mullidae foram identificados em pradarias tropicais (de la Torre-Castro e Rönnbäck, 2004). Até as poliquetas usam as flores de ervas marinhas como *nursery* (Helling-Armonies, 1988).

Vários animais alimentam-se quase exclusivamente de ervas marinhas como a salema (*Sarpa salpa*) (Havelange *et al.*, 1997), o dugongo (*Dugong dugon*) (Heinsohn *et al.*, 1977), o manatim (*Trichechus inunguis*) e a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) (Williams e Heck, 2001). Outros alimentam-se ocasionalmente ou sazonalmente como o ganso (*Branta bernicla*), o pato (*Anas penelope*) (Vermaat e Verhagen, 1996), o cisne negro (*Cygnus atratus*) (dos Santos *et al.*, 2012), a capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) (Creed, 2004) e até os esquilos da Califórnia (*Spermophilus beecheyi*) que se alimentam na praia de folhas soltas de *Z. marina* (Roest, 1993). Também as sementes são predadas (Nakaoka, 2002; Orth *et al.*, 2002). Outros animais oportunistas, como ouriços e caracóis marinhos (Helling-Armonies, 1988; Heck e Valentine 1995; Valentine *et al.*, 1997) podem tornar-se, por vezes, bastante nefastos na manutenção da densidade de algumas pradarias marinhas (Valentine e Heck, 1991). Os bivalves apresentam melhor desenvolvimento quando instalados em pradarias marinhas (Cavanaugh, 1983; Fisher e Hand, 1984; Anderson, 1995; Peterson e Heck, 1999, 2001; van der Heide *et al.*, 2012). Os Gammarida alimentam-se essencialmente de algas epífitas ubíquas nas pradarias marinhas (Zimmerman *et al.*, 1979; Howard, 1982), enquanto predadores de maiores dimensões como as raias (*Dasyatis americana*) e os tubarões-tigre (*Galeocerdo cuvier*) caçam as suas presas essencialmente no perímetro das pradarias marinhas (Valentine *et al.*, 1994; Heithaus *et al.*, 2002).

As pradarias marinhas prestam ainda outros serviços, conforme o local do planeta e o estado de desenvolvimento económico dessa região. Nalgumas comunidades humanas, as ervas marinhas são usadas como adubo para os terrenos agrícolas (de la Torre-Castro e Rönnbäck, 2004). São também utilizadas como alimento para os humanos (Felger e Moser, 1973, 1976; Valencia *et al.*, 1985) e para o gado, e como remédio tradicional. São utilizadas por alguns pescadores como material para construção de sistemas de captura de peixes, mas também como um serviço de informação, com estas plantas a indicarem a direção e intensidade das correntes, e a servirem de indicativo de alterações climáticas sazonais importantes através de como as folhas soltas na água arrojam às praias. Em culturas animistas, as ervas marinhas têm inclusive uma ligação profunda ao mundo sobrenatural e espiritual funcionando como talismãs e amuletos (de la Torre-Castro e Rönnbäck, 2004, Lauer e Aswani, 2010;

Newmaster *et al.*, 2011).

2.1.4. Situação atual das pradarias marinhas

Estão bem documentadas as perdas de áreas de pradarias marinhas em muitos ambientes costeiros (Short e Wyllie-Echeverria, 1996; Short *et al.*, 2006; Waycott *et al.*, 2009). Uma estimativa conservadora, indica que a área perdida de pradarias por ano será de cerca de 1,5 %, com 29 % das pradarias existentes no princípio do séc. XX atualmente desaparecidas (Waycott *et al.*, 2009).

A destruição e a perda de pradarias marinhas tem sido relacionada frequentemente com causas naturais, como por exemplo a *wasting disease*, a herbivoria (den Hartog, 1987; Short *et al.*, 1987), as tempestades extremas (Patriquin, 1975; Fonseca *et al.*, 1983; Marbà e Duarte, 1995; Campbell e McKenzie, 2004) e as alterações e episódios climáticos (Short *et al.*, 2006; Cardoso *et al.*, 2008). A *wasting disease* foi uma doença, que dos anos 30 a 40 do século XX, dizimou a maioria das pradarias marinhas na Europa e no Pacífico, com repercussões dramáticas nos ecossistemas e na economia humana. As pradarias só recuperaram nos anos 60 e alguns locais nunca recuperaram de todo as suas populações de ervas marinhas. Esta doença voltou a surgir nos anos 80 com menores consequências. Julga-se que a *wasting disease* seja uma infecção causada por um micro-organismo protista identificado como *Labyrinthula* spp. (Short *et al.*, 1987; Ralph e Short, 2002, Garcias-Bonet *et al.*, 2011).

Mas é a expansão da população humana, com as mudanças drásticas no uso dos solos e a consequente eutrofização dos ambientes aquáticos (Giesen *et al.*, 1990; McGlathery *et al.*, 2007; Freeman *et al.*, 2008) que tem sido considerada como a causa principal do desaparecimento destes ecossistemas a nível global (Short e Wyllie-Echeverria, 1996; Short e Burdick, 1996; Orth *et al.*, 2006). O acréscimo de dragagens e de aterros, os danos associados com a sobreexploração de recursos costeiros sedimentares (Erftemeijer e Lewis, 2006), piscatórios (revisto por Tudela, 2004) e a construção na linha de costa são também considerados como causas para a redução dramática na distribuição das ervas marinhas (Short e Burdick, 1996). Mesmo as atividades náuticas, são prejudiciais, devido às embarcações motorizadas (Zieman, 1976; Koch, 2002; Engeman *et al.*, 2008) e às âncoras quando fundeadas em leitos com pradarias marinhas (Williams, 1988; Walker *et al.*, 1989; Francour *et al.*, 1999; Milazzo *et al.*, 2004).

Alguns autores consideram a eutrofização, com a redução de incidência solar e a perda de transparência e de qualidade da água como um dos fatores principais no desaparecimento das pradarias marinhas (Backman e Barilotti, 1976; Giesen *et al.*, 1990; Baden *et al.*, 2003), devido à toxicidade química e ao enriquecimento de nutrientes da coluna de água (Burkholder *et al.*, 1992; Marbà *et al.*, 1996; Nielsen *et al.*, 2002b; Cabaço *et al.*, 2007, 2008). Além disso, o excesso de nutrientes causa um crescimento anormal de algas epífitas que por sua vez reduzem a quantidade de luz disponível impedindo as pradarias de proliferar (Twilley *et al.*, 1985; Williams e Ruckelshaus, 1993; Hauxwell *et al.*, 2001, 2003, 2005; McGlathery *et al.*, 2007; Kennish *et al.*, 2007). Outros estudos começam a relevar também a importância do excesso de sedimentação no soterramento e consequente mortalidade das plantas (Manzanera *et al.*, 1998; Cabaço e Santos, 2007). Os compostos químicos presentes na água e nos sedimentos, como pesticidas, inseticidas e herbicidas, são também apontados como um fator preocupante para a manutenção das pradarias marinhas (Haynes *et al.*, 2000; Fourqurean e Cai, 2001).

A restauração deste tipo de ecossistemas é extraordinariamente dispendiosa, oscilando entre os US\$ 9 000 e os US\$ 680 000 h⁻¹ ano⁻¹, dependendo da região biogeográfica, da espécie e do método escolhido (Spurgeon, 1998). E a restauração de uma pradaria de ervas marinhas só será bem sucedida se os fatores de perturbação e de *stress* forem eliminados ou reduzidos para níveis toleráveis por toda a biocenose (Björk *et al.*, 2008).

É, então, fundamental desenvolver estratégias de monitorização, de preservação e de manutenção das pradarias marinhas. A compreensão da diversidade, da regulação e da influência das ervas marinhas nas funções do ecossistema é um objetivo importante na gestão sustentável destes ecossistemas chave (Duarte, 2001). No processo de gestão é essencial cartografar e contabilizar os locais com existência de ervas marinhas, além das áreas que se apresentem como potencial habitat para as ervas marinhas. Estas áreas potenciais poderão incluir locais onde se sabe terem existido populações de ervas marinhas no passado mas que nas quais estas se encontram atualmente desaparecidas (Short e Wyllie-Echeverria, 1996).

A adoção de programas de monitorização contínua como por exemplo “Adote uma pradaria marinha”, *SeagrassNet* e *Seagrass-Watch* são cruciais para fundamentar as opções de gestão e adaptar procedimentos futuros (McKenzie *et al.*, 2001; Short *et al.*, 2006). Nesse sentido, aproveitando as sinergias das populações locais para a proteção de algo que é parte integrante

da sua cultura e modo de vida, têm surgido planos de monitorização e restauração, alguns através de transplante de ervas marinhas com recurso a ações de voluntariado (McKenzie *et al.*, 2001; Short *et al.*, 2006). A maioria destes programas apresentam *online* os seus resultados e permitem o *download* de inúmeros documentos relacionados com a monitorização e as técnicas de transplante, de gestão e de conservação destes ecossistemas (Fonseca *et al.*, 1998; Borum *et al.*, 2004; CEN, 2005; Dale *et al.*, 2007; Björk *et al.*, 2008; McKenzie *et al.*, 2010; Oceana, 2010; di Carlo e McKenzie, 2011; Hiscock *et al.*, 2011; UNEP, 2011).

2.2. *Zostera noltii* Hornemann

2.2.1. Classificação, distribuição e evolução

Z. noltii é encontrada no Oceano Atlântico desde a costa sul da Escandinávia até à costa da Mauritânia, incluindo nas ilhas de Cabo Verde e das Canárias, nos Mares Mediterrâneo, Báltico, Negro e até nos Mares Aral e Cáspio, atualmente mares fechados, atestando a sua ancestralidade (Short *et al.*, 2010). Estabelece-se em zonas costeiras, estuários e lagoas costeiras até 10 metros de profundidade, do patamar intertidal ao subtidal (Green e Short, 2003). É normalmente uma planta perene, podendo se encontrar colónias anuais em virtude do *stress* ambiental quando ocorrem no intertidal superior (Tomlinson e Posluzny, 2001).

Em Portugal toma vários nomes como cirgo, musgo, seba ou sebarrinha e constituía no passado, juntamente com outras ervas marinhas e macroalgas, o moliço apanhado na Ria de Aveiro (Biorede, 2013). No sistema APG II (*Angiosperm Phylogeny Group*), implementado em 2003, passou a ser catalogada na ordem Alismatales (substituindo a ordem Najadales), família Zosteraceae e género *Zostera* (Stevens, 2001; Li e Zhou, 2009; APG, 2009; Guiry, 2012). Existem na bibliografia referências a sinónimos como *Z. nana* Roth 1827 e *Nanozostera noltii* (Tomlinson e Posluzny, 2001; den Hartog e Kuo, 2006; Barnes, 2010).

A família Zosteraceae terá começado a diferenciar-se há cerca de 100 milhões de anos atrás. Os sub-géneros de *Zostera* surgiram entre os 33 milhões de anos (Kato *et al.*, 2003) e os 23,3 milhões de anos (Coyer *et al.*, 2013). O episódio glacial ocorrido há 22 000-18 000 anos atrás, terá desempenhado um papel crucial na distribuição geográfica atual de *Z. noltii*, com a consequente recolonização de habitats, após o recuo das glaciações (Coyer *et al.*, 2004).

2.2.2. Ecologia

A planta tem pequenos grupos de 2 a 5 folhas em rebentos inseridos em rizomas horizontais. Cada rizoma suporta vários rebentos foliares em pequenos caules separados por segmentos de rizoma. As folhas têm entre 0,5 e 2 mm de largura e de 5 a 25 cm de comprimento. Os rizomas horizontais têm de envergadura entre 0,5 a 2 mm e cada segmento de rizoma pode ter entre 5 a 35 mm de comprimento. Não têm rizomas verticais. Cada indivíduo de *Z. noltii* tem ambas as flores masculinas (4 a 6) e femininas (4 a 6). As sementes (4 a 6) com flutuabilidade negativa estão protegidas por espatas e têm apenas 1,5 a 2 mm de comprimento (den Hartog, 1970; Green e Short, 2003).

A *Z. noltii* é uma planta eurihalina, com a capacidade de tolerar grandes amplitudes de salinidade (25-51 psu) (Green e Short, 2003; Fernández-Torquemada e Sánchez-Lizaso, 2011). A temperatura máxima da água do mar que limita a sobrevivência de *Z. noltii* é de 38° C (Massa *et al.*, 2008). Esta espécie demonstra sazonalidade no crescimento, com maior biomassa no verão e menor no inverno (Pérez-Lloréns e Niell, 1993) com a variação sazonal de biomassa a dever-se a oscilações na densidade dos rebentos e não no tamanho destes rebentos (Vermaat e Verhagen, 1996).

Z. noltii é uma espécie pequena, com capacidade de rápido crescimento vegetativo, fenótipo bastante plástico, com grande capacidade de adaptação a alterações ambientais e de recuperação a distúrbios e a perturbações no habitat. Esta espécie demonstra ter grande capacidade de ramificação, com elevado crescimento e alongamento dos rizomas, resultando num rápido crescimento dos clones (Vermaat *et al.*, 1987; Marbà e Duarte, 1998; Kraemer e Mazzella, 1999; Peralta, 2000; Cabaço *et al.*, 2005, 2009). Calcula-se que haja clones de *Z. noltii* que poderão ter 59 anos de idade, com base na taxa de crescimento dos rizomas (Coyer *et al.*, 2004).

Há diferenciação na morfologia, na fisiologia e no conteúdo de nutrientes das plantas de *Z. noltii* ao longo da profundidade. Ao habitarem zonas subtidais e intertidais, estão sujeitas a grandes oscilações nas condições ambientais. No subtidal, existem condições ótimas de luz para o crescimento máximo (Peralta *et al.*, 2002). Conseguem também, melhor acessibilidade aos nutrientes sedimentares e na coluna de água, devido ao maior hidrodinamismo e a maiores períodos de tempo de imersão na água. Assim, as plantas desenvolvem folhas mais largas e longas, enquanto os rizomas não se desenvolvem particularmente, porque os nutrientes estão

facilmente disponíveis. As folhas apresentam valores baixos de N e P comparativamente às do intertidal, por terem uma taxa de crescimento e fotossíntese mais elevados (Silva e Santos, 2003). Contudo, nesta zona haverá maior quantidade de algas epífitas e outras espécies de ervas marinhas, a competir diretamente por nutrientes e por radiação solar (van Lent *et al.*, 1991; Cabaço *et al.*, 2009).

No intertidal, as plantas estão sujeitas a longos períodos de dissecação, com luz muito acima do ótimo (Peralta *et al.*, 2002), sedimentos mais porosos e com menos nutrientes, maior ação das ondas (Koch, 2001) mas menor quantidade de epífitas competitivas. Aqui, as folhas apresentam menor tamanho, com os rizomas a crescerem e a ramificarem bastante mais (Peralta, 2000), de forma a poderem encontrar os parques nutrientes, garantir melhor ancoragem ao substrato e permitir resistência à dissecação, através da acumulação de reservas de nutrientes nos rizomas (van Lent *et al.*, 1991; Auby e Labourg, 1996; Cabaço *et al.*, 2009). No patamar intertidal a dissecação é o fator limitante (Leuschner *et al.*, 1998) ocorrendo adaptações morfológicas e fisiológicas de modo a resistir a esta perturbação cíclica. As folhas tornam-se menores e mais esguias, secam e caem mais rapidamente e reduz-se a rigidez estrutural (Boese *et al.*, 2003, 2005; Shafer *et al.*, 2007).

Esta espécie apresenta também diferenças no crescimento clonal, essencialmente no tamanho e na longevidade do clone, conforme o patamar tidal em que se encontre. O padrão emergente aparenta ser: pequeno tamanho e reduzida longevidade do clone no intertidal; e clone de dimensão grande e vida longa no subtidal. Este padrão está relacionado com as características ambientais do habitat, com a arquitetura clonal das pradarias marinhas a ser influenciada fortemente pelas perturbações do sistema, como a desidratação, a luminosidade intensa e a predação a repercutir-se em alterações na morfologia, na fisiologia e até na forma de vida das ervas, mudando de perene para anual, como acontece também noutras espécies vegetais (Harrison, 1979; Keddy, 1987; Tomlinson e Posluzny, 2001; Hu *et al.*, 2003; Zipperle *et al.*, 2009).

A velocidade da corrente a que estas plantas estão sujeitas também afeta a sua arquitetura estrutural. Plantas de *Z. noltii* sujeitas a perturbação hidrodinâmica moderada (velocidades na ordem dos 0,35 m s⁻¹) apresentam um sistema de rizomas maior, permitindo uma ancoragem mais resistente; uma componente verde mais alongada e volumosa, com menor possibilidade de quebra de rebentos; e um menor *ratio* entre as partes acima e abaixo do sedimento (Peralta

et al., 2006). As correntes muito fortes restringem o crescimento e a densidade foliar, a extensão e a distribuição das pradarias marinhas desta espécie (Schanz e Asmus, 2003).

Em Portugal, a época de floração e de frutificação pode prolongar-se de março a novembro (Alexandre *et al.*, 2005), período muito mais longo do que nos Países Baixos (junho-outubro, Hootsmans *et al.*, 1987), em França (junho-setembro) (Auby e Labourg, 1996) ou no Mediterrâneo (maio-agosto) (Loqués *et al.*, 1988; Curiel *et al.*, 1996). O surgimento de flores é afetado pela temperatura, a salinidade da água e o fotoperíodo (Loqués *et al.*, 1988), sendo sugerido que a composição do próprio sedimento onde as plantas estão alojadas, poderá também desempenhar um fator importante nesse processo (Alexandre *et al.*, 2005). As sementes ao serem libertadas das espatas afundam-se (Loqués *et al.*, 1988), com a germinação a ser despoletada pela baixa salinidade (Goubin e Loqués, 1991; Loqués *et al.*, 1990; Alexandre *et al.*, 2006). Estas condições poderão ocorrer após fortes chuvadas, ou em estuários e lagunas, em regime de maré baixa (Auby e Labourg, 1996; Alexandre *et al.*, 2006). Outros estudos evidenciaram as temperaturas locais da água elevadas (Hootsmans *et al.*, 1987; Buia e Mazzella, 1991), mas também a escarificação do tegumento da semente como fatores cruciais para que a germinação ocorra (Loqués *et al.*, 1990).

2.2.3. Serviços proporcionados

A produtividade primária das comunidades de *Z. noltii* é alta, com valores entre 0,09 e 0,40 g C m⁻² h⁻¹ e são considerados sistemas altamente autotróficos, com *ratios* de produtividade/respiração entre 1,64 e 2,82 (Welsh *et al.*, 2000).

Z. noltii produz compostos fenólicos (ácido zostérico, ác. rosmarínico e ác. cafeíco) como forma de proteção conta a herbivoria e de outros patogéneos (Achamlale *et al.*, 2009; Grignon-Dubois *et al.*, 2011). Apesar disso, inúmeros organismos alimentam-se destas plantas, como peixes, gastrópodes, equinodermes, aves, *etc.* (Jacobs *et al.*, 1981; Vermaat e Verhagen, 1996; Havelange *et al.*, 1997; Nacken e Reise, 2000). Outras espécies de bivalves, de peixes e de crustáceos utilizam as pradarias marinhas destas espécie como *nursery* e refúgio (Fisher e Hand, 1984; Peterson e Heck, 1999, 2001; van der Heide *et al.*, 2012).

