

Editores:

Davis Pereira de Paula

João Alveirinho Dias

Luís Cancela da Fonseca

Maria Antonieta C. Rodrigues

Miguel da Guia Albuquerque

Monique Palma

Sílvia Dias Pereira

DIÁLOGOS EM TORNO DA LINHA DE COSTA: O OCEANO QUE NOS UNE
TOMO IX DA REDE BRASPOR

Diálogos em torno da linha de costa: O oceano que nos une

TOMO IX DA REDE BRASPOR



 **FAPERJ**
Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo
à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro

INSERIR
CODIGO
DE BARRAS

UERJ
2020

Editores:

Davis Pereira de Paula
João Alveirinho Dias
Luís Cancela da Fonseca
Maria Antonieta C. Rodrigues
Miguel da Guia Albuquerque
Monique Palma
Sílvia Dias Pereira

Diálogos em torno da linha de costa: O oceano que nos une

Tomo IX da Rede BRASPOR



UERJ
Rio de Janeiro
2020

Diálogos em torno da linha de costa: O oceano que nos une / Tomo IX da RedeBRASPOR

Editores:

Davis Pereira de Paula
João Alveirinho Dias
Luís Cancela da Fonseca
Maria Antonieta C. Rodrigues
Miguel da Guia Albuquerque
Monique Palma
Sílvia Dias Pereira

Projeto Gráfico:

Diagramação: Luís Cancela da Fonseca/Monique Palma/João Alveirinho Dias
Capa: Luís Cancela da Fonseca

Fotografias: Luís Cancela da Fonseca - Porto da Baleeira, Sagres; Pôr do Sol, Cabo S. Vicente (capa e contracapa); fotografias das páginas de separação dos capítulos.

Impressão e Acabamento: UERJ

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / MID

D 536 Diálogos em torno da linha de costa: O oceano que nos une / Davis Pereira de Paula...[et al.]. - Rio de Janeiro : FGEL-UERJ, 2020.
222 p. : il. - (Rede BRASPOR ; tomo IX).

Bibliografia.

ISBN: 978-65-88808-02-3

1. Mares. 2. Homem – influência sobre a natureza. 3. Meio ambiente – Costa - Brasil. 4. Meio ambiente – Costa – Portugal. 5. Geologia - Quaternário. I. Paula, Davis Pereira de. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Geologia. III. Série.

CDU 551.46

Bibliotecária: Luciana Avellar – CRB/7-4544

Capítulo XII

O Homem e os ecossistemas costeiros: Análise de impactos cumulativos em pequenos estuários no sudoeste e sul de Portugal



O HOMEM E OS ECOSSISTEMAS COSTEIROS: ANÁLISE DE IMPACTOS CUMULATIVOS EM PEQUENOS ESTUÁRIOS NO SUDOESTE E SUL DE PORTUGAL

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

¹ MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal (ipcardoso@fc.ul.pt, hncabral@fc.ul.pt); ² MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, Laboratório Marítimo da Guia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Av. Nossa Senhora do Cabo, 939, 2750-374, Cascais, Portugal (lcfonseca@fc.ul.pt); ³ CTA - Centro de Ciências e Tecnologias da Água, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal, (lcfonseca@ualg.pt).

RESUMO

Os ambientes costeiros, como os estuários, são os exemplos por excelência de como em muitos ecossistemas a presença e influência do Homem já faz parte da dinâmica do sistema natural. Historicamente, o Homem vem alterando a paisagem, utilizando os serviços ecossistémicos que os sistemas costeiros oferecem e, em muitos casos, já não é possível, nem desejável excluí-lo da paisagem. Em pequenos estuários, alterações de uso e/ou intensificação de impactos podem ter efeitos devastadores de alteração profunda do sistema e até do seu desaparecimento funcional. Estes estuários, inseridos no contexto de bacias hidrográficas mais ou menos humanizadas, estão sujeitos a impactos de diferentes escalas e magnitudes, pelo que, para efeitos de gestão e análise da respectiva permanência funcional, uma abordagem ecossistémica que vá para além da dimensão do pequeno estuário seja, provavelmente, a que melhor se ajuste. O desafio será então a escolha dos descritores de impactos que irão ditar a vulnerabilidade de cada sistema. Neste trabalho, usou-se uma adaptação de uma análise de vulnerabilidade feita a pequenos estuários da costa Portuguesa que não só a quantificou, como permitiu abrir caminhos para a gestão destes ecossistemas. Concluiu-se que a compreensão das múltiplas pressões que conduzem à degradação dos ecossistemas é fundamental, para a definição das linhas de intervenção e protecção. O escasso conhecimento sobre pequenos estuários não deve ser uma limitação à gestão, mas antes como um sinal de alerta da sua potencial degradação e risco de desaparecimento funcional.

Palavras-chave: Abordagem ecossistémica, impacto antrópico, vulnerabilidade, pequenos estuários.

Man and coastal ecosystems: Analysis of cumulative impacts in small estuaries in southwest and south Portugal

ABSTRACT

Coastal environments, such as estuaries, are the prime examples of how the presence and influence of man is already, in many ecosystems, part of the dynamics of the natural system. Historically, man has been changing the landscape, using the ecosystem services that coastal systems offer and in many cases it is no longer possible or desirable to exclude him from the landscape. In small estuaries, changes in use and / or impact intensification can have devastating effects of sound alteration of the system and even its functional disappearance. These estuaries, inserted in the context of more or less humanized watersheds, are subject to impacts of different scales and magnitudes, so for the purposes of management and analysis of their functional permanence, probably the best option is an ecosystem approach that goes beyond the size of the small estuary. The challenge will then be the choice of impact descriptors that will dictate the vulnerability of each system. In this work, an adaptation of a vulnerability analysis made to small estuaries of the Portuguese coast was used, which not only quantified it, but also opened the way for the management of these ecosystems. It was concluded that the understanding of the multiple pressures that lead to the degradation of ecosystems is essential for the definition of lines of intervention and protection. The scarce knowledge about small estuaries should not be a limitation to management, but rather a warning sign of their potential degradation and risk of functional disappearance.

Keywords: Ecosystem approach, anthropogenic impact, vulnerability, small estuaries.

INTRODUÇÃO

Os valores ecológico, funcional e económico dos estuários são actualmente de aceitação generalizada (CONSTANZA, 1997; KENNISH, 2002). Ecossistemas naturalmente dinâmicos (ELLIOT & QUINTINO, 2007), os estuários são, a nível mundial, os sistemas cujos processos são controlados por factores humanos e ecológicos, pelo que estão sujeitos a um vasto leque de pressões decorrentes das actividades humanas (LEURS *et al.*, 2003) que tanto podem resultar de acções em áreas adjacentes, como de actividades distantes do sistema estuarino (ZACHARIAS & GREGR, 2004).

Em muitas regiões costeiras, devido ao rápido crescimento populacional e ao desenvolvimento descontrolado, os estuários sofrem uma ampla gama de impactos humanos que podem comprometer a sua integridade ecológica (KENNISH, 2002), o que pode levar a uma afirmação intuitiva de que tais sistemas são vulneráveis.

Embora não exista um considerável consenso sobre a definição de vulnerabilidade, esta é geralmente considerada uma medida de exposição a factores de pressão (*também denominados de sensibilidade ou de impacto potencial*) (TURNER *et al.*, 2003; WILSON *et al.*, 2005) e de potencial de recuperação (*também denominado resiliência ou capacidade adaptativa*) (TURNER *et al.*, 2003; ADGER, 2006; GALLOPÍN, 2006; De LANGE *et al.*, 2010; DUARTE *et al.*, 2015). É de aceitação geral que a vulnerabilidade às mudanças ambientais não pode ser isolada da política económica mais abrangente relativa à utilização dos recursos. A vulnerabilidade é impulsionada por acções humanas inadvertidas ou deliberadas que, além de interagir com sistemas físicos e ecológicos, reforçam interesses próprios e a distribuição de poder (ADGER, 2006).

Assumimos estabilidade, resiliência, adaptabilidade e resistência dos ecossistemas quando dependemos deles para purificar resíduos, extrairmos recursos, ou lhes impormos impactos recreativos. No entanto, essas suposições deixam de ser válidas quando as tensões impostas estão fora dos limites aos quais o sistema se adaptou. Assim, a vulnerabilidade de um

sistema ecológico aumenta à medida que o número, a intensidade e a frequência dos agentes de impacto aumentam (BRADLEY & SMITH, 2004).

