

# **DIRETIVA-QUADRO “ESTRATÉGIA MARINHA”**

## **Descritor 1 – Biodiversidade**

### **Relatório do segundo ciclo de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas nas subdivisões do Continente e da Plataforma Continental Estendida**

**IPMA**  
**Outubro, 2018**

## 1. Descritor 1

“A biodiversidade é mantida. A qualidade e a ocorrência de habitats e a distribuição e abundância das espécies são conformes com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas prevalentes” (Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de junho de 2008).

O Descritor 1 da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” inclui quatro temas: i) grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos; ii) habitats pelágicos (de salinidade variável, costeiros, da plataforma continental e oceânicos/fora da plataforma continental); iii) habitats bentónicos; e iv) ecossistemas (incluindo teias tróficas).

### 1.1. Subdivisão do Continente

#### 1.1.1. Introdução

No relatório de avaliação inicial da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” relativo à subdivisão do Continente (MAMAOT, 2012a), a avaliação do descritor 1 (D1) foi efetuada para diferentes níveis ecológicos do ecossistema: espécies, habitats e grupos funcionais (Tabela 1.1). Segundo a Decisão da Comissão 2010/477/UE, a classificação de *Bom estado ambiental*, abreviadamente BEA, deveria ser atribuída sempre que a diversidade biológica fosse mantida e a qualidade e ocorrência dos habitats, assim como, a distribuição e abundância das espécies estivessem de acordo com as condições geográficas, climáticas e fisiográficas. Da análise efetuada concluiu-se que todos os elementos avaliados no âmbito do D1, com exceção da espécie *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), tinham atingido o BEA, muito embora o nível de incerteza tenha sido considerado elevado.

No mesmo relatório foram referidos os principais fatores de incerteza, tendo sido destacadas a insuficiente informação disponível para a construção de séries temporais longas, a deficiente cobertura espacial da informação disponível sobre os habitats e sobre as unidades funcionais em análise e, por último, o fraco conhecimento da estrutura e as relações entre as espécies nos seus ecossistemas. Foi ainda referida a inexistência de valores de referência para atribuição do BEA, limitação parcialmente ultrapassada pelo recurso a uma metodologia associada à determinação de um “valor biológico marinho” (Derous *et al.*, 2007) para cada critério e elemento (ex.: grupos de espécies, tipos de habitat) do ecossistema. Apesar do esforço efetuado, as limitações acima elencadas condicionaram fortemente as conclusões obtidas.

**Tabela 1.1.** Avaliação do Estado Ambiental das diferentes componentes do ecossistema para a subdivisão do Continente (descriptor 1) (retirado de MAMAOT, 2012a). A, Caminha – Peniche (aves: Caminha – Cabo Espichel); B, Peniche – Lagos (aves: Cabo Espichel – Lagos); C, Lagos – Vila Real de Santo António. BEA, bom estado ambiental.

Componente do ecossistema		Área de Avaliação	Bom estado ambiental	Grau de Confiança
Espécies	<i>Sardina pilchardus</i>	A	BEA não atingido	ELEVADO
		B	BEA não atingido	ELEVADO
		C	BEA não atingido	ELEVADO
	<i>Merluccius merluccius*</i>		---	---
	<i>Trachurus trachurus*</i>		---	---
	<i>Micromesistius poutassou*</i>		---	---
Habitats	Pelágico costeiro	A	BEA atingido	MÉDIO
		B	BEA atingido	MÉDIO
		C	BEA atingido	MÉDIO
	Pelágico da plataforma continental	A	BEA atingido	MÉDIO
		B	BEA atingido	MÉDIO
		C	BEA atingido	MÉDIO
	Pelágico oceânico	A	BEA atingido	MÉDIO
		B	BEA atingido	MÉDIO
		C	BEA atingido	MÉDIO
	Sedimentar costeiro	A	BEA atingido	BAIXO
		B	BEA atingido	BAIXO
		C	BEA atingido	MÉDIO
	Sedimentar plataforma continental	A	BEA atingido	BAIXO
		B	BEA atingido	BAIXO
		C	BEA atingido	BAIXO
	Sedimentar batial	A	BEA atingido	BAIXO
		B	BEA atingido	BAIXO
		C	BEA atingido	BAIXO
	Rochoso costeiro	A	BEA atingido	BAIXO
		B	BEA atingido	BAIXO
C		BEA atingido	BAIXO	
Rochoso plataforma continental	A	BEA atingido	BAIXO	
	B	BEA atingido	BAIXO	
	C	BEA atingido	BAIXO	
Rochoso batial	A	BEA atingido	BAIXO	
	B	BEA atingido	BAIXO	
	C	BEA atingido	BAIXO	
R.N. Ilhas Berlengas		BEA atingido	BAIXO	
P.M. Prof. Luiz Saldanha		BEA atingido	ELEVADO	
Banco Gorringe		---	---	
Grupos funcionais	Peixes costeiros	A	---	---
		B	BEA atingido	BAIXO
		C	BEA atingido	BAIXO
	Peixes pelágicos		---	---
	Elasmobrânquios pelágicos		---	---
	Peixes demersais	A	BEA atingido	ELEVADO
		B	BEA atingido	ELEVADO
		C	BEA atingido	ELEVADO
	Elasmobrânquios demersais	A	---	---
		B	BEA atingido	ELEVADO
		C	BEA atingido	ELEVADO
	Peixes de profundidade	A	---	---
		B	BEA atingido	MÉDIO
		C	BEA atingido	MÉDIO
	Seláceos de profundidade	A	BEA atingido	MÉDIO
B		BEA atingido	BAIXO	
C		BEA atingido	BAIXO	
Aves marinhas	A	BEA atingido	ELEVADO	
	B	BEA atingido	MÉDIO	
	C	BEA atingido	MÉDIO	

\* Avaliadas no âmbito do D3

Em face dos resultados obtidos foi considerado que nos Programas de Monitorização e de Medidas da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” (MAM, SRMCT, SRA, 2014) deveriam ser identificados como prioritários os elementos do D1 em risco de se afastar do BEA nos 5 anos seguintes. Os estudos a desenvolver deveriam contribuir para dar resposta às metas ambientais definidas no relatório de avaliação inicial, i.e.: i) recuperar os níveis de biomassa do *stock* da sardinha (*S. pilchardus*); ii) e estudar, reformular e gerir as redes de monitorização que permitissem recolher informação de suporte à caracterização do meio marinho, com ênfase para as situações que exigem maior atenção e para as que possam revelar relações causais entre os resultados da monitorização e as atividades humanas. A estas metas acresceram mais quatro, decorrentes da Diretiva Aves e Diretiva Habitats: iii) aumentar em 15% a população nidificante de cagarra (*Calonectris diomedea* Scopoli, 1769) da Reserva Natural das Berlengas até 2019; iv) contribuir para a proteção da população da pardela balear (*Puffinus mauretanicus* Lowe, 1921); v) manter os índices de distribuição e abundância das populações de cetáceos nos valores indicados no relatório do art.º17º da DH 2007 – 2012; vi) contribuir para a proteção das populações do boto [*Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758)] e do roaz [*Tursiops truncatus* (Montagu, 1821)]. Estas metas inseriram-se no Programa de Medidas.

Em 2012, a avaliação inicial das águas marinhas portuguesas, no que toca ao descritor D1, foi efetuada nos termos da Decisão da Comissão 2010/477/UE de 1 de setembro. Esta Decisão foi revogada pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio de 2017, a qual estabelece novos critérios e normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como as especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, os quais foram adotados no presente ciclo de aplicação das estratégias marinhas. Entre outros objetivos, esta nova decisão, pretendeu melhorar a qualidade e coerência na determinação do BEA. No que respeita ao D1 são propostos seis critérios, cinco dos quais são avaliados ao nível de espécie e grupos de espécies e um ao nível de habitats (habitats pelágicos). A caracterização e avaliação do BEA dos habitats bentónicos e dos ecossistemas é remetida para os Descritores 6 e 4 respetivamente, por meio dos critérios estabelecidos na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão. Nas secções seguintes apresentam-se os métodos e informação disponível para o período 2012-2017, que foram utilizados na caracterização e avaliação de cada elemento do ecossistema abrangido pelo D1, bem como os resultados e, por fim, a classificação do BEA.

## 1.1.2. Aspetos metodológicos gerais

### 1.1.2.1. Critérios, normas metodológicas e alterações relativamente à Decisão da Comissão 2010/477/UE

A tabela 1.2 apresenta os novos critérios e a sua relação com os indicadores da Decisão da Comissão 2010/477/UE. Segundo a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os critérios D1C1 a D1C5 deverão ser adotados ao nível do elemento (espécie). Acresce que as espécies selecionadas em cada componente do ecossistema deverão ser representativas dos grupos de espécies constantes da tabela 1.3. No que se refere ao critério D1C6, este deverá ser aplicado a habitats pelágicos: i) de salinidade variável (mantidos para as situações em que as plumas estuarinas se estendem para além das águas designadas como águas de transição na aceção da Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE de 23 de outubro); ii) costeiros; iii) da plataforma continental; iv) oceânicos/fora da plataforma continental.

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os dados necessários à avaliação do critério D1C1 devem ser apresentados por espécie e por arte de pesca para cada área do Conselho Internacional de Exploração do Mar (CIEM/ICES). O critério D1C1 deverá ser avaliado para um grupo de espécies consideradas em risco de captura acessória ocasional, definido através de cooperação regional ou sub-regional e com base no Quadro 1D da Decisão (UE) 2016/1251 (que adota um programa plurianual da União para a recolha, gestão e utilização de dados nos setores da pesca e da aquicultura no período 2017-2019).

No presente relatório, as metodologias adotadas para caracterizar cada critério do D1 não são comparáveis com as utilizadas no relatório de avaliação inicial da subdivisão do Continente. Relativamente aos critérios definidos para os grupos de espécies, esta descontinuidade deve-se: i) à definição, na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de novos critérios; ii) à utilização de critérios e indicadores, estabelecidos na Decisão 2010/477/EU para avaliar o BEA no relatório de avaliação inicial que não se mantiveram na Decisão agora em vigor. Relativamente aos critérios definidos para habitats pelágicos, esta descontinuidade deve-se à escassez de informação que dê continuidade às metodologias adotadas no relatório de avaliação inicial. Face ao exposto, e de forma a estabelecer uma comparação entre os dois períodos (antes e após 2012) optou-se por apresentar séries de dados o mais longas possível e que abranjam ambos os períodos.

**Tabela 1.2.** Critérios estabelecidos pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão no âmbito do descritor 1 e sua relação com os indicadores da Decisão da Comissão 2010/477/UE, aplicados em 2012.

