



PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO DE ASSOCIAÇÕES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EM PEQUENOS ESTUÁRIOS DA COSTA PORTUGUESA - TERÃO UTILIDADE NA GESTÃO COSTEIRA?

Inês Cardoso¹, Henrique N. Cabral¹ & Luís Cancela da Fonseca^{2,3}

¹ MARE, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal, ipcardoso@fc.ul.pt, hncabral@fc.ul.pt

² Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal, lfonseca@ualg.pt

³ MARE, Laboratório Marítimo da Guia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Av. Nossa Senhora. do Cabo, 939, 2750-374, Cascais, Portugal, lfonseca@fc.ul.pt.

RESUMO

As comunidades de macroinvertebrados bentónicos são altamente variáveis, mesmo em pequenas escalas espaciais, mas desempenham um papel fundamental em ambientes estuarino-lagunares na: i) sua elevada produtividade; ii) implementação de planos de monitorização; iii) aplicação de ferramentas de avaliação da qualidade ecológica. A compreensão dos respectivos padrões de distribuição é relevante para diferenciar a variabilidade natural, dos padrões induzidos por impactos antrópicos. Estas comunidades foram estudadas em cinco pequenos estuários do sul e sudoeste português, para perceber, entre e dentro dos sistemas, a influência de características ambientais na respectiva estrutura. O conhecimento dos padrões de distribuição em cada sistema é determinante para: i) quantificar factores concretos de impacto; ii) mitigar o risco de perda do seu valor ecológico e funcional; iii) futuras comparações entre sistemas, iv) quantificar a sua vulnerabilidade. Os cinco sistemas mostraram composições distintas das comunidades bentónicas, com a dominância de espécies diferentes entre eles. Numa escala mais ampla (entre sistemas), os componentes dos sedimentos explicam as principais diferenças nessas comunidades. Dentro dos sistemas, os padrões não podem ser atribuídos à heterogeneidade dos sedimentos. Além disso, a sazonalidade, um proxy

da salinidade, não teve o mesmo impacto em sistemas equivalentes, subjacente à complexidade de factores que podem atuar em pequenas escalas em sistemas de reduzidas dimensões. Para fins de monitorização, concluiu-se que a análise da comunidade não deve descartar a composição específica, pois esta pode fornecer informações fundamentais sobre as características do sistema quando os dados disponíveis são escassos. Concluiu-se igualmente neste contexto, que: i) os procedimentos de amostragem devem cobrir não só a heterogeneidade do sistema (não apenas por amostragem ao longo de gradientes estuarinos), mas também abarcar a variação sazonal que pode ser de grande importância para alguns pequenos estuários; ii). as associações de macroinvertebrados bentónicos, usualmente consideradas como bons indicadores do estado ambiental em sistemas estuarinos, só terão utilidade na gestão costeira se combinados com outros indicadores relativos às actividades antrópicas, avaliando os respectivos impactos. Toda esta informação poderá interessar autoridades e “stakeholders” em termos de gestão e conservação.

Palavras-chave: Variabilidade natural; Impactos antrópicos; Macrozoobentos; Costa sul de Portugal



DISTRIBUTION PATTERNS OF BENTHIC MACROINVERTEBRATES ASSEMBLAGES IN SMALL ESTUARIES OF THE PORTUGUESE COAST - WILL IT BE USEFUL IN COASTAL MANAGEMENT?

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrate communities are highly variable, but play a key role in estuarine and lagoonal environments, even at small spatial scales, related to: i) their high productivity; ii) implementation of monitoring plans; iii) application of ecological quality assessment tools. The understanding of benthos distribution patterns is relevant to discriminate their natural variability from that induced by anthropic impacts. These communities were studied in five small estuaries from the Portuguese south and south-west coasts, in order to perceive the influence of environmental characteristics in their structure. Knowledge of distribution patterns in each system is essential for: i) quantifying tangible impact factors; ii) mitigate the risk of ecological and functional value's loss; iii) future comparisons between systems; iv) quantify their vulnerability. The five systems' benthic communities showed distinct compositions, with the dominance of different species among them. On a larger scale (between systems), sediment parameters explain the major differences between these communities. Within systems, patterns cannot be attributed to sediment heterogeneity. Moreover, seasonality, a salinity proxy, did not have the same impact on equivalent systems, viewing the complexity of factors that can act on small scales in small-sized systems. For monitoring purposes, it was concluded that community analysis should not discard the specific composition as it can provide fundamental information about the characteristics of the system when other available data are scarce. It was also concluded in this context that: i) sampling procedures should cover not only the heterogeneity of the system (not only by sampling along estuarine gradients) but also cover the seasonal variation which may be of great importance for some small estuaries; ii) associations of benthic macroinvertebrates, usually considered as good indicators of the environmental state in estuarine systems, will only be useful in coastal management if

pooled with other indicators related to anthropic activities, evaluating the respective impacts. All this information may interest authorities and stakeholders in what concerns management and conservation.

Key-words: Small estuaries, benthic communities, patterns of distribution, Portuguese south coast.

INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentónicos desempenham um papel fundamental em ambientes estuarinos, pois são parcialmente responsáveis pela sua elevada produtividade biológica (ROSENBERG, 2001; MERMILLOD-BLONDIN et al., 2003; DOI et al., 2005). Além da indiscutível relevância ecológica dessas comunidades, elas são frequentemente utilizadas na avaliação da qualidade ambiental de sistemas costeiros (CHAINHO et al., 2008; PINTO et al., 2009; BORJA & TUNBERG, 2011). No entanto, para a implementação de planos de monitorização e aplicação de ferramentas de avaliação da qualidade ecológica, o conhecimento dos padrões de distribuição das associações de macroinvertebrados é de grande utilidade para a diferenciação adequada entre a variabilidade natural e a que resulta dos impactos antrópicos (HIRST & KILPATRICK, 2007). Na realidade, as comunidades bentónicas são altamente variáveis, mesmo em pequenas escalas espaciais, uma vez que são influenciadas pela dinâmica e heterogeneidade das condições ambientais (MORRISEY et al., 1992; EDGAR & BARRETT, 2002; HIRST & KILPATRICK, 2007).

Além da distribuição aleatória destas associações (MORRISEY et al., 1992), diversos forçadores ambientais, como a granulometria, influenciam de forma significativa a estruturação espacial das comunidades macrobênticas estuarinas (ANDERSON et al., 2004). Embora a selecção de um conjunto restrito de factores ambientais responsáveis pela distribuição



dos organismos bentônicos seja ainda objecto de controvérsia (LINDEGARTH & HOSKIN, 2001; EDGAR & BARRETT, 2002; THRUSH et al., 2005), diversas variáveis são de reconhecida relevância, tais como: granulometria (TESKE & WOOLDRIDGE, 2003; YSEBAERT et al., 2003; ANDERSON et al., 2004; HIRST & KILPATRICK, 2007; ANDERSON, 2008), teor de matéria orgânica no sedimento (MAGNI et al., 2009), salinidade média (ATTRILL, 2002; TESKE & WOOLDRIDGE, 2003; GIBERTO et al., 2004) e variabilidade hidrodinâmica (THRUSH et al., 2005).

O conhecimento dos padrões de distribuição num dado estuário é fundamental para futuras comparações entre estuários (HIRST & KILPATRICK, 2007). Esses padrões devem refletir a resposta da comunidade ao ambiente e, porque podem ser influenciados pelas escalas de observação, várias escalas temporais e espaciais devem ser consideradas para reduzir a potencial incompatibilidade entre observações e heterogeneidade natural (LEVIN, 1992; DAUVIN & RUELLET, 2009). É igualmente fundamental reconhecer que o Homem e as suas respectivas actividades são uma parte integrante, tanto da paisagem como do ecossistema, sob pena de se tornar impraticável o desenvolvimento de planos futuros, tendo em vista quer a gestão, quer a reabilitação/restauração e conservação dos ecossistemas estuarinos (FAIRWEATHER, 1999; WEINSTEIN, 2008; DUARTE et al., 2015). Assim, tal conhecimento é determinante para: i) quantificar factores concretos de impacto; ii) a mitigação do risco de perda do seu valor ecológico e funcional; iii) futuras comparações entre sistemas e quantificar a sua vulnerabilidade; iv) perspectivar futuros cenários de gestão e conservação.

Nos pequenos estuários, com barras de comunicação com o mar de reduzidas dimensões e com

influxos de água doce dependentes principalmente do regime de chuvas, são esperadas grandes oscilações no ambiente físico (FIDALGO E COSTA et al., 2002; RIDDIN & ADAMS, 2008). O desenvolvimento de cordões de areia pode impedir, sazonalmente, essa ligação ao mar e só a abertura artificial de canais de comunicação com o ambiente marinho, poderá permitir a renovação dos elementos halófitos, minorando os irregulares processos de abertura natural, os quais são estritamente dependentes das condições ambientais (HEYDORN & TINLEY, 1980). Essas flutuações naturais e o seu impacto nas associações de organismos bentônicos fazem-se sentir em diversas escalas espaciais e temporais. Além disso, os gradientes ambientais não são, frequentemente, tão bem estruturados como em sistemas de maiores dimensões (POTTER et al., 2010). Em pequenos estuários, fluxos torrenciais pontuais, deposição de sedimentos ou inversões do gradiente de salinidade podem ter um impacto importante no estabelecimento das comunidades bentónicas. Apesar da conhecida influência das características ambientais nessas comunidades, a sua importância em sistemas muito pequenos ainda necessita de ser esclarecida. Devido à reduzida dimensão de tais sistemas, nos quais a natureza e dinâmica das barras, os processos hidrológicos e o transporte de sedimento estão estreitamente interligados (HEYDORN & TINLEY, 1980; FIDALGO E COSTA et al., 2002, COSTA et al., 2009), as comunidades bentónicas serão provavelmente estruturadas e distribuídas em função de uma sucessão de eventos a longo prazo, alguns deles assumindo facilmente proporções catastróficas.