A crescente percepção de que os impactos humanos estão a afectar as nossas zonas costeiras tem vindo a tornar evidente o conceito de vulnerabilidade (WOODROFFE, 2007), mas também que, quer o Homem, quer as actividades que desenvolve são inseparáveis da paisagem e do ecossistema (WEINSTEIN, 2007; 2008).

Vulnerabilidade ecológica é um termo geral que pode ser usado a vários níveis hierárquicos (organismo, ecossistema e paisagem) (De LANGE *et al.*, 2010), tendo sido feitas várias abordagens e tentativas para a quantificar. Numa revisão de estudos sobre a vulnerabilidade ecológica, De LANGE *et al.* (2010) mostram que quase todos os trabalhos publicados são sobre análise de paisagem, e que os algoritmos desenvolvidos até ao momento para quantificar essa vulnerabilidade são respeitantes a áreas muito grandes, havendo poucos estudos que focam a vulnerabilidade no nível do ecossistema (ex: IPPOLITO *et al.*, 2010; HALPERN *et al.*, 2007).

Na Europa, a implementação da Directiva-Quadro da Água (DQA) procura garantir a melhor condição ecológica possível para todas as massas de água, incluindo águas de transição, dentro das fronteiras da União Europeia (UE) (EC, 2000) e exige esforços para melhorar as situações locais de habitat e estado químico das massas de água, sendo assim necessária uma percepção adequada dos principais agentes de degradação do ecossistema bem como das condições a estabelecer para a respectiva recuperação (DUARTE *et al.*, 2015). A DQA estipula que a qualidade da água deve ser monitorizada pelos Estados Membros de maneira sistemática e comparável em toda a UE, usando métodos padronizados de acompanhamento, amostragem e análise (ZONTA *et al.*, 2007). Para isso, foram estabelecidas referências ecológicas e os principais sistemas dentro dessas bases foram incluídos nos programas nacionais de monitorização.

O objectivo final dessa gestão ambiental é proteger a estrutura e a função das comunidades e ecossistemas (IPPOLITO *et al.*, 2010). Neste contexto, a avaliação da vulnerabilidade clarifica o decurso da acção (GREEN & McFADDEN, 2007) e fornece suporte à gestão de riscos, definindo

melhor o objectivo da protecção, desenvolvendo cenários de impacto potencial em diversos quadros ecológicos (De LANGE *et al.*, 2010). Compreender as formas pelas quais ameaças específicas afectam os ecossistemas pode ajudar na hierarquização das ameaças mais importantes ou mais governáveis (HALPERN *et al.*, 2007). Assim, uma parte essencial do desenvolvimento sustentável tem a ver com a identificação de espécies, comunidades ou ecossistemas com maior probabilidade de serem danificados ou extintos por causa das actividades humanas. Áreas com tais espécies, comunidades e/ou ecossistemas devem ser consideradas frágeis, sensíveis ou vulneráveis (NILSSON & GRELSSON, 1995).

No contexto da costa portuguesa, o programa de monitorização da DQA incluía principalmente

sistemas estuarinos de grande dimensão, geralmente com níveis de impactos antrópicos elevados. Todavia, isso exclui os pequenos sistemas estuarinos, que podem ser importantes (SILVA E COSTA *et al.*, 1983), mas são simultaneamente pouco conhecidos e estudados. Dessa forma, a diversidade biótica e os recursos naturais podem ser reduzidos continuamente, não havendo tempo para esperar pela aquisição do conhecimento suficiente (o que geralmente nunca obtemos) antes da acção (NILSSON & GRELSSON, 1995). Assim, é possível que pequenos sistemas estuarinos, com alto valor ecológico, possam desaparecer funcionalmente, com consequências desconhecidas para as comunidades costeiras.

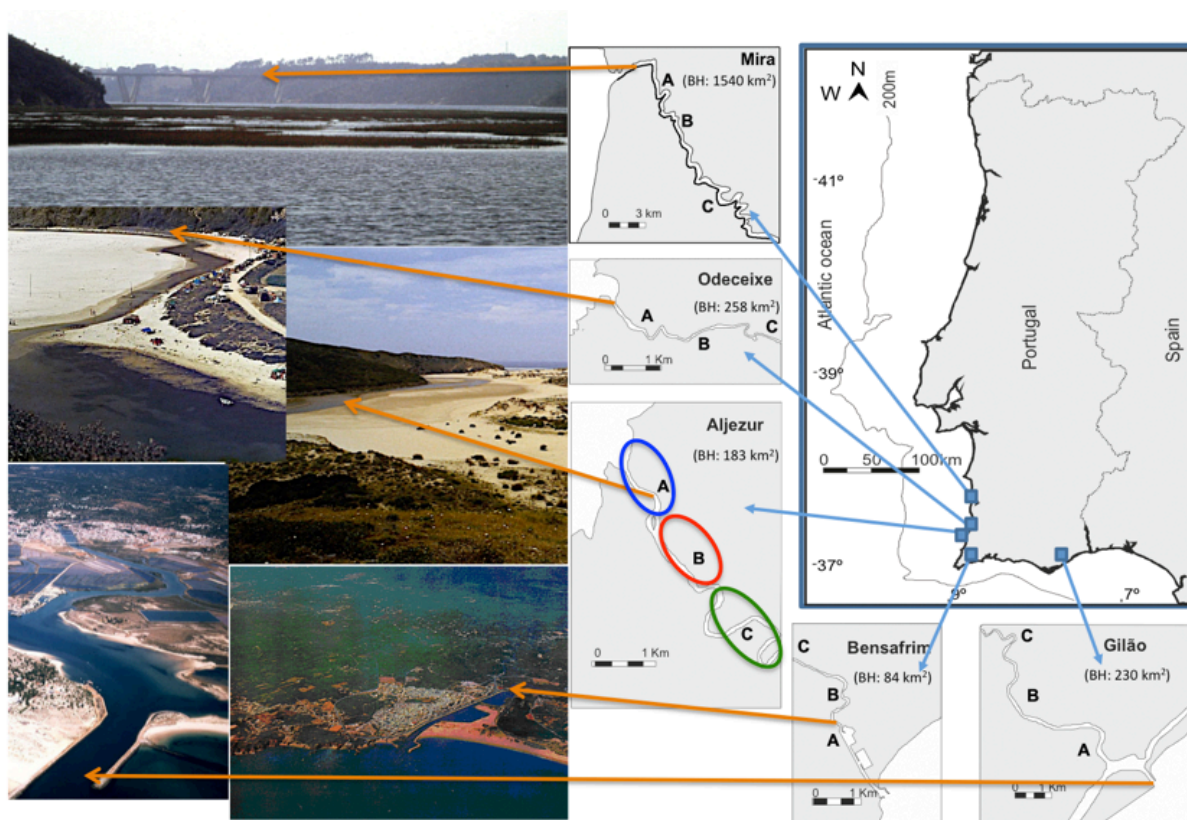


Figura 1. Localização dos cinco pequenos sistemas estuarinos considerados neste estudo: Mira, Odeceixe e Aljezur localizados na costa sudoeste; Bensafrim e Gilão na costa sul de Portugal. A, B e C referem-se às três zonas amostradas; BH – área da bacia hidrográfica.

Neste quadro, é nosso objectivo abordar a actual vulnerabilidade ecológica de cinco pequenos estuários das costas sul e sudoeste de Portugal. Embora o estatuto ecológico desses sistemas ainda não esteja claro devido às dificuldades na aplicação das ferramentas actualmente disponíveis (ver CARDOSO

et al., 2011a), a sua importância funcional já foi salientada (CARDOSO *et al.*, 2011b, 2012, 2019). O principal objectivo deste trabalho é, portanto, identificar os principais factores de impacto antrópico nesses sistemas e quantificar a respectiva vulnerabilidade, sendo estas, segundo McFADDEN

et al. (2007), as etapas necessárias para a mitigação eficaz dos efeitos dos factores da pressão sobre eles exercida. Adicionalmente, far-se-á uma reflexão sobre a natureza de tais descritores e da sua utilidade para uma abordagem ecossistémica.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas estudadas

Foram considerados cinco pequenos sistemas estuarinos localizados na costa portuguesa: Mira, Odeceixe e Aljezur (na costa sudoeste), Gilão e Bensafrim (na costa sul) (Figura 1).