<b>Critério<sup>1</sup></b>	<b>Descrição</b>	<b>Relatório inicial<sup>2</sup></b>
<b>D1C1</b>	<p><i>“A taxa de mortalidade por espécie devido às capturas acessórias situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.”</i></p> <p>Primário para espécies de aves, mamíferos, répteis e espécies de peixes e cefalópodes não exploradas para fins comerciais</p>	---
<b>D1C2</b>	<p><i>“A abundância da população da espécie não é negativamente afetada pelas pressões antropogénicas, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada (abundância: número de indivíduos ou biomassa em toneladas (t) por espécie).”</i></p> <p>Primário para grupos de espécies, enumerados no quadro 1 da Decisão (UE) 2017/848 (Tabela 1.3)</p>	1.2.1 <sup>3</sup>
<b>D1C3</b>	<p><i>“As características demográficas da população (por exemplo, estrutura por tamanho ou por classe etária, rácio entre os sexos, fecundidade e taxas de sobrevivência) da espécie são indicativas de uma população saudável que não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.”</i></p> <p>Primário para os peixes e cefalópodes explorados para fins comerciais</p>	1.3.1
<b>D1C4</b>	<p><i>“A área de distribuição da espécie e, se for caso disso, o padrão dessa distribuição é consentânea com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas.”</i></p> <p>Primário para as espécies abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE</p>	1.1.1 1.1.2
<b>D1C5</b>	<p><i>“O habitat da espécie tem a dimensão e as condições necessárias para sustentar as diferentes fases do seu ciclo de vida.”</i></p> <p>Primário para as espécies abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE</p>	---
<b>D1C6</b>	<p><i>“A condição do tipo de habitat, incluindo a sua estrutura biótica e abiótica e as suas funções (por exemplo, a sua composição típica de espécies e a abundância relativa das mesmas, a ausência de espécies particularmente sensíveis ou frágeis ou de espécies que asseguram uma função essencial e a estrutura de tamanhos das espécies), não é negativamente afetada por pressões antropogénicas. “</i></p> <p>Primário</p>	1.6.1 <sup>4</sup> 1.6.2 <sup>4</sup> 1.6.3

<sup>1</sup> Decisão UE 2017/848

<sup>2</sup> Decisão 2010/477/UE

<sup>3</sup> Utilizado na avaliação inicial da subdivisão do Continente ao nível das espécies.

<sup>4</sup> Utilizado na avaliação inicial da subdivisão do Continente ao nível dos habitats e grupos funcionais.

**Tabela 1.3.** Grupos de espécies constantes na Decisão (UE) 2017/848 que deverão servir de base à seleção de espécies que serão alvo de caracterização e avaliação do BEA.

<b>Componente do ecossistema</b>	<b>Grupos de espécies</b>
<b>Aves</b>	Aves fitófagas Aves limícolas Aves que se alimentam à superfície Aves que se alimentam de espécies pelágicas Aves que se alimentam de espécies bentónicas
<b>Mamíferos</b>	Pequenos cetáceos odontocetes Odontocetes de mergulho profundo Baleias-de-barbas (misticetes) Focas
<b>Répteis</b>	Tartarugas
<b>Peixes</b>	Peixes costeiros Peixes pelágicos da plataforma continental Peixes demersais da plataforma continental Peixes de profundidade
<b>Cefalópodes</b>	Cefalópodes costeiros/da plataforma continental Cefalópodes de profundidade

### 1.1.2.2. **Cooperação ao nível regional ou sub-regional**

Segundo o disposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, a definição das listas de espécies e o estabelecimento de limiares para os critérios propostos para o D1 deverá resultar de uma cooperação a nível regional (Atlântico Nordeste) ou sub-regional (Golfo da Biscaia e Costa Ibérica). No entanto, até à data, a cooperação proposta encontra-se ainda numa fase inicial, havendo metodologias e limiares por definir para alguns critérios e componentes do ecossistema. A nível sub-regional a cooperação foi iniciada com a partilha da lista de espécies e de metodologias de avaliação (com França e Espanha), muito embora os constrangimentos temporais impostos pelos diferentes calendários nacionais tenham impedido, até ao momento, o seu processo de uniformização.

### 1.1.2.3. **Área de estudo**

Neste segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas para as águas marinhas portuguesas foram consideradas as áreas definidas no relatório de avaliação inicial e cuja delimitação teve por base a topografia submarina, tipo de fundo, profundidade e intensidade do afloramento costeiro, e garantindo harmonização com as tipologias adotadas na Diretiva-

Quadro da Água. As áreas consideradas no caso das aves, mamíferos e répteis marinhos foram:

- Área A: Noroeste da subdivisão do Continente (Caminha – Cabo Espichel).
- Área B: Sudoeste da subdivisão do Continente (Cabo Espichel – Lagos).
- Área C: Sul da subdivisão do Continente (Lagos – Vila Real de Santo António).

E, no caso dos peixes, cefalópodes e habitats pelágicos:

- Área A: Noroeste da subdivisão do Continente (Caminha – Peniche).
- Área B: Sudoeste da subdivisão do Continente (Peniche – Lagos).
- Área C: Sul da subdivisão do Continente (Lagos – Vila Real de Santo António).

No entanto, no caso do tema 1 (grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos), a avaliação do estado do elemento (i.e., estado da espécie) foi efetuada para toda a área de distribuição da espécie na costa continental portuguesa (CONT), ou para as áreas para as quais existe informação (no caso de algumas espécies de peixes e cefalópodes). A avaliação do BEA foi efetuada para o conjunto de todas as áreas por se considerar que este constitui a escala ecologicamente pertinente para todos os grupos de espécies, conforme proposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão.

No caso dos habitats pelágicos, dividiu-se cada área acima descrita, de forma a definir os habitats pelágicos considerados na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão: habitats costeiros (AC, BC, CC), da plataforma continental (AP, BP, CP) e oceânicos (AO, BO e CO). A definição destas áreas teve como base a batimetria: <100 m, [100, 200[ m e ≥200 m, respetivamente. O limite entre os habitats pelágicos costeiros e da plataforma continental baseou-se nos resultados de Cabrita *et al.* (2015). Salienta-se que o habitat pelágico da plataforma continental refere-se, mais precisamente, à porção mais externa da plataforma continental, habitualmente designada por plataforma continental exterior (no presente relatório, dos 100 aos 200 m de profundidade), enquanto que o habitat pelágico costeiro se refere à porção mais interna da plataforma, normalmente designada por plataforma continental interior (no presente relatório, desde a linha de costa até aos 100 m de profundidade). Importa ainda referir que, no futuro, as áreas de avaliação dos habitats pelágicos deverão ser revistas conjugando a melhor informação científica disponível, o que, por constrangimentos de tempo, não foi possível desenvolver para este relatório.

Não foram definidos habitats de salinidade variável, de acordo com a definição constante na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão. Apesar de existir informação sobre as plumas túrbidas formadas pelos principais rios do continente, cuja extensão está principalmente associada

às descargas dos rios e secundariamente ao vento e marés (Fernandez-Nóvoa *et al.*, 2017), é necessário proceder a mais estudos para definir espacialmente estes habitats de forma a serem caracterizados no âmbito da DQEM.

Foram ainda considerados alguns habitats especiais com extensão relevante e para as quais existe informação nova e pertinente no âmbito do D1, nomeadamente a Reserva Natural das Ilhas Berlengas, o Parque Marinho Professor Luiz Saldanha e o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (incluídas na Rede Nacional de Áreas Classificadas). Não foi encontrada informação para o Parque Natural do Litoral Norte. Relativamente aos habitats classificados incluídos na Rede Natura 2000 refere-se o Banco Gorringe, classificado como Sítio de Importância Comunitária (SIC) no âmbito da Diretiva Habitats (Diretiva 92/43/CEE). Outros sítios incluídos na Rede Natura 2000, sejam SIC (Litoral Norte, Arquipélago da Berlenga e Arrábida-Espichel) ou Zonas de Proteção Especial (ZPE) da Diretiva Aves (Diretiva 79/409/CEE) (Ilhas Berlengas, Costa Sudoeste), uma vez que correspondem, total ou parcialmente, a áreas incluídas na rede nacional de Áreas Classificadas, serão abordadas nessas secções.

#### 1.1.2.4. Estrutura do relatório

De forma a facilitar a sua leitura e compreensão, dividiu-se o relatório deste Descritor por tema, tal como definido na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão: i) grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes; ii) e habitats pelágicos. Dentro do primeiro tema, os métodos, informação disponível, resultados e avaliações dos critérios, elementos e BEA são apresentados sucessivamente para cada grupo de espécies. No final é ainda apresentada informação detalhada por espécie, considerada relevante para efeitos de caracterização e/ou avaliação do BEA. No caso do segundo tema, segue-se a mesma estrutura para cada grupo analisado (fitoplâncton e zooplâncton).

### 1.1.3. TEMA: Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos

#### 1.1.2.1. Aves

##### 1.1.2.1.1. Dados disponíveis e metodologias

###### *Seleção das espécies*

As espécies foram selecionadas de acordo com o anexo I da Diretiva 2009/147/CE relativa à conservação das aves selvagens (Diretiva Aves) tendo-se incluído também espécies para as quais existe informação de frequência e de abundância relevantes nas águas continentais portuguesas (Tabela 1.4). Importa salientar que a informação disponível para espécies de aves limícolas, das quais se destacam *Charadrius alexandrinus* Linnaeus, 1758 (espécie reprodutora e residente), *Calidris alba* (Pallas, 1764) (espécie invernante de zonas de areal) e *Arenaria interpres* (Linnaeus, 1758) (espécie invernante de zonas de rocha), é insuficiente para proceder à caracterização dos diferentes critérios, avaliação do estado da espécie e consequente avaliação do BEA do grupo. Considerou-se ainda que as espécies fitófagas não têm expressão no ambiente marinho nacional, tendo em conta a abrangência geográfica da DQEM, que não inclui zonas estuarinas. A maioria das espécies consideradas no relatório de avaliação inicial inclui-se na presente lista.

###### *Fontes de informação*

A informação disponível para o período 2012-2017 foi recolhida no âmbito dos projetos FAME (proj. nº 2009-1/089; 2010 - 2012), LIFE+MarPro (LIFE09 NAT/PT/000038), VAL+ (Projeto de Valorização da Pesca Local; Programa Operacional Pesca 2007-2013) e LIFE+Berlengas (LIFE13/NAT/PT/000458) e do Programa Nacional de Amostragem Biológica (PNAB/DCF). Apresentam-se os resultados para este período mais recente, seguindo os critérios e metodologias aplicadas na Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves). Sempre que se justifique os resultados obtidos são comparados com os reportados em 2013 no âmbito dessa mesma Diretiva.

**Tabela 1.4.** Espécies de aves selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a informação. x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, indica que não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério. A negrito identificam-se as espécies que nidificam regularmente em território do continente. Não se incluiu no grupo das espécies nidificantes *Sterna hirundo* e *Larus fuscus* devido à falta de regularidade ou escassez de informação, sendo espécies mais comuns durante as épocas de migração e/ou invernada.