Face às necessidades atuais de programas de monitorização adequados e da subjacente escolha de sistemas de referência, a pertinência deste estudo baseou-se numa questão principal: será o ambiente sedimentar um fator determinante para a análise de

comunidades bentónicas em sistemas estuarinos pequenos?

A costa sudoeste portuguesa, com vários sistemas estuarinos pequenos, tem um importante papel ecológico no ciclo de vida de várias espécies costeiras (SILVA E COSTA et al., 1983; MAGALHÃES et al., 1987; CARDOSO et al., 2011). No entanto, é ainda escasso o conhecimento sobre tais sistemas e as comunidades bentónicas que os habitam.

Neste trabalho, estudaram-se comunidades bentónicas em cinco pequenos sistemas estuarinos das costas sul e sudoeste portuguesas, para perceber o modo como as principais características ambientais acima mencionadas as estruturam.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Cinco pequenos sistemas estuarinos localizados na costa portuguesa foram amostrados: Mira, Odeceixe e Aljezur (na costa sudoeste), Gilão e Bensafrim (na costa sul) (Fig.1).

O estuário de Mira está localizado na área do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), sendo considerado o estuário menos impactado da costa portuguesa, quando comparado com os de maiores dimensões (VASCONCELOS et al., 2007). Com 30 km de comprimento e 100 m de largura na desembocadura, é o maior dos sistemas considerados neste estudo, com um caudal médio de $2,9\text{m}^3\text{s}^{-1}$. Os estuários de Odeceixe e Aljezur, também incluídos na PNSACV, têm, respectivamente, 6 km e 7 km de comprimento e caudais médios de $2,84\text{m}^3\text{s}^{-1}$ e $0,97\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ambos têm desembocaduras 50 m de largura. Estes dois sistemas estão localizados em áreas com pequenas aldeias, com um baixo número de habitantes, mas com uma procura turística de veraneio cada vez mais acentuada. Os dois últimos estuários, Bensafrim e Gilão, têm 4 km e 6 km de comprimento, com barras artificializadas de 65 e 150 m de largura e um caudal médio de $0,25\text{m}^3\text{s}^{-1}$ e $1,29\text{m}^3\text{s}^{-1}$, respectivamente; estão localizados perto de

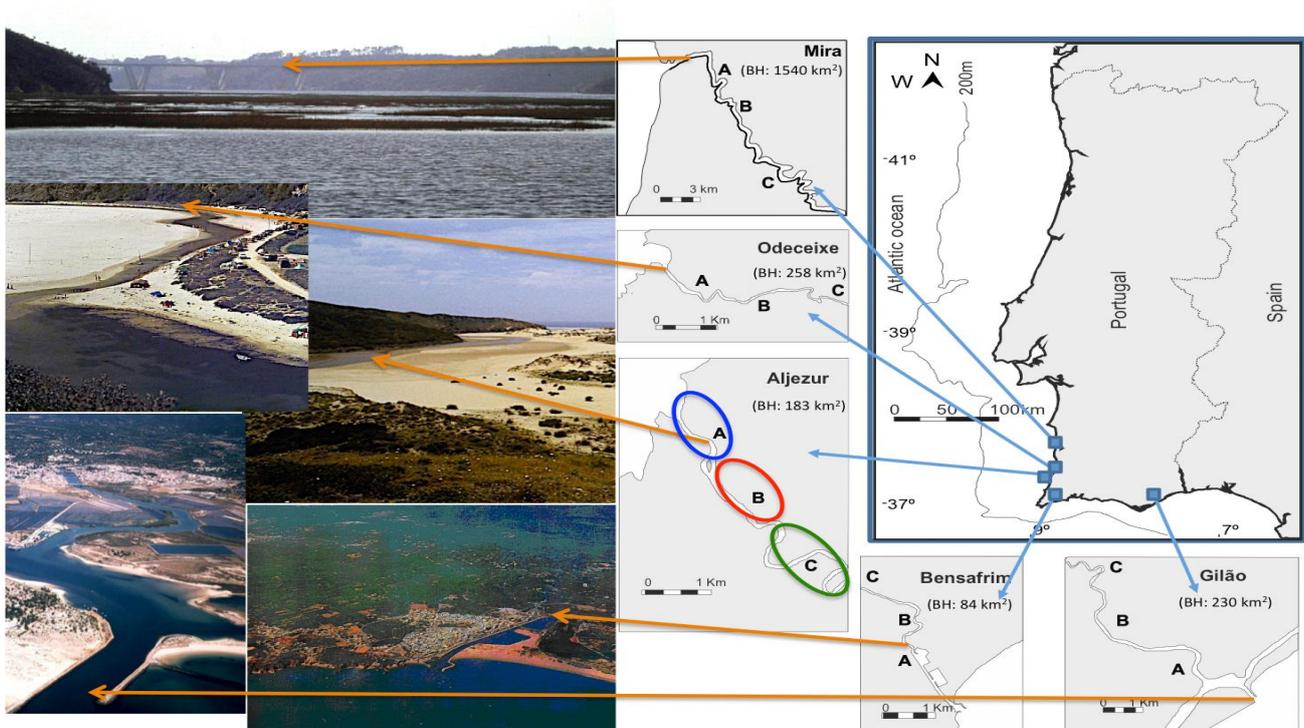


Figura 1. Sistemas estuarinos estudados: Mira, Odeceixe, Aljezur, Bensafrim e Gilão. A, B e C representam os setores amostrados em cada estuário



idades (Lagos e Tavira), em áreas onde o turismo é a principal atividade económica, com flutuações populacionais sazonais elevadas e cargas de efluentes desconhecidas. A parte terminal do Gilão está incluída num parque natural (Parque Natural da Ria Formosa - PNRF).

As escorrências dos rios são principalmente torrenciais em todos os estuários, diretamente dependentes da precipitação e com influência nas variações espaciais e temporais dos respetivos valores de salinidade (FIDALGO E COSTA et al., 2002; VASCONCELOS et al., 2007; COSTA et al., 2009).

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem e procedimento laboratorial

Para atingir os objetivos do presente estudo, a variabilidade pontual das características ambientais foi descartada. Na ausência de dados prévios consistentes que permitissem compreender a variação entre sistemas, escolhemos uma metodologia de amostragem que representasse quer a faixa de salinidade potencial, quer a composição sedimentar desses sistemas, para todos eles e em várias escalas temporais e espaciais. Durante o inverno (janeiro) e verão (junho) de 2010 foram recolhidas amostras dos povoamentos bentónicos. Definiram-se, para cada sistema, três sectores equivalentes de modo a incluir toda a faixa potencial de maré e gama de salinidades: sector A, próximo à foz do estuário; sector B, intermediário e sector C, na parte superior do estuário, com menor influência marinha (cf. CANCELA DA FONSECA et al., 2009 para Odeceixe e Aljezur). Com exceção do estuário do Mira, o limite a montante do sector C foi definido principalmente pela sua navegabilidade (Fig. 1).

Em cada sector, a macrofauna bentônica foi amostrada com uma draga tipo Van Veen modificada (modelo Sousa Reis/LMG, SOUSA REIS et al., 1985)

com uma área de ataque de 0,05 m². Foram recolhidas 3 sub-amostras (0,15 m²), próximas umas das outras para minimizar a variabilidade inter-amostras devido à distribuição irregular das comunidades bentónicas. Após a colheita, as amostras de sedimento foram crivadas no local (crivos de malha quadrada com 0,5 mm de lado), preservadas em álcool (70°) e coradas com Rosa de Bengala. No laboratório, procedeu-se à triagem do material biológico e os organismos assim obtidos foram identificados, sempre que possível, até ao nível específico e contados.

O estudo da granulometria e a determinação do teor de matéria orgânica no ambiente sedimentar foi efetuado em amostras adicionais recolhidas durante os períodos de amostragem das comunidades bentónicas por sector e em cada um dos estuários. A essas amostras foram, no entanto, adicionados mais dois eventos amostrais a fim de maximizar o número de repetições e superar a variabilidade potencial atribuída a acontecimentos pontuais. Os sedimentos foram secos numa estufa a 60°C até atingir peso constante. O teor de matéria orgânica foi determinado pela perda por ignição (4h numa mufla a 500°C). Para a análise granulométrica foram separadas as fracções menores (silte e argila) e maiores (areias e cascalho) que 0,063 mm. Esta separação foi feita com um crivo de 0,063 mm de malha, por via húmida, e cada uma das fracções foi, posteriormente, seca e pesada. A separação desta última fracção foi realizada, após a secagem, com base numa série de crivos de diferentes tamanhos de malha segundo a escala de Wentworth (BULLER & McMANUS, 1979). Cada fracção retida em cada um dos crivos foi pesada e expressa em percentagem do peso total do sedimento obtendo-se sete fracções: silte+argila, fracção obtida por via húmida (< 0,063 mm), areia muito fina (0,063 - 0,125 mm), areia fina (0,125 - 0,250 mm), areia média (0,250 - 0,500 mm), areia grosseira (0,500 - 1,000 mm), areia muito grosseira (1,000 - 2,000 mm) e cascalho (> 2,000 mm).