Cada rebento produz ao longo do seu ciclo de vida várias folhas, que morrem e são substituídas por outras novas folhas. Por ano, esta planta pode produzir por rebento cerca de 30 folhas, o que constitui uma importante exportação de nutrientes para outros locais e uma

importante barreira contra a erosão costeira e dunar ao acumularem-se nas praias (Duarte, 2004). Uma grande biomassa de organismos detritívoros alimenta-se destas folhas mortas, reciclando grande parte dos nutrientes dentro dos ecossistemas locais (Auby e Labourg, 1996; Machás *et al.*, 2006).

A capacidade de amortização da ação das ondas e das correntes marinhas é considerável dado o pequeno tamanho desta planta. Esta função é conseguida através duma densidade foliar máxima, observando-se uma redução de 40 % na velocidade máxima das correntes na proximidade da copa. Fomentam, deste modo, a sedimentação de partículas, restringindo o movimento de areias e vasas e contribuindo contra a erosão do sedimento onde estão instaladas. Este efeito está também diretamente relacionado com a velocidade do fluido: a redução da velocidade pelas ervas é maior quando a velocidade da corrente marítima é substancial, não havendo ressuspensão de sedimento quando a velocidade do fluido se torna ínfima (Widdows *et al.*, 2008).

2.2.4. Declínio da pradaria marinha na Ria de Alvor

As pradarias de *Z. noltii* são sensíveis à eutrofização das águas e à consequente redução de exposição solar (van Lent *et al.*, 1991; Short e Burdick, 1996; Bernard *et al.*, 2007; Cabaço *et al.*, 2007, 2008; Cardoso *et al.*, 2008; Cunha *et al.*, 2011), situações presentes na Ria de Alvor no passado recente (Marques e Romariz, 1989; MA, 1999; MAOT, 2000).

A atividade de recolha manual de bivalves como aquela que é exercida na Ria de Alvor, é considerada uma causa do desaparecimento das pradarias marinhas (Cunha *et al.*, 2011). A perturbação do sedimento, com a destruição das plantas e rizomas em grande escala e por longos períodos, favorece a fragmentação das pradarias e impede a recuperação das plantas. O pisoteio é também uma causa de declínio (Cabaço *et al.*, 2005).

A dragagem do canal de navegação, no ano de 1990, na Ria de Alvor até junto à Vila de Alvor e o consequente aterro das areias e vasas sobre o cordão dunar a leste da barra de Alvor, foi talvez o acontecimento recente (desde 1986) com maior impacto na pradaria marinha existente nesta lagoa. As dragagens retiraram todo o sedimento, destruindo todas as manchas da pradaria localizada junto a esta vila piscatória.

A sedimentação excessiva do substrato é também uma causa de regressão desta população. Devido ao seu pequeno porte e por não possuir rizomas verticais, as plantas desta espécie têm baixa tolerância tanto à erosão do substrato como à cobertura por areias e outros sedimentos, resistindo apenas a soterramentos ligeiros, no máximo de 4 a 8 cm de altura. Se a sedimentação for intensa e persistente (superior a 2 semanas) a planta não recupera e morre (Cabaço e Santos, 2007).

2.3. Área de estudo

A Ria de Alvor é um complexo sistema estuarino lagunar costeiro (Freitas, 1996; Duarte *et al.*, 1999) situado na Baía de Lagos, entre as cidades de Lagos e de Portimão, no sul de Portugal, entre as latitudes 37° 15' N e 37° 11' N e as longitudes 8° 64' W e 8° 58' W. A bacia hidrográfica abrange uma área de cerca de 257 km² (CCDRA, 2004), com uma área húmida de 3,3 km² (Dias, 1993) e de 1 817 ha segundo a Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve (CCDRA, 2004).

Quatro ribeiras desaguam neste sistema; as Ribeiras de Odeáxere, de Arão, do Farelo e da Torre. Todas elas nascem na Serra de Monchique, situada a norte da Ria. São cursos de água onde ocorrem cheias com alguma frequência, sempre que se verificam precipitações intensas na Serra de Monchique. Tal deve-se ao acentuado declive do trecho montanhoso destas ribeiras, ao substrato rochoso que é pouco permeável e à extensão do trecho final que é plano. Acresce ainda, o facto de as cabeceiras se encontrarem expostas a Sudoeste, de onde provêm os principais temporais que atingem a região, os denominados “Vento Levante” (CCDRA, 2004). A sul, a comunicação permanente ao Atlântico dá-se atualmente através de um canal ladeado por duas barras (espordões) e duas restingas de dunas adjacentes (barreiras dunares).

Os ventos predominantes são NW e SW, com influência das tempestades que sopram de SE (Dias, 1993). O regime de marés é mesotidal e semidiurno, com amplitudes de marés compreendidas entre dois e quatro metros (média de 3,4 m) e a ondulação com uma altura média de 0,5 m (ARH, 2011). A renovação de água é feita a cada ciclo de marés, mas com diferenças em cada braço da Ria (Campos e Cachola, 2007).

O clima é mediterrânico, com verões longos, secos e quentes e invernos curtos e húmidos. A maioria da precipitação pluvial ocorre em regime torrencial (MA, 1999) durante o inverno, com uma média de 600 mm no litoral. A temperatura média anual do ar ronda os 14° C e os

16° C (CCDRA, 2003) e a temperatura da água oscila entre os 16° C no inverno e os 25° C no verão. A salinidade varia entre 31 psu no inverno e 36 psu no verão, com as percentagens de oxigénio dissolvido a apresentarem sazonalidade, 60 % no inverno e 90 % no verão. A radiação solar tem valores entre os 335 W m⁻² e os 775 W m⁻² (Campos e Cachola, 2007). O pH situa-se normalmente entre os 7 e os 8. Existe uma grande influência das condições atmosféricas (ocorrência de precipitação, períodos de seca prolongada, ondas de calor, estação do ano) e das correntes de vazão e de enchimento, com os valores de nitratos, amoníacos, fosfatos e silicatos a oscilarem nitidamente. Há também uma presença ínfima de metais pesados (Hg, Ni, Cu, Cd, Pb, Cr, Mn, Co), na ordem dos ng l⁻¹, além de vestígios mínimos de compostos aromáticos provenientes de pesticidas, herbicidas, inseticidas entre outros (MADRP, 2010; ARH, 2012).

Segundo a Administração da Região Hidrográfica (ARH), a classificação das águas superficiais tem sido de excelente a boa (de A a B) nas linhas de água afluentes à ria, nos últimos anos. Alguns parâmetros de qualidade de água são monitorizados na Ria por várias entidades (ARH, Inst. de Investigação das Pescas e do Mar) mas sem base regular e constante. De acordo com a informação disponibilizada pela ARH, não existem hoje em dia estações de tratamento de águas residuais (ETAR) a operar e a desaguar na bacia drenante da Ria de Alvor. Globalmente, da análise temporal dos valores publicados, verifica-se que a qualidade da água deste sistema tem vindo a melhorar ao longo dos últimos anos (ARH, 2011; SNIRH, 2011).

Estudos históricos da cartografia da nossa costa sugerem ter havido um dinamismo considerável do litoral e das lagoas costeiras. No séc. XIV, aparentemente todas as atuais lagoas portuguesas (rias) desaguiam diretamente no mar sem restingas de areia ou ilhas-barreira (Marques e Romariz, 1989; Dias, 1993; Galopim e Carvalho, 2004). Também a Ria de Alvor desaguiaria diretamente no mar e o assoreamento com o desenvolvimento das barras, surgiria após o séc. XVII. Até esta época, navios de 45 a 120 toneladas entravam na Ria e usufruíam dos serviços do porto de Alvor (Marques e Romariz, 1989; Chester, 2008).

O tsunami de 1755 parece ter influenciado de modo significativo o início do assoreamento. Mapas posteriores a esta data já representam os sistemas de ilhas barreira e de restingas, com um longo período em que existiriam duas barras na Ria de Alvor. A restinga oriental atual aparenta ser a mais estabelecida, repercutindo-se na franca presença e vitalidade do sapal de

Alvor (Marques e Romariz, 1989). Estudos efetuados no Algarve, na Boca do Rio (Silva *et al.*, 1996) e na Lagoa dos Salgados (Costa *et al.*, 2010), e no sul de Espanha (Whelan e Kelletat, 2005) confirmam uma brusca inundação marinha de grande magnitude, com transporte energético de material sedimentar com dimensões consideráveis no passado. Este episódio geológico provocou nesta zona da costa do Barlavento algarvio, ondas com cerca de 20 metros de altura, que penetraram até 600 metros pelo interior do território, destruindo edifícios que se encontravam a 30 metros de altitude, com um terramoto associado avaliado em X a XI graus na escala macros mica europeia (EMS-98) (Tendim-Pedrosa e Gonçalves, 2008).

Independentemente da sua origem, a evolução natural das lagunas d -se no sentido do assoreamento, na redução do espelho de água e da sua profundidade. O comportamento evolutivo é fortemente condicionado pela variação dos níveis do mar e pela quantidade de sedimentos disponíveis, sendo estes responsáveis n  s  pelo assoreamento da laguna como pela evolução das barreiras (Freitas, 1996). A origem destes sedimentos prov m de três fontes: marinha (resultante das marés, das correntes e das tempestades); continental (através das linhas de água e do vento); e resultante da atividade biológica e química do próprio sistema (carbonatos, evaporitos, matéria orgânica) (Romariz *et al.*, 1985; Freitas, 1996; Rodrigues, 2007).

O sistema dunar que protege a Ria de Alvor é considerado um sistema com elevado dinamismo (Dias, 1993), sendo considerado como o mais vulnerável e degradado na costa algarvia, devido à elevada pressão humana (Duarte *et al.*, 1999). Como sistema estuarino lagunar costeiro encontra-se num processo de assoreamento (documentado desde os princípios do séc. XVII) e de eutrofização (Marques e Romariz, 1989; MA, 1999; MAOT, 2000). O assoreamento junto à barra é indubitavelmente de areias com origem marinha, devido ao transporte de sedimentos do exterior (principalmente do litoral) pelas correntes de enchente. É uma zona da nossa costa classificada como anamórfica (Galopim e Carvalho, 2004). As origens da intensificação deste assoreamento (verificada nas últimas décadas) não estão ainda bem determinadas. Embora pequena, a elevação progressiva do nível médio relativo do mar, contribui sem d vida para essa intensificação de assoreamento.

O intenso desenvolvimento urbanístico localizado na bacia hidrográfica, contribui significativamente para o assoreamento, devido ao arraste de materiais de construção por ação

pluvial (Dias, 1993). A construção da barragem da Bravura (em 1956) e do dique na Ribeira da Torre (nos anos 60) teve como consequência a diminuição dos caudais de cheia, que tinham uma função importante no desassoreamento (Marques e Romariz, 1989). Surge então um fenómeno do tipo *feedback*, em que o assoreamento reduz a capacidade de transporte das correntes, causando acréscimo de assoreamento (Dias, 1993).

Em 1985, elaborou-se o Plano Geral Diretor do Aproveitamento e Valorização da Ria de Alvor, com as seguintes diretrizes: instalação de molhes de fixação da embocadura do estuário; dragagem de um canal na embocadura à cota de -3 m do Zero Hidrográfico (ZH); dragagem de um canal de navegação da embocadura até à Vila de Alvor à cota de -1 m do ZH; e dragagem de uma área de manobra e estacionamento junto aos núcleos de pesca e de recreio. Os trabalhos iniciaram-se no fim de 1989. Mais de 500 000 m³ de areias e vasas foram dragados, com parte a ser repulsa no cordão dunar adjacente à Vila de Alvor, outra parte a ser utilizada no enchimento e reforço artificial das praias adjacentes (Dias, 1993). A alteração da profundidade da Ria na zona do canal provoca alterações da hidrodinâmica, especialmente a nível da velocidade das correntes de enchimento e de vazão, com perturbações no equilíbrio ecológico (Duarte *et al.*, 2004).

Em 1999, executou-se o Plano da Zona Marginal de Alvor, com destruição da vegetação de parte do sapal oeste por aterros e escavações (Rolo, 2007). Em 2011 ficou concluído um passadiço elevado em madeira dando acesso às praias de Alvor e percorrendo toda a extensão do cordão dunar até à embocadura da Ria.

A Ria de Alvor e partes da sua bacia hidrográfica estão classificadas e protegidas na legislação nacional, estando integradas em mecanismos e ferramentas de proteção comunitária e internacional. Está classificada como um Biótopo CORINE (código nº C23000120), como um Sítio RAMSAR (Convenção Internacional sobre Zonas Húmidas), pertence à Rede Natura 2000 (sítio nacional PTCON0058), está integrada na Diretiva Habitats como Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Zona Especial de Conservação (ZEC) e catalogada como Zona de Proteção Especial (ZPE) de acordo com a Diretiva Aves. Também a Reserva Ecológica Nacional e Reserva Agrícola Nacional determinam a classificação e usos do solos de importantes áreas nesta região hidrográfica. Na área da bacia drenante da Ria de Alvor, os terrenos são ocupados com agricultura, pecuária, florestas, matos, centros urbanos e alguma indústria, como descrito na cartografia do CORINE Land Cover (2006).

Estas classificações atestam a extrema importância internacional e Comunitária, deste local, ao nível da biodiversidade faunística e florística e da riqueza de habitats terrestres e marinhos. É um espaço importante na manutenção dos recursos haliêuticos locais, atuando como *nursery* e refúgio de ictiofauna (Antunes *et al.*, 1988) e de abrigo às aves migradoras (Feith, 2011), tendo sido explorada economicamente pelo menos desde o terceiro milénio a.C. (Morán e Parreira, 2003). Esta riqueza reflete-se na existência do porto de pesca, na criação e apanha de marisco, nas salinas, muitas recentemente convertidas em pisciculturas e no turismo náutico e balnear.

3. Método

3.1. Saídas de campo

Foram realizadas duas saídas de campo para recolha dos dados cartográficos *in situ* utilizando-se um aparelho GPS portátil. Na primeira saída, procedeu-se ao levantamento do novo passadiço de madeira sobrelevado e a uma validação geral das caracterizações referidas na bibliografia do sistema lagunar e das infraestruturas portuárias. Na segunda saída, efetuada em setembro de 2012, durante a baixa-mar, executou-se o levantamento das manchas de *Z. noltii*, percorrendo a pé toda extensão da Ria de Alvor.

3.2. Material cartográfico

Para a execução deste trabalho foram contactadas várias entidades regionais, estatais e privadas, envolvidas no planeamento e ordenamento do território ambiental e ecológico da região algarvia, no sentido de providenciarem dados que pudessem ter pertinência para o estudo do local e do ecossistema envolvido. Resultou uma imensa e diversa quantidade de informação cartográfica e alfanumérica (tudo em suporte digital) provenientes do Instituto Portuário e dos Transportes Marítimos I. P (IPTM), da Administração da Região Hidrográfica do Algarve I. P. (ARH), da Associação A Rocha International, do Instituto de Conservação da Natureza (ICN), do Instituto Geográfico do Exército (IGeoE), além dos dados que o Prof. Rui Santos e a Doutora Alexandra Cunha gentilmente disponibilizaram (Tabela 3.1).

<i>Fonte</i>	<i>conteúdo</i>	<i>tipo</i>	<i>formato</i>	<i>coordenadas</i>	<i>alfanuméricos</i>
IPTM	Cartas	cartas digitalizadas	tif	Não IGC3	
IPTM	Cartas	cartas digitalizadas	tif, tfw	Sim IGC3	
IPTM	Levantamentos topográficos	cartas vetorizadas	dwg	Sim IGC3	
Salgado e Santos, 1986	Cartografia <i>Z. noltii</i>	carta digitalizada	tif	Não	
Cunha, 2009	Cartografia <i>Z. noltii</i>	GPS	kml	Sim WGS84	
Atlas do Ambiente, ICN, 2012	Rede Natura, Concelhos, Habitats	cartas vetorizadas	dwg, shp, kml	Sim SCE	base de dados
IGeoE, 2006	CORINE Land Cover	cartas vetorizadas	shp	Sim SCE	base de dados
A Rocha, 2009	Habitats Natura 2000	cartas vetorizadas	shp	Sim IGC3	base de dados
ARH, 2012	Bacias, Qualidade águas	cartas vetorizadas	shp	Sim SCE	base de dados
DRAOT	REN	cartas vetorizadas	shp	Sim SCE	base de dados
Martins, 2012	Cartografia <i>Z. noltii</i>	GPS	kml	Sim WGS84	

3.3. Material informático e tecnológico

Foram utilizados os seguintes programas informáticos: AutoCAD Map®, Quantum GIS, GoogleEarth®, folhas de cálculo, bases de dados, editores de imagens; e um aparelho de GPS portátil.

AutoCAD Map® é um programa da *Autodesk, Inc.*, amplamente utilizado na cartografia vetorial, devido à tecnologia de “desenho assistido por computador” (*CAD*), permitindo georeferenciar imagens, integrar base de dados, constituir topologias, e realizar operações booleanas e pesquisas padrão no âmbito dos Sistemas de Informação Geográfica SIG. Foi utilizado para georeferenciar imagens e vetores, para vetorização, limpeza e tratamento de mapas, para conectar bases de dados externas, para importar e exportar ficheiros vetoriais, transformando formatos e sistemas de coordenadas e para recuperação de dados alfanuméricos e sua transformação em elementos cartográficos.

Quantum GIS (QGIS) é um Sistema de Informação Geográfica *Open Source* e *user friendly* licenciado sob o *GNU General Public License*. QGIS é um projeto oficial da *Open Source Geospatial Foundation* (OSGeo). Corre em várias plataformas (Linux, Unix, Mac OSX, Windows e Android) e suporta diversas funcionalidades com inúmeros formatos de vetores, *rasters* e de base de dados (www.qgis.org). Foi utilizado nas seguintes tarefas: na pré-análise de cada ficheiro, averiguando qual o sistema de coordenadas, a base de dados associada e sua relevância; na averiguação da consistência topológica dos elementos cartográficos de vários ficheiros; na exportação de ficheiros temáticos para formato KML e correções efetuadas nestes mesmos ficheiros.

O GoogleEarth® foi a ferramenta utilizada para a integração de toda a informação tratada, usufruindo da visualização de imagens de satélite relativamente atuais para a avaliação do terreno, dos usos do solo, das infraestruturas, das áreas naturais, *etc.*, e assim proceder a validações e a correções de translação de alguns dados geográficos. Este recurso disponibiliza no seu repertório cartográfico *online* algumas imagens desta área, capturadas em vários anos, mas sem real valor nem efeito prático para o tema deste trabalho, utilizando-se apenas a imagem mais recente disponível (do ano de 2011), como informação de referência e não de análise.