O estuário do Mira está localizado no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) e foi considerado o estuário de menor impacto da costa portuguesa, quando comparado com os de maiores dimensões (VASCONCELOS *et al.*, 2007). É o maior sistema abordado no presente trabalho, com 30 km de extensão e uma abertura de 100 m de largura na barra. Os estuários de Odeceixe e Aljezur, também incluídos no PNSACV, têm 6 km e 7 km de comprimento, respectivamente, e ambos possuem aberturas com cerca de 50 m de largura. Esses dois sistemas estão localizados em áreas de pequenas povoações e baixo número de habitantes. Os estuários de Bensafrim e Gilão têm 4 km e 6 km de comprimento e larguras na barra de 65 e 150 m, respectivamente. Os dois últimos estuários estão localizados junto das cidades de Lagos e Tavira, em áreas onde o turismo é a principal actividade económica, com altas flutuações sazonais da população e cargas desconhecidas de esgoto. A parte terminal do Gilão está incluída num parque natural (Parque Natural da Ria Formosa - PNRF). O fluxo dos rios, directamente dependente das chuvas¹, é de carácter torrencial em todos os sistemas e influencia as variações espaciais e temporais da salinidade.

Avaliação da vulnerabilidade

Adaptou-se a metodologia proposta por IPPOLITO *et al.* (2010) ao actual estado de conhecimento dos sistemas analisados. Quatro

etapas principais foram consideradas dentro dessa metodologia: (1) identificação das principais forças condicionantes dos impactos e quantificação da sua magnitude; (2) avaliação, por especialistas, de componentes da vulnerabilidade de comunidades e habitats, (3) avaliação da vulnerabilidade dos sistemas relativamente a cada força de pressão e (4) estimativa do potencial de alteração dos sistemas por cada uma dessas forças.

Identificação e quantificação da magnitude dos principais factores em presença

Biodiversidade

A riqueza específica (S) e os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (J') de Pielou (MAGURRAN, 2004) foram calculados, em cada sistema e estações do ano dentro dos sistemas, para a ictiofauna (CARDOSO *et al.*, 2011a) e para a macrofauna bentónica (CARDOSO *et al.*, 2019). Esta foi obtida, para cada sistema, em três sectores (A, B e C – cf. Figura 1) definidos de modo a abarcar a faixa sujeita às marés e cobrir toda a gama de salinidades: sector A, perto da foz; sector B, zona intermediária e sector C, na zona do estuário com menor influência marinha (*e.g.* CARDOSO *et al.* 2011a, 2012, 2019).

Indicadores de Impacto

Os dados científicos e institucionais sobre esses sistemas são escassos e os esforços locais de monitorização são baixos. Mesmo que isso não seja impeditivo para a identificação de forças de impacto, impõe algumas restrições à escala considerada para caracterização das forças de pressão.

Foram identificadas cinco forças principais de pressão e quantificada a magnitude respectiva: urbana, (caracterizada pela densidade populacional – número de habitantes por Km² - **DP**); industrial (percentagem de terreno utilizada para fins industriais - **Ind**); agrícola (percentagem de terreno usada para agricultura - **Agr**); pecuária (**G** - densidade de gado - número de animais/ha); e hidromorfológico. Esta última força motriz possui três componentes importantes: factores com influência positiva no fluxo do rio (número de

¹Valores médios de 400-600 mm costa sul e 400-800 mm costa Sudoeste de Portugal (<https://www.pordata.pt/Portugal/Precipita%C3%A7%C3%A3o+total-1070-10195>).

entradas de esgoto urbano); factores com influência negativa no fluxo do rio (barragens e açudes, captações de água) e comprimento do sistema. A componente hidromorfológica (**Hy**) é expressa como (1):

$$Hy = (n^{\circ} \text{ de Barreiras} + n^{\circ} \text{ de entradas}) / \text{comprimento do sistema} \quad (1)$$

As magnitudes dos indicadores de pressão foram padronizadas de acordo com um sistema de pontuação que varia de 0 (magnitude nula) a 5 (magnitude alta). Os dados para esta avaliação foram obtidos de fontes governamentais e públicas (INE – Instituto Nacional de Estatística, INAG – Instituto da Água, fontes municipais) e referem-se aos municípios vizinhos (Tabela I).

Tabela I. Sistema de pontuação das forças motrizes.

	0	1	2	3	4	5
Densidade populacional	0-27	28-54	55-81	82-108	109-135	>135
Área industrial (%)	0-0,03	0,031-0,06	0,061-0,09	0,091-0,12	0,121-0,15	>0,15
Área agrícola (%)	0-10	10,1-20	20,1-30	30,1-40	40,1-50	>50
Gado (animais/ha)	0-0,04	0,041-0,08	0,081-0,12	0,121-0,16	0,161-0,20	>0,20
Hidromorfologia	0-0,4	0,41-0,8	0,81-1,2	1,21-1,6	1,61-2	>2

Análise de dados

Variáveis ambientais

Uma vez que as diferentes variáveis (Indicadores de Impacto, Biodiversidade e Potencial de Alteração) estão expressas em unidades diferentes, procedeu-se à respectiva normalização, subtraindo o valor da média do conjunto de dados de cada variável e dividindo-o pelo desvio padrão (CLARKE & WARWICK, 1994). Os dados foram então submetidos a uma análise de componentes principais (SNEATH & SOKAL, 1973) que foi efectuada utilizando o conjunto de programas BRODGAR (ZUUR, 2000).

Foram construídas bases de dados para cada uma das fontes de informação para cada sistema: matrizes referentes à avaliação por especialistas – **Exper**, síntese de dados provenientes de diversas

fontes, literatura dispersa e autoridades regionais – **Sint**, dados do Instituto Nacional de Estatística – **Estatis** e matriz global que engloba todas as anteriores – **Press_total**). As matrizes foram construídas primeiramente com dados em bruto disponíveis. A partir destas, calcularam-se as respectivas matrizes simétricas de similaridade entre descritores (conjunto de programas PRIMER – CLARKE & GORLEY, 2006) utilizando os coeficientes de: (i) Bravais-Pearson (dados standartizados) para os Indicadores de Pressão e aos dados referentes aos índices de biodiversidade para peixes – **FisIndex** e macroinvertebrados – **MacInvIndex**; e para as espécies de peixes e macroinvertebrados (ii) índice quantitativo de Bray and Curtis (**SppFish_BC** e **TotMacInv_BC**) e (iii) índice qualitativo de Jaccard para dados binários de presença-ausência (**SppFish_PA** e **TotMacInv_PA**).

Através do PRIMER foram ainda calculadas as correlações de Spearman entre matrizes simétricas da mesma natureza e referentes aos diferentes descritores considerados, traduzindo cada uma delas a similaridade entre locais baseada na estrutura referente a um determinado grupo biológico ou às restantes características avaliadas (PRIMER, rotina 2STAGE). De modo a obter uma classificação da estrutura dos diferentes sistemas, traduzida pelos descritores considerados, procedeu-se a uma análise hierárquica de classificação utilizando a rotina CLUSTER do PRIMER.

Avaliação da vulnerabilidade e alteração potencial das comunidades naturais

Face ao insuficiente conhecimento actual sobre a ecologia destes sistemas, foi utilizado um painel de especialistas para avaliar os componentes de vulnerabilidade das comunidades biológicas e dos habitats dos sistemas estudados. Para cada estuário, os especialistas foram solicitados a atribuir uma pontuação referente: à sensibilidade dos peixes e comunidades macrobênticas, à susceptibilidade à exposição e ao potencial de alterações do habitat, referente a cada potencial indicador de pressão. Segundo IPPOLLITO *et al.* (2010), foi utilizado um sistema de pontuação de 0 a 3 para estimar a influência que uma potencial força de pressão pode

produzir num determinado componente da vulnerabilidade (Tabela II). Somente especialistas com reconhecida experiência nas comunidades de peixes e de macrobentos das áreas estudadas foram consultados.

Tabela II. Pontuações atribuídas aos componentes da vulnerabilidade do ecossistema: Sensibilidade (**Se**) e Susceptibilidade à exposição (**Su**) para vulnerabilidade das comunidades e Alteração do potencial do habitat (**HA**) para vulnerabilidade do habitat (adaptado de IPPOLITO *et al.*, 2010).