Análise de dados

A riqueza de espécies, os índices de diversidade e equitabilidade de Shannon-Wiener, Simpson e Pielou (MAGURRAN, 2004) foram calculados para cada sistema e estações do ano dentro dos sistemas. A diversificação de habitat também foi calculada com base no índice de Shannon-Wiener para componentes dos sedimentos.

As diferenças na distribuição espacial das comunidades dentro e entre os estuários foram testadas usando uma Análise de Permuta Multivariada de Variância (PERMANOVA), utilizando matrizes de distância como em McARDLE & ANDERSON (2001), sendo as variáveis de agrupamento: estuário, estação do ano e sector estuarino (dentro de cada sistema). Os testes foram baseados em dissimilaridades de Bray-Curtis, calculadas entre observações para dados de macrofauna transformados (raiz quadrada). Os dados dos replicados foram utilizados em vez das médias de abundância das espécies. Para esta análise foi utilizado o software R versão 2.13.0 (função *adonis* do pacote *vegan*).

As relações entre as comunidades de macroinvertebrados estuarinos e as características dos sedimentos foram examinadas usando a correlação canónica de coordenadas principais com a dissimilaridade de Bray-Curtis (análise CAP: ANDERSON et al., 2004; ANDERSON & WILLIS, 2003). Habitat e diversidade de espécies também foram incluídos. Para esta análise, utilizaram-se os valores médios das abundâncias transformados pela raiz quadrada. Esta análise também foi aplicada aos replicados das abundâncias para pesquisar diferenças significativas entre as comunidades bentónicas em cada estuário, entre as estações do ano e entre os sectores amostrados. Para esta análise foi utilizado o software R versão 2.13.0 (função *capscale* do pacote *vegan*).

RESULTADOS

O estuário de Mira foi caracterizado por uma gama de sedimentos mais finos e é o sistema com maior percentagem de matéria orgânica. As fracções silto-argilosas dominaram em todos os sectores. Entre sectores, as diferenças ocorreram principalmente entre A e C, com ausência de cascalho em A e areia fina em C (Fig. 2). O estuário de Odeceixe foi caracterizado por uma percentagem importante das fracções de areia média e silto-argilosa, com diferenças entre os sectores resultantes, principalmente da maior contribuição de areia grosseira e cascalho no sector C. No estuário de Aljezur, com componentes sedimentares semelhantes, o sector C também se diferenciou pela maior contribuição de cascalho e areias muito grosseiras (Fig. 2).

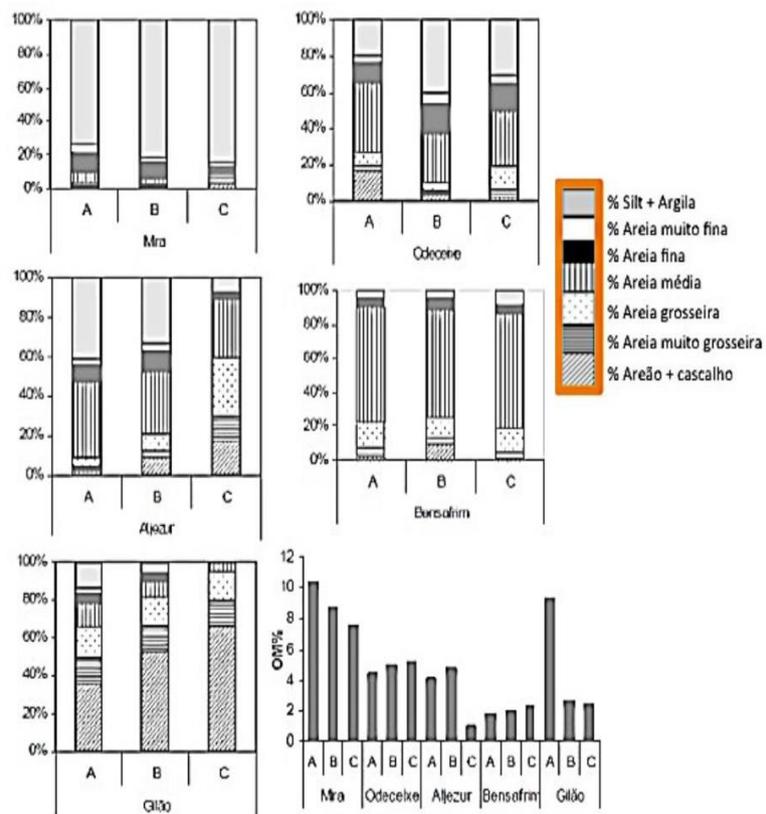


Figura 2. Composição granulométrica e teor de matéria orgânica do sedimento para os sectores amostrados, nos cinco estuários estudados.



No estuário de Bensafrim, caracterizado fundamentalmente por areias médias, o sector C diferenciou-se por apresentar maiores percentagem silto-argilosa e teor de matéria orgânica (Fig. 2). Por fim, o estuário do Gilão foi caracterizado por areias grosseiras, sendo a maior contribuição de areias médias e finas nos sectores A e B responsáveis pelas diferenças entre sectores. O sector A foi também o que apresentou

maior enriquecimento em matéria orgânica (Fig. 2). Nas colheitas efectuadas recolheu-se um total de 19000 indivíduos repartidos por 79 taxa. Nas duas épocas amostradas, o estuário do Gilão foi o que apresentou maior diversidade, com 38 taxa, seguido do Mira com 28. Nos estuários de Aljezur e Bensafrim foram recolhidos 21 taxa e em Odeceixe 27 (Tabela I).

Tabela I- Lista de taxa (valores médios de densidade por 1 m²) nos estuários de Mira, Odeceixe, Aljezur, Bensafrim e Gilão. Valores para riqueza total de espécies (S), índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Simpson (1-lambda), e equitabilidade de Pielou (J')

Abreviatura	Taxa	Mira		Odeceixe		Aljezur		Bensafrim		Gilão	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Cnid	Cnidaria	2									
Nema	Nematoda		2					17			
Polyc	Polychaeta										
Aromi	<i>Alkmaria romijini</i>	0	11		56		24		79		2
Ccapi	<i>Capitella capitata</i>	15			139	53	29	58	51	195	431
Capi	Capitellidae	47						4		37	
Hfili	<i>Heteromastus filiformis</i>	172	82		4						2
Spio	Spionidae n.id.	33									
Peleg	<i>Pygospio elegans</i>	22		136	20	90		88		9	
Sshru	<i>Streblospio shrubsolii</i>	36	38	172	56		47	4	2720		342
Poly	<i>Polydora</i> sp.								2		
Hdive	<i>Hediste diversicolor</i>	18	16	45	162	397	89	18	511	157	109
Nhomb	<i>Nephtys hombergi</i>	108	193								
Neph	Nephtyidae	2								3	
Gconv	<i>Glycera tridactyla</i>		7								
Galba	<i>Glycera alba</i>									3	
Meli	<i>Melinna</i> sp.	6									
Amag	<i>Amage</i> sp.	2									
Aadsp	<i>Amage adspersa</i>	22									
Eteo	<i>Eteone</i> sp.					1					
Epict	<i>Mysta cf picta</i>								2		
Mpapi	<i>Magelona papillicornis</i>							18			
Neos	<i>Neosabellides</i> sp.	133				193				5	



Abreviatura	Taxa	Mira		Odeceixe		Aljezur		Bensafrim		Gilão	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Cirr	Cirratulidae									4	
Onup	<i>Onuphis</i> sp.									1	
Ofusi	<i>Owenia fusiformis</i>									4	
Amph	Ampharetidae									8	
Fenig	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>										4
Mpapi	<i>Magelona papillicornis</i>									1	
Tmari	Aphelochaeta marioni									13	
Scol	<i>Scolecopsis</i> sp.									15	
Chon	<i>Chone</i> sp.									1	
Olig	Oligochaeta		11		76		53	861	504	39	
Sipu	Sipuncula		4								
Crus	Crustacea			3							
Corie	<i>Corophium orientale</i>			11		308	7			17	
Cvolu	<i>Corophium volutator</i>	13									
Gchev	<i>Gammarus chevreuxi</i>			3		20				3	
Gamm	Gammaridae										9
Gamma	<i>Gammaropsis</i> sp.	25									
Lpilo	<i>Leptocheirus pilosus</i>										2
Mpalm	<i>Melita palmata</i>										582
Melit	Melitidae									3	0
Mgryl	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>										4
Hoers	<i>Heterotanais oerstedii</i>				1				20		13
Ccari	<i>Cyathura carinata</i>	58	124	763	873	87	564	75	1349	76	1058
Pform	<i>Paragnathia formica</i>				3		7		2		
Gnat	Gnathiidae					10	2				
Lhook	<i>Lekanesphaera hookeri</i>			2		46	58			68	
Peleg	<i>Palaemon elegans</i>							15			
Upog	Upogebiidae									1	
Cmaen	<i>Cyathura carinata</i>			4	2		2			3	
Cope	Copepoda	2									2
Ostr	Ostracoda				2				4		
Molu	Mollusca										
Hulva	<i>Peringia ulvae</i>		342	507	469	3	13	1508	2357	27	218
Vvent	Ecrobia ventrosa			2		348	18			11	102
Hacut	<i>Hydrobia acuta</i>				11				4		
Rtrun	<i>Retusa truncatula</i>		16								