3.4. Processamento da informação espacial

A Lei da Água (lei n.º 58/2005) define no seu artigo 3º, alínea 2, a unidade principal de planeamento e de gestão das águas como a bacia hidrográfica. Considerou-se assim esta delimitação geográfica como a base na caracterização da área de estudo. A informação usada para caracterizar a Ria de Alvor e as suas sub-bacias hidrográficas foi originalmente recolhida e processada em vários anos, por diversas entidades com objetivos específicos, a escalas diferentes, com distintos graus de rigor e recorrendo a múltiplos sistemas de coordenadas. Esta enorme diferença na origem dos dados trouxe dificuldades várias no tratamento, na análise e na catalogação inicial dos mesmos. Cada entidade trabalha com sistemas de coordenadas já “institucionalizadas”, pelo que a informação encontrava-se em três sistemas distintos: SCE, IGC3 e WGS84. Num primeiro passo toda a informação espacial foi tratada e trabalhada individualmente no sistema original até ser exportada para o sistema final WGS84.

As cartas antigas, em muito mau estado de conservação, foram fornecidas já digitalizadas a partir do formato original em papel, pelo que a respetiva interpretação revelou ser uma tarefa com elevado grau de dificuldade e de erro associado. Houve assim, necessidade de proceder inevitavelmente à vetorização de todas as cartas, para se poder compreender a extensão geográfica abrangida e a quantidade e a qualidade da informação contida em cada uma delas. Além disso, antes da construção do canal de navegação da Ria de Alvor, a cartografia oficial pormenorizada abrangia quase toda a extensão da Ria de Alvor, enquanto que após a construção do canal toda a cartografia e levantamentos efetuados restringiram-se a uma pequena faixa em torno do canal. Algumas cartas e mapas relevaram-se no final do processamento irrelevantes para qualquer tipo de análise e não foram consideradas nas análises subsequentes nem nos resultados deste estudo. A maioria das cartas digitalizadas tiveram que ser georeferenciadas previamente ao ato de vetorização, enquanto as restantes continham um ficheiro adicional de georeferenciação automática.

Devido a essa disparidade na tipologia e informação contida nos mapas, houve necessidade de definir um conjunto de características comuns em todos estes modelos geográficos para se realizar uma análise coerente. Foram implementadas várias técnicas de generalização (Robinson *et al.*, 1978), adaptadas a cada caso, consistindo em processos de simplificação, agregação, deslocação, realce e eliminação de elementos de forma a obter informação com características menos complexas (João *et al.*, 1990; McMaster e Shea, 1992) e mais fáceis de analisar. Foi assim definida uma área mínima que fosse abrangida em todos os mapas.

Reduziu-se também a representatividade da topografia do local de estudo. Nas cartas batimétricas, referenciadas ao Zero Hidrográfico, foi considerado essencialmente a faixa entre as marés (o intertidal) e o subtidal. A altimetria foi praticamente ignorada, pormenorizando apenas elevações até 1 metro. Agrupou-se então, em alguns casos, estas medidas em classes: intertidal alto, intertidal baixo, subtidal e zona acima da linha de água. Alguns dos dados geográficos obtidos abrangiam todo o território nacional, pelo que tiveram de ser processados para filtrar apenas o que estava incluído nos limites das sub-bacias hidrográficas integrantes da Ria de Alvor.

Procedeu-se a tarefas de processamento vetorial específicas de modo a realçar apenas os conteúdos considerados relevantes ao estudo e agregá-los em classes, aos quais se associaram dados alfanuméricos. Todos os dados foram exportados para ficheiros em formato KML no sistema de coordenadas WGS84 e introduzidos no GoogleEarth®. Foi absolutamente necessário efetuar correções, uma vez que alguns dados tinham uma determinada translação excessiva, inerente à multitude de origens da informação. Todos os dados inseridos no GoogleEarth® foram organizados, catalogados e processados visualmente para melhor interpretação.

3.5. Análises

Após implementada a informação espacial acima descrita num sistema de informação geográfica comum, realizaram-se as seguintes análises: a evolução temporal e espacial das manchas de *Z. noltii*, recorrendo aos levantamentos cartográficos dos anos de 1986, de 2009 e de 2012, calculando a área total, a área máxima, média e mínima, o perímetro e o número de manchas de vegetação para cada ano; a determinação de quais as manchas originais que se expandiram e quais as novas que se constituíram e a sua densidade; a evolução temporal e espacial dos possíveis fatores com impacto no desenvolvimento das populações das pradarias marinhas na Ria e que justifique as suas dinâmicas espaciais; e a evolução temporal da batimetria no passado recente do sistema lagunar.

4. Resultados e discussão

4.1. Evolução das manchas de *Z. noltii*

No ano de 1986, a pradaria de *Z. noltii* encontrava-se dispersa pela Ria de Alvor, cobrindo uma área total de 20 599 m², distribuída em manchas bastante fragmentadas (Figura 4.1.1).



Figura 4.1.1 - Mapa representando os levantamentos efetuados em 1986 (a verde) de *Z. noltii*.

No ano de 2009, a população desta erva marinha sofreu uma redução de 92 % relativamente à área que ocupava em 1986 nesta Ria. Os dados disponíveis permitiram estimar uma área de cobertura de 1 647 m² em 2009, numa distribuição espacial muito mais confinada (Figura 4.1.2).



Figura 4.1.2 - Mapa representando os levantamentos efetuados em 2009 (a rosa) de *Z. noltii*.

Apesar desta clara tendência de regressão da pradaria, confirmada pelos dados obtidos dos anos de 1986 e de 2009, os resultados do levantamento efetuado em 2012 evidenciam um notório aumento da extensão espacial de *Z. noltii* na Ria de Alvor. Nesse ano, a população é caracterizada por um pequeno número de manchas com área média de 3 000 m² e cobrindo uma área total de 25 532 m² (Figura 4.1.3), excedendo a extensão da área de 1986.

Aparentemente, nestes três períodos de levantamentos cartográficos neste local, todas as manchas da pradaria marinha têm se situado no patamar intertidal, com as plantas expostas às perturbações naturais periódicas. Porém, ocorreu uma migração, afastando-as cada vez para mais longe das atividades humanas. A sobreposição destes levantamentos na ferramenta de análise permitiu concluir que nenhuma mancha está localizada no mesmo local de levantamentos anteriores comprovando a grande dinâmica espacial e temporal das pradarias (Duarte *et al.*, 2005a).



Figura 4.1.3 - Mapa representando os levantamentos efetuados em 2012 (a laranja) de *Z. noltii*. Nos círculos vermelhos, as manchas que apresentavam cobertura do solo de 100 %, as restantes manchas apresentavam uma cobertura inferior a 50 %.

As observações e registos efetuados no campo, em 2012, mostraram que na Ria de Alvor existem dois tipos de manchas relativamente ao índice de cobertura. Algumas manchas apresentam uma densidade muito elevada, correspondente a uma cobertura próxima dos 100 %, localizadas em sedimento mais vasoso (Figura 4.1.3 e Tabela 4.1.1). Estas manchas encontram-se protegidas pelo sapal, marginadas por uma população monoespecífica de *Spartina maritima* e estão localizadas a alguma distância do cordão dunar, das áreas de mariscultura e dos locais licenciados para a apanha de bivalves. No lado oeste da Ria, encontraram-se também duas pequenas manchas com cobertura de quase 100 %, em sedimento vasoso, onde anteriormente já tinham sido registadas manchas de *Z. noltii* (em 1986). Estas manchas estão relativamente próximas de infraestruturas de tabuleiros para produção de bivalves (sem contacto com o sedimento). As outras manchas apresentavam uma densidade muito reduzida, com evidências de soterramento causado pelas areias provenientes das dunas contíguas, como também pelo assoreamento com areias transportadas pelo mar para o interior da Ria. Nestas manchas, o sedimento apresentava características mais arenosas, evidenciado esse soterramento.

Índice de cobertura (%)	Área (m ²)	Total de manchas (nº)	Percentagem de área (%)
100	23 798	5	93
< 50	1 734	2	7

A análise da evolução temporal das manchas mostra que apesar do declínio registado entre os anos de 1986 e de 2009, houve uma recente recuperação da pradaria marinha na Ria de Alvor. Não obstante o decréscimo registado no número de manchas e destas se encontrarem distribuídas por uma área mais confinada da Ria, no ano de 2012 a área total aumentou em 124 % relativamente a 1986, tal como aumentou o tamanho médio e máximo das manchas. Comparando com o ano de 2009, o número de manchas oscilou ligeiramente, mas todos os outros índices aumentaram significativamente com a área total a aumentar 1 550 %. Na Tabela 4.1.2 e Gráfico 4.1.1 são representadas algumas métricas da paisagem relativas às manchas cartografadas em cada ano.

Ano	Área total (m ²)	Área média (m ²)	Área mínima (m ²)	Área máxima (m ²)	Perímetro total (m)	Total de manchas (nº)
1986	20 598,8	643,7	55,3	2 994,6	4 127,4	32
2009	1 646,9	235,3	11,3	623,9	687,2	7
2012	25 531,8	3 191,5	28,9	15 929,7	2 079,1	8

Algumas métricas da paisagem das pradarias marinhas da Ria da Alvor

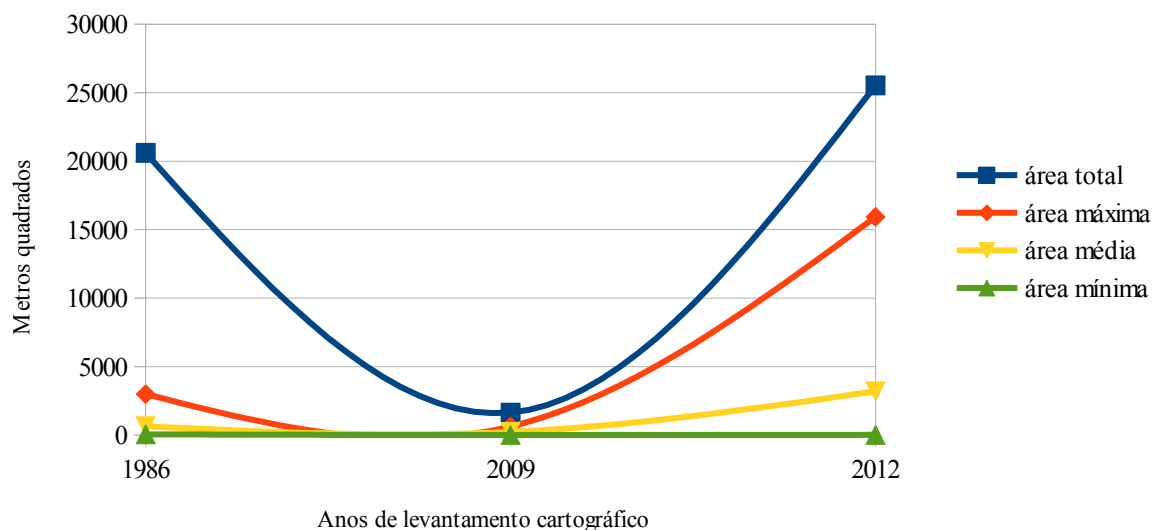


Gráfico 4.1.1 – Análise das métricas da paisagem das pradarias de *Z. noltii* na Ria de Alvor.

Comparando as áreas ocupadas, nos dados originais, pelas manchas de *Z. noltii* nos anos de 1986 e de 2009 (Salgado e Santos, 1986; Cunha, 1991; Cunha *et al.*, 2011) e as áreas resultantes da introdução desses dados cartográficos na ferramenta SIG desenvolvida neste trabalho, verificou-se alguma discrepância de valores (Tabela 4.1.3).

Ano	Mês	Área total no SIG (m ²)	Área total original (m ²)
1986	abril	20 599	19 600
1991	dezembro	--	15 880
2009	abril	1 647	5 000
2012	setembro	25 532	25 532

Tal é justificado pelos erros inerentes à aquisição de dados espaciais e aos vários processos envolvidos na aquisição e no processamento desses mesmos dados. Estes erros resultantes de diferentes procedimentos cartográficos são referidos amiúde em estudos semelhantes de

evolução diacrónica (Lathrop *et al.*, 2001; Leriche *et al.*, 2004; Barsanti *et al.*, 2007). Apesar da fiabilidade desta informação ser baixa, estas diferenças entre os valores originais das áreas e os valores calculados no SIG, podem considerar-se irrelevantes para a análise em questão: as tendências na evolução da pradaria não se alteram devido a estas diferenças associadas aos erros de método cartográfico, ou seja, a tendência regressiva é evidente até ao ano de 2012.

Cada levantamento cartográfico foi realizado em diferentes épocas do ano, havendo sem dúvida, diferenças na fase de crescimento em que se encontravam as plantas nesse momento. A sazonalidade do desenvolvimento desta espécie poderá explicar em certa medida as diferenças na distribuição das manchas desta população (Pérez-Lloréns e Niell, 1993; Vermaat e Verhagen, 1996). Os levantamentos dos anos de 1986 e de 2009 foram efetuados na primavera, no ano de 1991 foi executado no inverno, e em 2010 e 2012 foi realizado no final do verão. Para o ano de 1991, está quantificada a área total ocupada por *Z. noltii* mas infelizmente a cartografia perdeu-se, pelo que não houve possibilidade de incluir esses dados nas análises ou cálculos (Cunha, 1991). No ano de 2010, há apenas a referência do seu quase total desaparecimento, sem indicação de valores ou localização de áreas (Cunha *et al.*, 2011).

4.2. Evolução da Ria de Alvor

O Golfo de Lagos, onde a Ria de Alvor está localizada, é uma área da nossa costa definida como catamórfica, *i. e.*, é um local de acumulação de areias transportadas por mar e vento, (Galopim e Carvalho, 2004). Este sistema lagunar estuarino é muito dinâmico com um sistema dunar adjacente muito instável devido a intensas pressões antropogénicas (Dias, 1993; Duarte *et al.*, 1999). Apesar de toda a cartografia trabalhada ser do passado recente, esta foi suficiente para verificar que a fisionomia da Ria de Alvor é muito dinâmica, com a morfologia das areias a ser constantemente perturbada (Figura 4.2.1).

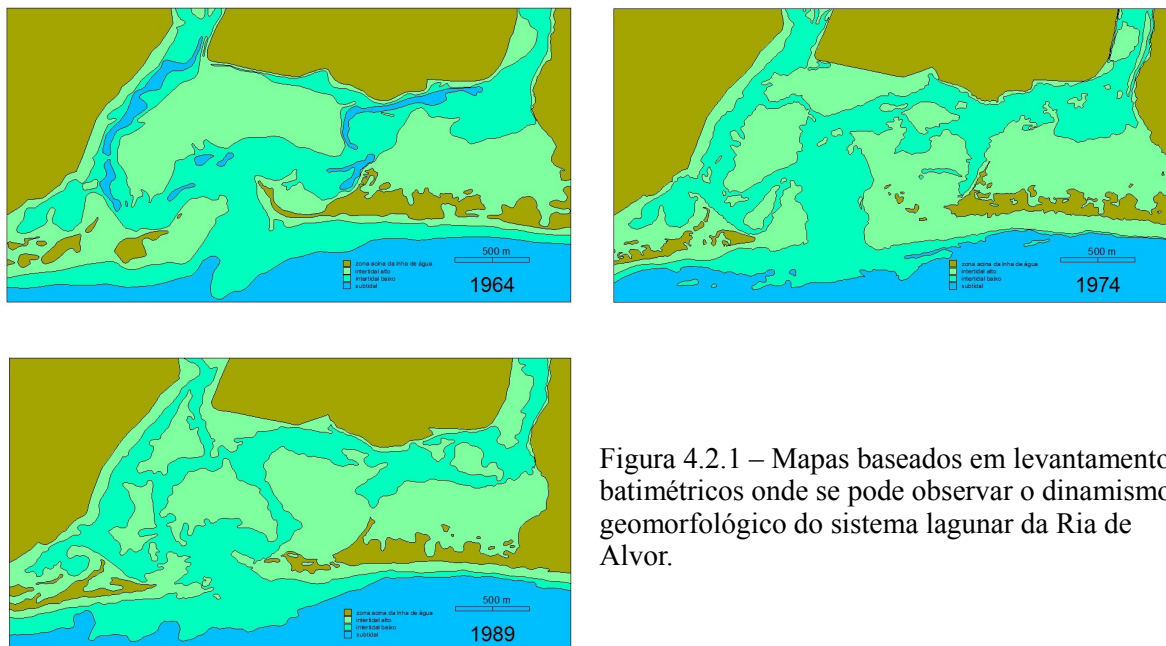


Figura 4.2.1 – Mapas baseados em levantamentos batimétricos onde se pode observar o dinamismo geomorfológico do sistema lagunar da Ria de Alvor.

Apenas com maré cheia as embarcações com algum calado poderiam navegar entre mar aberto e o porto de Alvor. A morfologia dos baixios muda drasticamente em poucos anos. No ano de 1964, havia ainda evidentes canais de escoamento das ribeiras principais com alguma profundidade. Nos anos seguintes, 1974 e 1989, observa-se um claro assoreamento de todo sistema lagunar. O canal de navegação dragado em 1990, apresenta também evidente erosão e estrangulamento nos anos seguintes, com tendência para manter o processo de assoreamento no futuro (Figura 4.2.2).

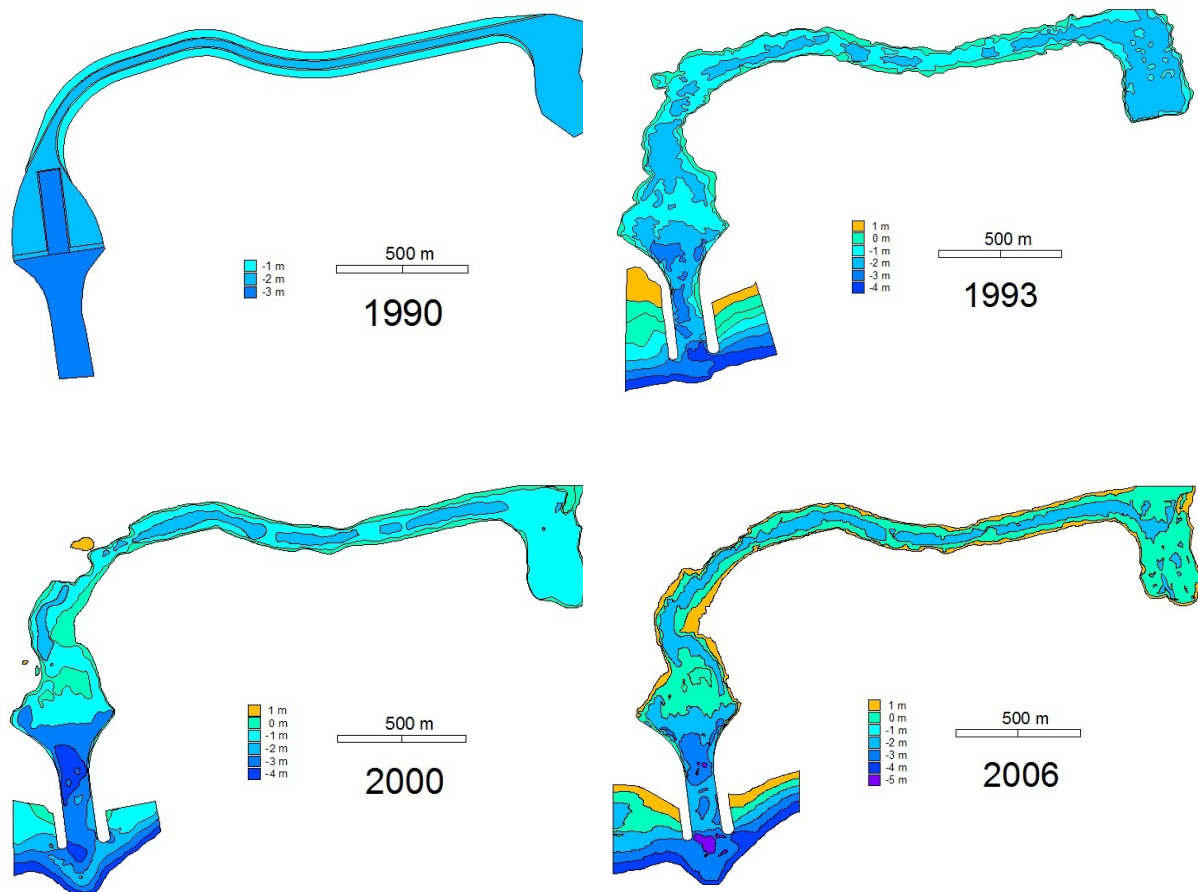


Figura 4.2.2 - Mapas baseados em levantamentos batimétricos do canal de navegação da Ria de Alvor, nos anos 1990, 1993, 2000 e 2006. A batimetria está referenciada ao Zero Hidrográfico.