AVES	Elemento (nome científico)	Elemento (nome comum)	Área	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5
Que se alimentam à superfície	<i>Hydrobates leucorhous</i> <sup>1</sup>	Painho-de-cauda-forçada	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Hydrobates pelagicus</i> <sup>1</sup>	Alma-de-mestre	A,B,C	+	+	---	---	---
	<b><i>Larus audouinii</i></b> <sup>1</sup>	Gaivota-de-Audouin	C	+	+	---	---	---
	<i>Larus fuscus</i> [ <i>intermedius/graellsii</i> ]	Gaivota-d'asa-escura	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Larus melanocephalus</i> <sup>1</sup>	Gaivota-de-cabeça-preta	A,B,C	+	---	---	---	---
	<b><i>Larus michahellis</i></b>	Gaivota-de-patas-amarelas	A,B,C	+	+	---	---	---
	<b><i>Oceanadroma castro</i></b> <sup>1</sup>	Roque-de-Castro	A,B,C	+	+	---	+	---
	<i>Rissa tridactyla</i>	Gaivota-tridáctila	A,B,C	+	+	---	---	---
	<i>Stercorarius skua</i>	Alcaide	A,B,C	+	X	---	+	---
	<i>Sterna hirundo</i> <sup>1</sup>	Garajau-comum	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Sterna sandvicensis</i> <sup>1</sup>	Garajau-de-bico-preto	A,B,C	+	+	---	---	---
<b><i>Sternula albifrons</i></b> <sup>1</sup>	Chilreta	C	+	---	---	---	---	
Que se alimentam de espécies pelágicas	<i>Alca torda</i>	Torda-mergulheira	A,B,C	+	X	---	+	---
	<b><i>Calonectris diomedea borealis</i></b> <sup>1</sup>	Cagarra	A,B,C	+	+	---	---	---
	<i>Fratercula arctica</i>	Papagaio-do-mar	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Gelochelidon nilotica</i> <sup>1</sup>	Tagaz	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Morus bassanus</i>	Alcatraz	A,B,C	+	X	---	+	---
	<i>Puffinus gravis</i>	Pardela-de-barrete	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Puffinus griseus</i>	Pardela-preta	A,B,C	+	---	---	---	---
	<i>Puffinus mauretanicus</i> <sup>1</sup>	Pardela-balear	A,B,C	+	X	---	+	---
	<i>Uria aalge</i> <sup>1</sup>	Airo	A,B,C	+	---	---	---	---
Que se alimentam de espécies bentónicas	<i>Melanitta nigra</i>	Negrola	A	+	+	---	---	---
	<b><i>Phalacrocorax aristotelis</i></b>	Galheta	A,B,C	+	+	---	+	---

<sup>1</sup> Espécies para as quais existe informação e que figuram no anexo I da Diretiva 2009/147/CE

### *Critério D1C1 (primário)*

Não tendo havido a definição de um grupo de espécies a nível regional ou sub-regional, apresenta-se informação para todas as espécies selecionadas. De notar que a maioria das espécies deste grupo incluem-se no Quadro 1D da Decisão (UE) 2016/1251, acima referido, que define as espécies a monitorizar no âmbito de programas de proteção da União ou por força de obrigações internacionais. A informação analisada no presente relatório teve duas origens: inquéritos a mestres de pesca e observações efetuadas a bordo de embarcações de pesca. Os dados correspondem ao período 2010 - 2017, não sendo homogéneos a nível temporal nem espacial. Os valores de captura accidental foram estimados por categoria de arte de pesca, sendo apresentados sob a forma de número de indivíduos capturados/lance de pesca. Seguindo o princípio de precaução, assumiu-se que os valores de captura accidental correspondem a valores de mortalidade. Este critério contribuiu também para a avaliação das espécies no âmbito do critério D1C2.

### *Critério D1C2 (primário)*

O critério D1C2 corresponde ao critério “dimensão da população” da Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves). No caso das espécies nidificantes (identificadas na Tabela 1.4) foi utilizado o tamanho da população reprodutora sempre que possível.

Para as restantes espécies, exceto a negrola *Melanitta nigra* (Linnaeus, 1758), foi utilizado o tamanho da população não reprodutora ou invernante, com base nos censos marinhos feitos durante as campanhas de rastreio acústico de primavera (IPMA/PNAB-PELAGO) a bordo do navio de investigação (NI) “Noruega”. Neste caso foram apenas usados os dados recolhidos durante estas campanhas pois foram aqueles que garantiram uma maior homogeneidade inter-anual. No entanto, salienta-se que o período em que as campanhas foram realizadas não é o período em que as águas continentais nacionais têm maior importância para um grande número das espécies alvo. Entre 2005 e 2017 os censos marinhos realizaram-se de janeiro a junho, seguindo o protocolo ESAS (*European Seabirds At Sea*) para recolha de dados (Tasker *et al.*, 1984). Todas as aves em contacto com a água, dentro de um transecto com 300 m de largura foram contadas para um dos bordos da embarcação. Todas as aves em voo foram contadas usando o método “*snap-shot*” (Tasker *et al.*, 1984). As contagens foram agrupadas em períodos de 5 minutos. O processamento dos dados, a construção dos modelos e a seleção dos melhores modelos foram feitos segundo a metodologia descrita por Oliveira *et al.* (2017), usando uma grelha espacial de ~4x4km *Coastal* definida no âmbito do projeto LIFE+MarPro (Life MarPro, 2013) para a área marinha continental delimitada pela batimétrica dos 200 m de profundidade com um *buffer* de 15 km. Desta forma delimitou-se a área amostrada, não se procedendo à extrapolação dos dados para fora da mesma. No entanto, não se avaliou o efeito do período fenológico (i.e., época migratória) de cada

espécie no número de aves contadas, uma vez que a recolha de dados não incluiu todos os períodos fenológicos das espécies alvo.

No caso da espécie *M. nigra* foi usada a metodologia “*double-observer*” realizada no âmbito do projeto LIFE+MarPro entre Miramar e a Nazaré (Vingada *et al.*, 2013).

#### *Critério D1C4 (secundário)*

O critério D1C4 corresponde ao critério “área de distribuição e mapa da zona de reprodução” da Diretiva 2009/147/CE (Diretiva Aves). No caso das espécies nidificantes foi utilizada a área de distribuição das colónias de reprodução. Para as espécies não nidificantes foi utilizada a área de distribuição resultante das análises realizadas para o critério D1C2, tendo como base os censos marinhos e a metodologia “*double-observer*” (Vingada *et al.*, 2013).

#### *Avaliação dos critérios*

A avaliação do critério D1C2 seguiu a metodologia proposta pela OSPAR, B1 – “*Marine bird abundance*”, aplicada a abundâncias de populações não-reprodutoras, a qual foi também considerada pelo ICES como adequada para avaliar este critério (ICES, 2017a). O método baseia-se na série de abundância relativa da espécie, que resulta do rácio entre a abundância anual e um valor de abundância de referência (aqui considerado como a média 2005-2011). O valor estimado para o período de avaliação corresponde à média da abundância relativa da espécie no período 2012-2017 considerando-se como limiares inferiores os valores 0.8 ou 0.7, no caso de espécies que põem apenas um ovo ou espécies que ponham mais de um ovo, respetivamente. Assume-se que as últimas demoram mais tempo a recuperar após um declínio no tamanho da população. Assume-se ainda, um limiar superior de variação de 1.3 (OSPAR, 2017a). Este valor foi definido de forma a identificar espécies com aumentos consideráveis que possam vir a causar um impacto negativo nas populações de outras espécies (ICES, 2008). Os valores acima referidos foram assumidos como os limites para avaliar se, para este critério, a espécie se encontra ou não em bom estado.

A avaliação de cada critério e do estado da espécie foi efetuada para o conjunto de todas as áreas por se considerar que este constitui a escala ecologicamente pertinente para todos os grupos de espécies de aves, conforme proposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão.

Atribuiu-se um grau de confiança à avaliação, adaptando a metodologia proposta por Breeze (2004) e já adotada no relatório de avaliação inicial da DQEM. Este método permite atribuir classificações diferentes consoante a fiabilidade e/ou credibilidade da informação. O sistema de classificação é semi-quantitativo e a escala varia entre 1 (nível mínimo de credibilidade) a

3 (nível máximo de credibilidade). Deste modo e de acordo com esta metodologia foi atribuído o valor:

- 1 – Baixo – quando a informação disponível foi considerada deficiente e/ou existiu grande incerteza sobre as estimativas da variável em análise;
- 2 - Médio – quando a informação disponível permitiu fazer a avaliação, mas subsistiu alguma incerteza nas estimativas da variável em análise;
- 3 – Elevado – quando a informação disponível foi considerada adequada.

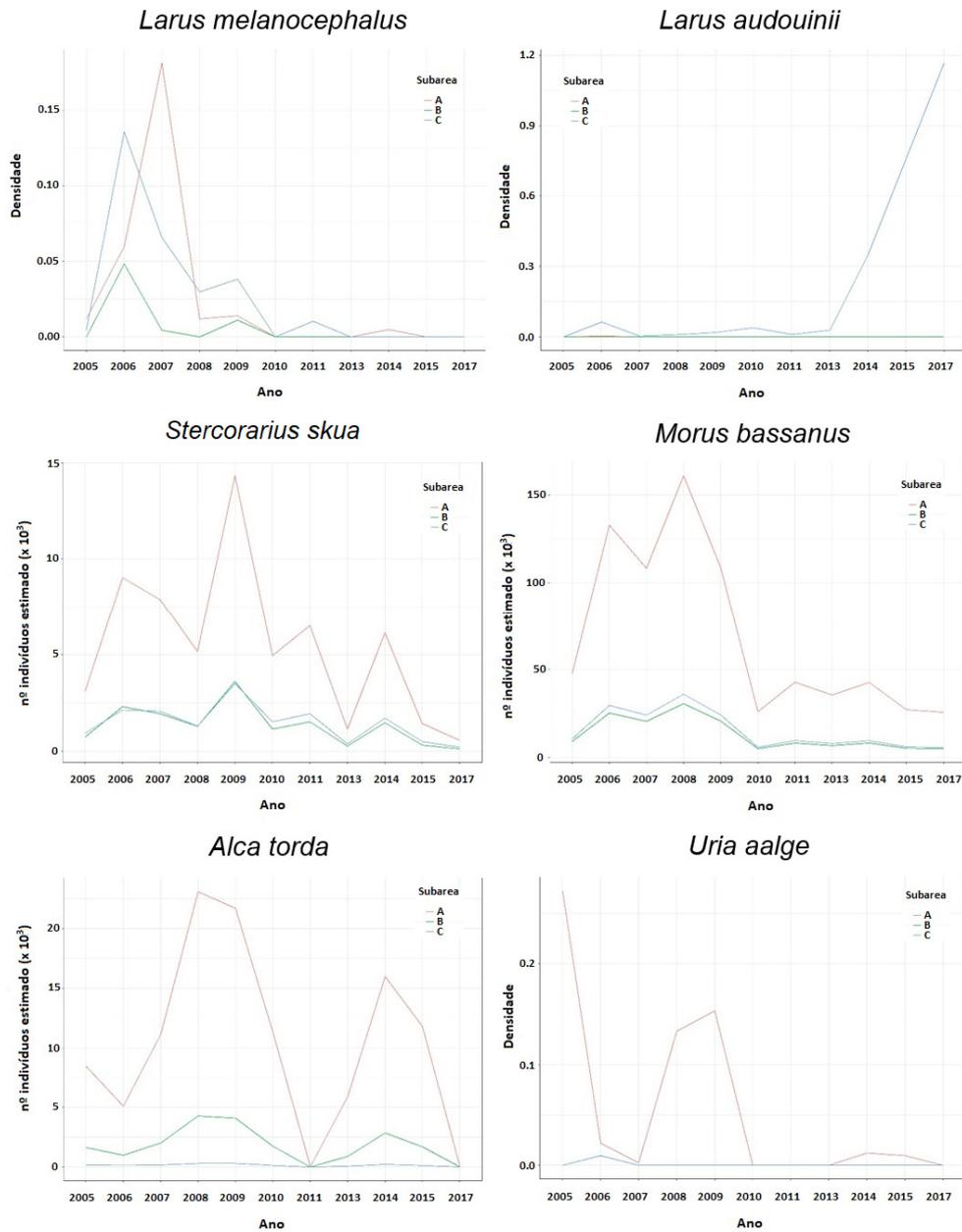
Não se procedeu à avaliação do critério D1C1. As deficiências na informação condicionaram a aplicação das metodologias propostas e o estabelecimento de limiares que permitissem a sua avaliação. Também se optou por não avaliar o critério D1C4 (critério secundário para as aves), uma vez que as metodologias de avaliação não estão ainda definidas (ICES, 2017a).