Abreviatura	Taxa	Mira		Odeceixe		Aljezur		Bensafrim		Gilão	
		Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Tell	<i>Tellina</i> sp.				2						
Tdona	<i>Moerella donacina</i>					1					
Vene	Veneridae				9						
Rdecu	<i>Ruditapes decussatus</i>									1	
Pseu	<i>Pseudopythina</i> sp.									1	
Aabra	<i>Abra alba</i>			13							
Atorn	<i>Acteon tornatillis</i>									7	
Cera	<i>Cerastoderma</i> sp.								63		
Cglau	<i>Cerastoderma glaucum</i>	14	67		33						
Cedul	<i>Cerastoderme edule</i>			3	11						7
Card	Cardiidae				7						
Seme	Semelidae						2				
Splan	<i>Scrobicularia plana</i>	2	89	14	28	4		39	182	2	
Bryo	Bryozoa										
Mmemb	<i>Membranipora membranacea</i>										2
Phor	Phoronida					28				4	
Neme	Nemertina									2	
Inse	Insecta		53		1			13		13	78
Quir	Quironomidae										2
	S	20	15	14	21	15	14	13	15	32	19
	H'	2.35	2.07	1.43	1.76	1.99	1.48	1.22	1.62	2.41	1.85
	1-lambda	0.87	0.83	0.68	0.73	0.83	0.6	0.59	0.75	0.86	0.79
	J'	0.79	0.76	0.54	0.58	0.73	0.56	0.48	0.6	0.69	0.63

As comunidades de macrozoobentos do estuário de Mira, com os valores de equitabilidade mais elevados, foram dominadas pela classe Polychaeta, representada por 15 espécies, com predomínio do capitelídeo *Heteromastus filiformis* (Claparède, 1864) (Tabela I). Nas do estuário de Odeceixe, com os menores valores de equitabilidade, as espécies dominantes foram, nas duas épocas de amostragem, o crustáceo *Cyathura carinata* (Kroyer, 1847) e o gastrópode *Peringia ulvae* (Pennant, 1777) (Tabela I).

No estuário de Aljezur o macrozoobentos foi dominado, no inverno, pelos poliquetas *Hediste*

diversicolor (O.F. Müller, 1776) e *Neosabellides* sp., pelo crustáceo *Corophium orientale* Scheellenberg, 1923 e pelo gastrópode *Ecrobia ventrosa* (Montagu, 1803). O verão, com uma diminuição substancial na abundância das espécies, foi caracterizado por maiores densidades de *Cyathura carinata* (Tabela I).

Em Bensafrim, os povoamentos bentónicos caracterizaram-se pela dominância do poliqueta *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890) e *Cyathura carinata* durante o verão, e densidades elevadas de *Peringia ulvae* nos dois períodos de amostragem (Tabela I). O estuário do rio Gilão foi caracterizado, em



ambas as estações de amostragem, pelo capitélideo *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) e pelas densidades elevadas dos crustáceos *Melita palmata* (Montagu, 1804) e *Cyathura carinata*, durante o verão.

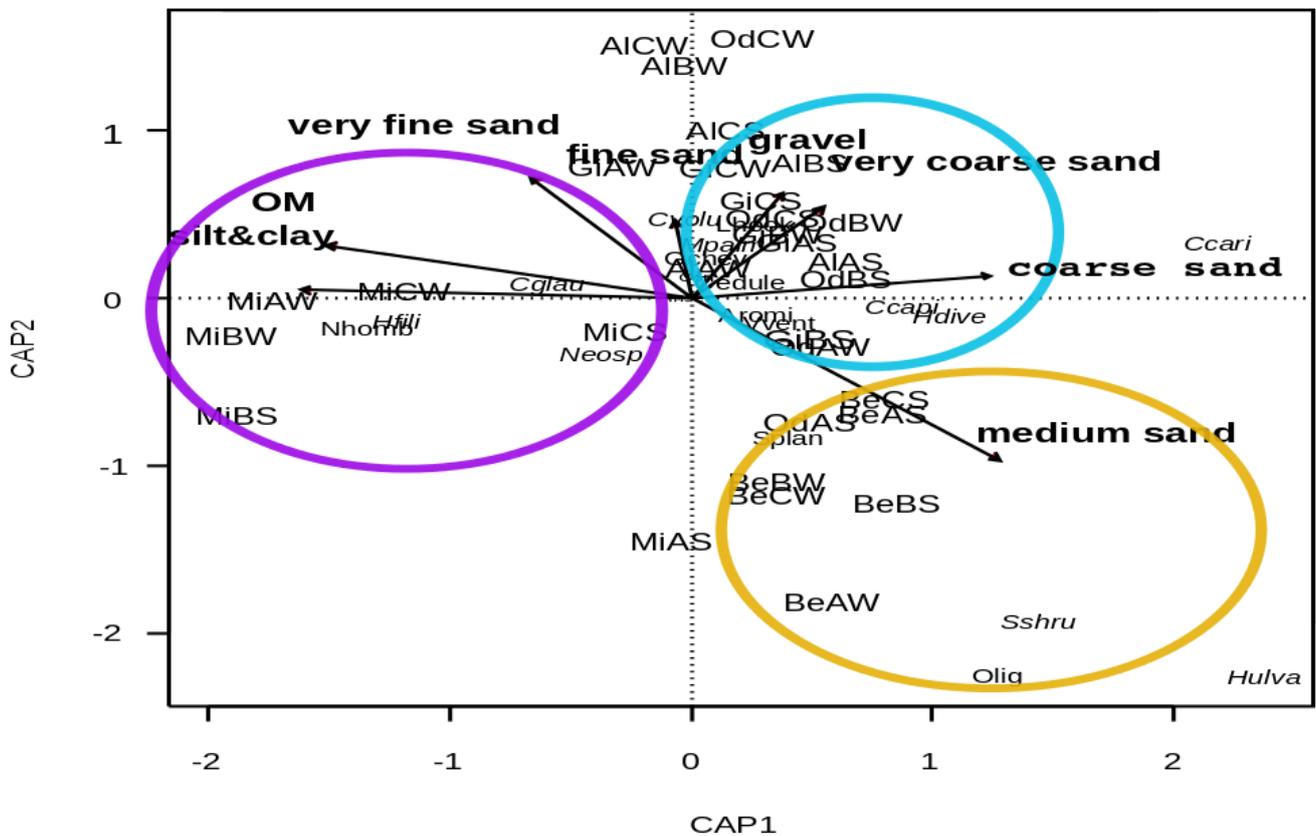


Figura. 3. Análise CAP para a correlação entre associações de macroinvertebrados estuarinos e características de sedimentos. Os estuários são indicados pelas duas primeiras letras: Mi (Mira), Od (Odeceixe), Al (Aljezur), Be (Bensafrim), Gi (Gilão). As estações do ano são abreviadas pela primeira letra: Inverno (W), Verão (S). A diversidade de Shannon-Wiener (H') e a diversidade de habitats também estão incluídas nesta análise. Abreviaturas das espécies como na Tabela I

Os resultados da PERMANOVA permitiram distinguir comunidades entre sistemas ($F = 6,49$, $p < 0,001$). A correlação canónica das coordenadas principais (CAP) permitiu explicar essas diferenças pelos parâmetros do sedimento e diversidade considerados, com 60% da variância total explicada pelas duas primeiras componentes (Fig. 3). No estuário do Mira, com sedimentos mais finos e conteúdo de matéria orgânica elevado, as comunidades apresentaram uma maior diversidade de pequenos poliquetas (Fig. 3). Nos estuários de Odeceixe e

Aljezur, caracterizados pela presença de todas as frações sedimentares, mas com uma forte contribuição de silte e argila e de areia média, verificou-se uma maior diversidade e abundância de pequenos crustáceos. Em Bensafrim, quase exclusivamente caracterizado por areias médias, os povoamentos diferenciaram-se dos demais, principalmente, devido ao predomínio de *Streblospio shrubsolii* e de *Peringia ulvae*. Nos sistemas estudados, não foi possível relacionar as diversidades de espécies com a



diversidade de habitats em termos das componentes sedimentares (Fig. 3).

A PERMANOVA hierarquizada permitiu distinguir associações de macroinvertebrados dentro dos sistemas, entre períodos e sectores (F = 7,42 e F = 2,63, respectivamente, p < 0,001). A análise CAP confirmou que esses dois fatores têm importância relativa diferente em todos os sistemas, com exceção de Bensafrim, onde sectores e sazonalidade não foram

significativamente diferentes (Fig. 4d). No Mira, as associações de macroinvertebrados permitiram diferenciar melhor os sectores durante o verão (Fig. 4a). Em Odeceixe, a diferenciação entre sectores prevaleceu sobre a sazonalidade (Fig. 4b). Em Aljezur e Gilão, a diferenciação entre sectores foi mais pronunciada durante o inverno. (Fig. 4c, e).