4.3. Relação entre as variações das manchas e os potenciais fatores de pressão

O ambiente onde esta população se encontra tem um elevado dinamismo, como o ciclo de marés, as diferenças de salinidade e acima de tudo a mobilização do substrato e do sedimento, como se pode observar na cartografia da evolução do sistema lagunar (Figuras 4.2.1 e 4.2.2). Vários autores argumentam que esta espécie de erva marinha está particularmente bem adaptada a estas situações de perturbação (Silva *et al.*, 2004; Cunha *et al.*, 2005; Duarte *et al.*, 2005a). É provável que fenómenos de regressão, de recuperação e de expansão populacional tenham sido frequentes ao longo dos tempos. Alguns eventos de perturbação podem, inclusive, resultar em estímulos à biodiversidade genética desta espécie, em conformidade com a Teoria do Distúrbio Intermédio (Connell, 1978; Hootsmans *et al.*, 1987; Vermaat *et al.*, 1987; Olesen e Sand-Jensen, 1994a, b; Valentine *et al.*, 1997; Peralta, 2000; Coyer *et al.*,

2004; Alexandre *et al.*, 2005; Zipperle *et al.*, 2009).

Normalmente, a resposta desta espécie a situações de *stress* centra-se no recrutamento clonal e sexual (Olesen e Sand-Jensen, 1994b; Valentine *et al.*, 1997; Cébrian *et al.*, 1998; Coyer *et al.*, 2004; Zipperle *et al.*, 2009). Estudos apontam para que o crescimento vegetativo poderá desempenhar uma função de compensação dos efeitos da herbivoria e outras perturbações (Tomasko e Dawes, 1989b; Pedersen e Borum, 1993; Valentine e Heck, 1999) tal como parece haver uma taxa de germinação de sementes superior nas áreas das pradarias marinhas depois de serem alvo de perturbações (Nacken e Reise, 2000; Olesen e Sand-Jensen, 1994a, b). Noutras circunstâncias poderá surgir como resposta um ciclo sexual mais ativo e prolongado com maior recrutamento de sementes nos espaços abertos (entre as manchas) das pradarias marinhas (Vermaat *et al.*, 1987; Olesen e Sand-Jensen, 1994a, b; Valentine *et al.*, 1997; Peralta, 2000; Alexandre *et al.*, 2005).

Os potenciais fatores de pressão existentes na população de *Z. noltii* na Ria de Alvor são bem conhecidos: a eutrofização da água, as dragagens e a movimentação de areias, as marisculturas e pisciculturas, e o pisoteio (Cunha *et al.*, 2011). Analisando simultaneamente os três levantamentos cartográficos (1986, 2009 e 2012) das manchas de *Z. noltii* e restante informação reunida, verifica-se que algumas causas da destruição das pradarias marinhas na Ria de Alvor são bem evidentes (Figura 4.3.1).

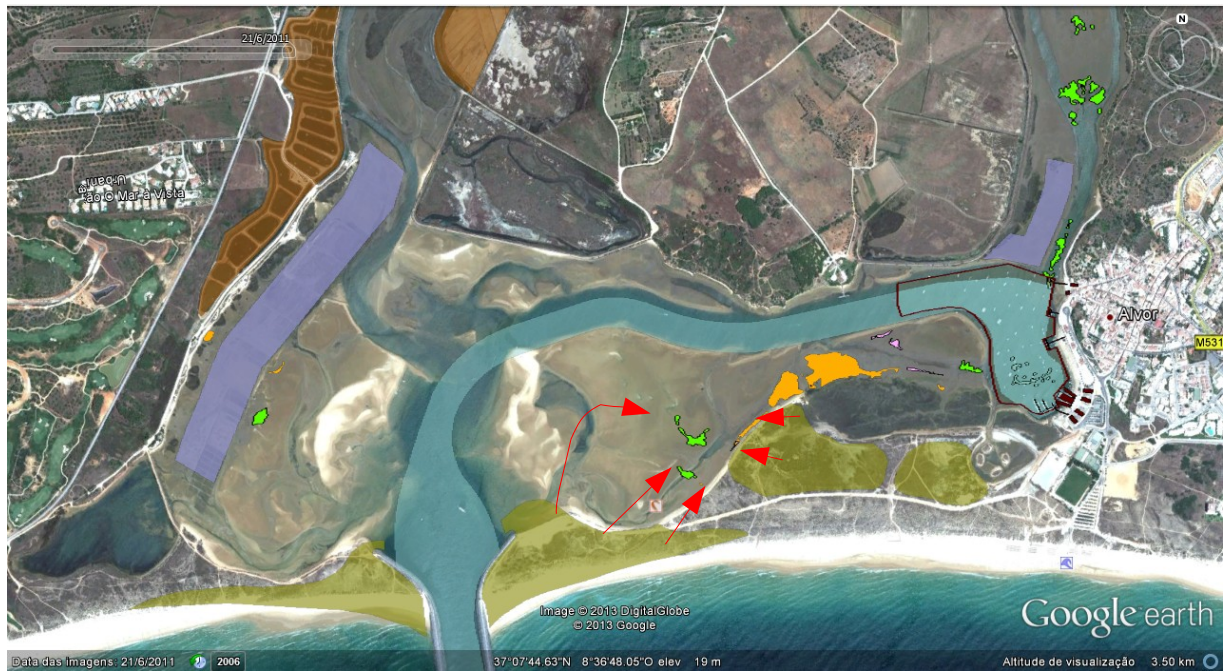


Figura 4.3.1 - Mapa indicando os locais das deposições de areias dragadas (polígonos amarelos) e indicação do sentido da erosão dunar e refluxo das areias pelo mar (setas vermelhas). Estão também indicadas as aquaculturas de peixes (polígonos castanhos), os viveiros de bivalves (polígonos roxos), o canal dragado (polígono azul) e a área de ancoragem de embarcações adjacente à Vila de Alvor (linha vermelha). Manchas de *Z. noltii*: 1986 (verde), 2009 (rosa) e 2012 (laranja).

Grande parte das manchas registadas em 1986 no lado Este, contíguas à Vila de Alvor, foi destruída pela dragagem do canal de navegação, da zona de estacionamento e de manobra de embarcações. Ao dragar o canal, em 1990, foi retirado um enorme volume de material sedimentar, superior a 500 000 m³ constituído por areias e vasas. Estas foram depostas nas restingas adjacentes à barra para reforço das dunas e praias (Dias, 1993). Um enorme volume de areia foi deposto sobre as dunas, soterrando a vegetação dunar, e foi erodindo para o espelho de água lagunar. A erosão dessas areias ao longo dos anos (setas vermelhas no mapa da figura anterior), inevitavelmente cobriu algumas das manchas de *Z. noltii* que haviam sido detetadas nos anos de 1986 e de 2009. Este fenómeno tem sido considerado como uma das principais causas da regressão das pradarias marinhas (Marbà e Duarte, 1994; Duarte *et al.*, 1997) e identificado na Ria de Alvor como uma perturbação considerável após a dragagem do canal (Cunha *et al.*, 2011). Em 2012, observa-se que são estas pequenas manchas de ervas marinhas neste local da Ria, aquelas que sofrem ainda grande pressão de soterramento, apesar do volume de areia excedente nas dunas ter-se reduzido significativamente.

A fragmentação visualizada na cartografia do ano de 1986, pode resultar apenas de uma adaptação natural ao ambiente intertidal como verificado amiúde noutros locais onde as perturbações de origem natural (herbivoria, ciclo de marés, clima, *etc.*) promovem a fragmentação das manchas (Zipperle *et al.*, 2009). Também a apanha de bivalves, uma importante atividade comercial nesta e nas outras Rias do Algarve, poderá ter provocado esta fragmentação da pradaria marinha, tal como foi identificado na Ria Formosa (Alexandre *et al.*, 2005).

As manchas de *Z. noltii* localizadas no ano de 1986 a montante (norte) na Ria de Alvor desapareceram por completo. Neste local, o sistema lagunar aparentemente foi perdendo as características apropriadas à presença desta espécie. Durante os trabalhos de campo efetuados em 2012, verificou-se haver uma diferença na qualidade do substrato deste local, que apresentava ter pouca areia e vasa e muito cascalho. Tal como noutros locais, a presença de marisculturas licenciadas nas proximidades, para além da ressuspensão de sedimentos e alteração da qualidade da água, poderá ter provocado danos físicos às próprias plantas (Alexandre *et al.*, 2005; Cabaço *et al.*, 2005; Cunha *et al.*, 2011).

O canal de navegação da Ria de Alvor poderia teoricamente ser um ambiente propício à expansão desta pradaria marinha, considerando que a *Z. noltii* pode ocorrer também no patamar subtidal (Green e Short, 2003). No entanto, na cartografia executada dos anos de 2009 e de 2012, repara-se que as manchas ladeiam o canal. Provavelmente, fortes correntes marinhas de vazão e de enchente ao longo do canal (Fonseca *et al.*, 1983; Schanz e Asmus, 2003), que em conjunto com a turbulência da água provocada pelo tráfego das embarcações motorizadas (Zieman, 1976; Williams, 1988; Koch, 2002; Engeman *et al.*, 2008) induz a erosão, a mobilização e a sedimentação constante do substrato (Fonseca *et al.*, 1983; Marbà e Duarte, 1994), como se verifica nos mapas da evolução do canal (Figura 4.2.1), não permitindo a colonização e o estabelecimento de ervas marinhas neste local (Schanz e Asmus, 2003; Duarte *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2004).

Foi também observado *in situ* a ação dos apanhadores de bivalves e isco e a sua contribuição negativa para esta população de *Z. noltii*. Todas as pequenas manchas próximas dos acessos pedonais estavam danificadas por esta atividade. Devido à simbiose existente entre bivalves e ervas marinhas (Cavanaugh, 1983; Fisher e Hand, 1984; Anderson, 1995; van der Heide *et al.*, 2012), é sob as pradarias marinhas que os mariscadores procuram os bivalves, causando danos

físicos consideráveis às partes verdes e subterrâneas destas plantas (Cabaço *et al.*, 2005). É nos rizomas que as ervas marinhas armazenam os nutrientes que lhes permitem recuperar das perturbações a que estão naturalmente sujeitas (Dawes e Lawrence, 1979; Heck e Valentine 1995; Valentine e Heck, 1999). Ao danificar-se o sistema rizomático da *Z. noltii* restringe-se a capacidade de recuperação das plantas (Cabaço *et al.*, 2005). No mapa da Figura 4.3.1, repara-se numa mancha de *Z. noltii* (a verde no ano de 1986) do lado oeste da Ria, adjacente às marisculturas, onde no ano de 2012 todo o sedimento tinha sido completamente remexido num dos dias de trabalho de campo. Nesse mesmo dia, outra mancha foi detetada a norte deste local e ainda incólume aos mariscadores.

Outros fatores com impacto negativo no desenvolvimento das plantas marinhas são menos evidentes mas não menos graves. Durante décadas a eutrofização das águas interiores da Ria de Alvor foi uma realidade, com alguma contribuição de pesticidas e herbicidas da agricultura e turbidez resultante do desenvolvimento imobiliário (Campos e Cachola, 2007). A construção da Barragem da Bravura nos anos 50 e do dique da ribeira da Torre nos anos 60 reduziu o caudal de água doce, resultando em menos aporte de sedimentos e nutrientes terrígenos (Dias, 1993). A eutrofização é uma das perturbações de origem antropogénica considerada bastante prejudicial à vida aquática e principalmente às macrófitas (Bulthuis e Woelkerling, 1981; Dennison *et al.*, 1987; Burkholder *et al.*, 2007). Ao induzir o aumento da quantidade de fitoplâncton e de algas epífitas (Harlin e Thorne-Miller, 1981; Coleman e Burkholder, 1994; Wear *et al.*, 1999), reduz-se a quantidade de luz disponível às ervas marinhas, com a consequente diminuição do crescimento, da função fotossintética e do sucesso reprodutivo (Harlin e Thorne-Miller, 1981; van Montfrans *et al.*, 1984; Borum, 1985; Giesen *et al.*, 1990; Tomasko e Lapointe, 1991; Wear *et al.*, 1999; Nielsen *et al.*, 2002b; Hauxwell *et al.*, 2003). A eutrofização das massas de água causa também a depleção de oxigénio (O₂) da coluna de água, o que dificulta a resistência das plantas às substâncias tóxicas do sedimento, provocando a sua mortalidade (Hauxwell *et al.*, 2001; McGlathery *et al.*, 2007). Atualmente com o canal dragado, a renovação do volume de água na Ria é feita a cada ciclo de marés (Campos e Cachola, 2007) e com a implementação da legislação da Diretiva Quadro Água, a eutrofização não deve ser um fator preocupante no futuro. Mas as plantas marinhas são limitadas naturalmente pela quantidade de macro-elementos N e P disponíveis no ambiente. Caso consigam maior disponibilidade destes elementos, promove-se o aumento da população, o incremento da biomassa, da produtividade e da quantidade de rebentos (Bulthuis *et al.*, 1992; Agawin *et al.*, 1996, Peralta *et al.*, 2003), ou seja, pequenas concentrações de nutrientes não

são causa de impacto negativo.

Em ambientes lagunares com grande aptidão turística, também são apontadas as atividades náuticas de recreio, apesar de localizadas, como causa de danos físicos nas plantas e de ressuspensão do sedimento e eutrofização, causadas pelos motores, pelas âncoras e pelas instalações sanitárias dos iates e veleiros turísticos de longa escala (Zieman, 1976; Williams, 1988; Walker *et al.*, 1989; Francour *et al.*, 1999; Koch, 2002; Duarte *et al.*, 2004; Milazzo *et al.*, 2004; Engeman *et al.*, 2008). Além das embarcações de pesca local, é muito comum haver inúmeras embarcações de recreio que permanecem fundeadas e habitadas por longos períodos, durante todo o ano, tanto no canal e como junto à Vila de Alvor, (observação do autor, 2010-2012). Não se conhece contudo se há impacto desta atividade nesta pradaria marinha, mas incluiu-se no entanto, a área e as infraestruturas de estacionamento de embarcações no conjunto de dados cartográficos.

Em 2012, a área da distribuição espacial de *Z. noltii* na Ria de Alvor era consideravelmente mais vasta do que nos anos anteriores (1986 e 2009), com um pequeno número de manchas mas uma área média elevada. É impossível conhecer exatamente as causas associadas à recuperação natural desta pradaria marinha ocorrida neste período de tempo. Poderemos estar perante eventos de regressão e expansão relacionados com o ciclo biológico da espécie, respondendo a pequenas alterações de fatores ambientais e ecológicos. Ou será a resposta desta espécie a uma menor intensidade de *stress* ambiental a que esteve sujeita nos últimos 30 anos. É reconhecida a capacidade desta pequena espécie de erva marinha de recuperar de efeitos de perturbação, em períodos de tempo bastante mais curtos do que outras espécies de ervas marinhas. Esta capacidade deve-se essencialmente às suas capacidades de rápido crescimento vegetativo e de adaptações na reprodução sexual (Vermaat *et al.*, 1987; Peralta, 2000; Alexandre *et al.*, 2005; Cabaço *et al.*, 2005).

Mas acima de tudo, durante o ano de 2012, a apanha de bivalves esteve interdita durante toda a época, devido à presença de toxinas de origem fitoplanctónica ou bacteriana nestes organismos (IPMA, 2012). Apesar do isco ter continuado a ser apanhado, o impacto desta atividade de marisqueio, pela menor quantidade de recolha, aparenta ser substancialmente mais reduzido. O período de marisqueio e pisoteio neste ano foi mais curto e localizado espacialmente. A interrupção temporária desta atividade económica neste local poderá ter sido bastante benéfica e positiva na proliferação da área ocupada pelas ervas marinhas mas

também na cobertura e densidade das manchas durante esse período de tempo. Poderá ter sido, assim, um caso esporádico no desenvolvimento da pradaria marinha que acabou por ser objeto do levantamento cartográfico.

Apesar do aumento significativo relativamente aos valores iniciais da extensão desta população de ervas marinhas, neste curto período de tempo (setembro de 2010 (Cunha *et al.*, 2011) a setembro de 2012) não se sabe se a tendência de futuro desta pradaria será de manutenção, de expansão ou se de regressão novamente. Contudo, tem-se conseguido criar condições ambientais neste sistema lagunar, que poderão oferecer no futuro próximo uma melhoria nas condições ambientais para a manutenção desta pradaria marinha e de todo o ecossistema em geral. A implementação da legislação referente à Lei da Água refletiu-se numa melhoria significativa da qualidade da água, com a redução de eventos de hipoxia e de anoxia e o aumento da disponibilidade de luz e de oxigénio mais perto do sedimento (ARH, 2011; SNIRH, 2011), o que é benéfico para o desenvolvimento das macrófitas e de todo o ecossistema (Dennison *et al.*, 1993; Rask *et al.*, 1999; Verdelhos *et al.*, 2005).

Em 2011, foi construído um passadiço de madeira elevado para travessia pedonal do sistema dunar com vários acessos às praias locais. Ao limitar-se o livre acesso e o pisoteio das dunas e do sapal, poder-se-á reduzir a intensidade da perturbação na flora dunar e do sapal e deste modo reduzir-se a erosão de areias que soterram algumas manchas da pradaria ainda hoje em dia. Observou-se *in situ*, no entanto, uma pequena mancha de ervas marinhas defronte da saída deste passadiço para o lado da Ria, no extremo oeste do sapal, que apresentava sinais claros de soterramento, de pisoteio e de marisqueio (Figura 4.4.1).