#### *Integração das avaliações dos critérios ao nível do elemento e avaliação do BEA*

Com exceção de *Puffinus mauretanicus*, em que a avaliação do elemento se baseou em julgamento pericial (ver informação detalhada da espécie, secção 1.1.3.1.3.), a avaliação do estado das restantes espécies baseou-se exclusivamente no critério D1C2 e apenas para os casos em que a informação foi considerada adequada para estimar valores de abundância anual. Dado o reduzido número de espécies avaliadas considerou-se não ser adequado integrar os resultados ao nível do grupo e, portanto, avaliar o BEA.

#### 1.1.2.1.2. Resultados e avaliação do BEA

A figura 1.1 apresenta a abundância ou densidade anuais para as espécies cuja informação disponível permitiu a sua determinação. A tabela 1.5 apresenta os resultados obtidos para os critérios D1C1, D1C2 e D1C4 e a avaliação do BEA. Como referido anteriormente, o período amostrado não corresponde ao período em que as águas continentais nacionais têm maior importância para um grande número das espécies alvo, tendo sido possível estimar a abundância anual para 3 espécies apenas, nomeadamente *S. skua*, *A. torda* e *M. bassanus*. Mesmo para estas, o grau de confiança atribuído é baixo ou médio. A análise detalhada das informações constantes da figura 1.1 e da tabela 1.5, para cada espécie, é apresentada na secção 1.1.3.1.3.



**Figura 1.1.** Densidade ou abundância (nº indivíduos estimados) por espécie e por ano, para cada área (A, B, e C).

**Tabela 1.5.** Resultados obtidos para os critérios D1C1, D1C2 e D1C4, avaliação do estado do elemento (EE) e avaliação do BEA por grupo de espécies de aves e para as áreas A, B e C. Bent., que se alimentam de espécies bentónicas; Tend., tendência.; GC, Grau de confiança. A negrito identificam-se as espécies que nidificam em território do continente. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado.

		D1C1	D1C2		D1C4	EE	GC	BEA
AVES	Elemento		Rácio	Tend.				
Que se alimentam superfície	<i>Hydrobates pelagicus</i>	0	---	---	---		1	
	<b><i>Larus audouinii</i></b>	0	---	C <sup>3</sup>	E		2	
	<i>Larus fuscus</i> <i>[intermedius/graellsii]</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Larus melanocephalus</i>	0	---	D <sup>3</sup>	---		1	
	<b><i>Larus michahellis</i></b>	+	---	C	C		1	
	<b><i>Oceanodroma castro</i></b>	0	---	D	E		2	
	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Rissa tridactyla</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Stercorarius skua</i> <sup>2</sup>	0	0.2	D	---		2	
	<i>Sterna hirundo</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Sterna sandvicensis</i>	0	---	E	---		2	
	<b><i>Sternula albifrons</i></b>	0	---	---	---		1	
Que se alimentam de espécies pelágicas	<i>Alca torda</i> <sup>1</sup>	0	0.7	D	---		1	
	<i>Puffinus griseus</i>	0	---	---	---		1	
	<b><i>Calonectris diomedea borealis</i></b>	+	---	D	E		2	
	<i>Fratercula arctica</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Gelochelidon nilotica</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Morus bassanus</i> <sup>1</sup>	++	0.4	D	---		2	
	<i>Puffinus gravis</i>	+	---	---	---		1	
	<i>Puffinus griseus</i>	0	---	---	---		1	
	<i>Puffinus mauretanicus</i>	+	---	D	---		2	
	<i>Uria aalge</i>	+	---	D <sup>3</sup>	---		2	
Bent.	<i>Melanitta nigra</i>	+	---	---	---		2	
	<b><i>Phalacrocorax aristotelis</i></b>	+	---	D	E		2	

+ taxa de captura máxima por arte de pesca ≤ 0.01 aves/evento de pesca

++ taxa de captura máxima por arte de pesca > 0.01 aves/evento de pesca

<sup>1</sup> postura: 1 ovo

<sup>2</sup> postura: > 1 ovo

<sup>3</sup> com base na densidade

#### 1.1.3.1.3. Informação detalhada por espécie

No caso das espécies *Oceanodroma leucorhoa* (Vieillot, 1818), *Larus fuscus* Linnaeus, 1758, *Sterna hirundo* Linnaeus, 1758, *Sterna albifrons* (Pallas, 1764), *Puffinus griseus* (Gmelin, 1789), *Fratercula arctica* (Linnaeus, 1758) e *Gelochelidon nilotica* (Gmelin, 1789), caracterizou-se apenas o critério D1C1, não tendo sido registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos

pescadores. Para essas espécies, os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado também não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie.

#### Aves que se alimentam à superfície

##### *Hydrobates pelagicus* (Linnaeus, 1758) (Alma-de-mestre)

Para esta espécie não foram registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

Os dados disponíveis na base de dados da ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. É uma espécie com maior expressão nas nossas águas durante o período pós-reprodutor, nomeadamente em outubro (Meirinho *et al.*, 2014).

##### *Larus audouinii* Payraudeau, 1826 (Gaivota-de-Audouin)

Para esta espécie não foram registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

O tamanho da população reprodutora, restrita às ilhas barreira da Ria Formosa, foi avaliado em 2017 em cerca de 2017 casais (dados não publicados). Esta população tem sido estudada regularmente nos últimos anos, havendo indícios de um crescimento acentuado na principal colónia de reprodução. No mar, tem-se notado igualmente um aumento das densidades observadas nos últimos anos (base de dados da ESAS- SPEA) (Figura 1.1).

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável nos últimos anos (dados SPEA não publicados).

Estas tendências estão de acordo com a informação reportada para esta espécie no âmbito da Diretiva Aves (2008-2012).

##### *Larus melanocephalus* Temminck, 1820 (Gaivota-de-cabeça-preta)

Para esta espécie não foram registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. No entanto, parece haver uma tendência acentuadamente negativa na densidade de aves observadas nas nossas águas (Figura 1.1).

##### *Larus michahellis* J.F. Naumann, 1840 (Gaivota-de-patas-amarelas)

Para esta espécie foram registados eventos de captura accidental na área A (cerco <12m, cerco  $\geq$  12m, arrasto <12m, emalhar  $\geq$ 12m e palangre demersal <12m) e na área B (palangre demersal <12m). O palangre demersal <12m na área B foi a categoria de arte de pesca onde a captura accidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0.0016 aves/evento de pesca.

O maior núcleo reprodutor desta espécie encontra-se no arquipélago das Berlengas, onde o tamanho da população reprodutora foi estimado em cerca de 6000 a 7000 indivíduos em 2015 (Morais *et al.*, 2016). Apesar desta população ter vindo a ser alvo de um programa de controlo populacional na ilha da Berlenga, a espécie tem aumentado e expandido a sua área de distribuição ao longo de toda a costa continental nacional (dados não publicados).

Estas tendências estão de acordo com a informação reportada para esta espécie no âmbito da Diretiva Aves (2008-2012).

#### *Oceanodroma castro* (Harcourt, 1851) (Roque-de-castro)

Não foram registados quaisquer eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

O tamanho da população reprodutora, restrita ao arquipélago das Berlengas, foi avaliado em 2015 em cerca de 410 a 784 casais (Oliveira *et al.*, 2016). Esta população tem sido estudada regularmente nos últimos anos, havendo indícios de um decréscimo acentuado na principal colónia de reprodução, localizada no Farilhão Grande (Oliveira *et al.*, 2016). Têm sido registados diversos eventos de predação por gaivotas-de-patas-amarelas quer ao nível de adultos reprodutores quer ao nível dos juvenis no ninho (Oliveira *et al.*, 2016). No entanto, não foi avaliado o efeito desta pressão nos parâmetros demográficos da espécie, desconhecendo-se se esta poderá explicar o decréscimo notado ao longo dos últimos cinco anos.

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável apesar da descoberta recente de alguns núcleos noutros pequenos ilhéus do arquipélago das Berlengas (Nuno Oliveira, com. pess.).

#### *Rissa tridactyla* (Linnaeus, 1758) (Gaivota-tridáctila)

Para esta espécie não foram registados quaisquer eventos de captura accidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. Dados publicados no âmbito da Diretiva Aves (2008-2012) apresentam uma estimativa de 500 a 1000 indivíduos para o tamanho da população.

### *Stercorarius skua* (Brünnich, 1764) (Alcaide)

Não foram registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

Com base nos dados da “*European Seabirds At Sea*” (ESAS) recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado para 2015 para as áreas A, B e C em 473, 75 e 469 indivíduos, respetivamente. Apesar de ter sido notado um pico de abundância em 2009, esta população parece apresentar uma tendência negativa nas 3 áreas após esse ano (Figura 1.1). O valor médio de abundância relativa para o período de avaliação foi estimado em 0.2, ou seja, abaixo do limiar inferior estabelecido, o que indica que a espécie não está em bom estado no que respeita ao critério D1C2. A informação disponível atualmente não permite identificar claramente a causa deste decréscimo, pois não estão descritas pressões antropogénicas com um efeito negativo evidente nesta espécie. Uma das possíveis explicações é a alteração das áreas de alimentação durante o período não reprodutor, as quais poderão não estar associadas a um mau estado ambiental das nossas águas marinhas. Os resultados obtidos reforçam a necessidade de monitorizar esta espécie. A área de distribuição no mar foi estimada em 25648, 6512 e 5648 km<sup>2</sup> para as áreas A, B e C respetivamente.

### *Sterna sandvicensis* Latham, 1787 (Garajau-de-bico-preto)

Para esta espécie não foram registados quaisquer eventos de captura acidental nos embarques monitorizados ou durante os inquéritos realizados aos pescadores.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado para 2015 para as áreas de avaliação A, B e C em 9218, 505 e 729 indivíduos, respetivamente. Apesar de ter sido notado um pico de abundância em 2009, esta população parece apresentar uma tendência estável.

A área de distribuição no mar foi estimada em 24368, 2848 e 3008 km<sup>2</sup>, respetivamente para as respetivas áreas A, B e C.

## Aves que se alimentam de espécies pelágicas

### *Alca torda* Linnaeus, 1758 (Torda-mergulheira)

Para esta espécie foram registados eventos de captura acidental na área A nas categorias de arte de pesca de tresmalho <12m e redes de emalhar < 12m, com uma taxa de captura de 0.0001 e 0.00006 aves/evento de pesca, respetivamente.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado para 2015 para as áreas A, B e C em 11800, 1700 e 125 indivíduos, respetivamente. Esta população parece ter apresentado uma tendência ligeiramente negativa nas 3 áreas de

avaliação ao longo dos últimos anos (Figura 1.1). O valor médio de abundância relativa para o período de avaliação foi estimado em 0.7, ou seja, abaixo do limiar inferior estabelecido, o que indica que a espécie não está em bom estado no que respeita ao critério D1C2.

A área de distribuição no mar foi estimada em 18976, 4240 e 720 km<sup>2</sup> para as respetivas áreas A, B e C.

#### *Calonectris diomedea borealis* (Cody, 1881) (Cagarra)

Foram registados eventos de captura accidental na área A (palangre demersal <12m e palangre de fundo ≥ 12m) e na área B (palangre demersal <12m). O palangre demersal <12m na área A e B foi a categoria de arte de pesca para a qual a captura accidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0.0008 e 0.0028 aves/evento de pesca, respetivamente.