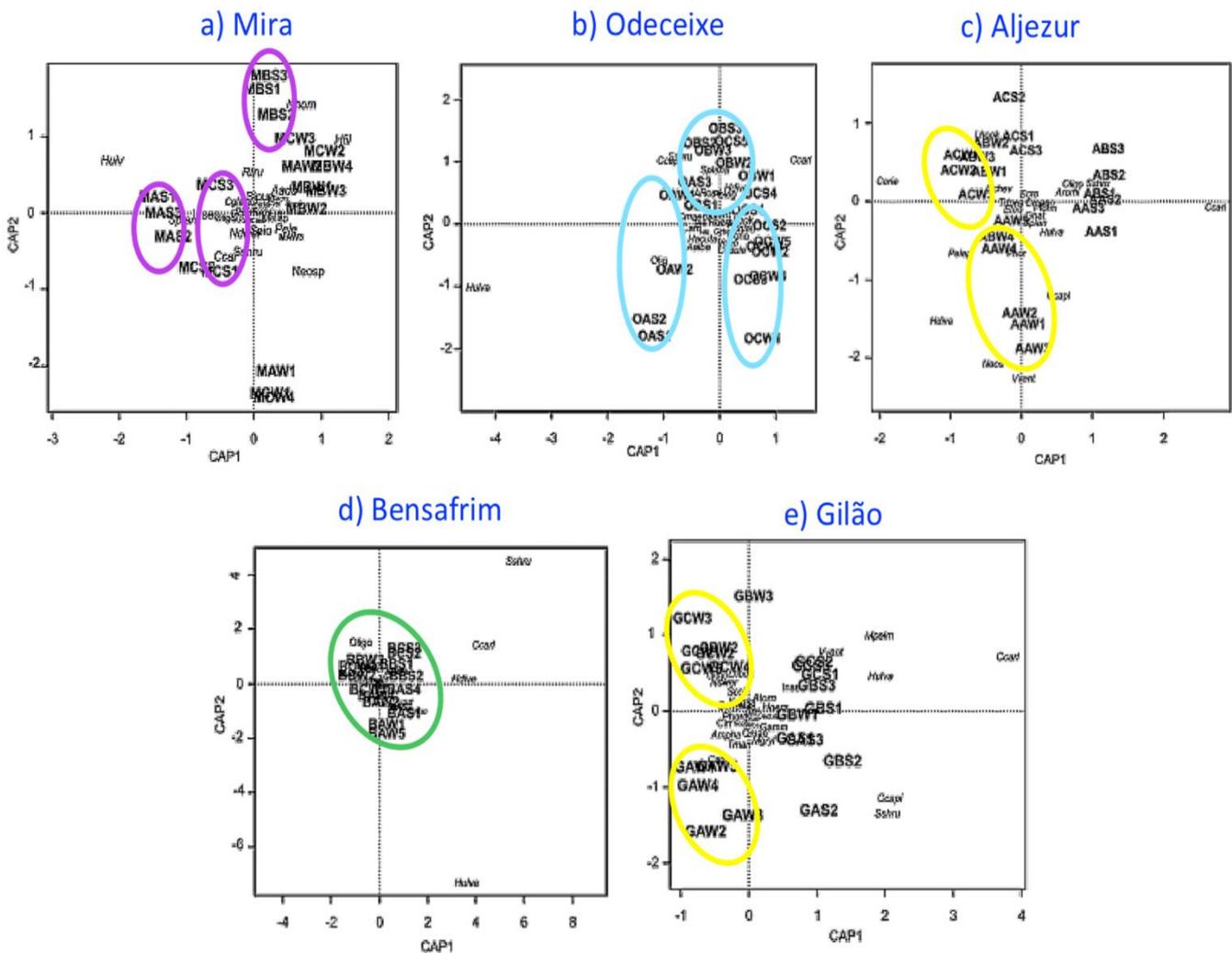


Figura 4. Análise CAP para distribuição das comunidades de macroinvertebrados por estuário, sectores (A, B e C) e época de amostragem (Inverno - W, Verão - S): a) Mira (M), b) Odeceixe (O), c) Aljezur (A), d) Bensafrim (B), e) Gilão (G). Abreviaturas das espécies como na Tabela I



DISCUSSÃO

Neste estudo, tentou fazer-se a cobertura das características mais importantes que influenciam os padrões de distribuição das comunidades de macroinvertebrados. Os sedimentos foram caracterizados pela granulometria e teor de matéria orgânica; a salinidade foi um factor indirecto cujos gradientes de distribuição dentro de cada sistema foram considerados, com o estabelecimento de três sectores ao longo do gradiente longitudinal de salinidade. Foi igualmente um factor subjacente aos dois momentos de amostragem, inverno com elevada entrada de água doce e verão com maior influência das correntes de maré. As comunidades bentónicas, nos cinco sistemas estuarinos, apresentaram composições distintas com a dominância de diferentes espécies entre eles. Embora sujeitos a diversas entradas de água doce, reflexo das bacias hidrográficas diferenciadas que os sustentam, a variância explicada pelos componentes sedimentares e o conteúdo de matéria orgânica mostraram que, tal como referido por diversos autores (e.g. MEIRE et al., 1991; YSEBAERT et al., 2003; ANDERSON et al., 2004; DETHIER & SCHOCO, 2005; HIRST & KILPATRICK, 2007; ANDERSON, 2008; MAGNI et al., 2009), essas diferenças entre sistemas são bem explicadas pelos parâmetros do sedimento. Estes factos estão de acordo com a sugestão de HIRST & KILPATRICK (2007), de que a salinidade *per se* não é o principal responsável pelas diferentes associações faunísticas entre sistemas, respondendo estas principalmente às mudanças nas características do sedimento.

Todavia, as comunidades não podem ser consideradas entidades independentes. Compreender e ser capaz de distinguir padrões neste nível de organização não é independente de um olhar mais atento às espécies que os integram (LEVIN, 1992), pois

tais padrões, quando existem, refletem a resposta de cada espécie individualizada às condições ambientais e não simplesmente uma resposta da comunidade como um todo (LEVIN, 1992; CAIRNS Jr. et al., 1993). Assim, no estuário do Mira, encontramos povoamentos bentónicos típicos de sedimentos silto-argilosos com elevados teores de matéria orgânica, caracterizados por pequenos poliquetas, como *Heteromastus filiformis* (WARWICK & CLARKE, 1994; YSEBAERT & HERMAN, 2002). Em Odeceixe e Aljezur encontramos povoamentos semelhantes não só com pequenos poliquetas como *Capitella capitata*, *Pygospio elegans* Claparède, 1863 e *Streblospio shrubsolii*, mas também com uma clara dominância e diversidade de pequenos crustáceos. Embora a composição do sedimento diferencie esses dois sistemas dos demais, entre Aljezur e Odeceixe, as diferenças podem também ser devidas à respectiva gama de salinidades. Prova disso, para além do fluxo fluvial respectivo, é a presença de dois gastrópodes, *Peringia ulvae* em Odeceixe, e *Ecrobia ventrosa* em Aljezur, que parecem ter diferentes tolerâncias aos valores de salinidade durante a fase de assentamento larvar (GRUDEM & ANDRÉ, 2001; YSEBAERT & HERMAN, 2002). MAGALHÃES et al. (1987) também referem uma composição similar de sedimentos entre esses dois sistemas.

No estuário de Bensafirim, caracterizado principalmente por areia fina, as comunidades são maioritariamente dominadas por pequenos poliquetas oportunistas (*S. shrubsolii*), oligoquetas e o gastrópode *P. ulvae*. A dominância óbvia destes *taxa* está provavelmente relacionada não apenas com o tipo de sedimento, mas também com os níveis de poluição induzidos pelo Homem (SARDÁ & MARTIN, 1993) que não se repercutiram no conteúdo em matéria orgânica. De facto, Bensafirim foi relatado como o



sistema mais impactado dos considerados no presente estudo (CARDOSO et al., 2011).

No estuário do Gilão, caracterizado por sedimentos grosseiros, a elevada diversidade detetada poderá não estar relacionada com a granulometria, mas ser devida à proximidade da Ria Formosa, um sistema lagunar com uma elevada diversidade previamente reportada em comunidades macrobênticas (CALVÁRIO, 1995; GAMITO, 2008). Isto está de acordo com DETHIER & SCHOCO (2005), que sugeriram que a diversidade de espécies não é independente de sistemas adjacentes e que a conectividade pode ocorrer via processos de dispersão das espécies por correntes e larvas pelágicas.

Em resumo, numa escala mais vasta de comparação de povoamentos de macroinvertebrados bentónicos (entre sistemas), os componentes sedimentares parecem explicar as principais diferenças entre essas comunidades. Nessa escala, a variação sazonal e a gama subjacente de salinidades não serão factores fundamentais, o que está de acordo com a afirmação de JOHNSON et al. (2008) que as diferenças intra sistemas são maiores que as diferenças sazonais. No entanto, este estudo aponta para que, independentemente de contextos sedimentares semelhantes ou substancialmente diferentes, outros processos podem ser responsáveis pela composição específica das comunidades, que são mais afectadas pela dominância relativa do que pela composição global das espécies. Isto é especialmente relevante quando há uma clara dominância de espécies consideradas indicadoras, como *S. shrubsolii* para poluição ou como tolerante a grandes variações de salinidade, e *H. filiformis* para ambientes ricos em matéria orgânica (PEARSON & ROSENBERG, 1978; RYGG, 1985; CHAINHO et al., 2006).