Figura 4.4.1 - Localização do passadiço em madeira (linha azul) que se estende ao longo da restinga oriental de modo a assegurar o acesso pedonal à praia, protegendo as dunas e a vegetação dunar. A linha vermelha representa a estrada em terra batida existente desde a construção do canal, encerrada hoje em dia ao trânsito. Manchas de *Z. noltii* em 2012 (laranja).

4.4. A ferramenta de suporte à análise (SIG)

O Sistema de Informação Geográfica (Ficheiro digital em anexo) utilizado neste estudo, foi planeado e concebido de modo a servir de base para uma futura ferramenta de apoio à gestão compreensiva, holística e integrada deste ecossistema (Downs *et al.*, 1991; Teclaff, 1996). Nesta ferramenta de análise, foram integrados vários tipos de dados como os limites da bacia e das sub-bacias hidrográficas, os usos e alterações no uso dos solos, os zonamentos classificados da rede de conservação ecológica nacional, comunitária e internacional, as estruturas portuárias, o canal de navegação e a área de manobras, a rede de monitorização de águas interiores, os levantamentos cartográficos das pradarias marinhas da Ria de Alvor de três anos, entre outros conjuntos de informação incluindo vários dados alfanuméricos. Analisar todos estes dados estava para além dos objetivos deste trabalho. Pretendeu-se compilar e construir um modelo, agregando o máximo de informação disponível, mas restringindo a análise a dados concretos em função da realidade encontrada em campo, e ao tempo e aos recursos disponíveis.

A mais valia neste tipo de ferramenta baseada em SIG, foi a aplicação do programa GoogleEarth® (Ficheiro digital em anexo), com a capacidade de agregação de múltiplos dados numa única base de dados geográficos com o acesso a informação de referência relativamente atualizada e a imagens de satélite, com a visualização de infraestruturas físicas e o reconhecimento imediato de padrões temporais e espaciais, como evidenciado em outros estudos (Gonçalves, 2013). Inúmeros projetos de conservação, de monitorização e de recuperação de ecossistemas utilizam este recurso, estando alguns partilhados *online* no *site Google Earth Outreach* (2014). A ferramenta desenvolvida neste estudo adequou-se perfeitamente, permitindo enquadrar a evolução das pradarias marinhas no espaço e no tempo, como ainda relacionar outros fatores com impacto no desenvolvimento deste ecossistema. Ao englobar a dimensão das bacias hidrográficas e contemplar vários conteúdos relativos ao Ordenamento do Território e à Administração local, esta ferramenta possibilita a adaptação a outras situações de âmbito ambiental e ecológico, e tornar-se parte integrante das ferramentas de apoio à decisão, cruciais na conceção de planos de gestão integrada e sustentável para a nossa orla costeira.

5. Conclusão

A primeira hipótese formulada neste estudo foi rejeitada. Na Ria de Alvor, as manchas de *Z. noltii* encontravam-se em declínio desde 1989, quando ocorreu a dragagem, até 2010. Contudo, no ano de 2012, a área da população desta espécie de macrófita marinha aumentou a sua distribuição espacial relativamente aos valores observados em 1986, apresentando-se muito menos fragmentada.

A segunda hipótese não foi confirmada. De facto, no período durante e pós-dragagem, do ano de 1989 a 2010, as atividades antropogénicas terão contribuído para a regressão desta pradaria marinha. Mas não foram, sem dúvida, os únicos fatores envolvidos. O elevado dinamismo geomorfológico presente na Ria de Alvor é um dos fatores preponderantes na distribuição espacial das manchas de *Z. noltii*, tal como o clima. Apesar da reduzida fiabilidade dos dados relativos às áreas das manchas, por terem sido obtidos em períodos diferentes do desenvolvimento das pradarias marinhas e por terem sido utilizados diferentes técnicas de cartografia, não se pode considerar que sejam as atividades humanas na Ria de Alvor como a única causa de regressão desta população.

Este estudo permitiu ainda confirmar as características descritas por vários autores para esta espécie *Z. noltii*, nomeadamente a sua resiliência e a elevada capacidade de colonização, que torna as pradarias desta erva marinha capazes de retomar o habitat e de recuperar populações quase desaparecidas, desde que a intensidade dos fatores de perturbação cesse ou diminua. Além disso, a cartografia produzida numa base comum permitiu evidenciar a importância que desempenha a presença / ausência e a intensidade dos fatores de pressão na perturbação / recuperação das pradarias marinhas da Ria de Alvor.

6. Considerações

A Ria de Alvor é um ecossistema frágil e complexo, e é também, uma zona de extrema importância a nível económico, humano e ecológico. A gestão deste local pressupõe acima de tudo uma estratégia de desenvolvimento sustentável com o objetivo primário de preservar todo o habitat, com a aplicação de medidas minimizadoras das atividades humanas e de educação da comunidade local e veraneante (Björk *et al.*, 2008).

É importante proceder a uma monitorização constante e exaustiva dos parâmetros físicos, químicos, biológicos e poluentes no ar, na água mas também nos sedimentos, tal como averiguar o real impacto desempenhado pelas perturbações recorrentes ou pontuais, naturais ou antropogénicas nos vários ecossistemas. Tendo em conta todos os fatores que influenciam as ervas marinhas e que se repercutem nos respetivos ecossistemas através das relações tróficas, como o herbivorismo e o detritivorismo, o dinamismo temporal e espacial vinculado às manchas de vegetação desta espécie relacionado com o ambiente ou por interações interespecíficas como a simbiose e outras, torna-se necessário uma abordagem holística, ao nível da ecologia da paisagem e de meta-populações, para a gestão costeira integrada deste local (Mills *et al.*, 1993; Duarte, 1999; Heck e Valentine, 1999, 2006; Heck *et al.*, 2000, 2003; Cunha *et al.*, 2005; Boström *et al.*, 2006; Björk *et al.*, 2008).

A Ria de Alvor é um importante local para a manutenção da biodiversidade ecológica, em especial dos recursos haliêuticos, cumprindo essencialmente funções de *nursery* (Antunes *et al.*, 1988) e é também uma importante escala na rota de aves migradoras (Feith, 2011). É provável que haja algum grau de predação por alguns dos organismos conhecidos por consumirem esta erva marinha como a salema (Havelange *et al.*, 1997), e aves aquáticas como os gansos e os patos (Jacobs *et al.*, 1981; Vermaat e Verhagen, 1996), entre muitos outros. Esta predação poderá ter impactos negativos quando excessiva ou positivos, como reportado noutros locais, onde esta perturbação em cada outono demonstra ser essencial para determinadas populações de *Z. noltii* persistirem e crescerem na primavera seguinte (Nacken e Reise, 2000; Heck e Valentine, 1999, 2006).

Esta caracterização ecológica deve incluir também, com especial atenção, as relações de simbiose existentes entre as pradarias marinhas e os bivalves, um importante recurso económico da área e que importa contabilizar num plano de conservação e/ou de restauro de

ecossistemas de ervas marinhas (van der Heide *et al.*, 2012). A própria atividade de marisqueio pode desempenhar a longo prazo, um papel fundamental na manutenção da diversidade genética desta população (Alexandre *et al.*, 2005; Cabaço *et al.*, 2005). A execução de estudos genéticos permitirá avaliar a resiliência desta população a perturbações no seu ecossistema mas também averiguar quais os mecanismos de colonização de novos espaços neste local, se reprodutivos ou vegetativos (Reusch *et al.*, 2005; Ehlers *et al.*, 2008). Na elaboração de um plano de gestão e conservação das pradarias marinhas, necessita de ser tomada também em consideração a diversidade genética das populações das ervas marinhas (Coyer *et al.*, 2004).

A atual tendência evolutiva do sistema lagunar da Ria de Alvor no sentido do assoreamento, trará no futuro nova intervenção de dragagens como novo evento perturbante de grande intensidade. Em situações semelhantes, tem sido sugerido que os materiais resultantes destas dragagens sejam colocadas longe das zonas de profundidades mais baixas, de modo a acautelar novas erosões e soterramentos, especialmente em áreas de ventos e correntes fortes (Sheridan, 2004). A inevitabilidade de novas dragagens no canal de navegação a médio prazo, deveria permitir e atemperar uma caracterização mais exaustiva da dinâmica espacial e temporal das manchas de vegetação de *Z. noltii* mas também dos restantes ecossistemas que compartilham a Ria de Alvor e toda a sua bacia hidrográfica.

A Lei da Água foi criada para assegurar uma gestão integrada e sustentável dos ecossistemas costeiros e terrestres, englobados nas bacias hidrográficas de cada região hidrográfica. Mas, a quantidade excessiva de entidades oficiais que administram a costa portuguesa, além da recorrente extinção de entidades e conseqüente remodelação dos seus serviços, tornam a gestão deste território relativamente ineficiente (Cunha e Serrão, 2011). Passa pela comunidade científica agir em prol da educação, como foi o caso do evento BioBlitz ocorrido em Alvor no ano de 2010, de forma a confrontar a sociedade civil com a existência e a importância deste ecossistema, e forçar o poder político a desenvolver e implementar estratégias coerentes e sustentáveis de gestão e de ordenamento do território, do ambiente, e dos recursos económicos, ecológicos, sociais e humanos. Algumas entidades internacionais dedicadas à conservação e restauração de ecossistemas aquáticos consideram crucial a criação, em cada região hidrográfica, de um organismo único e independente para a gestão integrada e sustentável desse território (RAMSAR, 2007). As linhas de água deveriam funcionar como um aglutinador de interesses na gestão territorial ao invés de servirem como

linhas de fronteira administrativas e políticas (Downs *et al.*, 1991; Teclaff, 1996).

O passadiço em madeira que cobre a extensão dunar ao longo da praia de Alvor, possui algumas áreas amplas, com sombra e bancos, para que os turistas e veraneantes desfrutem das belezas paisagísticas deste lugar. Propõe-se a utilização destes espaços para a colocação de material didático e de divulgação com a inclusão de informação descritiva da relevância ecológica da Ria de Alvor e a extrema necessidade da sua conservação, à semelhança das infraestruturas informativas colocadas por exemplo na Praia Grande, junto à Lagoa dos Salgados, no âmbito do projeto Praias Douradas (Fernandes *et al.*, 2002). Tem sido verificado que estes mecanismos de educação permitem na realidade uma maior consciencialização do valor intrínseco do património natural por parte das populações residentes e visitantes (Fernandes, 2012) e torná-las elas próprias defensoras e praticantes de ações de monitorização e de conservação, com o confluir de sinergias e parcerias públicas e privadas (Fonseca *et al.*, 1998; McKenzie *et al.*, 2001; Borum *et al.*, 2004; CEN, 2005; Short *et al.*, 2006; Dale *et al.*, 2007; Björk *et al.*, 2008; McKenzie *et al.*, 2010; Oceana, 2010; di Carlo e McKenzie, 2011; Hiscock *et al.*, 2011; UNEP, 2011).

A estratégia de adoção de *flagship species* para a promoção de ecossistemas significativos na conservação da biodiversidade (Caro e O’Doherty, 1998; Walpole e Leader-Williams, 2002; Caro *et al.*, 2004), e implementada com sucesso noutras áreas do globo, deverá também ser utilizada com este ecossistema. Não sendo habitats tão vistosos e ornamentados como os recifes de coral ou os mangais, as pradarias marinhas necessitam sem dúvida de embaixadores, tais como o cavalo-marinho, o dugongo, o manatim e a tartaruga-verde. Estes animais têm sido amplamente utilizados como *flagship species* para a preservação das pradarias marinhas em diversos países (Adulyanukosol, 2000; Sreepada *et al.*, 2002; Shokri *et al.*, 2008; Gakuo, 2009). Tal como o cavalo-marinho foi adotado para o projeto “Adote uma pradaria marinha”, propõe-se o alargamento deste conceito para a divulgação destes ecossistemas ao público em geral, com a possibilidade de adaptar outros organismos mais emblemáticos para públicos alvo mais específicos (Bowen-Jones e Entwistle, 2002), como a salema, o sargo, o polvo e as múltiplas espécies de bivalves para uma abordagem mais económica e política.

7. Bibliografia

- Abal, E. G.; Loneragan, N.; Bowen, P.; Perry, C. J.; Udy, J. W. & Dennison, W.C. (1994). Physiological and morphological responses of the seagrass *Zostera carpicorni* Aschers. to light intensity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 178 (1), 113-129.
- Achamlale, S.; Rezzonico, B. & Grignon-Dubois, M. (2009). Evaluation of *Zostera detritus* as a potential new source of zosteric acid. *Journal of Applied Phycology*, 21, 347-352.
- Ackerman, J. D. & Okubo, A. (1993). Reduced mixing in a marine macrophyte canopy. *Functional Ecology*, 7, nº 3, 305-309.
- Adulyanukosol, K. (2000). Research and conservation of dugong in Thailand. *Proceedings of The First SEASTAR2000 Workshop*, 33-40.
- Aioi, K.; Komatsu, T. & Morita, K. (1998) The world's longest seagrass, *Zostera caulescens*, from northeastern Japan. *Aquatic Botany*, 61 (2), 87-93.
- Agawin, N. S. R.; Duarte, C. M. & Fortes, M. D. (1996). Nutrient limitation of Philippine seagrasses (Cape Bolinao, NW Philippines): *in situ* experimental evidence. *Marine Ecology Progress Series*, 138, 233-243.
- Alexandre, A. (2011). O metabolismo do azoto na erva-marinha *Zostera noltii*. *Tese de Doutoramento*, Centro de Ciências do Mar (CCMAR), Universidade do Algarve in *Ecologi@*, 3, 57-58.
- Alexandre, A.; Cabaço, S.; Santos, R. & Serrão, E. A. (2006). Timing and success of reproductive stages in the seagrass *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 85, 219-223.
- Alexandre, A.; Santos, R. & Serrão, E. A. (2005). Effects of clam harvesting on sexual reproduction of the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 298, 115-122.
- Anderson, A. E. (1995). Metabolic responses to sulfur in Lucinid bivalves. *American Zoologist*, 35 (2), 121-131.
- Antunes, M. M.; da Cunha, P. L.; Duarte, A. P. & Mendonça, E. P. (1988). Ria de Alvor as a spawning place and a nursery ground. *Journal of Fish Biology*, 33, 185-190.
- APG the Angiosperm Phylogeny Group; compilado por Bremer, B.; Bremer, K.; Chase, M. W.; Fay, M. F.; Reveal, J. L.; Soltis, D. E.; Soltis, P. S. & Stevens, P. F. (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 105-121.
- ARH Administração da Região Hidrográfica do Algarve I. P. (2011). Fichas de Perfil de água balnear de Alvor Poente e da Meia Praia, *Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território*. <http://www.arh.algarve.pt/site/parameters/arh.algarve/files/File/upload/Perfil_Agua_Balnear/Perfis_Fichas/PTM_Alvor_Poente.pdf> e <http://www.arh.algarve.pt/site/parameters/arh.algarve/files/File/upload/Perfil_Agua_Balnear/Perfis_Fichas/LGS_Meia_Praia.pdf>
- ARH Administração da Região Hidrográfica do Algarve I. P. (2012). Rede de monitorização das massas de água costeiras e de transição. Dados alfanuméricos.
- Auby, I & Labourg, P.-J. (1996). Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem. in the bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research*, 35 (4), 269-277.
- Backman, T. W. & Barilotti, D. C. (1976). Irradiance reduction: Effects on standing crops of the eelgrass *Zostera marina* in a coastal lagoon. *Marine Biology*, 34, 33-40.
- Baden, S.; Gullström, M.; Lundén, B.; Pihl, L. & Rosenberg, R. (2003). Vanishing seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio*, Royal Swedish Academy of Sciences, 32, nº5, 374-377.
- Balmford, A.; Bruner, A.; Cooper, P.; Costanza, R.; Farber, S.; Green, R. E.; Jenkins, M.; Jefferiss, P.; Jessamy, V.; Madden, J.; Munro, K.; Myers, N.; Naeem, S.; Paavola, J.; Rayment, M.; Rosendo, S.; Roughgarden, J.; Trumper, K. & Turner, R. K. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297, 950-953.
- Barber, B. J. & Behrens, P. J. (1985). Effects of elevated temperature on seasonal *in situ* leaf productivity of *Thalassia testudinum* Banks ex König and *Syringodium filiforme* Kützinger. *Aquatic Botany*, 22 (1), 61-69.
- Barnes, R. S. K. (2010). Regional and latitudinal variation in the diversity, dominance and abundance of microphagous microgastropods and other benthos in intertidal beds of dwarf eelgrass, *Nanozostera* spp. *Marine Biodiversity*, published online, 12 pp.
- Barsanti, M.; Delbono, I.; Ferretti, O.; Peirano, A.; Bianchi, C. N. & Morri, C. (2007). Measuring change of Mediterranean coastal biodiversity: diachronic mapping of the meadow of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson in the Gulf of Tigullio (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, 580, 35-41.
- Beer, S. (1989). Photosynthesis and photorespiration of marine angiosperms. *Aquatic Botany*, 34 (1-3), 153-166.
- Bernard, G.; Boudouresque, C. F. & Picon, P. (2007). Long term changes in *Zostera* meadows in the Berre lagoon (Provence, Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 617-629.
- Berner, R. A. (1990). Atmospheric carbon dioxide levels over Phanerozoic time. *Science*, 249, 1382-1386.
- Biorede (2013). < www.biorede.pt >, Universidade de Aveiro, acedido em 21/01/2013.
- Björk, M.; Short, F.; McLeod, E. & Beer, S. (2008). Managing seagrasses for resilience to climate change,

IUCN, Gland, Suíça.