Em Portugal continental, a dimensão da população nidificante, restrita ao arquipélago das Berlengas, é reduzida. O seu tamanho foi avaliado, em 2015, em cerca de 800 a 975 casais (Oliveira *et al.*, 2016). Esta população tem sido estudada regularmente, havendo fortes indícios de um decréscimo na principal colónia de reprodução, localizada no Farilhão Grande (Oliveira *et al.*, 2016), sendo que o sucesso reprodutor desta população se encontra muito abaixo (~0,4) dos valores observados na ilha da Berlenga (>0.8) nos últimos 2 anos (Nuno Oliveira, com. pess.). A predação de ovos e crias por gaivotas-de-patas-amarelas parece ser uma das principais causas. No entanto, não foi avaliado o efeito das pressões descritas (captura accidental e predação) nos parâmetros demográficos da espécie, sendo desconhecido se ambas ou qual delas, poderá explicar melhor o decréscimo notado ao longo dos últimos 15 anos. Nos Programas de Monitorização e de Medidas da DQEM, foi reconhecida a necessidade de monitorizar e controlar as principais pressões e ameaças sobre a espécie na Zona de Proteção Especial das Berlengas (MAM, SRMCT, SRA, 2014). A meta estabelecida, decorrente da avaliação realizada em 2013 no âmbito da Diretiva Aves, refere que, até 2019, a população nidificante deveria atingir uma dimensão 15% superior aos níveis observados na última avaliação da espécie no âmbito da mesma Diretiva, de forma a assegurar a sua subsistência na região (MAM, SRMCT, SRA, 2014). Apesar das observações efetuadas, e em particular no Farilhão Grande, a estimativa populacional mais recente refere-se ao ano de 2015, pelo que não se consegue avaliar o alcance da meta estabelecida. Considerando o exposto, optou-se por não se avaliar o estado do critério D1C2 e reforça-se a necessidade de monitorizar a espécie.

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável (cerca de 1km<sup>2</sup>) apesar da descoberta recente de alguns núcleos fora do arquipélago das Berlengas (dados SPEA).

Importa salientar que, embora no presente relatório se reporte a cagarra como subespécie, dever-se-á ter em atenção novos dados científicos que sugerem uma clara separação entre as populações que se reproduzem no atlântico das populações que se reproduzem no mediterrâneo, elevando estas diferenças ao nível da espécie. Tal separação implica uma redução considerável no tamanho das populações e das áreas de ocupação a nível global.

#### *Morus bassanus* (Linnaeus, 1758) (Alcatraz)

Esta é uma das espécies que tem sido reportada com maiores índices de captura acidental em artes de pesca. Foram registados eventos de captura acidental na área A (cerco  $\geq 12\text{m}$ , palangre demersal  $<12\text{m}$ , palangre de fundo  $\geq 12\text{m}$ , palangre de superfície  $\geq 12\text{m}$ , tresmalho  $\geq 12\text{m}$ , tresmalho  $< 12\text{m}$ , arrasto  $\geq 12\text{m}$ , emalhar  $\geq 12\text{m}$ ), na área B (palangre demersal  $<12\text{m}$  e emalhar  $<12\text{m}$ ) e na área C (emalhar  $<12\text{m}$ ). O palangre demersal  $<12\text{m}$  foi a categoria onde a captura acidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0.0059 e 0.053 aves/evento de pesca nas áreas A e B, respetivamente.

Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, o tamanho da população foi estimado em 2015 para as áreas A, B e C em 27304, 5320 e 6311 indivíduos, respetivamente. Esta população apresenta uma tendência fortemente negativa nas 3 áreas de avaliação até ao ano 2010, mantendo-se estável, mas muito abaixo dos valores observados anteriormente (Figura 1.1). O valor médio de abundância relativa para o período de avaliação foi estimado em 0.4, ou seja, abaixo do limiar inferior estabelecido, o que indica que a espécie não está em bom estado no que respeita ao critério D1C2. Dado que é uma espécie que se alimenta de peixes pelágicos, incluindo sardinha (Wise *et al.*, 2019), não se pode excluir a hipótese de que um aumento na abundância da população de sardinha na costa continental portuguesa beneficie a população de *M. bassanus*.

A área de distribuição no mar resultou em 25648, 6512 e 5648  $\text{km}^2$  para as respetivas áreas A, B e C.

#### *Puffinus gravis* (O'Reilly, 1818) (Pardela-de-barrete)

Para esta espécie foram registados eventos de captura acidental na área A em palangre demersal  $<12\text{m}$ , com uma taxa de captura de 0,0001 aves/evento de pesca.

Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população nem a área de distribuição da espécie. É uma espécie com maior expressão nas nossas águas durante o período pré-reprodutor, nomeadamente entre agosto e outubro (Meirinho *et al.*, 2014).

#### *Puffinus mauretanicus* Lowe, 1921 (Pardela-baleiar)

Para esta espécie foram registados eventos de captura accidental apenas na área A e nas categorias de arte de pesca de cerco  $\geq 12\text{m}$ , emalhar  $< 12\text{m}$  e palangre de superfície  $\geq 12\text{m}$ . O cerco  $\geq 12\text{m}$  foi a categoria onde a captura accidental foi mais expressiva com uma taxa de captura de 0.0023 aves/evento de pesca.

Em 2014, a população não reprodutora foi estimada em cerca de 4962 a 18475 indivíduos durante o período não reprodutor e para toda a costa continental portuguesa (Araújo *et al.*, 2017). Verifica-se um decréscimo acentuado no número de indivíduos desta população nos últimos anos, justificando o seu atual Estatuto de Conservação de Criticamente em Perigo (IUCN). Este decréscimo foi identificado no último relatório da Diretiva Aves (2013), tendo levado ao estabelecimento da meta adicional para a DQEM, conforme explicado no Programa de Monitorização e no Programa de Medidas da DQEM: “contribuir para a proteção da população da pardela-baleiar (*Puffinus mauretanicus*)” (MAM, SRMCT, SRA, 2014). Considerando que não existe informação que indique a existência de uma melhoria do estado da espécie, optou-se por avaliar o seu estado como negativo. Com base nos dados ESAS recolhidos e analisados, a área de distribuição no mar foi estimada em 25648, 6512 e 5648 km<sup>2</sup> para as áreas A, B e C, respetivamente.

#### *Uria aalge* (Pontoppidan, 1763) (Airo)

Para esta espécie foram registados eventos de captura accidental apenas na área A e na categoria de arte de pesca de tresmalho  $\geq 12\text{m}$ , com uma taxa de captura accidental de 0,0008 aves/evento de pesca.

De acordo com Oliveira *et al.* (2016) a população reprodutora de airo existente no arquipélago das Berlengas encontra-se extinta. Os dados disponíveis na base de dados ESAS (SPEA) para o período indicado não permitiram avaliar nem o tamanho da população não reprodutora nem a sua área de distribuição. No entanto, as densidades observadas evidenciam uma tendência negativa ao longo do período analisado na área A (Figura 1.1).

#### Aves que se alimentam de espécies bentónicas

#### *Melanitta nigra* (Linnaeus, 1758) (Negrola)

Para esta espécie foram registados eventos de captura accidental na área A (tresmalho  $\geq 12\text{m}$  e tresmalho  $< 12\text{m}$ ) e na área C (tresmalho  $\geq 12\text{m}$ ). O tresmalho  $\geq 12\text{m}$  na área A foi a categoria de arte de pesca para a qual a captura accidental foi mais expressiva, com uma taxa de captura de 0.0004 aves/evento de pesca.

Em 2011-2012, a população não reprodutora foi estimada em cerca de 20172 indivíduos para a área entre Miramar e a Nazaré (Vingada *et al.*, 2013).

Não foi possível obter valores da área de distribuição da população com base nos dados ESAS para o período de avaliação considerado.

#### *Phalacrocorax aristotelis* (Linnaeus, 1761) (Galheta)

Para esta espécie foram registados eventos de captura accidental na área A nas categorias de arte de pesca de emalhar <12m, tresmalho <12m e palangre demersal <12m. O tresmalho <12m foi a categoria para a qual a captura accidental teve maior expressão, com uma taxa de captura de 0.0007 aves/evento de pesca.

Em 2017, o tamanho da população reprodutora foi estimado em 78 a 102 casais e em 9 a 14 casais para as áreas A e B, respetivamente (dados SPEA). Foi notado um ligeiro decréscimo no tamanho do maior núcleo reprodutor, localizado na ilha da Berlenga. Também a produtividade de ovos e de juvenis desta população tem sido baixa ao longo das últimas duas décadas, quando comparada com outras colónias da Península Ibérica ou do Norte da Europa, especialmente nos anos de 2018 e 2019, com produtividades da ordem dos 1.00 e 1.04, respetivamente (Silva *et al.*, 2017). Existe uma evidente sobreposição, quer ao nível trófico quer ao nível geográfico, entre esta população e a pesca comercial (Nascimento *et al.*, 2019), podendo estar a ocorrer uma limitação dos recursos alimentares disponíveis para a espécie, com a agravante do aumento do risco de captura accidental. No entanto, ainda não foi possível avaliar o efeito das capturas accidentais nos parâmetros demográficos da espécie.

Em relação à área de distribuição das colónias de reprodução, esta mantém-se estável, com cerca de 4km<sup>2</sup> na área A e 0.5 km<sup>2</sup> na área B (dados SPEA).

### **1.1.3.1.2. Mamíferos**

#### 1.1.3.2.1. Dados disponíveis e metodologias

##### *Seleção de espécies*

No relatório de avaliação inicial (MAMAOT, 2012a) foi feita uma caracterização superficial das espécies com ocorrência em águas continentais portuguesas, referindo-se apenas a existência de 17 espécies de mamíferos marinhos na subdivisão do Continente. Na realidade, em relação aos cetáceos, na subdivisão do Continente foram registadas 28 espécies (projeto LIFE+MarPro, 2011-2017), das quais 8, todas odontocetos, podem ser consideradas residentes e com carácter de ocorrência regular na ZEE continental portuguesa e que, portanto, deverão ser alvo de avaliação (Tabela 1.6). Três espécies são consideradas migradoras: *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) (baleia-comum),

*Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, 1804 (baleia-anã) e *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758) (orca), sendo que a baleia-anã e a baleia-comum apresentam núcleos residentes com reprodução comprovada em águas nacionais. Das restantes, 5 espécies são consideradas de ocorrência ocasional e 12 espécies para as quais serão necessários mais registos para que a sua ocorrência possa ser caracterizada.

**Tabela 1.6.** Espécies de mamíferos selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a informação. x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, indica que não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

MAMÍFEROS	Elemento (nome científico)	Elemento (nome comum)	Área	D1C1	D1C2 e D1C3	D1C4	D1C5
Peq. cetáceos odontocetes	<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	A,B,C	X	X	X	X
	<i>Globicephala melas</i>	Baleia-piloto	A,B,C	X	---	+	+
	<i>Grampus griseus</i>	Grampo	A,B,C	---	---	X	+
	<i>Phocoena phocoena</i>	Boto	A,B,C	X	X	X	X
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Golfinho-riscado	A,B,C	X	X	X	X
	<i>Tursiops truncatus</i>	Roaz	A,B,C	X	X	X	X
Odont. mergulho profundo	<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote-pigmeu	A,B,C	X	---	---	---
	<i>Ziphius cavirostris</i>	Zífió	A,B,C	X	+	---	---
Cet. Misticetes	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-anã	A,B,C	X	X	X	X
	<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-comum	A,B,C	X	X	X	X

#### Fontes de informação

A informação disponível para mamíferos (constantes dos anexos II, IV ou V da Diretiva Habitats) no período 2012 e 2017 inclui dados recolhidos no âmbito dos projetos SAFESEA (EEAGRANTS, 2009-2011), LIFE+MarPro (NAT/PT/00038, 2011-2017), CetSenti (FCT RECI/AAG-GLO/0470/2012, 2013-2015), SCANS III (2016) e PNAB/DCF. O projeto LIFE+MarPro compilou toda a informação desde 2009 a 2016, com o principal objetivo de estender a Rede Natura 2000 ao meio marinho em Portugal Continental, particularmente no que se refere à seleção de Sítios (e proposta dos respetivos Planos de Gestão) para as

duas espécies de cetáceos do anexo II da Diretiva Habitats: boto (*P. phocoena*) e roaz (*T. truncatus*) e para a pardela-baleiar (*P. mauretanicus*) no caso da Diretiva Aves.