Pontuações	Influência em Se, Su, HA
0	Sem influência
1	Influência baixa
2	Influência média
3	Influência elevada

A vulnerabilidade de cada sistema foi avaliada com base no índice de vulnerabilidade cuja formulação foi derivada do original proposto por IPPOLITO *et al.* (2010) (2):

$$Vx = (Sex \times Sux) + HAx \quad (2)$$

onde **Vx** é a vulnerabilidade de um sistema a um indicador de impacto x, **Sex** é a pontuação atribuída à influência do indicador de impacto x na sensibilidade das comunidades, **Sux** é a pontuação atribuída à influência do factor de impacto x na susceptibilidade das comunidades à exposição, e **HAx** o valor atribuído à influência do indicador de impacto x na alteração do habitat. O índice varia de 0 (ecossistema não vulnerável ao indicador de pressão) a 12 (ecossistema altamente vulnerável a esse indicador). A vulnerabilidade das comunidades é expressa pelo primeiro termo da equação (**Sex x Sux**); o segundo termo expressa vulnerabilidade de habitat (**HAx**), e a vulnerabilidade do sistema (**Vx**) deriva da soma desses dois componentes.

Finalmente e de acordo com FACCIO *et al.* (2005) e sob o esquema DPSIR (*Driving forces, Pressures, States, Impacts, Responses* – agentes forçadores, pressões, estados, impactos, respostas) (KRISTENSEN, 2004), o impacto (**I**) resulta da combinação de vulnerabilidade do sistema (**Vx**) e da magnitude do risco produzido pelo factor de

impacto, que com esta metodologia é quantificado multiplicando a matriz de magnitude pelos resultados da vulnerabilidade e é referido como "Potencial de alteração" (**I**) (3).

$$I = Vx \times \text{Magnitude do Indicador de Impacto} \quad (3)$$

Uma medida semi-quantitativa da alteração potencial total para cada sistema é obtida pela soma de todos os potenciais parciais de alteração pela acção de cada factor de impacto.

RESULTADOS

Indicadores de biodiversidade

As Figuras 2 e 3 apresentam os valores dos índices representativos da diversidade biológica referente aos macroinvertebrados bentónicos e à ictiofauna, respectivamente, para cada sistema estudado.

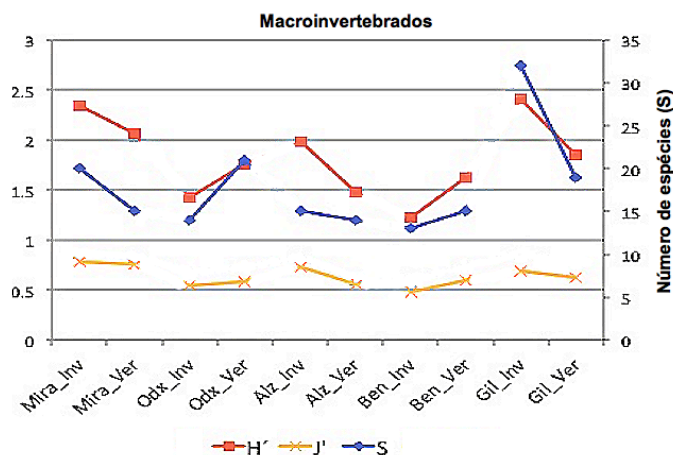


Figura 2. Variação dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equitabilidade de Pielou (J') e de riqueza específica (S) dos macroinvertebrados no verão e no inverno nos sistemas estudados (Mira, Odeceixe – Odx, Aljezur – Alz, Bensafim – Ben e Gilão – Gil).

O número de *taxa* de macroinvertebrados bentónicos por estação do ano variou de forma concordante com os valores de diversidade e equitabilidade, registando-se redução desses valores de Inverno para o Verão nos estuários do Mira, Aljezur e Gilão, e aumentos em Odeceixe e Bensafim. Para a diversidade e riqueza específicas os valores mais elevados foram registados no Gilão, no período de Inverno.

Tal como para o macrobentos, também para os peixes os valores da riqueza e da diversidade específicas e os da equitabilidade apresentaram variações semelhantes entre os sistemas. Para o primeiro desses descritores os valores mais elevados foram registados nos estuários do Mira e de Aljezur; quanto aos valores da diversidade, o mais elevado foi observado no Mira e o mais baixo em Bensafirim, sendo intermédios e semelhantes os valores registados para os restantes três sistemas.

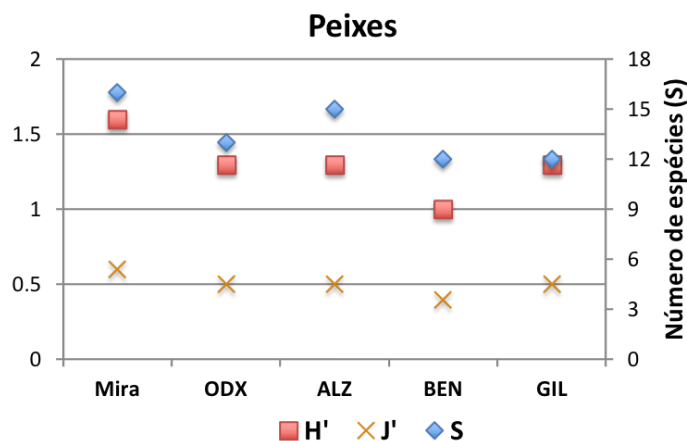


Figura 3. Variação dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equitabilidade de Pielou (J') e de riqueza específica (S) da ictiofauna nos sistemas estudados (Mira, Odeceixe – ODX, Aljezur – ALZ, Bensafirim – BEN e Gilão – GIL).

Identificação e magnitude dos principais agentes forçadores

Os sistemas analisados apresentam diferentes magnitudes dos agentes forçadores considerados (Tabela III).

Tabela III. Magnitude das forças motrizes nos sistemas estudados.

	Mira	Odeceixe	Aljezur	Bensafirim	Gilão
Densidade populacional	0	0	0	4	1
Área industrial (%)	0	2	2	5	0
Área agrícola (%)	4	3	3	3	5
Gado (animais/ha)	5	4	4	4	5
Hidromorfologia	3	5	5	5	3

O estuário de Mira é afectado pelo menor número de indicadores de impacto; no entanto, juntamente com o estuário do Gilão, apresenta os níveis mais altos relativamente ao impacto da pecuária. Os estuários de Odeceixe, Aljezur e Bensafirim têm o nível mais elevado no que se refere às fontes hidromorfológicas de perturbação e Bensafirim é afectado por altas densidades populacionais.

Avaliação da vulnerabilidade e do potencial de alteração

A avaliação da vulnerabilidade do sistema para cada indicador de impacto por meio de avaliação por especialistas permitiu identificar as principais fontes de vulnerabilidade para cada sistema, não diferindo esta ordenação muito dos grandes grupos estabelecidos pelas PCA a partir dos dados da estatística ou de uma síntese de dados obtidos em diversas fontes oficiais (Figura 4).

No estuário do Mira, a fonte de vulnerabilidade mais importante foi o factor de impacto “exploração agrícola”, seguido pelos “pecuária” e “urbano”, existindo pequenas discrepâncias entre os valores da estatística e da síntese e a avaliação pelos especialistas. Nos estuários de Odeceixe e Aljezur, as principais fontes de vulnerabilidade foram os agentes de impacto “hidromorfológicos” e exploração agropecuária, ambos em níveis de intermédios a altos, sendo a componente “pecuária” melhor avaliada pelos dados estatísticos. Para o estuário de Bensafirim, a importância dos indicadores de impacto “urbanos” e “hidromorfológicos” foi determinante na avaliação da vulnerabilidade do sistema. No estuário do Gilão, a apreciação das vulnerabilidades do sistema foram as mais dispares de entre todos os sistemas estuarinos considerados; de acordo com os indicadores do sistema nacional de estatística a maior causa de vulnerabilidade provém do indicador de impacto “pecuária”, enquanto que no que se refere à avaliação por especialistas e à síntese de dados as pontuações máximas recaem nos indicadores urbanos e de hidromorfologia (Figuras 4 e 5).