- Björk, M.; Weil, A.; Semesi, S. & Beer, S. (1997). Photosynthetic utilisation of inorganic carbon by seagrasses from Zanzibar, East Africa. *Marine Biology*, 129, 363-366.
- Boese, B. L.; Alayan, K. E.; Gooch, E. F. & Robbins, B. D. (2003). Desiccation index: a measure of damage caused by adverse aerial exposure on intertidal eelgrass (*Zostera marina*) in an Oregon (USA) estuary. *Aquatic Botany*, 76, 329-337.
- Boese, B. L.; Robbins, B. D. & Thursby, G. (2005). Desiccation is a limiting factor for eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution in the intertidal zone of a northeastern Pacific (USA) estuary. *Botanica Marina*, 48 (4), 274-283.
- Borum, J. (1985). Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary. *Marine Biology*, 87, 211-218.
- Borum, J.; Duarte, C. M.; Krause-Jensen, D. & Greve, T. M. (eds.) (2004). European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. *EU Project Monitoring And Managing Of European Seagrasses*, pp 88.
- Boström, C.; Jackson, E. L. & Simenstad, C. A. (2006). Seagrass landscapes and their effects on associated fauna: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 383-403.
- Bowen-Jones, E. & Entwistle, A. (2002). Identifying appropriate flagship species: the importance of culture and local contexts. *Oryx*, 36 (2), 189-195.
- Brady, E. C.; DeConto, R. M. & Thompson, S. L. (1998). Deep water formation and poleward ocean heat transport in the warm climate extreme of the Cretaceous (80 Ma). *Geophysical Research Letters*, 25 (22), 4205-4208.
- Buia, M. C. & Mazzella, L. (1991). Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem.. *Aquatic Botany*, 40 (4), 343-362.
- Bulthuis, D. A. (1987). Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. *Aquatic Botany*, 27 (1), 27-40.
- Bulthuis, D. A.; Axelrad, D. M. & Mickelson, M. J. (1992). Growth of the seagrass *Heterozostera tasmanica* limited by nitrogen in Port Phillip Bay, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 89, 269-275.
- Bulthuis, D. A. & Woelkerling, W. J. (1981). Effects of *in situ* nitrogen and phosphorus enrichment of the sediments on the seagrass *Heterozostera tasmanica* (Martens ex Aschers.) den Hartog in Western Port, Victoria, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 53 (2-3), 193-207.
- Burkholder, J. A. M.; Mason, K. M. & Glasgow, H. B. Jr. (1992). Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 81, 163-178.
- Burkholder, J. A. M.; Tomasko, D. A. & Touchette, B. W. (2007). Seagrass and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 46-72.
- Cabaço, S.; Alexandre, A. & Santos, R. (2005). Population-level effects of clam harvesting on the seagrass *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 298, 123-129.
- Cabaço, S. & Santos, R. (2007). Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340, 204-212.
- Cabaço, S.; Machás, R. & Santos, R. (2007). Biomass-density relationships of the seagrass *Zostera noltii*: a tool for monitoring anthropogenic nutrient disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74, 557-564.
- Cabaço, S.; Machás, R. & Santos, R. (2009). Individual and population plasticity of the seagrass *Zostera noltii* along a vertical intertidal gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 301-308.
- Cabaço, S.; Machás, R.; Vieira, V. & Santos, R. (2008). Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 1-13.
- Campbell, S. J. & McKenzie L. J. (2004). Flood related loss and recovery of intertidal seagrass meadows in southern Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60, 477-490.
- Campos, C. J. A. & Cachola, R. A. (2007). Faecal Coliforms in bivalve harvesting areas of the Alvor Lagoon (Southern Portugal): influence of seasonal variability and urban development. *Environment Monitoring Assessment*, 133, 31-41.
- Cardoso, P. G.; Raffaelli, D. & Pardal, M. A. (2008). The impact of extreme weather events on the seagrass *Zostera noltii* and related *Hydrobia ulvae* population. *Marine Pollution Bulletin*, 56, 483-492.
- Caro, T.; Engilis Jr., A.; Fitzherbert, E. & Gardner, T. (2004). Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation*, 7, 63-70.
- Caro, T. M. & O'Doherty, G. (1998). On the use of surrogate species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13, n° 4, 805-814.
- Cavanaugh, C. M. (1983). Symbiotic chemoautotrophic bacteria in marine invertebrates from sulphide-rich habitats. *Nature*, 302, 58-61.
- Chen, L.-Y.; Chen, J.-M.; Gituru, R. W. & Wang, Q.-F. (2012). Generic phylogeny, historical biogeography and

- character evolution of the cosmopolitan aquatic plant family Hydrocharitaceae. *BMC Evolutionary Biology*, 12 (30), 12 pp.
- Chester, D. K. (2008). The effects of the 1755 Lisbon earthquake and tsunami on the Algarve Region, Southern Portugal. *Department of Geography, University of Liverpool*, Liverpool
- Chmura, G. L.; Anisfeld, S. C.; Cahoon, D. R. & Lynch, J. C. (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, n° 4, 1111, 12 pp.
- Coleman, V. L. & Burkholder, J. M. (1994). Community structure and productivity of epiphytic microalgae on eelgrass (*Zostera marina* L.) under water-column nitrate enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 179 (1), 29-48.
- CCDRA Comissão Coordenadora de Desenvolvimento da Região do Algarve (2003). Relatório do estado do Ambiente Algarve.
- CCDRA Comissão Coordenadora de Desenvolvimento da Região do Algarve (2004). Recursos hídricos, planeamento e gestão do recurso água - Vol. II, Anexo H.
- CEN Community Environment Network (2005). Watching the seagrass grow - a guide for community seagrass monitoring in NSW (2nd Ed.). *The Community Environment Network*, Ourimbah.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science, New Series*, 199 (4335), 1302-1310.
- Costa, P. J. M.; Andrade, C.; Freitas, M. C.; Oliveira, M.A.; Lopes, V.; Jouanneau, J-M. & Moreno, J. (2010). Reconhecimento de um depósito de tsunami na Lagoa dos Salgados (Algarve, Portugal). e-Terra *Revista Electrónica de Ciências da Terra* <<http://e-terra.geopor.pt>>, Vol. 12, n.º 10
- Costanza, R.; d' Arge, R.; de Groot, R.; Farberk, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R. V.; Paruelo, P.; Raskin, R. G.; Suttonkk, P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Coyer, J. A.; Diekmann, O. E.; Serrão, E. A.; Procaccini, G.; Milchakova, N.; Pearson, G. A.; Stam, W. T. & Olsen, J. L. (2004). Population genetics of dwarf eelgrass *Zostera noltii* throughout its biogeographic range. *Marine Ecology Progress Series*, 281, 51-62.
- Coyer, J. A.; Hoarau, G.; Kuo, J.; Tronholm, A.; Veldink, J. & Olsen, J. L. (2013). Phylogeny and temporal divergence of the seagrass family Zosteraceae using one nuclear and three chloroplast loci. *Systematics and Biodiversity*, 11, 271-284.
- Creed, J. C. (2004). Capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris* rodentia: Hydrochaeridae): A mammalian seagrass herbivore. *Estuaries*, 27 (2), 197-200.
- Cunha, A. H., 1991. Monitorização dos bancos de *Zostera noltii* da Ria de Alvor. Relatório de projecto. Portisub, Clube Subaquático de Portimão, 15 pp.
- Cunha, A. H.; Assis, J. & Serrão, E.A. (2011). Seagrasses in Portugal, a most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 2409.
- Cunha, A. H.; Santos, R. P.; Gaspar, A. P. & Bairros, M. F. (2005). Seagrass landscape-scale changes in response to disturbance created by the dynamics of barrier-islands: A case study from Ria Formosa (Southern Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64, 636-644.
- Cunha, A. H. & Serrão, E.A. (2011). Tools for seagrass conservation and management in Portugal. *Ecologi@*, 3, 22-34.
- Curiel, D.; Bellato, A.; Rismondo, A. & Marzocchi, M. (1996). Sexual reproduction of *Zostera noltii* Hornemann in the lagoon of Venice (Italy, north Adriatic). *Aquatic Botany*, 52, 313-318 in Alexandre *et al.*, 2005, 2006.
- Dale, A. L.; McAllen, R. & Whelan, P. (2007). Management considerations for subtidal *Zostera marina* beds in Ireland. Irish Wildlife Manuals, n° 28. *National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government*, Dublin, Ireland.
- Dawes, C. J. & Lawrence, J. M. (1979). Effects of blade removal on the proximate composition of the rhizome of the seagrass *Thalassia testudinum* Banks ex König. *Aquatic Botany*, 7, 255-266.
- Decreto-lei n.º 77/2006, (2006). *Diário da República*, 64, Série I-A de 2006-03-30.
- de la Torre-Castro, M. & Rönnbäck, P. (2004). Links between humans and seagrasses-an example from tropical East Africa. *Ocean & Coastal Management*. 47, 361-387.
- den Hartog, C. (1970). The sea-grasses of the world. *Verhandelingen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, afd, Natuurkunde, Tweede Reeks* 59: 1-275.
- den Hartog, C. (1987). "Wasting disease" and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany*, 27 (1), 3-14.
- den Hartog, C. & Kuo, J. (2006). Taxonomy and biogeography of seagrasses. in A. W. D. Larkum *et al.* (eds.), *Seagrasses: Biology, ecology and conservation*, Springer, Netherlands, 1-23.
- Dennison, W. C. & Alberte, R. S. (1982). Photosynthetic responses of *Zostera marina* L. (Eelgrass) to *in situ* manipulations of light intensity. *Oecologia* (Berl), 55, 137-144.
- Dennison, W. C. & Alberte, R. S. (1985). Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). *Marine Ecology Progress Series*, 25, 51-61.

- Dennison, W. C.; Aller, R. C. & Alberte, R. S. (1987). Sediment ammonium availability and eelgrass (*Zostera marina*) growth. *Marine Biology*, 94, 469-477.
- Dennison, W. C.; Orth, R. J.; Moore, K. A.; Stevenson, J. C.; Carter, V.; Kollar, S.; Bergstrom, P. W. & Batiuk, R.A. (1993). Assessing water quality with submersed aquatic vegetation. *Bioscience*, 43 (2), 86-94.
- Dias, J. M. A. (1993). Estudo de avaliação da situação ambiental e proposta de medidas de salvaguarda para a faixa costeira portuguesa (Geologia costeira). *Liga para a Protecção da Natureza*, Cap. 10.
- di Carlo, G. & McKenzie, L. J. (2011). Seagrass training manual for resource managers. *Conservation International*, USA, 55 pp.
- Downs, P. W.; Gregory, K. J. & Brookes, A. (1991). How integrated is river basin management?. *Environmental Management*, 15 (3), 299-309.
- dos Santos, V. M., Matheson, F. E.; Pilditch, C. A. & Elger, A. (2012). Is black swan grazing a threat to seagrass? Indications from an observational study in New Zealand. *Aquatic Botany*, 100, 41-50.
- Duarte, C.; Matias, A.; Dias, J. A. & Ferreira, O. (1999). Vulnerabilidade dos corpos dunares do Algarve. *10º Congresso do Algarve*.
- Duarte, C.M. (1990). Seagrass nutrient content. *Marine Ecology Progress Series*, 67, 201-207.
- Duarte, C.M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40, 4, 363-377.
- Duarte, C.M. (1999). Seagrass ecology at the turn of the millenium: challenges for he new century. *Aquatic Botany*, 65, 7-20.
- Duarte, C. M. (2001). Seagrasses - Encyclopedia of Biodiversity. *Academic Press*. Vol. 5, 255-268.
- Duarte, C. M. (2004). How can beaches be managed with respect to seagrass litter? in Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D., Greve, T. M. (eds.), *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. EU Project Monitoring And Managing Of European Seagrasses*, 83-84.
- Duarte, C. M. & Cebrián, J. (1996). The fate of marine autotrophic production. *Limnology Oceanographic*, 41 (8), 1758-1766.
- Duarte, C. M. & Chiscano, C. L. (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, 65, 159-174.
- Duarte, C. M. ; Fourqurean, J. W.; Krause-Jensen, D. & Olesen, B. (2005a). Dynamics of seagrass stability and change. in W. D. Larkum *et al.* (eds.), *Seagrass Biology*, 271-294.
- Duarte, C. M.; Marbà, N. & Santos, R. (2004). What may cause loss of seagrasses? in Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D., Greve, T. M. (eds.), *European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. EU Project Monitoring And Managing Of European Seagrasses*, 24-32.
- Duarte, C. M.; Middelburg, J. J. & Caraco, N. (2005b). Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2, 1-8.
- Duarte, C. M.; Terrados, J.; Agawin, N. S. R.; Fortes, M. D.; Bach, S. & Kenworthy, J. W. (1997). Response of a mixed Philippine seagrass meadow to experimental burial. *Marine Ecology Progress Series*, 147, 285-294.
- Ehlers, A.; Worm, B.; Reusch, T. B. H. (2008). Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. *Marine Ecology Progress Series*, 355, 1-7.
- EMAM, Estrutura de Missão para os Assuntos do Mar (2012). Estratégia nacional para o mar. *Ministério de Defesa Nacional*. <<http://www.emam.com.pt>>.
- Engeman, R. M.; Duquesnel, J. A.; Cowan, E. M.; Smith, H. T.; Shwiff, S. A. & Karlin, M. (2008). Assessing boat damage to seagrass bed habitat in a Florida Park from a Bioeconomics perspective. *Journal of Coastal Research*, 24 (2), 527-532.
- Erbacher, J.; Huber, B. T.; Norris, R. D. & Markey, M. (2001). Increased thermohaline stratification as a possible cause for an ocean anoxic event in the Cretaceous period. *Nature*, 409, 325-327.
- Erfemeijer, P. L. A. & Lewis R. R. R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1553-1572.
- Evans, D. E. (2003). Aerenchyma formation. *New Phytologist*, 161, 35-49.
- Feith, H. (coord.) (2011). Projeto Chegadas - Relatório 2011. *Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*, Lisboa, 49 pp.
- Felger, R. S. & Moser, M. B. (1973). Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Gulf of California: discovery of its nutritional value by the Seri Indians. *Science, New Series*, 181 (4097), 355-356.
- Felger, R. S. & Moser, M. B. (1976). Seri Indian food plants: desert subsistence without agriculture. *Ecology of Food and Nutrition*, 5 (1), 13-27.
- Fernandes, M. J.; Gaspar, P.; Martins, R. (2002). Percurso de interpretação ambiental da Praia Grande e zona envolvente. *Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente*, D. R. do Ambiente e do Ordenamento do Território do Algarve, 30 pp.
- Fernandes, J. (2012). Nature-based facility as strategic tool for promoting Biodiversity Conservation. The case study of Salgados wetland in South-western Europe. *Landscape Architecture*, 97,135-147.
- Fernández-Torquemada, Y & Sánchez-Lizaso, J. L. (2011). Responses of two Mediterranean seagrasses to experimental changes in salinity. *Hydrobiologia*, 669, 21-33.

- Fisher, M. R. & Hand, S. C. (1984). Chemoautotrophic symbionts in the bivalve *Lucina floridana* from seagrass beds. *Biological Bulletin*, 167, 445-459.
- Fonseca, M. S.; Fisher, J. S.; Zieman, J. C. & Thayer, G. W. (1982). Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 15 (4), 351-358.
- Fonseca, M. S.; Kenworthy, W. J. & Thayer, G. W. (1998). Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. *NOAA's Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series*, nº 12.
- Fonseca, M. S.; Zieman, J. C.; Thayer, G. W. & Fisher, J. S. (1983). The role of current velocity in structuring eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 17 (4), 367-380.
- Fourqurean, J.W. & Cai, Y. (2001). Arsenic and phosphorus in seagrass leaves from the Gulf of Mexico. *Aquatic Botany*, 71 (4), 247-258.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M.; Kennedy, H.; Marbà, N.; Holmer, M.; Mateo, M. A.; Apostolaki, E. T.; Kendrick, G. A.; Krause-Jensen, D.; McGlathery, K. J. & Serrano, O. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience, Advance Online Publication*, 5 pp.
- Fourqurean, J. W.; Moore, T. O.; Fry, B. & Hollibaugh, J. T. (1997). Spatial and temporal variation in C:N:P ratios $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 157, 147-157.
- Fourqurean, J. W.; Zieman, J. C. & Powell, G. V. N. (1992). Relationships between porewater nutrients and seagrasses in a subtropical carbonate environment. *Marine Biology*, 114, 57-65.
- Francour, P.; Ganteaume, A. & Poulain, M. (1999). Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9, 391-400.
- Freeman, A. S.; Short, F. T.; Isnain, I.; Razak, F. A. & Coles, R. G. (2008). Seagrass on the edge: land-use practices threaten coastal seagrass communities in Sabah, Malaysia. *Biological Conservation*, 141, 2993-3005.
- Freitas, M. C. (1996). Lagunas costeiras: ambientes em evolução. 'Seminário sobre lagunas costeiras e ilhas-barreira da zona costeira de Portugal' [comunicação], *Associação Eurocoast de Portugal*, Aveiro.
- Galopim e Carvalho, A. M. (2004). "Onde a terra se acaba e o mar começa" (o litoral português nos últimos 18.000 anos). Triplov.org, Revista Triplo V de artes, religiões e ciências. http://www.triplov.com/galopim/onde_a_terra_acaba/litoral_01.htm, fevereiro de 2013.
- Gakuo, A. M. (2009). Advances in Sea Turtle conservation in Kenya. *Indian Ocean Turtle Newsletter*, nº 9, 10-13.
- Garcias-Bonet, N.; Sherman, T. D.; Duarte, C. M. & Marbà, N. (2011). Distribution and pathogenicity of the protist *Labyrinthula sp.* in western Mediterranean seagrass meadows. *Estuaries and Coasts*, published online, 8 pp.
- Giesen, W. B. J. T.; Katwijk, M. M. van & Hartog, C. den (1990). Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany*, 37, 71-85.
- Goela, P. C.; Newton, A.; Cristina, S. & Fragoso, B. (2009). Water Framework Directive implementation: intercalibration exercise for Biological Quality Elements - a case study for the south coast of Portugal. *Journal of Coastal Research*, SI 56, 1214-1218.
- Gonçalves, V. L. M. (2013). A aplicação Google Earth no estudo da dinâmica costeira em sistemas litorais arenosos na costa portuguesa. *Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha*, Universidade de Lisboa, 64 pp.
- Google Earth Outreach (2014). <http://www.google.com/earth/outreach/stories/index.html#casestudieslist>, 20 janeiro 2014.
- Goubin, C. & Loqués, F. (1991). Germinating *Zostera noltii* Hornemann found in the Etang de Diana, Corsica. *Aquatic Botany*, 42 (1), 75-79.
- Gras, A. F.; Koch, M. S. & Madden, C. J. (2003). Phosphorus uptake kinetics of a dominant tropical seagrass *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany*, 76, 299-315.
- Green E.P & Short F.T. (2003) World Atlas of Seagrasses. *Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre*. University of California Press, Berkeley, USA.
- Grignon-Dubois, M.; Rezzonico, B. & Alcoverro, T. (2011). Regional scale patterns in seagrass defences: Phenolic acid content in *Zostera noltii*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1-5, doi:10.1016/j.ecss.2011.09.010.
- Guidetti, P. & Bussotti, S. (2000). Fish fauna of a mixed meadow composed by the seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii* in the western Mediterranean. *Oceanologica Acta*, 23, Nº 7, 759-770.
- Guidetti, P. & Bussotti, S. (2002). Effects of seagrass canopy removal on fish in shallow mediterranean seagrass (*Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*) meadows: a local-scale approach. *Marine Biology*, 140, 445-453.
- Guiry, M. D. in Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2012). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <<http://www.algaebase.org>>, 09 março 2012.