Dentro dos estuários, foram encontrados diferentes padrões dificilmente explicáveis pela

heterogeneidade dos respectivos sedimentos. Contrariamente a outros estudos, onde a variância sazonal foi muito menor do que a variância espacial (EDGAR & BARRETT, 2002), tal não foi o caso para todos os estuários considerados no presente estudo, com excepção de Bensafrim, em que as comunidades não diferiram entre os sectores ou períodos de amostragem, e Odeceixe, onde o padrão de distribuição espacial prevaleceu sobre a variação sazonal. Nos estuários do Mira, Aljezur e Gilão, a diferenciação sazonal parece ser importante para a definição da heterogeneidade espacial na distribuição das comunidades. Além disso, descobriu-se que essa heterogeneidade espacial nas distribuições do macrozoobentos não ocorreu na mesma estação do ano. Reconhece-se que o procedimento de amostragem pode produzir padrões falsos, se os replicados não forem suficientes para superar a distribuição desigual desses povoamentos; no entanto, esse fator em si não pode explicar a heterogeneidade sazonal consistente dessas comunidades. Para o estuário do Mira, a heterogeneidade espacial foi mais evidente no verão, o que pode estar relacionado o gradiente de salinidade longitudinal estratificado mais estável, promovido pelo baixo influxo de água doce e pela grande influência das marés. Para Aljezur e Gilão, esta heterogeneidade entre sectores ocorreu no inverno. No caso de Aljezur, o fluxo torrencial de água doce que ocorre durante o inverno pode promover uma ligação mais permanente e mais ampla ao mar e, conseqüentemente, um menor tempo de residência e uma renovação de água mais eficaz (COSTA et al., 2009). No verão, uma diminuição drástica na abundância de espécies limitou, provavelmente, a capacidade de diferenciar padrões espaciais. Isso pode estar relacionado com um processo de eutrofização causado pela fraca renovação de água, conjuntamente com níveis elevados de pressão humana durante este período. Aqui, a estreita desembocadura e



as barreiras de areia podem alterar a influência das correntes de maré neste estuário (COSTA et al., 2009), com uma diminuição da produtividade já reportada (COSTA et al., 1988). No estuário do Gilão, pelo contrário, observou-se um aumento na densidade das espécies durante o verão e menores valores de equitabilidade que, provavelmente, serão indutores de heterogeneidade espacial. Para Odeceixe, no presente estudo, a heterogeneidade sazonal parece ter um impacto menor na distribuição das comunidades, provavelmente devido ao seu maior fluxo fluvial em comparação com Aljezur (COSTA et al., 2009).

Com este trabalho, abordaram-se três das principais escalas de distribuição: padrões inter e intra-estuarinos e heterogeneidade sazonal. Os resultados sustentam que, na escala inter-estuarina, a composição do sedimento é um factor marcante para as comunidades macrozoobênticas, explicando uma grande percentagem da variância total, o que está de acordo com estudos anteriores (e.g. TESKE & WOOLDRIDGE, 2003; GLADSTONE et al., 2006; CANCELA DA FONSECA et al., 2009), no entanto, quando estão presentes *taxa* indicadores nos povoamentos, deve levar-se em conta a importância de outros potenciais agentes forçadores, como poluição e salinidade ou a estrutura e diversidade trófica que se estabelece nas associações da macrofauna bentónica ao longo do gradiente estuarino (CANCELA DA FONSECA et al., 2001).

Concluiu-se igualmente que, em menor escala, a composição do sedimento entre os sectores de cada estuário não é um factor determinante para a distribuição dos povoamentos. Além disso, os factores que regem a distribuição bentónica não são provavelmente os mesmos em sistemas diferentes. De acordo com HEWITT & THRUSH (2009), os resultados mostraram que, nas escalas de distribuição intra estuarinas, deve existir uma relação complexa

entre variabilidade espacial e abundância média das espécies numa gama de escalas espaciais e temporais que não representam uma simples relação linear operando em escalas mais amplas de correlação em que os factores limitantes podem variar.

Tanto a heterogeneidade ambiental que ocorre dentro de um estuário, quanto os factores que variam entre os estuários afetam as relações espécie-ambiente (THRUSH et al., 2005). Como consequência, diferentes espécies podem responder a características distintas de diversas maneiras ao longo do tempo (LEVIN, 1992; GLADSTONE et al., 2006). Isto adiciona vários graus de complexidade à caracterização ecológica dos sistemas. Para fins de monitorização, ou comparação entre diferentes comunidades bentónicas do sistema, os procedimentos de amostragem devem cobrir tanto quanto possível a gama de heterogeneidades intra sistema. No caso dos sistemas presentes ou equivalentes, isso seria alcançado não apenas por amostragem ao longo dos gradientes estuarinos, mas também abrangendo a variação sazonal, frequentemente de grande importância para alguns pequenos estuários. A estrutura dos grupos tróficos das comunidades bentónicas parece ser função de tais gradientes, o que sugere a existência de tendências gerais na organização dos povoamentos, apesar das diferenças sedimentológicas e hidrológicas que possam registar-se (CANCELA DA FONSECA et al., 2001)

Sabe-se igualmente que a artificialização/ocupação das margens e as alterações nas respectivas bacias hidrográficas em valores superiores a 10-12% provocam como resposta uma redução, quer do efectivo populacional, quer da variabilidade, nas comunidades bentónicas, que é consistentemente indicativa de condições de stresse (BILKOVIC et al., 2006).



É inegável que as abordagens actuais questionam acerca do conhecimento científico existente sobre estuários, as comunidades biológicas respectivas e a sua ecologia. No entanto, e reconhecendo que obtidos sobre partes do ecossistema e interpretá-los sem qualquer referência à sua interação não é, provavelmente, a melhor abordagem (e.g. DIAZ et al., 2004), novas metodologias devem ser testadas, nomeadamente desenvolvendo ferramentas mais integradoras e que incluam aspectos que têm vindo a ser negligenciados (dimensão dos sistemas, largura das desembocaduras, desenvolvimento dos povoamentos de macrófitas, carga de efluentes, alteração e ocupação antrópica das margens e bacia hidrográfica) e que são extremamente importantes para a diversidade e estrutura das comunidades, que depende claramente dos factores ambientais envolventes e sua estabilidade (DYE & BARROS, 2005; DE JONGE, 2007; WEINSTEIN, 2008; DUARTE et al., 2015).

Em termos de monitorização/avaliação do estado ecológico isto levante grandes problemas – Como e quando amostrar? Como discernir os efeitos antrópicos? Quais as perturbações efectivas? Como definir/estabelecer integridade ecológica (integridade funcional)? Percebe-se cada vez mais que é indispensável considerar o Homem e as suas actuações como parte integrante dos ecossistemas (WEINSTEIN, 2008) e isso implica ter que encontrar métricas e índices que tornem possível avaliar e monitorizar os sistemas, não apenas com indicadores biogeoquímicos e ecológicos *stricto sensu*, mas igualmente com outros que avaliem factores das actividades humanas (CARDOSO, 2011), as suas aspirações e o seu bem-estar. Estas interligações entre actividades humanas e estado do ambiente são, cada vez mais, consideradas essenciais para avaliação do estado da “saúde ambiental” (CAIRNS Jr. et al., 1993; WEINSTEIN, 2008). Não obstante o uso de indicadores específicos,

a ecologia da paisagem poderá ser uma ferramenta fundamental que integre observações numa escala que permita fazer um diagnóstico a processos dominantes, e/ou torrenciais, de sistemas (TURNER & GARDNER, 2015) como os pequenos estuários. Apesar das comunidades biológicas poderem ser indicadoras de muitas características de um sistema, dificilmente serão, por si só, os melhores indicadores em sistemas muito dinâmicos (CARDOSO, 2011). As alterações hidro-morfológicas, a vegetação ripícola, o tipo de ocupação ou utilização do território da bacia hidrográfica, o tipo de mosaico e as suas alterações, podem ser utilizados para entender o nível de integridade ecológica de um sistema naturalmente dinâmico.

Em termos conceptuais, o que queremos para estes estuários? Há-os em zonas de fraca ocupação humana, mas também em locais de grande ocupação e impactos: Como gerir? Antes do mais há que compreender quais os problemas que carecem de resolução e definir de uma forma criteriosa as metas a atingir. Os objetivos a estabelecer para cada ecossistema devem ser precisos em função dessas metas e, no que respeita às políticas de gestão, devem ser suficientemente englobantes e ponderar a interdependência entre os seres humanos e o ambiente. Tais aspectos poderão permitir decisões sobre quais as informações necessárias e para que fins, visando a obtenção de indicadores mais razoáveis e adequados aos objetivos da gestão (CAIRNS Jr. et al., 1993). E se esses propósitos de gestão se centrarem na conservação isto implica que os técnicos e os responsáveis, para além de terem compreendido os problemas, tenham em consideração não apenas o conhecimento científico, mas também as preocupações e anseios das populações (BARNES, 1999). A primeira questão de fundo: o que queremos para estes estuários? Tem subjacente que, na gestão destes sistemas, como



noutros, estamos a gerir atividades humanas. Sem o impacto Humano os sistemas seguiriam as suas dinâmicas próprias entre sucessões de perturbações naturais e restabelecimento de equilíbrios. Em qualquer modelo de gestão, as políticas, metas e ferramentas territoriais devem ser acompanhados por um exaustivo conhecimento das atividades Humanas que têm um impacto direto ou indireto em cada sistema (WEINSTEIN, 2008; CARDOSO, 2011).