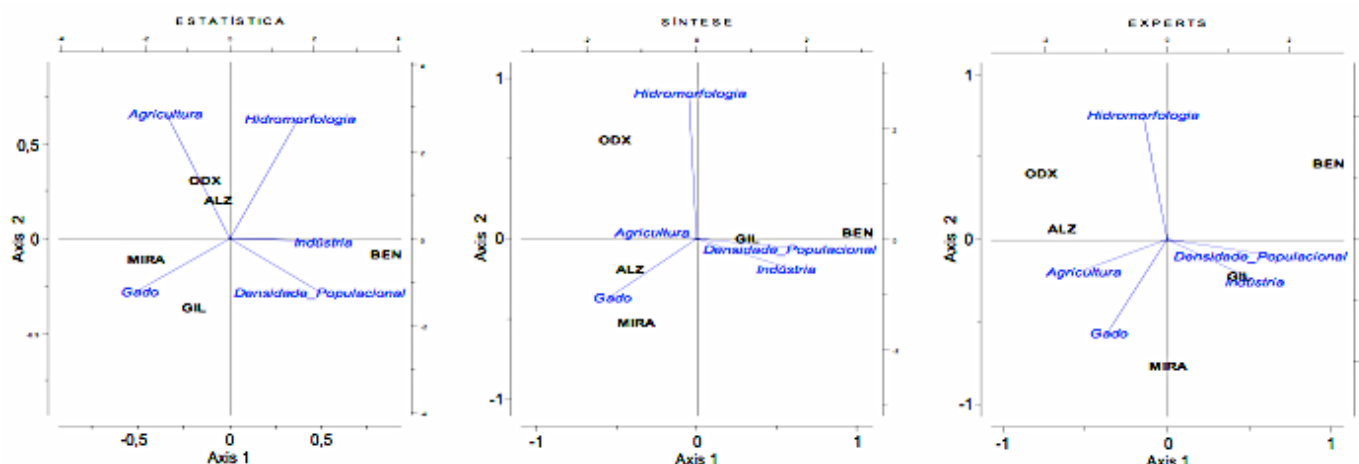


Figura 4. Ordenação (análise em componentes principais – PCA) dos estuários com base na matriz de correlações obtida a partir dos parâmetros dos indicadores de pressão obtidos a partir de dados da Estatística (96,8% da variância retida nos dois primeiros eixos), Síntese (80,7% da variância retida nos dois primeiros eixos) e Painel de especialistas (92,7% da variância retida nos dois primeiros eixos).

A avaliação do potencial de alteração de cada sistema com base nos valores de vulnerabilidade e magnitude dos agentes de pressão permitiu uma avaliação de risco para estes sistemas (Figura 5).

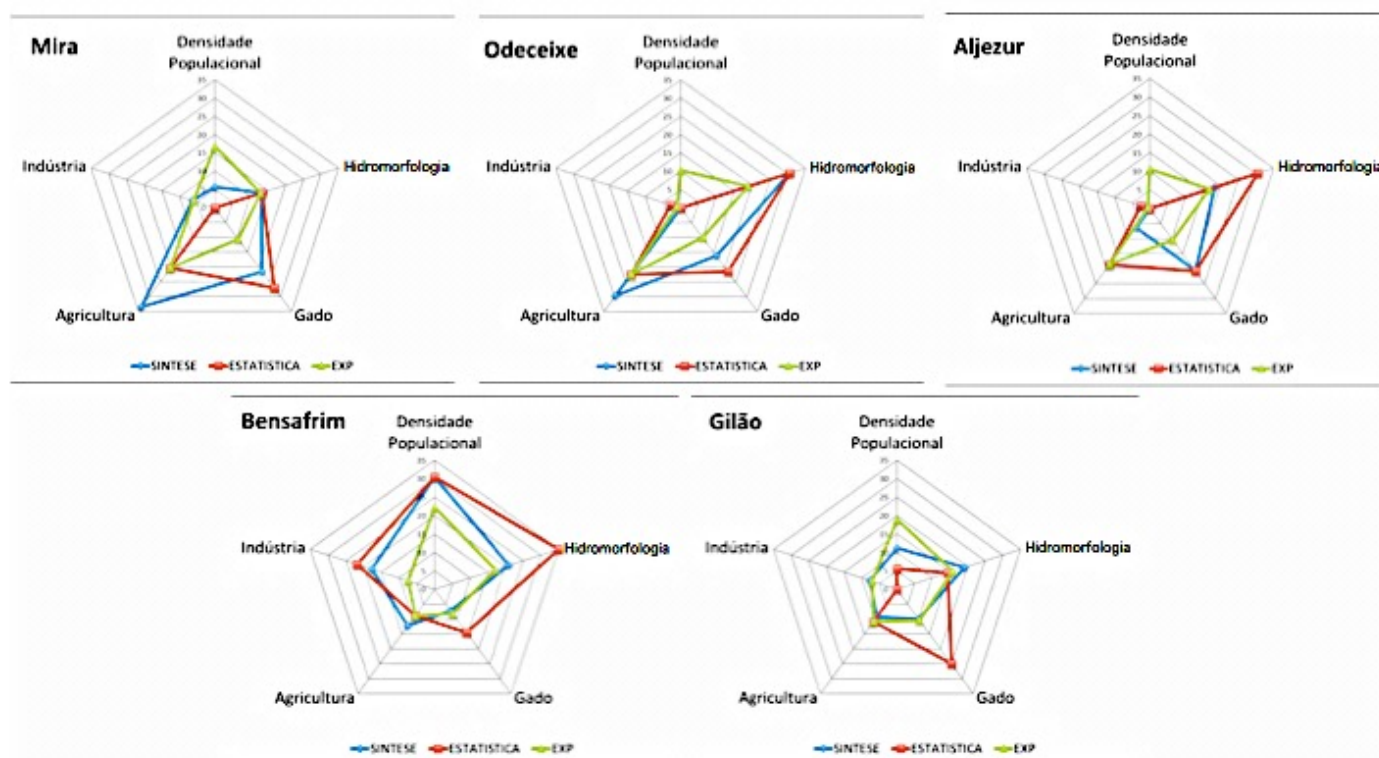


Figura 5. Potencial de alteração para cada sistema por indicador de pressão.

O estuário de Bensafrim, sob clara acção impactante dos agentes de pressão urbanos (densidade populacional), indústria e hidromorfológicos, apresenta os níveis de risco de degradação das comunidades e do habitat mais elevados, estando os indicadores de biodiversidade claramente em oposição

a tais agentes de pressão (elipse vermelha – 4º quadrante) na PCA efectuada. Para os estuários de Odeceixe e Aljezur os factores hidromorfológicos são as principais fontes de pressão que sobre eles actuam (elipse vermelha – 3º quadrante), conjuntamente com factores agro-pecuários (Figura 6).

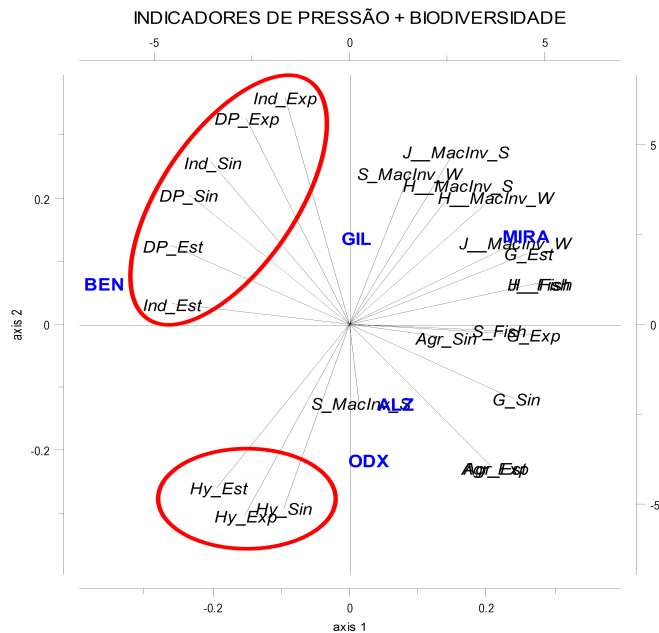


Figura 6. Ordenação (análise em componentes principais – PCA) dos estuários com base na matriz de correlações obtida a partir dos dados relativos aos parâmetros dos indicadores de pressão e da biodiversidade (78,85% da variância retida nos dois primeiros eixos). (Hy- Hidromorfologia; Ind- Indústria; DP- Densidade populacional; Agr- Agricultura; G- Gado; Est- Estatística; Sin- Síntese; Exp- Especialistas; S- Riqueza específica; H- Diversidade; J- Equitabilidade; MacInv_S- Macroinvertebrados verão; MacInv_W- Macroinvertebrados inverno; Fish- Peixes).