#### *Critério D1C1 (primário)*

A informação apresentada tem como base os dados de capturas acidentais recolhidos por observadores a bordo de embarcações comerciais, reportados em logbooks de declaração voluntária e provenientes de monitorização eletrónica (camaras de vídeo acopladas às embarcações de pesca que filmam e gravam as operações de pesca) para o período 2010-2015 ao abrigo dos projetos SafeSea, LIFE+MarPro e do projecto CetSenti. Estes projetos contribuíram também para as estimativas de capturas acidentais e de outras causas de morte a partir da análise de animais arrojados. Consideraram-se também as informações de observações efetuadas a bordo de embarcações comerciais no âmbito do PNAB/DCF. Foram ainda considerados dados provenientes da Rede Nacional de Arrojamentos de Animais Marinhos. Esta rede é coordenada pelo ICNF e compila os dados de arrojamentos recolhidos pelos membros da rede ao longo da costa continental. Salienta-se a contribuição aportada regionalmente pela Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem que, no período do relatório, foi responsável pela recolha de arrojamentos em cerca de 2/3 da costa continental Portuguesa.

As observações a bordo efetuadas no âmbito dos projetos SafeSea e LIFE+MarPro seguiram um protocolo de amostragem que permite recolher informação sobre qualquer tipo de interação das diferentes espécies de cetáceos com os navios e operações de pesca. As informações recolhidas no âmbito do PNAB são menos detalhadas (o principal objetivo é a recolha de informação sobre as capturas que é depois utilizada no aconselhamento científico elaborado no âmbito das pescas) registando apenas dados de capturas acidentais de cetáceos.

As estimativas de mortalidade por captura acidental de cetáceos resultam da extrapolação para a frota nacional dos dados registados por observadores, diários de bordo e monitorização eletrónica de capturas acidentais para o período 2010-2015 (Vingada *et al.* 2015).

As estimativas das capturas acidentais totais baseiam-se na metodologia proposta por Northridge e Fortuna (2008). No entanto, no caso das pescarias do segmento de frota polivalente, estas estimativas têm como base o número de dias de pesca ou número de lances de pesca, dada a dinâmica desta frota: muitas destas embarcações têm licenças para operar com diferentes artes de pesca (destacam-se as redes de emalhar e tresmalho com diferentes malhagens, armadilhas e palangre). Dada a dificuldade em estimar o número de operações de pesca efetuadas, em particular com redes de emalhar e tresmalho, a extrapolação dos dados à frota deve ser feita, de acordo com recomendações

internacionais, com base no menor esforço de pesca estimado. Neste aspeto, salienta-se a frota polivalente acima dos 10 metros em que se adotou como menor esforço de pesca: i) 320 embarcações e que 10% da frota nacional não opera anualmente; ii) número médio de 180 dias no mar; iii) número médio de 4 lances por embarcação por viagem.

Para cada espécie, os valores de remoção e a percentagem de capturas acidentais foram calculados em função da melhor estimativa da população nacional populacional, calculada de acordo com metodologias utilizadas no resto da Europa (e.g., Hammond *et al.* 2017).

Salienta-se ainda que parte da informação apresentada foi integrada nos relatórios submetidos anualmente à Comissão Europeia no âmbito do Regulamento (CE) n. 812/2004 (Marçalo *et al.*, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017). Este regulamento estabelece medidas relativas às capturas acidentais de cetáceos no exercício das atividades de pesca, entre as quais a obrigação nacional de reportar os níveis de captura acessória e mortalidade de cetáceos durante as operações de pesca.

Este critério poderá ser utilizado para melhor caracterizar e avaliar o critério D1C2.

#### *Critérios D1C2 (primário) e D1C3*

No caso dos mamíferos estes estes critérios são equivalentes ao critério “população” da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Parte da informação reportada foi retirada dos formulários produzidos ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012), em 2013, que estão disponíveis no site do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas ([ICNF](#)). Contudo, como esta informação está desatualizada, foi integrada informação mais recente produzida no âmbito do projeto LIFE+ MarPro. Os resultados obtidos no caso dos cetáceos, baseiam-se em censos aéreos, até às 50 milhas náuticas (mn) e censos dedicados em embarcação, entre as 50 e as 220 mn (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2015, LIFE+ MarPro). Foram também utilizados dados provenientes do projeto SCANS III referente ao ano de 2016. Nos referidos censos, a amostragem baseou-se na metodologia *Distance Sampling*, embora com diferentes desenhos de amostragem.

#### *Critério D1C4 (primário)*

Este critério é equivalente ao critério “área de distribuição” da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Alguma da informação reportada foi retirada dos formulários produzidos ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012), em 2013, e estão disponíveis na página do [ICNF](#). Contudo, como esta informação está desatualizada, ela foi complementada com a informação mais recente produzida pelo projeto LIFE+ MarPro. Os resultados obtidos baseiam-se em censos aéreos, até às 50 mn e censos dedicados em embarcação, entre as 50 e as 220 mn (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2015, LIFE+MARPro).

### *Critério D1C5 (primário)*

Para os mamíferos este critério é equivalente ao critério “habitat de uma espécie” da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats). Os resultados obtidos baseiam-se em censos aéreos, até às 50 mn e censos dedicados em embarcação, entre as 50 e as 220 mn (Santos *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2015, LIFE+MarPro). Para espécies com pouca informação, assume-se que a área do habitat é equivalente à área de distribuição da espécie, uma vez que estas espécies têm uma capacidade de deslocação muito elevada. Contudo, para espécies com informação suficiente para modelar o habitat, estes dois critérios foram avaliados independentemente.

### *Avaliação dos critérios*

No caso do critério D1C1, assumiu-se que os valores de percentagem de captura acidental deverão estar abaixo do limite de 1.7% (da população estimada) correspondente ao valor de *Potential Biological Removal* (PBR) definido pelo Acordo sobre a Conservação de Pequenos Cetáceos no Atlântico Nordeste e nos Mares Báltico, da Irlanda e do Norte (ASCOBANS).

A avaliação dos restantes critérios baseou-se na comparação da situação no relatório de 2013 referente ao Artº 17º da Diretiva Habitats (2007-2012), com a informação disponível para o período mais recente e recolhida no âmbito dos projetos referidos na secção “*Fontes de informação*”. Esta avaliação foi efetuada para toda a costa continental portuguesa, portanto, os resultados apresentados referem-se ao conjunto das áreas A, B e C. A avaliação do estado de cada espécie seguiu os critérios definidos para a avaliação do estado de conservação da espécie, ao abrigo da Diretiva Habitats que por sua vez visa obter o Estado de Conservação Favorável (ECF). Assim, o Estado de Conservação pode ser avaliado como Favorável (FV), Desfavorável-Inadequado (U1) e Desfavorável-Mau (U2). Os sinais “+” (positivo), “=” (estável) ou “-” (negativo) adicionados à avaliação do estado de conservação (ou parâmetro) indicam, respetivamente, que o estado de conservação estará “a melhorar”, “estável” ou “a piorar”. Assim, no âmbito da presente avaliação, e estabelecendo correspondência com a Diretiva Habitats quer na classificação, quer nos argumentos em que esta se baseia, considera-se:

- Bom Estado Ambiental atingido (Estado de Conservação Favorável): quando a avaliação tem a classificação “Favorável” (sendo expectável que a espécie ou o habitat prospere sem qualquer alteração às medidas de gestão existente).

- Bom Estado Ambiental não atingido (Estado de Conservação Desfavorável): quando a avaliação tem a classificação:

a) “Desfavorável – Inadequado” (o habitat natural ou a espécie estão em perigo de extinção (pelo menos ao nível local), sendo necessária uma alteração das medidas de gestão praticadas para permitir que o habitat ou espécie retornem ao estado de conservação favorável)

b) “Desfavorável – Mau” (o habitat natural ou a espécie estão em perigo de extinção (pelo menos ao nível local), a um nível superior ao da categoria anterior;

Considera-se ainda a classe “Desconhecido”, em que a informação disponível é insuficiente para realizar uma avaliação. Não foi feita qualquer avaliação do BEA nos casos em que o estado de conservação é “Desconhecido”.

A avaliação de cada critério, do estado da espécie e do BEA foi efetuada para o conjunto de todas as áreas por se considerar que este constitui a escala ecologicamente pertinente para todos os grupos de espécies de mamíferos, conforme proposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão.

#### *Integração das avaliações dos critérios ao nível do elemento e avaliação do BEA*

Para os mamíferos marinhos, verificou-se que os grupos de espécies propostos pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão são muito abrangentes, agrupando espécies com características ecológicas distintas (principalmente ao nível da dieta e habitats utilizados). Por este motivo, e tendo em conta as particularidades das espécies avaliadas, foi decidido não se proceder à avaliação do BEA para os grupos de espécies definidos. Deste modo, foi apenas avaliado o estado do elemento (EE). A integração das avaliações dos diferentes critérios para determinação do estado do elemento foi feita seguindo as metodologias propostas pela Diretiva Habitats, de forma a que haja concordância entre os resultados das duas Diretivas. A avaliação global do estado de conservação da espécie, no âmbito dessa Diretiva, quando “favorável”, requer que nenhum dos critérios esteja no estado “desfavorável” e apenas um critério seja “desconhecido”.

#### 1.1.3.2.2. Resultados e avaliação do EE

Os resultados relativos ao critério D1C1 obtidos para cada espécie selecionada no âmbito do Regulamento (CE) 812/2004 estão apresentados na tabela 1.7. De acordo com as estimativas extrapoladas para o esforço da frota no período 2010-2015 (Vingada *et al.*, 2015), apresenta-se, para as espécies possíveis, estimativas de animais capturados acidentalmente por arte de pesca e a percentagem da população removida a que corresponde esse valor. Os valores de percentagem de captura acidental calculados em função da melhor estimativa populacional estão abaixo do limite de 1.7% para cada frota avaliada, exceto para a frota polivalente. Nesta frota, para todas as espécies com registo de capturas, os valores de percentagem de captura acidental estão acima do limite de 1.7% correspondente ao valor de PBR definido pelo ASCOBANS, respeitado internacionalmente. Para algumas espécies, a frota de cerco e de arte xávega, apresentam valores de mortalidade também elevados, embora abaixo do limite definido. De facto, a frota polivalente, devido ao número elevado de embarcações que envolve, pode ser considerada

a mais preocupante em termos de captura accidental de cetáceos. No caso do boto, as capturas accidentais por cerco e por xávega são também elevadas (1.08% e 1.4% respetivamente), embora inferiores ao limite definido pelo ASCOBANS.

No futuro, é importante avaliar o esforço real (o que requer informação mais detalhada sobre as artes utilizadas, número de artes, extensão de redes, tempo de permanência no mar) de forma a conseguir estimativas de mortalidade mais precisas.