Qual o papel do Homem – ecológico ou destabilizador? Como integrar o usufruto pelos humanos na gestão e conservação? Como estabelecer prioridades? Finalmente como gerir e para que finalidades? Sabe-se das dificuldades de responder às questões anteriores. Deste estudo sobressai o embaraço da definição de métricas/índices relativos às comunidades de macrozoobentos, de aplicação generalizada e que possibilitem, relativamente aos pequenos estuários, i) a avaliação de factores concretos de impacto, ii) a mitigação do risco de perda do seu valor ecológico e funcional, iii) quantificar a sua vulnerabilidade e iv) futuras comparações entre sistemas. Ressalta, igualmente, que só com um conhecimento profundo do funcionamento dos ecossistemas a longo termo e com alguma criatividade se poderão ultrapassar estas dificuldades levantadas pela utilização de métricas muito dirigidas e pouco abrangentes (cf. CARDOSO et al., 2011; 2012), em sistemas de elevada variabilidade natural que, não raro, se sobrepõe e mascara a influência das perturbações com origem antrópica (DAUVIN & RUELLET, 2009). Acresce o facto que para a implementação da Directiva Quadro da Água (DQA - EC, 2000) será crucial distinguir, nas massas de água europeias, a variabilidade natural dos efeitos das pressões antrópicas nas comunidades de organismos aquáticos, nomeadamente nas bentónicas. Consequentemente, e tal como vem sendo recorrentemente afirmado (e.g.

BARNES, 1999; DAUVIN & RUELLET, 2009), tornam-se indispensáveis estudos visando diferenciar as alterações naturais das resultantes da intervenção humana, sob pena de nos faltarem indicadores absolutamente essenciais a uma correcta gestão destes sistemas.

Face às dificuldades e à necessidade de agir, pois de acordo com a DQA (EC, 2000), sempre que os ecossistemas costeiros se encontrem abaixo de um estado ecológico considerado BOM (sendo esse estado avaliado como moderado ou inferior), os Estados são obrigados a tomar medidas para restabelecer o “bom estado” do ecossistema; logo, haverá que procurar métodos holísticos e mais abrangentes de avaliação do estado dos sistemas (WEINSTEIN, 2008; DUARTE et al., 2015). Assim, e concordando com a afirmação de FAIRWEATHER (1999), a abordagem ao estado de “saúde do ecossistema” passa pela contribuição de vários ramos do saber, designadamente pelas “ciências biofísicas (em particular a ecologia), a gestão ambiental, as ciências da saúde e as nossas aspirações socioeconómicas, éticas e de políticas públicas”.

Finalmente, o objetivo final da gestão ambiental é evitar uma maior deterioração dos sistemas naturais pelo estabelecimento de prioridades de acção, a fim de prevenir, reduzir e mitigar usos desequilibrados dos recursos naturais (ADGER, 2006).

No âmbito da DQA os pequenos sistemas estuarinos foram excluídos dos esforços de monitorização, mas isto não significa que a sua importância seja insignificante. Pelo contrário, eles têm uma importância ecológica inegável na costa portuguesa (cf. SILVA E COSTA et al., 1983) e podem ser fontes valiosas de informação sobre a ecologia das respectivas comunidades (CARDOSO et al., 2011). De dimensões reduzidas e altos níveis de variabilidade natural para uma ampla gama de parâmetros proporcionam uma oportunidade rara para a



investigação de comunidades biológicas em ambientes nos quais vários gradientes interagem numa diminuta escala espacial

CONCLUSÕES

Neste estudo a variância sazonal não foi menos importante do que a variância espacial, para todos os sistemas considerados. Para as comunidades de macroinvertebrados as características do sedimento podem explicar as diferenças entre sistemas. Todavia, dentro dos sistemas, os padrões encontrados foram insuficientemente explicados pela heterogeneidade dos sedimentos, enfatizando que a presença de *taxa* indicadores obriga a ter em conta a importância de outros potenciais forçadores (e.g. contaminantes e salinidade, estrutura dos grupos tróficos das comunidades da macrofauna bentónica, alterações mais ou menos profundas de partes da bacia hidrográfica), chamando à atenção para as acções antrópicas na vizinhança dos ecossistemas estuarinos e lagunares, que fazem com que as interacções ecológicas entre os seus componentes e os complexos processos evolutivos que neles ocorrem possam ser postos em risco por modificações neles operadas. Estudos mais detalhados, abarcando uma escala temporal mais ampla, serão necessários para avaliar com precisão os principais factores que contribuem para a estrutura das comunidades de macroinvertebrados dentro de cada sistema. Neste contexto, estudos que possibilitem diferenciar as alterações naturais, das resultantes da intervenção humana, são fundamentais a uma correta gestão futura destes sistemas. Toda esta informação poderá ser altamente valiosa para as autoridades e os “stakeholders” em futuros cenários de gestão e conservação.

Podemos igualmente antever que os padrões de distribuição de associações de macroinvertebrados

bentónicos, largamente considerados como bons indicadores do estado ambiental em sistemas estuarinos, só terão utilidade na gestão costeira se combinados com outros indicadores que cubram de forma holística as actividades antrópicas, avaliando os respectivos impactos

AGRADECIMENTOS

Os autores desejam agradecer a todos os voluntários envolvidos no trabalho de campo e, em particular, a Miguel Pessanha Pais por todo o apoio. Este estudo foi financiado pela “Fundação para a Ciência e Tecnologia” (PTDC/MAR/64982/2006). Inês Cardoso foi igualmente financiada pela FCT através de uma Bolsa de Doutoramento (SFRH/BD/31261/2006). Agradece-se ainda o apoio da Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) através dos projectos UID/MAR/04292/2013 e UID/MAR/04292/2019, atribuídos ao MARE

REFERÊNCIAS

- ADGER, W.N., 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16, 268–281.
- ANDERSON, M., 2008. Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species’ distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 16-27.
- ANDERSON, M.J. & WILLIS, T.J. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology* 84: 511-525.
- ANDERSON, M.J.; FORD, R.B.; FEARY, D.A. & HOEYWILL, C. 2004. Quantitative measures of sedimentation in an estuarine system and its relationship with intertidal soft-sediment infauna. *Marine Ecology Progress Series* 272: 33–48.



- ATTRILL, M., 2002. A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology* 71: 262–269.
- BARNES, R.S.K. 1999. The conservation of brackish water systems: priorities for the 21st century. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 523–527.
- BILKOVIC, D.M.; ROGGERO, M.; HERSHNER, C.H. & HAVENS, K.H. 2006. Influence of land use on macrobenthic communities in nearshore estuarine habitats. *Estuaries and Coasts*, 29 (6B): 1185–1195.
- BORJA, A. & TUNBERG, B.G. 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators* 11: 295–303.
- BULLER, A.T. & McMANUS, J. 1979. Sediment sampling and analysis. In: *Estuarine hydrography and sedimentation. A handbook* (DYER, K.R., Ed.): 87–130. Cambridge Univ. Press, London. (ISBN: 0-521-29496-7)
- CAIRNS Jr., J.; MCCORMICK, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1–44.
- CALVÁRIO, J. 1995. Estrutura e dinâmica das comunidades macrobênticas da Ria Formosa (Ria Faro-Olhão). Tese de doutoramento, Universidade do Algarve, 337p+apêndices.
- CANCELA DA FONSECA, L.; DUARTE, P. & GASPAS, F.P. 2001. Trophic group patterns of macrobenthos in brackish coastal systems. *Bol.Mus.Mun. Funchal, Sup.nº6*, 139–165.
- CANCELA DA FONSECA, L.; COSTA, A.M.; BERNARDO, J.M.; FRANCO, J.E.; DUARTE, P.; CRISTO, M. & FIDALGO E COSTA, P. 2009. Comunidades de macroinvertebrados bentônicos dos sistemas estuarino-lagunares costeiras das ribeiras de Seix e de Aljezur. *Actas do 2.º Seminário sobre Sistemas Lagunares Costeiros: 106–123. Escola Superior de Educação "João de Deus"*, Lisboa. (ISBN: 978-972-8061-70-8).
- CARDOSO, I. 2011. Ecologic relevance of small estuarine systems from portuguese south and southwest coasts : structure, function and ecologic integrity comparative analysis based on fish and macroinvertebrate benthic communities. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal. 162p.
- CARDOSO, I.; PAIS, M.P.; HENRIQUES, S.; CANCELA DA FONSECA, L. & CABRAL, H.N. 2011. Ecological quality assessment of small estuaries from the Portuguese coast based on fish assemblages indices. *Marine Pollution Bulletin* 62: 992–1001.
- CARDOSO, I.; CANCELA DA FONSECA, L. & CABRAL, H.N. 2012. Ecological quality assessment of small estuaries from the Portuguese coast based on benthic macroinvertebrate assemblages indices. *Marine Pollution Bulletin* 64: 1136–1142
- CHAINHO, P.; COSTA, J.L.; CHAVES, M.L.; LANE, M.F.; DAUER, D.M. & COSTA, M.J. 2006. Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River, Portugal – a poikilohaline estuary. *Hydrobiologia*, 555:59–74
- CHAINHO, P.; CHAVES, M.L.; COSTA, M.J. & DAUER, D.M. 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1128–1137.
- COSTA, A.M.; BERNARDO, J.M. & CANCELA DA FONSECA, L. 1988. Sistemas Lagunares de Odeceie, Aljezur e Carrapateira (SW de Portugal): confinamento e produtividade. *Actas do 5º Congresso sobre o Algarve*, pp. 693–698
- COSTA, A.M.; CRISTO, M.; FIDALGO E COSTA, P.; BERNARDO, J.M.; FRANCO, J.E.; DUARTE, P. & CANCELA DA FONSECA, L. 2009. Caracterização ecológica dos sistemas lagunares costeiras das ribeiras de Seix e de Aljezur: factores abióticos. *Actas do 2.º Seminário sobre Sistemas*