No estuário do Mira as explorações agrícolas e pecuárias são os principais factores de pressão identificados. O estuário do Gilão, com os menores potenciais de alteração, parece ser o que apresenta o menor risco de degradação do seu estado actual, encontrando-se na análise efectuada numa posição mais equidistante dos factores de pressão considerados (cf. Figura 6).

A estrutura dos diferentes sistemas traduzida pela análise hierárquica de classificação efectuada sobre a matriz de correlações de Spearman entre matrizes simétricas relativas aos descritores considerados revelou que apenas a estrutura traduzida pela análise efectuada sobre a presença ausência das espécies piscícolas (SppFish_PA) pode ser associada às estruturas expressas pelos agentes de pressão considerados (Figura 7), podendo vir a servir de indicador do estado do sistema. As estruturas relativas aos índices de biodiversidade, quer de peixes quer de macroinvertebrados, bem como as relativas às espécies de macroinvertebrados e às quantitativas de espécies de peixes aparecem isoladas relativamente às definidas pelos agentes de pressão considerados.

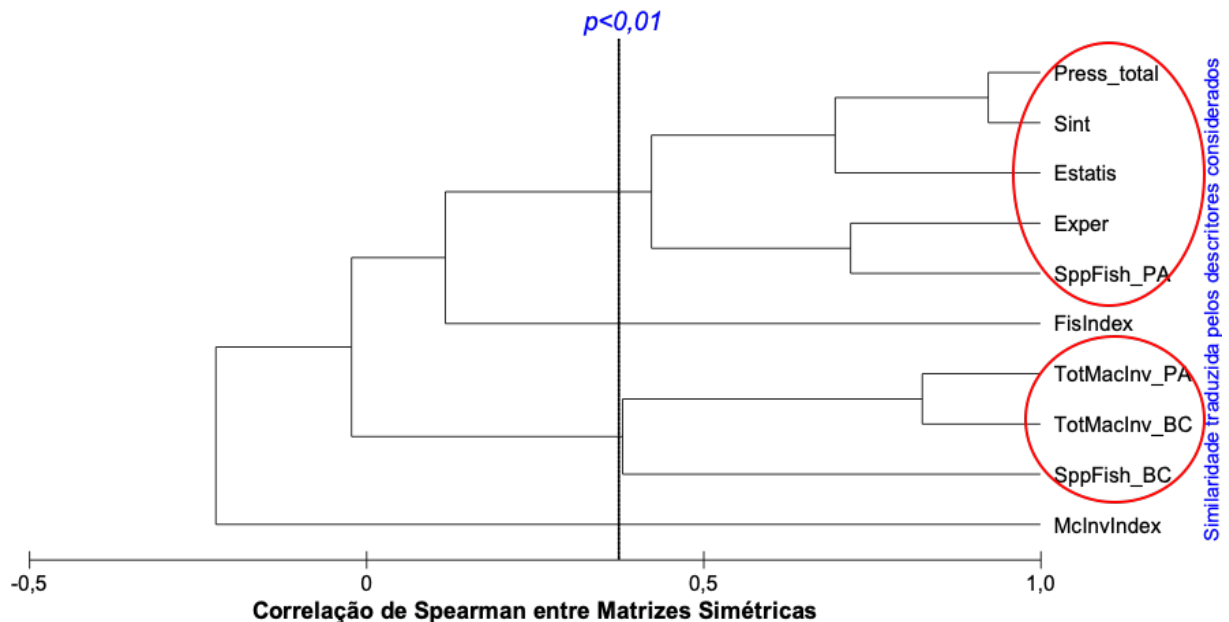


Figura 7. Dendrograma resultante da análise hierárquica com base na matriz de correlação de Spearman entre estruturas de similaridade estabelecidas através dos Indicadores de Pressão (global – Press_total, e referentes à avaliação por especialistas – Exper, síntese de dados - Sint, e dados do Instituto Nacional de Estatística – Estatís) e dados de biodiversidade para peixes – FisIndex e macroinvertebrados – MacInvIndex; e espécies de peixes e macroinvertebrados (índice quantitativo de Bray and Curtis - SppFish_BC e TotMacInv_BC, e índice qualitativo de Jaccard para dados de presença-ausência - SppFish_PA e TotMacInv_PA). Agrupamentos significativos realçados com as elipses vermelhas).

DISCUSSÃO

A abordagem aplicada permitiu uma avaliação aceitável da vulnerabilidade em cinco pequenos estuários da costa portuguesa com diferentes níveis de pressão, quatro dos quais associados a áreas protegidas. Os objectivos fundamentais deste estudo foram apresentar uma possível avaliação da vulnerabilidade desses pequenos estuários e também definir factores-chave que devem ser considerados em termos da respectiva gestão.

A selecção dos agentes forçadores e a avaliação dos seus impactos estão, tal como o estabelecimento do estado de qualidade ecológica dos sistemas estuarinos, dentro do âmbito da Directiva-Quadro da Água europeia (BORJA, 2006). Esses dois componentes dizem respeito ao objectivo principal de alcançar um estado de boa qualidade ecológica e gestão dos sistemas costeiros. Embora o estabelecimento do estado ecológico seja pertinente, ele fornece poucas indicações sobre as medidas necessárias a serem tomadas se, na realidade, não for alcançado um estado de boa qualidade ecológica (CARDOSO *et al.*, 2019); também não fornece informações sobre a vulnerabilidade do sistema aos agentes forçadores que sobre ele actuam nem sobre as consequências decorrentes de eventuais alterações nas magnitudes respectivas.

O estado ecológico actual de um estuário pode ser considerado como a resposta do sistema a impactos passados e contemporâneos, pelo que o conceito de vulnerabilidade aqui aplicado representa um elo conceptual entre mudanças no ambiente externo e as respostas do sistema afectado. A natureza da vulnerabilidade importa apenas na medida em que fornece conhecimentos aprofundados que nos ajudarão a mitigar e/ou a adaptar-nos às mudanças externas (GREEN & MCFADDEN, 2007; HALPERN *et al.*, 2007).

Uma vez que os sistemas estuarinos considerados neste estudo não estão incluídos em nenhum programa consistente de monitorização, e que as informações disponíveis sobre as fontes de impacto a que estão sujeitos são pouco quantificadas, a apreciação pelos especialistas,

sendo um procedimento expedito, deverá desempenhar um papel importante na dedução do impacto dos agentes forçadores actuais e potenciais sobre as respectivas comunidades. A quantificação dos agentes de impacto foi baseada em dados oficiais relativos às respectivas bacias hidrográficas e representa uma análise em larga escala das fontes de impacto. Embora isto possa fornecer alguma indicação de risco potencial, uma análise mais local, ao nível do ecossistema, logo a uma menor escala, garantiria provavelmente informações mais precisas.

Contrariamente às expectativas, os índices habitualmente considerados como bons indicadores do estado dos sistemas (biodiversidade, abundâncias relativas dos macroinvertebrados e da ictiofauna), não parecem adequados a traduzir o impacto dos indicadores de pressão considerados; só a estrutura de comunidade representada pela presença/ausência das diferentes espécies piscícolas (mas não as respectivas abundâncias) pareceu ser mais apropriada para esse propósito. Obviamente este facto algo surpreendente carece de mais investigação e confirmação futura.

Apesar dos dados disponíveis e do conhecimento científico acerca dos sistemas considerados serem escassos e muito espaçados no tempo (COSTA *et al.*, 1988, 1990; FIDALGO E COSTA *et al.*, 1998, 2002, 2006; CANCELA DA FONSECA *et al.*, 2001, 2009; CARDOSO *et al.*, 2011a, 2011b, 2012, 2019), foi possível obter uma avaliação de vulnerabilidade utilizando a metodologia aplicada. Adoptamos o índice de vulnerabilidade proposto por IPPOLITO *et al.* (2010) com algumas modificações necessárias ao nível de conhecimentos disponíveis sobre os estuários estudados.