**Tabela 1.7.** Estimativas de mortalidade de cetáceos por captura accidental extrapoladas para a frota nacional com base em observadores, *logbooks* de declaração voluntária e monitorização eletrónica de capturas accidentais para o período 2010-2015 (Vingada *et al.*, 2015). Valores de remoção e percentagem em função da melhor estimativa populacional para a espécie.

2010-2015	Cerco	Polivalente <sup>1</sup>	Arrasto de fundo	Palangre de profundidade	Xávega
	eventos de pesca	eventos de pesca	eventos de pesca	dias de pesca	eventos de pesca
Esforço de monitorização	6177	13626	529	128	6996
<i>Phocoena phocoena</i>	17 (1.08%)	203 (13.24%)			21 (1.4%)
<i>Delphinus delphis</i>	287 (0.64%)	3318 (7.34%)	414 (0.92%)	46 (0.10%)	26 (0.06%)
<i>Tursiops truncatus</i>	17 (0.72%)	118 (5.10%)	23 (1%)	46 (0.70%)	
<i>Stenella coeruleoalba</i>				139 (0.44%)	

<sup>1</sup> Exclui palangre de profundidade e xávega

Tendo em conta os valores obtidos a partir da análise dos animais arrojados (Rede Nacional de Arrojamentos de Animais Marinhos) foi possível estimar os valores de percentagem de captura accidental (Tabela 1.8).

**Tabela 1.8.** Mortalidade devido a captura accidental (CA), estimada com base em arrojamentos observados entre 2012 e 2016. Nº de animais arrojados e percentagem de mortalidade devido à captura accidental.

2012-2016	Nº ind. arrojados	Nº ind. com evidências de CA	% CA
<i>Delphinus delphis</i>	470	323	68.7
<i>Phocoena phocoena</i>	90	49	54.4
<i>Stenella coeruleoalba</i>	68	8	11.8
<i>Tursiops truncatus</i>	21	10	47.6
<i>Globicephala melas</i>	3	0	0
<i>Grampus griseus</i>	6	3	50.0
<i>Kogia breviceps</i>	4	0	0
<i>Ziphius cavirostris</i>	1	0	0
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	20	10	50.0
<i>Balaenoptera physalus</i>	6	0	0

Na tabela 1.9 apresentam-se os resultados para os critérios D1C2-D1C3, D1C4 e D1C5. A tabela 1.10 apresenta a avaliação de cada critério, no caso das espécies com informação adequada e a avaliação do estado do elemento (EE). Conforme referido anteriormente, tendo em conta as particularidades das espécies avaliadas, foi decidido não se proceder à avaliação do BEA para os grupos de espécies definidos pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão. A análise detalhada das informações constantes das tabelas para cada espécie é apresentada na secção 1.1.3.2.3.

**Tabela 1.9.** Resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 por espécie e grupo de espécies de mamíferos. Tend., tendência: “-”, a piorar; “=”, estável; “+”, a melhorar; NA, tendência desconhecida; células em branco, sem informação. MAM, Mamíferos; Odont., Odontocetes de mergulho profundo; Cet., Cetáceos.

Grupo espécies MAM.	Elemento	D1C2 e D1C3		D1C4		D1C5	
		Valor (nº ind.)	Tend.	Valor (Km <sup>2</sup> )	Tend.	Valor (Km <sup>2</sup> )	Tend.
Pequenos cetáceos odontocetes	<i>Delphinus delphis</i>	<sup>1</sup> 48390 <sup>2</sup> 45179 <sup>3</sup> 2406	-	64400	=	64400	=
	<i>Globicephala melas</i>	---	NA	25200	NA	25200	NA
	<i>Grampus griseus</i>	<sup>4</sup> 1215	NA	6800	=	6800	NA
	<i>Phocoena phocoena</i>	<sup>1</sup> 1691-3593 <sup>2</sup> 1531	-	23400	=	23400	-
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	<sup>1</sup> 23249 <sup>2</sup> 19473 <sup>3</sup> 20654	=	31100	=	31100	=
	<i>Tursiops truncatus</i>	<sup>1</sup> 7989 <sup>2</sup> 2306 <sup>3</sup> 3798	-	43600	=	43600	=
Odont. mergulho profundo	<i>Kogia breviceps</i>	---	NA	---	NA	---	NA
	<i>Ziphius cavirostris</i>	<sup>1,3</sup> 6964	NA	---	NA	---	NA
Cet. Mistocetes	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	<sup>1</sup> 2919-3248 <sup>2</sup> 1406	-	28400	=	28400	NA
	<i>Balaenoptera physalus</i>	<sup>1</sup> 1608 <sup>2</sup> 627 <sup>3</sup> 664	=	25200	=	25200	=

<sup>1</sup>Resultados apresentados no relatório de 2013 referente ao Artº 17º da Diretiva Habitats (2007-2012)

<sup>2</sup>Resultados compilados durante o projeto MarPro (censos aéreos, entre a costa e as 50 mn, 2010 a 2015)

<sup>3</sup>Resultados compilados durante o projeto MarPro (censo offshore, entre as 50mn e as 200mn, 2011)

<sup>4</sup>Resultados compilados durante o projeto scans III (2016)

**Tabela 1.10.** Resultados da avaliação dos critérios D1C1, D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, avaliação do estado do elemento (EE) e avaliação do BEA por grupo de espécies de mamíferos e para as áreas A, B e C. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado. MAM., Mamíferos; Od. MP, odontocetes de mergulho profundo; Cet. Mist., cetáceos mistocetes.

MAM.	Elemento	D1C1	D1C2 e D1C3	D1C4	D1C5	EE	BEA
Cetáceos odontocetes	<i>Delphinus delphis</i>	Red	Red	Green	Green	Red	Grey
	<i>Globicephala melas</i>	Green	Grey	Grey	Grey	Grey	
	<i>Grampus griseus</i>	Grey	Grey	Green	Grey	Grey	
	<i>Phocoena phocoena</i>	Red	Red	Green	Red	Red	
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Green	Green	Grey	Green	Green	
	<i>Tursiops truncatus</i>	Red	Red	Green	Green	Red	
Od. MP	<i>Kogia breviceps</i>	Green	Grey	Grey	Grey	Grey	Grey
	<i>Ziphius cavirostris</i>	Green	Grey	Grey	Grey	Grey	
Cet. Mist	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Red	Red	Green	Green	Red	Grey
	<i>Balaenoptera physalus</i>	Green	Green	Green	Green	Green	

#### 1.1.2.1.3. Informação detalhada por espécie

##### Pequenos cetáceos odontocetes

##### *Delphinus delphis* Linnaeus, 1758 (Golfinho-comum)

A taxa de captura acidental é elevada para a frota polivalente (7.34% da melhor estimativa populacional) e, considerando os animais arrojados mortos, 68.7% apresentavam indícios de morte por captura acidental. O valor de referência para a abundância da população entre 2010 e 2015 é de 45179 indivíduos (CV=0.25), assumindo-se que esse valor é inferior aos níveis populacionais verificados à data de elaboração do relatório da Diretiva Habitats (48390 ind). Salienta-se o valor de 2014 com 99429 indivíduos (CV=0.26) seguido de um acentuado declínio em 2015 com apenas 52632 indivíduos (CV=0.27) registado no projeto LIFE+MarPro em águas até às 50 mn. Estas grandes diferenças inter-anuais deverão estar relacionadas com os níveis de captura acidental, os quais são os mais elevados entre os cetáceos com ocorrência em Portugal continental. Parte destas flutuações podem também dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas fora das 50 mn. Importa ainda considerar as deslocações entre águas ibéricas e as zonas do mar Celta e sul de França, que representam, juntamente com Portugal, as áreas Europeias de maior concentração de golfinho-comum (Hammond *et al.*, 2017). Em águas além das 50 mn esta espécie é menos abundante, tendo sido estimada uma abundância de 2406 indivíduos (CV=0.75) em 2011.

Considerando uma amostra de 272 fêmeas de Golfinho-comum, 65% eram animais imaturos (Camarão, 2017), dados que confirmam que a população poderá estar sob pressão e com uma elevada mortalidade de indivíduos que não atingem a primeira reprodução.

Não existem evidências de alterações significativas na área de distribuição desta espécie, assumindo-se, portanto, que a área de distribuição se encontra num nível favorável.

De acordo com os dados recolhidos, o habitat ocupado pela espécie é amplo e inclui os requisitos ecológicos necessários à sobrevivência da espécie em águas portuguesas (ICNF, 2013a).

#### *Globicephala melas* (Traill, 1809) (Baleia-piloto)

Os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados são reduzidos e não permitiram estimar valores de abundância. A baleia-piloto foi detetada em toda a costa portuguesa com concentrações associadas à plataforma continental da costa norte de Portugal.

#### *Grampus griseus* (Cuvier, 1812) (Grampo)

Os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados compilados durante o projeto LIFE+ MarPro são reduzidos e não permitiram estimar um valor de abundância para esta espécie. No entanto, verificou-se uma aparente diminuição do número de avistamentos e arrojamentos. No decorrer do projeto SCANS III (Hammond *et al.*, 2017) foi possível estimar um valor de 1215 indivíduos (CV=0.83) que passou a ser o valor de referência para a abundância da população em Portugal continental.

O grampo encontra-se distribuído por toda a costa portuguesa apresentando algumas concentrações nas zonas norte e sul de Portugal, com um menor uso de zonas de mar profundo. Com os dados disponíveis assume-se que a sua área de distribuição estará estável.

Em relação ao habitat, nota-se uma preferência por zonas costeiras ou próximo do talude, onde ocorram as espécies-presa preferidas (polvo cabeçudo e outros cefalópodes) e com um menor uso de zonas de grande profundidade. Devido ao uso costeiro e à biologia da espécie, assume-se que o habitat estará em diminuição, essencialmente devido ao aumento de fatores de pressão, como o tráfego marítimo. No entanto, os dados disponíveis não são suficientes para avaliar este critério para o período do relatório.

#### *Phocoena phocoena* (Linnaeus, 1758) (Boto)

De acordo com o projeto LIFE+MarPro, o valor de referência para a população entre 2010 e 2015 é de 1531 indivíduos (CV=0.31). Esta espécie raramente ocorre em águas com mais de 200 m de profundidade. Os resultados obtidos sugerem que os níveis populacionais

estão a diminuir (2010-2012: 1691-3593; 2013-2015: 1493-3010), o que poderá estar associado à elevada mortalidade de origem antropogénica (> 1.7% na frota polivalente que opera com redes de emalhar e de tresmalho e > 1% no cerco e na xávega).

A área de distribuição da espécie aparenta ter diminuído, com muito menos avistamentos na zona sul do país (e registos de zero avistamentos na costa sul de Espanha) e com indícios do aparecimento de zonas onde já não se detetam botos, próximo das áreas com maior pressão antropogénica, dentro da ZEE. Os resultados obtidos pelo projeto SCANS III (Hammond *et al.*, 2017), confirmam esta situação, tendo sido avistados animais a Norte da Nazaré e não tendo sido registados avistamentos na zona algarvia e na costa Sul de Portugal, onde a presença de boto foi registada apenas através da ocorrência de animais arrojados.

Considerando uma amostra de 77 fêmeas de boto, 75% eram animais imaturos (Camarão, 2017), o que indica que a maioria da população não atinge a idade reprodutora, condicionando a médio prazo a evolução da população

A atual área de habitat adequado é muito menor que a potencial área de distribuição, considerando-se, portanto que é “Inadequada”.