- Hall, M. O. & Bell, S. S. (1988). Response of small motile epifauna to complexity of epiphytic algae on seagrass blades. *Journal of Marine Research*, 46 (3), 613-630.
- Harlin, M. M. & Thorne-Miller, B. (1981). Nutrient enrichment of seagrass beds in a Rhode Island coastal lagoon. *Marine Biology*, 65, 221-229.
- Harrison, P. G. (1979). Reproductive strategies in intertidal populations of two co-occurring seagrasses (*Zostera* spp.). *Canadian Journal of Botany*, 57:2635-2638.
- Hauxwell, J.; Cebrián, J.; Furlong, C. & Valiela, I. (2001). Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology*, 82 (4), 1007-1022.
- Hauxwell J.; Cebrián J. & Valiela, I. (2003). Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Marine Ecology Progress Series*, 247, 59-73.
- Hauxwell J.; Cebrián J. & Valiela, I. (2005). Light dependence of *Zostera marina* annual growth dynamics in estuaries subject to different degrees of eutrophication. *Aquatic Botany*, 84, 17-25.
- Havelange, S.; Lepoint, G.; Dauby, P. & Bouquegneau, J-M. (1997). Feeding of the Sparid fish *Sarpa salpa* in a seagrass ecosystem: diet and carbon flux. *Marine Ecology*, 18 (4) 289-297.
- Haynes, D.; Müller, J. & Carter, S. (2000). Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrass from the Great Barrier Reef World Heritage Area and Queensland Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 41, 279-287.
- Heck, K. L. Jr.; Carruthers, T. J. B.; Duarte, C. M.; Hughes, R.; Kendrick, G.; Orth, R. J. & Williams, S. W. (2008). Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems*, 11, 1198-1210.
- Heck, K. L. Jr.; Hays, G. & Orth, R. J. (2003). Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 253, 123-136.
- Heck, K. L. Jr.; Pennock, J. R.; Valentine, J. F.; Coen, L. D. & Sklenar, S. A. (2000). Effects of nutrient enrichment and small predator density on seagrass ecosystems: an experimental assessment. *Limnology and Oceanography*, 45 (5), 1041-1057.
- Heck, K. L. & Valentine, J. F. (1995). Sea urchin herbivory: evidence for long-lasting effects in subtropical seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 189, (1-2), 205-217.
- Heck, K. L. & Valentine, J. F. (2006). Plant-herbivore interactions in seagrass meadows. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330, 420-436.
- Heinsohn, G. E.; Wake, J.; Marsh, H. & Spain, A. V. (1977). The dugong (*Dugong dugon* (Müller)) in the seagrass system. *Aquaculture*, 12, 235-248.
- Heithaus, M. R., Dill, L. M., Marshall, G.J. & Buhleier, B. (2002). Habitat use and foraging behavior of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in a seagrass ecosystem. *Marine Biology*, 140, 237-248.
- Helling-Armonies, M. (1988). Mobile epifauna on *Zostera marina*, and infauna of its inflorescences. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 42, (2), 329-336.
- Herzka, S. Z. & Dunton, K. H. (1997). Seasonal photosynthetic patterns of the seagrass *Thalassia testudinum* in the western Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 103-117.
- Hiscock, K.; Bayley, D.; Pade, N.; Cox, E. & Lacey, C. (2011). A recovery / conservation programme for marine species of conservation importance. *Natural England Commissioned Reports*, nº 065.
- Holmer, M. & Olsen, A. B. (2002). Role of decomposition of mangrove and seagrass detritus in sediment carbon and nitrogen cycling in a tropical mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, 230, 87-101.
- Hootsmans, M.; Vermaat, J. & Van Vierssen, W. (1987). Seed-bank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from The Netherlands: *Zostera marina* L. and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Botany*, 28, 275-285.
- Howard, R. K. (1982). Impact of feeding activities of epibenthic amphipods on surface-fouling of eelgrass leaves. *Aquatic Botany*, 14, 91-97.
- Hu, F. Y.; Tao, D. Y.; Sacks, E.; Fu, B. Y.; Xu, P.; Li, J.; Yang, Y.; McNally, K.; Khush, G. S.; Paterson, A. H.; Li, Z. -K. (2003). Convergent evolution of perenniality in rice and sorghum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100 (7), 4050-4054.
- Iizumi, H.; Hattori, A. & McRoy, C. P. (1982). Ammonium regeneration and assimilation in eelgrass (*Zostera marina*) beds. *Marine Biology*, 66, 59-65.
- IPMA Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I. P. (2012). Ponto da situação das biotoxinas marinhas. *Sistema de avisos online*. <<http://www.ipma.pt>>
- IUCN International Union for Conservation of Nature (2011). IUCN Red List of threatened species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- Jacobs, R. P. W. M.; den Hartog, C.; Braster, B. F. & Carriere, F. C. (1981). Grazing of the seagrass *Zostera noltii* by birds at Terschelling (Dutch Wadden Sea). *Aquatic Botany*, 10, 241-259.
- James, P. L. & Heck, K. L. Jr. (1994). The effects of habitat complexity and light intensity on ambush predation within a simulated seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 176 (2), 187-200.
- Janssen, T. & Bremer, K. (2004). The age of major monocot groups inferred from 800+ rbcL sequences.

- Botanical Journal of the Linnean Society*, 146, 385-398.
- João, E. M.; Herbert, G. & Rhind, D. (1990). The measurement and control of generalisation effects. *SERRL Working report*, Birkbeck College, London, nº 19.
- Johnson, M. W.; Heck Jr., K. L. & Fourqurean, J. W. (2006). Nutrient content of seagrasses and epiphytes in the northern Gulf of Mexico: evidence of phosphorus and nitrogen limitation. *Aquatic Botany*, 85, 103-111.
- Kato, Y.; Aioi, K.; Omori, Y.; Takahata, N. & Satta, Y. (2003). Phylogenetic analyses of *Zostera* species based on *rbcL* and *matK* nucleotide sequences: implications for the origin and diversification of seagrasses in Japanese waters. *Genes & Genetic Systems*, 78, nº 5, 329-342.
- Keddy, C. J. (1987). Reproduction of annual eelgrass: Variation among habitats and comparison with perennial eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquatic Botany*, 27 (3), 243-256.
- Kennish, M. J.; Bricker, S. B.; Dennison, W. C.; Glibert, P. M.; Livingston, R. J.; Moore, K. A.; Noble, R. T.; Paerl, H. W.; Ramstack, J. M.; Seitzinger, S.; Tomasko, D. A. & Valiela, I. (2007). Barnegat Bay-Little Egg Harbor Estuary: Case study of a highly eutrophic coastal bay system. *Ecological Applications*, 17 (5), Supplement, S3-S16.
- Kraemer, G. P. & Mazzella, L. (1999). Nitrogen acquisition, storage, and use by the co-occurring Mediterranean seagrasses *Cymodocea nodosa* and *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 183, 95-103.
- Koch, E. W. (2001). Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24 (1), 1-17.
- Koch, E. W. (2002). Impact of boat-generated waves on a seagrass habitat. *Journal of Coastal Research*, SI (37), 66-74.
- Koch, M. S.; Benz, R. E. & Rudnick, D. T. (2001). Solid-phase phosphorus pools in highly organic carbonate sediments of Northeastern Florida Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 279-291.
- Lathrop, R. G.; Styles, R. M.; Seitzinger, S. P. & Bognar, J. A. (2001). Use of GIS mapping and modeling approaches to examine the spatial distribution of seagrasses in Barnegat Bay, New Jersey. *Estuaries*, 24 (6A), 904-916.
- Lauer, M. & Aswani, S. (2010). Indigenous knowledge and long-term ecological change: detection, interpretation, and responses to changing ecological conditions in Pacific island communities. *Environmental Management*, 45, 985-997.
- Lee, K.-S. & Dunton, K. H. (1999a). Influence of sediment nitrogen-availability on carbon and nitrogen dynamics in the seagrass *Thalassia testudinum*. *Marine Biology*, 134, 217-226.
- Lee, K.-S. & Dunton, K. H. (1999b). Inorganic nitrogen acquisition in the seagrass *Thalassia testudinum*: development of a whole-plant nitrogen budget. *Limnology Oceanography*, 44 (5), 1204-1215.
- Lee, K.-S.; Park, S. R. & Kim, Y. K. (2007). Effects of irradiance, temperature, and nutrients on growth dynamics of seagrasses: A review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 144-175.
- Lei nº 58/2005, (2005). Lei da Água. *Diário da República*, 249, Série I-A de 2005-12-29.
- Leriche, A.; Boudouresque, C.-F.; Bernard, G.; Bonhomme, P. & Denis, J. (2004). A one-century suite of seagrass bed maps: can we trust ancient maps? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 253-362.
- Leuschner, C.; Landwehr, S. & Mehlig, U. (1998). Limitation of carbon assimilation of intertidal *Zostera noltii* and *Z. marina* by desiccation at low tide. *Aquatic Botany*, 62 (3), 171-176.
- Li, X. & Zhou, Z. (2009). Phylogenetic studies of the core Alismatales inferred from morphology and *rbcL* sequences. *Progress in Natural Science*, 19, 931-945.
- lo Iacono, C.; Mateo, M. A.; Gracia, E.; Guasch, L.; Carbonell, R.; Serrano, L.; Serrano, O. & Danobeitia, J. (2008). Very high-resolution seismo-acoustic imaging of seagrass meadows (Mediterranean Sea): Implications for carbon sink estimates. *Geophysical Research Letters*, 35, L18601.
- Loïc, M. (2011). Multidisciplinary study of trophic diversity and functional role of amphipod crustaceans associated to *Posidonia oceanica* meadows. *PhD Dissertation in Sciences*, Liège University.
- Loqués, F.; Caye, G. & Meinesz, A. (1988). Flowering and fruiting of *Zostera noltii* in Golfe Juan (French Mediterranean). *Aquatic Botany*, 32 (4), 341-352.
- Loqués, F.; Caye, G. & Meinesz, A. (1990). Germination in the marine phanerogam *Zostera noltii* Hornemann at Golfe Juan, French Mediterranean. *Aquatic Botany*, 38 (2-3), 249-260.
- Lotze, H. K.; Lenihan, H. S.; Bourque, B. J.; Bradbury, R. H.; Cooke, R. G.; Matthew, C. K.; Kidwell, S. M.; Kirvy, M. X.; Peterson, C. H. & Jackson, J. B. C. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312, 1806-1809.
- MA Ministério do Ambiente (1999). Plano de bacia hidrográfica das ribeiras do Algarve, 1ª Fase, Análise e Diagnóstico da Situação de Referência, Anexo 12-Situações de risco, Tomo 12B-Transporte sólido e risco de assoreamento.
- Machás, R.; Santos, R. & Peterson, B. (2006). Elemental and stable isotope composition of *Zostera noltii* (Horneman) leaves during the early phases of decay in a temperate mesotidal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 21-29.
- MADRP Ministério da Agricultura, Desenvolvimento Rural e Pescas (2010). Caracterização do estado químico e

- ecológico das massas de água de transição da Região Hidrográfica do Algarve - relatório final. 50 pp.
- Manzanera, M.; Pérez, M. & Romero, J. (1998). Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation*, 4, 67-70.
- MAOT Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (2000). Plano de bacia hidrográfica das ribeiras do Algarve. 1ª Fase, Análise e Diagnóstico da Situação de Referência, Vol. 3-Análise, Cap. 2. Análise Sistémica, Parte C. Subsistema Ambiental.
- Marbà, N. & Duarte, C. M. (1994). Growth response of the seagrass *Cymodocea nodosa* to experimental burial and erosion. *Marine Ecology Progress Series*, 107, 307-311.
- Marbà, N. & Duarte, C. M. (1995). Coupling of seagrass (*Cymodocea nodosa*) patch dynamics to subaqueous dune migration. *Journal of Ecology*, 83, nº 3, 381-389.
- Marbà, N. & Duarte, C. M. (1998). Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series*, 174, 269-280.
- Marbà, N.; Duarte, C. M.; Cebrián, J.; Gallegos, M. E.; Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1996). Growth and population dynamics of *Posidonia oceanica* on the Spanish Mediterranean coast: elucidating seagrass decline. *Marine Ecology Progress Series*, 137, 203-213.
- Markager, S. & Sand-Jensen, K. (1992). Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*, 88, 83-92.
- Marsh Jr., J. A.; Dennison, W. C. & Alberte, R. S. (1986). Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 101 (3), 257-267.
- Massa, S. I.; Arnaud-Haond, S.; Pearson, G. A. & Serrão, E. A. (2008). Temperature tolerance and survival of intertidal populations of the seagrass *Zostera noltii* (Hornemann) in Southern Europe (Ria Formosa, Portugal). *Hydrobiologia*, 7 pp.
- Masini, R. J. & Manning, C. R. (1997). The photosynthetic responses to irradiance and temperature of four meadow-forming seagrasses. *Aquatic Botany*, 58 (1), 21-36.
- McCoy, E. D. & Heck, K. L. Jr. (1976). Biogeography of corals, seagrasses, and mangroves. an alternative to the center of origin concept. *Systematic Zoology*, 25, 201-210.
- McGlathery, K. J.; Sundbäck, K. & Anderson, I. C. (2007). Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 1-18.
- McKenzie, L. J. (2007). Relationships between seagrass communities and sediment properties along the Queensland coast. *Progress report to the Marine and Tropical Sciences Research Facility*. Reef and Rainforest Research Centre Ltd, Cairns.
- McKenzie, L. J.; Campbell, S. J. & Roder, C. A. (2001). Seagrass-Watch: Manual for mapping & monitoring seagrass resources by community (citizen) volunteers. 2nd Ed. (QFS, NFC, Cairns).
- McKenzie, L. J.; Unsworth, R. K. F. & Waycott, M. (2010). Reef rescue marine monitoring program: intertidal seagrass, annual report for the sampling period 1st September 2009 - 31st May 2010. *Fisheries*, Queensland, Cairns.
- McMaster, R. B. & Shea, K. S. (1992). Generalization in digital cartography. Association of American Geographers, Washington D. C., 134 pp.
- McRoy, C. P. & Barsdate, R. J. (1970). Phosphate absorption in eelgrass. *Limnology and Oceanography*, 15 (1), 6-13.
- Mills, L. S.; Soulé, M. E. & Doak, D. F. (1993). The keystone-species concept in Ecology and Conservation. *BioScience*, 43 (4), 219-224.
- Milazzo, M.; Badalamenti, F.; Ceccherelli, G. & Chemello, R. (2004) Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 299, 51-62.
- Morán, M. E. & Parreira, R. (2003). O povoado calcólico de Alcalar (Portimão) na paisagem cultural do Alvor no III milénio antes da nossa era. *Recintos murados da Pré-História Recente*, Porto-Coimbra: FLUP/CEAUCP, 307-327.
- Morgan, M. D. & Kitting, C. L. (1984). Productivity and utilization of the seagrass *Halodule wrightii* and its attached epiphytes. *Limnology Oceanographics*, 29 (5), 1066-1076.
- Nacken, M. & Reise, K. (2000). Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. *Helgol Wiss Meeresunters*, 54 (2-3), 87-94.
- Nagelkerken, I.; Kleijnen, S.; Klop, T.; van den Brand, R.; de la Morinière, E. & van der Velde, G. (2001). Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 214, 225-235.
- Nagelkerken, I.; van der Velde, G.; Gorissen, M. W.; Mejer, G. J.; van't Hof, T. & den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 31-44.

- Nakaoka, M. (2002). Predation on seeds of seagrasses *Zostera marina* and *Zostera caulescens* by a tanaid crustacean *Zeuxo* sp.. *Aquatic Botany*, 72 (2), 99-106.
- Nellemann, C.; Corcoran, E.; Duarte, C. M.; Valdés, L.; de Young, C.; Fonseca, L. & Grimsditch, G. (Eds) (2009). Blue Carbon. A rapid response assessment. *United Nations Environment Programme*, GRID-Arendal, 80 pp.
- Newmaster, A. F.; Berg, K. J.; Ragupathy, S.; Palanisamy, M.; Sambandan, K. & Newmaster, S. G. (2011). Local knowledge and conservation of seagrasses in the Tamil Nadu State of India. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 7, 37-54.
- Nielsen, O. I.; Koch, M. S.; Jensen, H. S. & Madden, C. J. (2006). *Thalassia testudinum* phosphate uptake kinetics at low *in situ* concentrations using a ³³P radioisotope technique. *Limnology Oceanography*, 51 (1), 208-217.
- Nielsen, S. L.; Sand-Jensen, K.; Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (2002a). Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25 (5), 930-937.
- Nielsen, S. L.; Sand-Jensen, K.; Borum, J. & Geertz-Hansen, O. (2002b). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25 (5), 1025-1032.
- Oceana, (2010). Restoration of seagrass meadows. *Sustainable Development Manuals*, OCEANA - Protecting the World's Oceans, 24 pp.
- Olesen, B.; Enriquez, S.; Duarte, C. M. & Sand-Jensen, K. (2002). Depth-acclimation of photosynthesis, morphology and demography of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* in the Spanish Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 236, 89-97.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1993). Seasonal acclimatization of eelgrass *Zostera marina* growth to light. *Marine Ecology Progress Series*, 94, 91-99.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1994a). Biomass-density patterns in the temperate seagrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 109, 283-291.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K. (1994b). Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 106, 147-156.
- ONU Organização das Nações Unidas (2012). <<http://www.decadeonbiodiversity.net>>
- Opsahl, S. & Benner, R. (1993). Decomposition of senescent blades of the seagrass *Halodule wrightii* in a subtropical lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 94, 191-205.
- Otto-Bliesner, B. & Upchurch, G. R. Jr. (1997) Vegetation-induced warming of high-latitude regions during the Late Cretaceous period. *Nature*, 385, 804-807.
- Orth, R. J.; Carruthers, T. J. B.; Dennison, W. C.; Duarte, C. M.; Fourqurean, J. W.; Heck, K. L. Jr.; Hughes, A. R.; Kendrick, G. A.; Kenworthy, W. J.; Olyarnik, S.; Short, F. T.; Waycott, M. & Williams, S. L. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience Magazine*, 56 (12), 987-996.
- Orth, R. J.; Heck, K. L. Jr. & van Montfrans, J. (1984). Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7 (4A), 339-350.
- Orth, R. J.; Heck, K. L. Jr. & Tunbridge, D. J. (2002). Predation on seeds of the seagrass *Posidonia australis* in Western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 244, 81-88.
- OSPAR, Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (2008). List of threatened and/or declining species and habitats (Reference Number: 2008-6) <<http://jncc.defra.gov.uk/pdf/08-06e OSPAR List species and habitats.pdf>>.
- Patriquin, D. G. (1975) "Migration" of blowouts in seagrass beds at Barbados and Carriacou, West Indies, and its ecological and geological implications. *Aquatic Botany*, 1, 163-189.
- Pedersen, M. F. & Borum, J. (1993). An annual nitrogen budget for a seagrass *Zostera marina* population. *Marine Ecology Progress Series*, 101, 169-177.
- Pedersen, M. F.; Paling, E. I. & Walker, D. I. (1997). Nitrogen uptake and allocation in the seagrass *Amphibolis antarctica*. *Aquatic Botany*, 56, 2, 105-117.
- Peterson, B. J. & Heck, K. L. Jr. (1999). The potential for suspension feeding bivalves to increase seagrass productivity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 240, 3-52.
- Peterson, B. J. & Heck, K. L. Jr. (2001). Positive interactions between suspension-feeding bivalves and seagrass — a facultative mutualism. *Marine Ecology Progress Series*, 213, 143-155.
- Peterson, C. H.; Luetlich, R. A. Jr.; Michelli, F. & Skilleter, G. A. (2004). Attenuation of water flow inside seagrass canopies of differing structure. *Marine Ecology Progress Series*, 268, 81-92.
- Peralta, G (2000). Estudios sobre el crecimiento en *Zostera noltii* Hornem.: Dinámica estacional y aspectos ecofisiológicos. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, 206 pp.
- Peralta, G.; Bouma, T. J.; van Soelen, J.; Pérez-Lloréns, J. L. & Hernández, I. (2003). On the use of sediment fertilization for seagrass restoration: a mesocosm study on *Zostera marina* L. *Aquatic Botany*, 75, 95-110.
- Peralta, G.; Brun, F. G.; Pérez-Lloréns, J. L. & Bouma, T. J. (2006). Direct effects of current velocity on the