- Lagunares Costeiros: 86-95. Escola Superior de Educação "João de Deus", Lisboa. (ISBN: 978-972-8061-70-8).
- DAUVIN, J.-C. & RUELLET, T. 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59: 38–47; doi:10.1016/j.marpolbul.2008.11.008
- DE JONGE, V.N., 2007. Towards the application of ecological concepts in EU coastal water management. *Marine Pollution Bulletin* 55, 407–414.
- DETHIER, M.N. & G.C. SCHOCO, 2005. The consequences of scale: assessing the distribution of benthic populations in a complex estuarine fjord. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 253-270.
- DIAZ, R.J.; SOLAN, M. & VALENTE, R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management* 73, 165–181.
- DOI, H.; MATSUMASA, M.; TOYA, T.; SATOH, N.; MIZOTA, C.; MAKI, Y. & KIKUCHI, N. 2005. Spatial shifts in food sources for macrozoobenthos in an estuarine ecosystem: Carbon and nitrogen stable isotope analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 316-322.
- DUARTE, C.M.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; ELLIOTT, M.; KRAUSE-JENSEN, D. & MARBÀ, N. 2015. Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 38(4): 1202-1212, doi: 10.1007/s12237-013-9750-9
- DYE, A. & BARROS, F. 2005. Spatial patterns of macrofaunal assemblages in intermittently closed/open coastal lakes in New South Wales, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 357–371
- EC., 2000. Establishing a framework for community action in the field of water policy. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. *Official J. Eur. Commun. L 327*, pp. 1–72.
- EDGAR, G.J. & BARRETT, N.S. 2002. Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 270: 1–24.
- FIDALGO E COSTA, P.; BROTAS, V. & CANCELA DA FONSECA, L. 2002. Physical characterisation and microphytobenthos biomass of estuarine and lagoon environments on the southwest coast of Portugal. *Limnetica*, 21(1-2):69-79.
- FAIRWEATHER, P.G. 1999. Determining the 'health' of estuaries: Priorities for ecological research. *Australian Journal of Ecology*, 24, 441–451.
- GAMITO, S. 2008. Three main stressors acting on the Ria Formosa lagoonal system (Southern Portugal): Physical stress, organic matter pollution and the land-ocean gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 710-720.
- GIBERTO, D.A.; BREMEC, C.S.; ACHAAND, E.M. & MIANZAN, H. 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Rio de la Plata estuary and adjacent shelf waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 1-13.
- GLADSTONE, W.; HACKKING, N. & OWEN, V. 2006. Effects of artificial openings of intermittently opening estuaries on macroinvertebrate assemblages of the entrance barrier. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 708-720.
- GRUDEM, J. & ANDRÉ, C. 2001. Salinity dependence in the marine mud snails *Hydrobia ulvae* and *Hydrobia ventrosa*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 651-654.
- HEWITT, J.E. & THRUSH, S.F. 2009. Do species' abundances become more spatially variable with stress?. *The Open Ecology Journal* 2, 37–46.
- HEYDORN, A.E.F. & TINLEY, K.L. 1980. Estuaries of the Cape, Part I. Synopsis of the Cape coast. Natural features, dynamics and utilization. C.S.I.R. Research Report 380: 1-97.



- HIRST, A.J. & KILPATRICK, R. 2007. Spatial and temporal variation in the structure of estuarine macroinvertebrate assemblages: implications for assessing the health of estuaries. *Marine and Freshwater Research* 58: 866-879.
- JOHNSON, R.L.; PEREZ, K.T.; ROCHA, K.J.; DAVEY, E.W. & CARDIN, J.A. 2008. Detecting benthic community differences: Influence of statistical index and season. *Ecological Indicators* 8: 582-587.
- LEVIN, S.A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology* 73: 1943-1967.
- LINDEGARTH, M. & HOSKIN, M. 2001. Patterns of Distribution of Macro-fauna in Different Types of Estuarine, Soft Sediment Habitats Adjacent to Urban and Non-urban Areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 237-247.
- MAGALHÃES, F.; CANCELA DA FONSECA, L.; BERNARDO, J.M.; COSTA, A.M.; MOITA, I.; FRANCO, J.E. & DUARTE, P. 1987. Physical characterization of Odeceixe, Aljezur and Carrapateira Lagunary systems (SW Portugal). *Limnetica* 3: 211-218.
- MAGNI, P.; TAGLIAPIETRA, D.; LARDICCI, C.; BALTHIS, L.; CASTELLI, A.; COMO, S.; FRANGIPANE, G.; GIORDANI, G.; HYLAND, J.; MALTAGLIATI, F.; PESSA, G.; RISMONDO, A.; TATARANNI, M.; TOMASSETTI, P. & VIAROLI, P. 2009. Animal-sediment relationships: Evaluating the 'Pearson-Rosenberg paradigm' in Mediterranean coastal lagoons. *Marine Pollution Bulletin* 58: 478-486.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, Malden, USA: viii+256 pp. (ISBN: 0-632-05633-9)
- McARDLE, B.H. & ANDERSON, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290-297.
- MEIRE, P.M.; SAYS, J.J.; YSEBAERT, T.J. & COOSEN, J. 1991. A comparison of the macrobenthic distribution and community structure between two estuaries in SW Netherlands. In ELLIOTT, M. & DUCROTOY, J.P. (Eds), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Inter-Comparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark, pp. 221-230.
- MERMILLOD-BLONDIN, F.; MARIE, S.; DESROSIERS, G.; LONG, B.; MONTETY, L.; MICHAUD, E. & STORA, G. 2003. Assessment of the spatial variability of intertidal benthic communities by axial tomodesitometry: importance of fine-scale heterogeneity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 287: 193-208.
- MORRISEY, D.J.; HOWITT, L.; UNDERWOOD, A.J. & STARK, J.S. 1992. Spatial variation in soft-sediment benthos. *Marine Ecology Progress Series* 81: 197-204.
- PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16: 229-311.
- PINTO, R.; PATRÍCIO, J.; BAETA, A.; FATH, B.D.; NETO, J.M. & MARQUES, J.C. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* 9: 1-25.
- POTTER, I.C.; CHUWEN, B.M.; HOEKSEMA, S.D. & ELLIOTT, M. 2010. The concept of an estuary: a definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87, 497-500.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2015. R version 3.1.3 (2015-03-09) -- "Smooth Sidewalk". R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available at: <http://www.R-project.org>.
- RIDDIN, T. & ADAMS, J.B. 2008. Influence of mouth status and water level on the macrophytes in small



- temporarily open/closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 86-92.
- ROSENBERG, R. 2001. Marine faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina* 65: 107-119.
- RYGG, B. 1985. Distribution of species along pollution induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian Fjords. *Marine Pollution Bulletin*, 16(12): 469-474.
- SARDÁ, R. & MARTIN, D. 1993. Populations of *Streblospio* (Polychaeta: Spionidae) in Temperate Zones: demography and production. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 73: 769-784.
- SILVA E COSTA, A.; PALMA, L. & CANCELA DA FONSECA, L. 1983. La côte Sud-Ouest du Portugal. Une valeur écologique menacée. *Le Courrier de la Nature*, 87: 12-17.
- SOUSA REIS, C.; GUERREIRO, J.; MONTEIRO, A.; CASTRO, J.; DUARTE, P.; RAIMUNDO, L. & SANTOS, A. 1985. Contribuição para o estudo da Bionomia Bentónica da “Ria” Formosa (zona da Ilha de Tavira) - I. Dados preliminares. Text et Res. Sémin. “Systèmes Lagunaires - Ria Formosa”. Institut Franco-Portugais. Lisboa.
- TESKE, P.R. & WOOLDRIDGE, T.H. 2003. What limits the distribution of subtidal macrobenthos in permanently open and temporarily open/closed South African estuaries? Salinity vs. sediment particle size. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 225-238.
- THRUSH, S.F.; HEWITT, J.E.; HERMAN, P.M.J. & YSEBAERT, T. 2005. Multi-scale analysis of species-environment relationships. *Marine Ecology Progress Series* 302: 13-26.
- TURNER M.G. & GARDNER R.H. 2015. Landscape Dynamics in a Rapidly Changing World. In: *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer, New York, NY, pp 333-381.
- VASCONCELOS, R.; REIS-SANTOS, P.; FONSECA, V.; MAIA, A.; RUANO, M.; FRANÇA, S.; VINAGRE, C.; COSTA, M.J. & CABRAL, H.N. 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: a multi-metric index and conceptual approach. *Science of Total Environment* 374: 199-215.
- WARWICK, R.M. & CLARKE, K.R. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology* 118: 739-744.
- WEINSTEIN, M.P. 2008. Ecological restoration and estuarine management: placing people in the coastal landscape. *Journal of Applied Ecology*, 45, 296-304; doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01355.x
- YSEBAERT, T. & HERMAN, P.M.J. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series* 244: 105-124.
- YSEBAERT, T.; HERMAN, P.M.J.; MEIRE, P.; CRAEYMEERSCH, J.; VERBEEK, H. & HEIP, C.H.R. 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 335-355.