Embora a formulação original do índice aplicado tenha uma referência à capacidade de recuperação das comunidades no sistema, optamos por excluir esse componente por dois motivos principais. Em primeiro lugar, como a capacidade de recuperação é uma propriedade inerente à comunidade, seria necessário identificar uma comunidade específica para inferir sobre a sua resiliência, uma vez que os tempos de resposta diferem entre comunidades biológicas (IPPOLITO *et al.*, 2010) e entre habitats (McFADEN

et al. 2007). A segunda razão foi o risco de obter dos especialistas consultados respostas altamente subjectivas, devido à ampla escala dentro de cada agente forçador.

Na realidade, sem conhecimento científico suficiente sobre cada comunidade em particular, excluimos a componente que era obviamente mais dependente de uma caracterização das comunidades. Reconhecemos que essas são limitações à avaliação da vulnerabilidade; no entanto, a falta de informações consistentes não pode ser impeditiva no estabelecimento de directrizes para a gestão e o uso sustentável dos recursos naturais. Isto é tão mais pertinente, sabendo que os sistemas naturais estão a desaparecer e, em alguns casos, provavelmente há pouco tempo para agir (NILSSON & GRELSSON, 1995). E, no contexto das bacias hidrográficas em que esses cinco pequenos estuários estão incluídos, isso pode acontecer de maneira bastante subtil.

A metodologia aplicada permitiu estabelecer o número de agentes forçadores que actuam em cada sistema, a magnitude respectiva, a vulnerabilidade do sistema (em duas componentes: susceptibilidade e sensibilidade à exposição) e o potencial de alteração dos ecossistemas.

Neste âmbito, o estuário do Mira, com três das cinco forças consideradas actuando como fontes de pressão, será provavelmente o ecossistema em maior risco de alteração devido ao potencial impacto da exploração agrícola e pecuária. Isto concorda com VASCONCELOS *et al.* (2007), que identificaram descritores de pressão antrópica para oito estuários portugueses e destacaram a agricultura como o mais importante para o Mira, embora o gado não tenha sido considerado. Neste estuário, o maior agente da vulnerabilidade do sistema é também a fonte de maior risco de potencial alteração, o que aconselha a gestão desse factor e um esforço suplementar de monitorização e realça a necessidade de uma quantificação e avaliação consistentes dos escoamentos agrícolas e pecuários.

Para os estuários de Odeceixe e Aljezur, embora a exploração agrícola seja o principal forçador da vulnerabilidade, as fontes de possíveis alterações são factores relativos à sua

hidromorfologia. Isto ilustra o grande impacto de tal agente forçador nestes sistemas e enfatiza a importância de reduzir barreiras ao fluxo de água, ou pelo menos, de medidas locais para evitar o aumento das captações de água. Estes factos vêm corroborar e aclarar conclusões anteriores sobre estes sistemas (*e.g.* COSTA *et al.*, 2009).

Finalmente, os estuários de Bensafrim e Gilão têm uma distribuição geralmente semelhante da vulnerabilidade do sistema aos agentes forçadores, embora o primeiro tenha revelado maior vulnerabilidade às forças de pressão urbanas e hidromorfológicas. Apesar dessa similaridade, os sistemas diferem notavelmente em termos de potencial de alteração: o estuário de Bensafrim teve o maior potencial de alteração, devido aos agentes forçadores hidromorfológicos e urbanos, enquanto o estuário de Gilão apresentou o menor potencial de alteração entre todos os sistemas.

O estuário de Bensafrim está localizado numa importante região turística com desenvolvimento urbano crescente, e cuja densidade populacional apresenta uma elevada flutuação sazonal. CARDOSO *et al.* (2011b) estabeleceram a provável baixa qualidade ecológica desse sistema comparativamente aos outros quatro, o que está de acordo com os resultados da presente avaliação de vulnerabilidade.

A qualidade ecológica e o alto potencial de alteração do estuário de Bensafrim aconselham medidas que atenuem o impacto das pressões urbanas e hidromorfológicas e a urgência de um esforço de monitorização direccionado aos efluentes urbanos, para avaliar se essa entrada de matéria orgânica específica será compatível com a capacidade de carga do sistema.

Por outro lado, o baixo potencial de alteração detectado no estuário do Gilão, pese embora estar igualmente localizado numa região turística com desenvolvimento urbano assinalável, reflecte provavelmente a proximidade da Ria Formosa, o sistema lagunar adjacente que, tal como a parte terminal deste estuário, está inserido numa área protegida (PNRF), o que condiciona o desenvolvimento urbano nas áreas circundantes, reduzindo, por consequência, a magnitude de cada

um dos agentes forçadores considerados. No entanto, a exploração pecuária mais a montante e o seu consequente contributo orgânico para o estuário devem ser levados em consideração.

Há ainda que realçar que os ambientes estuarinos e lagunares, sendo zonas com grandes gradientes naturais (ex: salinidade, granulometria, teor de matéria orgânica) e grandes variações circadianas (ex: oxigénio dissolvido, pH, temperatura, profundidade) em termos de parâmetros ambientais, podem apresentar diversidades baixas sem que, no entanto, estas se devam obrigatoriamente a pressões antrópicas (ELLIOTT & QUINTINO, 2007).

Nos ambientes costeiros em geral, colidem três sistemas: o socioeconómico, o geomorfológico e o ecossistémico (McFADDEN & GREEN, 2007). Como resultado, todos os cinco estuários estudados apresentam algum grau de pressão antrópica, revelada pelas magnitudes das forças de pressão observadas, e não podem ser considerados em estado pristino, mesmo que alguns deles estejam parcialmente inseridos em áreas protegidas (Mira, Odeceixe, Aljezur e Gilão).

Assim, é imprescindível uma gestão sustentável das fontes de pressão, a fim de preservar as propriedades funcionais dos sistemas, não apenas no que diz respeito às comunidades biológicas (CARDOSO *et al.*, 2011b, 2012, 2019), mas também no respeitante às comunidades humanas que habitam e utilizam essas bacias hidrográficas.

Para os pequenos estuários portugueses, como os considerados neste estudo, e à excepção do estuário do Mira, isto não era uma prioridade até agora, provavelmente devido à sua discreta localização costeira e ao seu distanciamento de importantes centros de recursos administrativos e científicos. Contudo, como a resposta de um estuário ao uso do território e dos recursos é uma função da magnitude da perturbação e da sensibilidade do estuário à perturbação, os pequenos estuários têm, portanto, maior probabilidade de evidenciar uma resposta a um determinado distúrbio do que os grandes estuários, assumindo outros factores como constantes, porque a sensibilidade é determinada pela morfometria do estuário (MEEUWING, 1999).

Os três desafios observados por ADGER

(2006), ou seja, medir a vulnerabilidade, tratar as percepções de risco e abordar a governança, devem ser definidos como prioridades, da mesma forma que a avaliação da qualidade ecológica dos estuários e, tal como esta, devem ser considerados nos processos de avaliação científica e de monitorização. Uma tal abordagem contribui para a protecção do ecossistema e é um meio para atingir o uso sustentável dos recursos naturais.

A compreensão cabal do papel das múltiplas pressões que conduzem à degradação dos ecossistemas é absolutamente fundamental, para poder avaliar e definir linhas de intervenção e protecção.

O escasso conhecimento actual sobre pequenos estuários não deve ser visto como uma limitação à sua gestão, mas antes como um sinal de alerta da sua potencial degradação e risco de desaparecimento (funcionalmente, mesmo que não estruturalmente).