- growth, morphometry and architecture of seagrasses: a case study on *Zostera noltii*. *Marine Ecology Progress Series*, 327, 135-142.
- Peralta, G.; Pérez-Lloréns, J. L.; Hernández, I. & Vergara, J. J. (2002). Effects of light availability on growth, architecture and nutrient content of the seagrass *Zostera noltii* Hornem. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 269, Issue 1, 9-26.
- Pérez-Lloréns, J. L. & Niell, F.X. (1993). Seasonal dynamics of biomass and nutrient content in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. from Palmones River estuary, Spain. *Aquatic Botany*, 46, 49-66.
- Philippart, C. J. M. (1995). Seasonal variation in growth and biomass of an intertidal *Zostera noltii* stand in the dutch Wadden sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 33 (2), 205-218.
- Phillips, R. C.; Grant, W. S. & McRoy, C. P. (1983). Reproductive strategies of eelgrass (*Zostera marina* L.). *Aquatic Botany*, 16 (1), 1-20.
- Phillips, R. C. & Milchakova, N. A. (2003). Seagrass ecosystems. *Морський екологічний журнал (Marine Environment Journal)*, № 2, Т. II. 29-39.
- Ralph, P. J. & Short, F. T. (2002). Impact of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae*, on the photobiology of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 226, 265-271.
- RAMSAR The Ramsar Convention on Wetlands (2007). New guidelines for management planning for Ramsar sites and other wetlands.
- Rask, N.; Pedersen, S. E. & Jensen, M. H. (1999). Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia*, 393, 69-81.
- Reusch, T. B. H.; Ehlers, A.; Hammerli, A. & Worm, B. (2005). Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 6 pp.
- Robinson, A. H.; Sale, R. D.; Morrison, J. L. & Muehrcke, P. C. (1978). Elements of cartography, 5th edition. *John, Wiley & Sons, Inc.*, 544 pp.
- Rodrigues, B. M. G. (2007). Relação entre sedimentos arenosos fluviais e costeiros: estudos dos minerais pesados das areias actuais do Algarve ocidental. *Dissertação de Mestrado em Estudos Marinhos e Costeiros*, Universidade do Algarve, 104 pp.
- Roest, A. I. (1993). Ground squirrels feeding on eelgrass. *California Fish and Game*, 79 (2), 85-86.
- Rolo, V. L. M. S. (2007). Intervenção no Sapal Oeste da Vila de Alvôr: um exemplo de recuperação? *Dissertação de Mestrado em Biologia e Geologia*, Universidade do Algarve.
- Romariz, C.; Cabral, C.; Azeredo, A. C. e Silva, M. O. (1985). A presença de sienitos nefelínicos na área drenante para a baía barreira de Alvor. *Boletim da Sociedade Geológica de Portugal*, Vol. XXIV, 1983-85, 11 pp.
- Sala, E. & Knowlton, N. (2006). Global marine biodiversity trends. *Annual Reviews of Environment and Resources*, 31, 93-122.
- Salgado, P. & Santos, R. (1986). Cartografia e abundância dos macrófitos aquáticos da Ria de Alvôr. *Laboratório Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial*.
- Schanz, A. & Asmus, H. (2003). Impact of hydrodynamics on development and morphology of intertidal seagrasses in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 261, 123-134.
- Scheffer, M.; Carpenter, S.; Foley, J. A.; Folke, C. & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413, 591-596.
- Serrano, O.; Mateo, M. A.; Dueñas-Bohórquez, A.; Renom, P.; López-Sáez, J. A. & Martínez Cortizas, A. (2011). The *Posidonia oceanica* marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. *Science of the Total Environment*, 409, 4831-4840.
- Silva, C. M.; Hindson, R. & Andrade, C. (1996). Bioerosion evidence of extreme marine flooding of Algarve region (Southern Portugal) associated with the tsunami of the AD 1755 Lisbon earthquake: taphonomic and (palaeo) ecological analyses. *Comunicación de la II Reunión de Tafonomía y fossilización*, 371-378.
- Silva, J. & Santos, R. (2003). Daily variation patterns in seagrass photosynthesis along a vertical gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 257, 37-44.
- Silva, J. F.; Duck, R. W. & Catarino, J. B. (2004). Seagrasses and sediment response to changing physical forcing in a coastal lagoon. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (2), 151-159.
- Shafer, D. J.; Sherman, T. D. & Wyllie-Echeverria, S. (2007). Do desiccation tolerances control the vertical distribution of intertidal seagrasses? Short communication. *Aquatic Botany*, 87, 161-166.
- Sheridan, P. (2004). Recovery of floral and faunal communities after placement of dredged material on seagrasses in Laguna Madre, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59, 441-458.
- Shokri, M. R.; Gladstone, W. & Jelbart, J. (2008). The effectiveness of seahorses and pipefish (Pisces: Syngnathidae) as a flagship group to evaluate the conservation value of estuarine seagrass beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (5), 588-595.
- Short, F. T. (1987). Effects of sediment nutrients on seagrasses: literature review and mesocosm experiment. *Aquatic Botany*, 27 (1), 41-57.
- Short, F. T. & Burdick, D. M. (1996). Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and

- nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, Vol 19, nº 3, 730-739.
- Short, F. T.; Carruthers, T. J. R.; Waycott, M.; Kendrick, G. A.; Fourqurean, J. W.; Callabine, A.; Kenworthy, W. J. & Dennison, W. C. (2010). *Zostera noltii*, in IUCN 2012, IUCN Red List of Threatened Species, Version 2012.2, <www.iucnredlist.org>, 07 janeiro 2013.
- Short, F. T.; Dennison, W. C. & Capone, D. G. (1990). Phosphorus-limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in carbonate sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 62, 169-174.
- Short, F. T.; Dennison, W. C.; Carruthers, T. J. B. & Waycott, M. (2007). Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 3-20.
- Short, F. T.; Koch, E. W.; Creed, J. C. & Magalhães, K. M. (2006). SEAGRASSNET monitoring of habitat change across the Americas. *Biology Marine Mediterranean*, 13 (4), 272-276.
- Short, F. T. & McRoy, C.P. (1984). Nitrogen uptake by leaves and roots of the seagrass *Zostera marina* L. *Botanica Marina*, 27, 547-555.
- Short, F. T.; Muehlstein, L. K. & Porter, D. (1987). Eelgrass wasting disease: cause and recurrence of a marine epidemic. *Biological Bulletin*, 173, 557-562.
- Short, F. T. & Neckles, H. A. (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63 (3-4), 169-196.
- Short, F. T.; Polidoro, B.; Livingstone, S. R.; Carpenter, K. E.; Bandeira, S.; Bujang, J. S.; Calumpong, H. P.; Carruthers, T. J. B.; Coles, R. G.; Dennison, W. C.; Erfemeijer, P. L. A.; Fortes, M. D.; Freeman, A. S.; Jagtap, T. G.; Kamal, A. H. M.; Kendrick, G. A.; Kenworthy, W. J.; la Nafie, Y. A.; Nasution, I. M.; Orth, R. J.; Prathep, A.; Sanciangco, J. C.; van Tussenbroek, B.; Vergara, S. G.; Waycott, M. & Zieman, J. C. (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144, 1961-1971.
- Short, F. T. & Wyllie-Echeverria, S. (1996). Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation*, 23 (1), 17-27.
- SNIRH Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (2011). <www.snirh.pt>
- Sogard, S. M. (1989). Colonization of artificial seagrass by fishes and decapod crustaceans: importance of proximity to natural eelgrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 133 (1-2), 15-37.
- Spurgeon, J. (1998). The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Marine Pollution Bulletin*, 37, nº 8-12, 373-382.
- Sreepada, R. A.; Desai, U. M. & Naik, S. (2002). The plight of Indian sea horses: need for conservation and management. *Current Science*, 82, nº 4, 377-378.
- Stapel, J.; Aarts, T. L.; van Duynhoven, B. H. M.; de Groot, J. D.; van den Hoogen, P. H.W. & Hemminga, M. A. (1996). Nutrient uptake by leaves and roots of the seagrass *Thalassia hemprichii* in the Spermonde Archipelago, Indonesia. *Marine Ecology Progress Series*, 134, 195-206.
- Stevens, P. F. (2001 onwards). *Angiosperm Phylogeny Website*. Version 12, July 2012. <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>
- Suchanek, T. H.; Williams, S. L.; Ogden, J. C.; Hubbard, D. K. & Gill, I. P. (1985). Utilization of shallow-water seagrass detritus by Caribbean deep-sea macrofauna: $\delta^{13}\text{C}$ evidence. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 32 (2), 201-214.
- Taiz, L & Zeiger, E (1991). Plant Physiology. *Benjamin/Cummings*, New York in Peralta, et al., 2002.
- Teclaff, L. A. (1996). Evolution of the river basin concept in national and international water law. *Natural Resources Journal*, 36, 359-391.
- Tendim-Pedrosa, F. & Gonçalves, J. (2008). The 1755 earthquake in the Algarve (South of Portugal) :what would happen nowadays? *Advances in Geosciences*, 14, 59-63.
- Terrados, J. & Williams, S. L. (1997). Leaf versus root nitrogen uptake by the surfgrass *Phyllospadix torreyi*. *Marine Ecology Progress Series*, 149, 267-277.
- Thayer, G. W.; Bjorndal, K. A.; Ogden, J. C. & Williams, S. L. (1984). Role of larger herbivores in seagrass communities. *Estuaries*, 7, nº 4A, 351-376.
- Thursby, G. B. & Harlin, M. M. (1982). Leaf-root interaction in the uptake of ammonia by *Zostera marina*. *Marine Biology*, 72, 109-112.
- Thursby, G. B. & Harlin, M. M. (1984). Interaction of leaves and roots of *Ruppia maritima* in the uptake of phosphate, ammonia and nitrate. *Marine Biology*, 83, 61-67.
- Tomasko, D. A. & Dawes, C. J. (1989a). Evidence for physiological integration between shaded and unshaded short shoots of *Thalassia testudinum*. *Marine Ecology Progress Series*, 54, 299-305.
- Tomasko, D. A. & Dawes, C. J. (1989b). Effects of partial defoliation on remaining intact leaves in the seagrass *Thalassia testudinum* Banks ex König. *Botanica Marina*, 32, 235-240.
- Tomasko, D. A. & Lapointe, B. E. (1991). Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series*, 75, 9-17.
- Tomlinson, P. B. & Posluzny, U. (2001). Generic limits in the seagrass family *Zosteraceae*. *Taxon*, 50, 429-437.
- Tozer, E. T. (1989). Tethys, Thetis, Thethys, or Thetys? What, where, and when was it? *Geology*, 17, 882-884.

- Twilley, R. R.; Kemp, W. M.; Staver, K. W.; Stevenson, J. C. & Boynton, W. R. (1985). Nutrient enrichment of estuarine submersed vascular plant communities. 1-Algal growth and effects on production of plants and associated communities. *Marine Ecology Progress Series*, 23, 179-191.
- Tudela, S. (2004). Ecosystem effects of fishing in the Mediterranean: an analysis of the major threats of fishing gear and practices to biodiversity and marine habitats. *Studies and Reviews*, General Fisheries Commission for the Mediterranean, n° 74.
- UN United Nations (1992). Agenda 21. *UN Conference on Environment & Development*, 351 pp.
- UNEP United Nations Environment Programme (2011). Taking steps toward marine and coastal ecosystem-based management - an introductory guide. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, n° 189.
- UNEP-WCMC United Nations Environment Programme & World Conservation Monitoring Centre (2012). Species Database. <<http://www.unep-wcmc-apps.org/isdb/Taxonomy/>>.
- Valencia, M.; Atondo, J. L. & Hernández, G. (1985). Nutritive value of *Zostera marina* and cardon (*Pachycereus pringlei*) as consumed by the Seri Indians in Sonora Mexico. *Ecology of Food and Nutrition*, 17 (2), 165-174.
- Valentine, J. F. & Heck, K. L. Jr. (1991). The role of sea urchin grazing in regulating subtropical seagrass meadows: evidence from field manipulations in the northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 154 (2), 215-230.
- Valentine, J. F. & Heck, K. L. Jr. (1999). Seagrass herbivory: evidence for the continued grazing of marine grasses. *Marine Ecology Progress Series*, 176, 291-302.
- Valentine, J. F.; Heck, K. L. Jr.; Busby, J. & Webb, D. (1997). Experimental evidence that herbivory increases shoot density and productivity in a subtropical turtlegrass (*Thalassia testudinum*) meadow. *Oecologia*, 112, 193-200.
- Valentine, J. F.; Heck, K. L. Jr.; Harper, P. & Beck, M. (1994). Effects of bioturbation in controlling turtlegrass (*Thalassia testudinum* Banks ex König) abundance: evidence from field enclosures and observations in the Northern Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 178 (2), 181-192.
- van der Heide, T.; Govers, L. L.; de Fouw, J.; Olff, H.; van der Geest, M.; van Katwijk, M. M.; Piersma, T.; van de Koppel, J.; Silliman, B. R.; Smolders, A. J. P. & Van Gils, J. A. (2012). A three-stage symbiosis forms the foundation of seagrass ecosystems. *Science*, 336, 1432-1434.
- van Lent, F.; Nienhuis, P. H. & Verschuure, J. M. (1991). Production and biomass of the seagrasses *Zostera noltii* Hornem. and *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers. at the Banc d'Arguin (Mauritania, NW Africa): a preliminary approach. *Aquatic Botany*, 41 (4), 353-367.
- van Montfrans, J.; Wetzel, R. G. & Orth, R. J. (1984). Epiphyte-grazer relationships in seagrass meadows: consequences for seagrass growth and production. *Estuaries*, 7 (4), 289-309.
- Verdelhos, T.; Neto, J. M.; Marques, J. C. & Pardal, M. A. (2005). The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63, 261-268.
- Vermaat, J. E.; Hootsmans, M. J. M. & Nienhuis, P. H. (1987). Seasonal dynamics and leaf growth of *Zostera noltii* Hornem., a perennial intertidal seagrass. *Aquatic Botany*, 28 (3-4), 287-299.
- Vermaat, J. E. & Verhagen, F. C. A. (1996). Seasonal variation in the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem.: coupling demographic and physiological patterns. *Aquatic Botany*, 52 (4), 259-281.
- Vinebrooke, R. D.; Cottingham, K. L.; Norberg, J.; Scheffer, M.; Dodson, S. I.; Maberly, S. C. & Sommer, U. (2004). Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 104, 451-457.
- Virnstein, R. W. & Curran, M. C. (1986). Colonization of artificial seagrass versus time and distance from source. *Marine Ecology Progress Series*, 29, 279-288.
- Walpole, M. J. & Leader-Williams, N. (2002). Tourism and flagship species in conservation. *Biodiversity & Conservation*, Vol.11 (3), 543-547.
- Walker, D. I.; Lukatelich, R. J.; Bastyan, G & McComb, A. J. (1989). Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquatic Botany*, 36 (1), 69-77.
- Waycott, M.; Duarte, C. M.; Carruthers, T. J. B.; Orth, R. J.; Dennison, W. C.; Olyarnik, S.; Calladine, A.; Fourqurean, J. W.; Heck, K. L. Jr.; Hughes, A. R.; Kendrick, G. A.; Kenworthy, W. J.; Short, F. T. & Williams, S. (2009). Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, n° 30, 12377-12381.
- Wear, D. J.; Sullivan, M. J.; Moore, A. D. & Millie, D.F. (1999). Effects of water-column enrichment on the production dynamics of three seagrass species and their epiphytic algae. *Marine Ecology Progress Series*, 179, 201-213.
- Welsh, D. T.; Bartoli, M.; Nizzoli, D.; Castaldelli, G.; Riou, S. A. & Viarolli, P. (2000). Denitrification, nitrogen fixation, community primary productivity and inorganic-N and oxygen fluxes in an intertidal *Zostera noltii* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 208, 65-77.
- West, R. J. (1990). Depth-related structural and morphological variations in an Australian *Posidonia* seagrass bed. *Aquatic Botany*, 36 (2), 153-166.

- Whelan, F & Kelletat, D. (2005). Boulder deposits on the southern Spanish Atlantic Coast: possible evidence for the 1755 AD Lisbon tsunami?. *Science of Tsunami Hazards*, 23 (3), 25-38.
- Widdows, J.; Pope, N. D.; Brinsley, M. D.; Asmus, H. & Asmus, R. M. (2008). Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Ecology Progress Series*, 358, 125-136.
- Williams, S. L. (1988). Assessment of anchor damage and carrying capacity of seagrass beds in Francis and Maho Bays for Green Sea turtles. *Biosphere Reserve Report* n° 25.
- Williams, S. L. & Heck, K. L. (2001). Seagrass community ecology, in Bertness, M. D.; Gaines, S. D. & Hay, M. E. (Ed.) *Marine community ecology*, Sinauer Associates Inc, USA, 317-331.
- Williams, S. L. & Ruckelshaus, M. H. (1993). Effects of nitrogen availability and herbivory on eelgrass (*Zostera marina*) and epiphytes. *Ecology*, 74 (3), 904-918.
- Wolff, T. (1976). Utilization of seagrass in the deep sea. *Aquatic Botany*, 2, 161-174.
- Worm, B.; Barbier, E. B.; Beaumont, N.; Duffy, E.; Folke, C.; Halpern, B. S.; Jackson, J. B. C.; Lotze, H. K.; Micheli, F.; Palumbi, S. R.; Sala, E.; Selkoe, K. A.; Stachowicz, J. J. & Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on Ocean ecosystem services. *Science*, 314, 787-790.
- Zeebe, R. E. (2001). Seawater pH and isotopic paleotemperatures of Cretaceous oceans. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 170, 49-57.
- Ziegler, S. & Benner, R. (1999). Nutrient cycling in the water column of a subtropical seagrass meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 188, 51-62.
- Zieman, J. C. (1976). The ecological effects of physical damage from motor boats on turtle grass beds in Southern Florida. *Aquatic Botany*, 2, 127-139.
- Zimmerman, R.; Gibson, R. & Harrington, J. (1979). Herbivory and detritivory among gammaridean amphipods from a Florida seagrass community. *Marine Biology*, 54 (1), 41-47.
- Zipperle, A. M.; Coyer, J. A.; Reise, K.; Gitz, E.; Stam, W. T. & Olsen, J. (2009). Clonal architecture in an intertidal bed of the dwarf eelgrass *Zostera noltii* in the Northern Wadden Sea: persistence through extreme physical perturbation and the importance of a seed bank. *Marine Biology*, 156, 2139-2148.