Se a vulnerabilidade do sistema for subestimada, as áreas ameaçadas podem ser negligenciadas e os seus valores de conservação correm o risco de serem reduzidos ou eliminados (WILSON *et al.*, 2005; DUARTE *et al.*, 2015). Tal como afirmado por WEINSTEIN (2008), é indispensável que a actividade humana seja considerada uma componente dos ecossistemas devendo mesmo ser considerada como um elemento essencial na avaliação do seu estado (CAIRNS Jr. *et al.*, 1993; WEINSTEIN, 2008).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem: A todos os voluntários envolvidos no trabalho de campo, pelo inestimável apoio; à Rita Vasconcelos pela revisão do manuscrito; aos dois revisores anónimos cujas críticas e sugestões foram relevantes para o aperfeiçoamento do manuscrito. Este estudo foi financiado pela FCT - Fundação para Ciência e Tecnologia através dos projectos PTDC/MAR/64982/2006 e PEst-OE/MAR/UI0199/2011. Inês Cardoso foi igualmente financiada pela FCT através de uma Bolsa de Doutoramento (SFRH/BD/31261/2006). Agradece-se ainda o apoio da FCT através dos projectos UID/MAR/04292/2013 e UID/MAR/04292/2019, atribuídos ao MARE.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADGER, W.N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16: 268-281.
- BORJA, A.; GALPARSORO, I.; SOLAUN, O.; MUXIKA, I.; TELLO, E.; URIARTE, A. & VALÊNCIA, V. 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66: 84-96.
- BRADLEY, M.P. & SMITH, E.R. 2004. Using science to assess environmental vulnerabilities. *Environmental Monitoring and Assessment*, 94: 1-7.
- CAIRNS Jr., J.; MCCORMICK, P.V. & NIEDERLEHNER, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-44.
- CANCELA DA FONSECA, L.; DUARTE, P.M. & GASPAR, F.P. 2001. Trophic group patterns of macrobenthos in brackish coastal systems. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Suplemento 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 costeiros das ribeiras de Seixe 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.; FRANÇA, S.; PAIS, M.P.; HENRIQUES, S.; CANCELA DA FONSECA, L. & CABRAL, H.N. 2011a. Fish assemblages of small estuaries of the Portuguese coast: a functional approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 93: 40-46.
- CARDOSO, I.; PAIS, M.P.; HENRIQUES, S.; CANCELA DA FONSECA, L. & CABRAL, H.N. 2011b. 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.
- CARDOSO, I.; CABRAL, H.N. & CANCELA DA FONSECA, L. 2019. Padrões de distribuição de associações de macroinvertebrados bentônicos em pequenos estuários da costa portuguesa - terão utilidade na gestão costeira? In: ROQUE, A.C.; PAULA, D.P.; DIAS, J.A.; CANCELA DA FONSECA, L.; RODRIGUES, M.A.C.; ALBUQUERQUE, M.G. & PEREIRA, S.D. (Eds.). *Saindo da zona de conforto: A interdisciplinaridade das zonas costeiras*. Tomo VIII da Rede BRASPOR. pp.406-427. Rio de Janeiro: UERJ. (e-ISBN 978-85-87245-03-8).
- CLARKE, K.R. & GORLEY R.N. 2006. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth UK, 192p.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 1994. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, UK, 144p.
- COSTA, A.M.; BERNARDO, J.M. & CANCELA DA FONSECA, L. 1988. Sistemas Lagunares de Odeceixe, Aljezur e Carrapateira (SW de Portugal): confinamento e produtividade. Actas do 5º Congresso sobre o Algarve: 693-698. Silves: Racial Clube.
- COSTA, A.M.; CRISTO, M.; DUARTE, P.; FRANCO, J.E.; ALVES, H.M.; BERNARDO, J.M. & CANCELA DA FONSECA, L. 1990. Contribuição para a caracterização ecológica dos sistemas lagunares costeiros de Odeceixe e Aljezur. Actas do 6º Congresso sobre o Algarve, 2: 497- 503. Silves: Racial Clube.
- 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 costeiros das ribeiras de Seixe 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).
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; de GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.;

- LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P. & BELT, M. 1997a. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- De LANGE, H.J.; SALA, S.; VIGHI, M. & FABER, J.H. 2010. Ecological vulnerability in risk assessment - a review and perspectives. *Science of the Total Environment*, 408: 3871-3879.
- 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).
- 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, 1-72.
- ELLIOTT, M. & QUINTINO, V. 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 640-645.
- FASSIO, A.; GIUPPONI, C.; HIEDERER, R. & SIMOTA, C. 2005. A decision support tool for simulating the effects of alternative water resources: an application at the European scale. *Journal of Hydrology*, 304: 462-476.
- FIDALGO E COSTA, P.; SARDA, R. & CANCELA DA FONSECA, L. 1998. Life cycle, growth and production of the polychaete *Nereis diversicolor* O.F. Müller in three lagoonal estuarine systems of the Southwestern Portuguese coast (Odeceixe, Aljezur and Carrapateira). *Ecologie*, 29: 523-533.
- 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.
- FIDALGO E COSTA, P.; OLIVEIRA, R.F. & CANCELA DA FONSECA, L. 2006. Feeding Ecology of *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida, Polychaeta) on Estuarine and Lagoon Environments in the Southwest Coast of Portugal. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 1: 114-126.
- GALLOPÍN, G.C. 2006. Linkage between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16: 293-303.
- GREEN, C. & McFADDEN, L. 2007. Coastal vulnerability as discourse about meaning and values. *Journal of Risk Research*, 10: 1027-1045.
- HALPERN, B.S.; SELKOE, K.A.; MICHELI, F. & KAPPEL, C.V. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21: 1301-1315.
- IPPOLITO, A.; SALA, S.; FABER, J.H. & VIGHI, M. 2010. Ecological vulnerability analysis: A river basin study. *Science of the total Environment*, 408: 3880-3890.
- KENNISH, M.J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29: 78-107.
- KRISTENSEN P. 2004. The DPSIR framework. National Environmental Research Institute, Denmark. European Topic Centre, European Environment Agency. 10p.
- LUERS, A.L.; LOBELL, D.B.; SKLAR, L.S.; ADDAMS C.L. & MATSON, P.A. 2003. A method for quantifying vulnerability, applied to the agricultural system of Yaqui Valley, Mexico. *Global Environmental Change*, 13: 255-267.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, Malden, USA: viii+256 pp. (ISBN: 0-632-05633-9).
- McFADDEN, L.; PENNING-ROWSELL, E. & NICHOLLS, R.J. (Eds), 2007. *Managing Coastal Vulnerability*, Elsevier, Amsterdam.
- McFADDEN, L. & GREEN, C. 2007. Defining "vulnerability": conflicts, complexities and implications for coastal zone management. *Journal of Coastal Research*, 50: 120-124.
- MEEUWING, J.J. 1999. Predicting coastal eutrophication from land-use: an empirical approach to small non-stratified estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 176: 231-241.

- NILSSON, C. & GRELSSON, G. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*, 32: 677-692.
- 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.
- SNEATH, P.H. & SOKAL, R.R. 1973. *Numerical taxonomy. The principles and practice of numerical classification*. Freeman, San Francisco. 573p.
- TURNER, B.L.; KASPERSON, R.E.; MATSON, P.A.; MCCARTHY, J.J.; CORELL, R.W.; CHRISTENSEN, L.; ECKLEY, N.; KASPERSON, J.X.; LUERS, A.; MARTELL, M.L.; POLSKY, C.; PULSIPHER, A. & SCHILLER, A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainable science. *PNAS* 100, 14: 8074-8079.
- 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 the total Environment*, 374: 199-215.
- WEINSTEIN, M.P. 2007. Perspectives in estuarine and coastal science. Linking Restoration Ecology and Ecological Restoration in Estuarine Landscapes. *Estuaries and Coasts*, 30(2): 365-370.
- 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).
- WILSON, K.; PRESSEY, R.L.; NEWTON, A.; BURGMAN, M.; POSSINGHAM, M. & WESTON, C. 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental Management*, 35: 527-543.
- WOODROFFE, C.D. 2007. The Natural Resilience of Coastal Systems: Primary Concepts. In McFADDEN, L.; PENNING-ROWSELL, E. & NICHOLLS, R.J. (Eds), *Managing Coastal Vulnerability*. Elsevier, Amsterdam, 45-60.
- ZACHARIAS, M.A. & GREGR, E.J. 2004. Sensitivity and vulnerability in marine environments: an approach to identifying vulnerable marine areas. *Conservation Biology*, 19: 86-97.
- ZONTA, R.; GUERZONI, S.; PÉREZ-RUZAFÁ, A. & DE JONGE, V.N., 2007. Measuring and managing changes in estuaries and lagoons: morphological and eco-toxicological aspects. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 403-406.
- ZUUR, A. 2000. *Software package for Multivariate Analysis and Multivariate Time Series Analysis*. Brodgar v. 2+. Highland Statistics, Ltd. Aberdeen. United Kingdom. 255p.