#### *Stenella coeruleoalba* (Meyen, 1833) (Golfinho-riscado)

Em 2013 o valor reportado no relatório do Artº 17º da Diretiva Habitats para 2007-2012 foi de 23249 indivíduos. De acordo com o projeto LIFE+MarPro, o valor de referência para a população até às 50 mn entre 2010 e 2015 é de 19473 indivíduos (CV=0.44). O censo dedicado *offshore* revelou uma abundância em 2011 de 20654 indivíduos entre as 50 e as 200 mn. Considerando apenas a zona até às 50 mn, a população tem diminuído desde 2011, sugerindo uma diminuição do número de indivíduos em zonas mais próximas da costa (Araújo *et al.*, 2015).

Considerando uma amostra de 31 fêmeas de golfinho riscado, 71% eram animais imaturos (Camarão, 2017). Será necessário avaliar uma amostra maior de indivíduos desta espécie para poder concluir sobre a reprodução e estrutura etária da sua população.

Em relação à distribuição, apesar de ser uma espécie oceânica, assume-se que não há razões para a alteração da área de distribuição.

Em relação ao habitat da espécie, as estimativas de abundância mais recentes sugerem um decréscimo na frequência de utilização das zonas de menor profundidade e costeiras. No entanto, os dados disponíveis não são suficientes para avaliar o critério D1C5 para o período a que se refere o presente relatório.

### *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Roaz)

De acordo com o projeto LIFE+ MarPro, o valor de referência para a abundância da população para o período 2010 a 2015 é de 2306 (CV=0.35) para a população até às 50 mn, e de 3798 indivíduos (CV = 0.88) para lá das 50 mn no ano de 2011, sendo inferior aos níveis populacionais verificados à data de realização do relatório do Artº 17º da Diretiva Habitats de 2013 (7989 indivíduos). O último valor registado para 2015 dentro das 50 mn foi de 1252 indivíduos (CV=0.43) (Projeto LIFE MarPro). Os resultados obtidos são indicativos de um decréscimo populacional em relação ao relatório de 2013 do Artº 17º da Diretiva Habitats. Apesar dos dados recolhidos no âmbito do projeto LIFE+MarPro em águas até às 50 mn, que em 2013 indicavam uma abundância de 5615 (CV=0.61) (Araújo *et al.*, 2015), esse valor foi diminuindo até 1252 indivíduos (CV=0.43) em 2015 (LIFE+Marpro).

Em águas portuguesas há ainda a considerar a população residente do estuário do Sado, que na atualidade, com apenas 31 indivíduos, está em elevado risco de extinção e que é alvo de um plano de conservação. A informação sobre esta população demonstra que o roaz também é uma espécie sensível a fatores de pressão humana, como a poluição, perturbação física e captura accidental. Parte das flutuações anuais na abundância de roazes em Portugal podem dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas para fora das 50 mn. Podem também ocorrer deslocações sazonais dentro das águas ibéricas e também entre Portugal e águas do Norte de África.

As capturas accidentais de roaz nas operações de pesca eram consideradas pouco frequentes. Contudo, nos últimos 5 anos tem-se observado um incremento no número de animais capturados acidentalmente. Com base nos dados de observações a bordo, as capturas accidentais de roazes, correspondem a uma remoção de 7.69% da população, algo que é muito superior à remoção máxima admissível (1.7%). Considerando os animais arrojados mortos, 47.6% apresentavam indícios de morte por captura accidental.

Não existem dados suficientes sobre reprodução, e estrutura etária que permitam inferir sobre possíveis desvios em relação ao normal.

A área de distribuição da espécie não diminuiu, havendo inclusivamente indícios de expansão para zonas fora da plataforma continental portuguesa. Assim, assume-se que a área de distribuição se encontra num nível favorável.

De acordo com os dados recolhidos, o habitat ocupado pela espécie é amplo e inclui todos os requisitos ecológicos necessários à sobrevivência da espécie em águas portuguesas (ICNF, 2013b). Contudo, é possível que com o aumento de fatores de pressão, ocorra uma redução do habitat disponível para a espécie.

## Odontocetes de águas profundas

### *Kogia breviceps* (de Blainville, 1838) (Cachalote-pigmeu)

Os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados são reduzidos e não permitiram estimar valores de abundância. É de salientar que entre 2000 e 2016 a rede de arrojamentos respondeu a 4 eventos de arrojamentos de exemplares vivos desta espécie na costa continental portuguesa.

### *Ziphius cavirostris* Cuvier, 1823 (Zífió)

Também para o zífió foi possível efetuar estimativas de abundância pela primeira vez em Portugal. Para esta espécie, pertencente ao grupo das baleias-de-bico, foi obtida uma abundância de 1390 indivíduos e uma densidade de 0.006 indivíduos por km<sup>2</sup>. Esta espécie ocorre essencialmente a sul da Nazaré, com uma preferência por zonas de elevada profundidade, podendo também ocorrer na zona do talude ou em áreas mais costeiras onde a plataforma continental tem uma extensão mais reduzida.

## Baleias-de barbas (misticetos)

### *Balaenoptera acutorostrata* Lacépède, 1804 (Baleia-anã)

O valor de referência para a abundância da população até às 50 mn é de 1406 indivíduos para o período entre 2010 e 2015 (CV = 0.48). No entanto, a abundância estimada em águas do continente até às 50 mn variou entre os 2469 indivíduos em 2011 (CV = 0.46) e os 893 em 2015 (CV = 0.59), embora no ano de 2014 tenha sido registado um valor de 1948 indivíduos (CV = 0.45).

Considerando os 20 animais arrojados na costa portuguesa entre 2012 e 2016, 10 apresentavam indícios de interação com artes de pesca. O número de animais com indícios de interação poderá revelar uma mortalidade por captura acidental superior ao PBR a nível de Portugal Continental.

A informação existente sobre esta espécie apenas permite comprovar que é uma espécie associada a zonas próximas do talude continental. Apesar de ser considerada uma espécie migradora, existem indícios de que alguns indivíduos permanecem algum tempo em águas portuguesas. Durante o projeto LIFE+ MarPro foi possível confirmar que no caso da baleia-anã ocorrem nascimentos e estão presentes juvenis ainda dependentes da progenitora nas águas continentais portuguesas.

Não existem evidências de que a área de distribuição tenha diminuído. Em relação ao habitat, trata-se de uma espécie de misticeto com distribuição mais costeira, e com ocorrência mais frequente entre o talude continental e a zona costeira. Com o incremento de

alguns fatores de pressão como o tráfego marítimo, prospeções e ruído, é expectável que ocorra uma diminuição do habitat atualmente usado por esta espécie.

#### *Balaenoptera physalus* (Linnaeus, 1758) (Baleia-comum)

Para o período de 6 anos (2010-2015) de censos do projeto LIFE+ MarPro a valor de referência para a abundância de baleia-comum foi de 627 indivíduos nas águas portuguesas até às 50 mn. Os valores de abundância estimados atingiram um valor máximo de 2278 indivíduos em 2014. Nas águas *offshore* estimou-se a ocorrência de 664 indivíduos (CV=0.71). A informação existente sobre esta espécie apenas permite comprovar que é uma espécie associada a águas profundas, com uma preferência por zonas próximas do talude da plataforma. Apesar de ser considerada uma espécie migradora, existem indícios de que alguns indivíduos permanecem algum tempo em águas portuguesas. A espécie ocorre durante todo o ano e ao longo da costa continental estando confirmada a observação de pares mãe-cria e a ocorrência de indivíduos muito jovens, o que prova que as águas portuguesas são usadas por esta espécie como zona de criação e alimentação de juvenis. Em termos de distribuição e habitat, não há evidências de uma diminuição que afete a espécie. Especial atenção deverá ser dedicada ao potencial efeito do tráfego marítimo, devido ao número de animais mortos que apresentam indícios de colisão com embarcações.

#### Outras espécies de cetáceos não consideradas na avaliação do BEA

No caso de *O. orca* (orca) os avistamentos efetuados durante as campanhas de censos dedicados são reduzidos e não permitiram estimar valores de abundância. Esta espécie foi detetada principalmente na zona sul do país, mas também no bordo da plataforma continental na costa centro.

### **1.1.3.3. Répteis**

#### 1.1.3.3.1. Dados disponíveis e metodologias

##### *Seleção de espécies*

No que se refere às espécies de répteis marinhos, no relatório de avaliação inicial (MAMAOT, 2012a), as espécies *Caretta caretta* (tartaruga-comum), *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde) e *Eretmochelys imbricata* (tartaruga imbricada) foram identificadas como ocasionais. Por esse motivo, foi considerado nessa avaliação que os répteis marinhos não deveriam apresentar relevância ecológica para a avaliação do estado ambiental do ecossistema marinho na subdivisão do Continente. No

entanto, das espécies de répteis marinhos com ocorrência na costa portuguesa é relevante a avaliação da tartaruga-comum e da tartaruga-de-couro. Na realidade, apesar de serem migradoras, estas duas espécies utilizam toda a costa continental portuguesa, que representa uma área de alimentação importante para estas duas espécies de répteis marinhos (ICNF, 2017; Nicolau, 2017). Por outro lado, há ainda a salientar, que a tartaruga-comum é uma espécie prioritária dos anexos II e IV da Diretiva Habitats.

Quanto às espécies tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), tartaruga-de-Kemp (*Lepidochelys kempii*) e tartaruga-imbricada (*Eretmochelys imbricata*) também listadas no anexo IV da Diretiva Habitats, por apresentarem um carácter marcadamente ocasional, considera-se que de momento não apresentam relevância ecológica para a avaliação do estado ambiental do ecossistema marinho na subdivisão do Continente.

#### *Fontes de informação e critério D1C1 (primário)*

A informação disponível provém de observações realizadas a bordo de embarcações comerciais, efetuadas entre 2012 e 2017, no âmbito do PNAB/DCF. Inclui-se também informação recolhida a partir dos animais arrojados mortos e analisados para determinação de causa de morte pela Rede de Arrojamentos de Animais Marinhos coordenada pelo ICNF e também os dados resultantes dos animais entregues por pescadores nos centros de reabilitação de fauna selvagem, depois de eventos de captura accidental.

#### *Critérios D1C2 e D1C3, D1C4, D1C5 (primários)*

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão os critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, correspondem, tal como no caso dos mamíferos marinhos, aos critérios da Diretiva Habitats: “população”, “área de distribuição” e “habitat de uma espécie”, respetivamente. Estas espécies não foram avaliadas no âmbito da Diretiva Habitats (2007-2012). Nenhum dos projetos que decorreram foram dirigidos a este grupo faunístico e por isso não foi possível estimar valores de abundância populacional das várias espécies para as águas continentais portuguesas. Sobre a área de distribuição dos répteis marinhos, os resultados baseiam-se nos locais dos arrojamentos das tartarugas recolhidas pelas Rede de Arrojamentos de Animais Marinhos ou aos locais de capturas accidentais reportados pelos pescadores. No entanto, estes são insuficientes para avaliar o critério D1C4.

#### *Avaliação dos critérios*

Apesar de se desconhecer o tamanho das populações das duas espécies de tartarugas e os níveis de remoção derivados da pesca, considerou-se que a informação disponível pode ser usada para avaliar o critério D1C1, com base no Princípio da Precaução.

A avaliação deste critério foi efetuada para o conjunto de todas as áreas por se considerar que este constitui a escala ecologicamente pertinente para estas espécies, conforme proposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão.

*Integração das avaliações dos critérios ao nível do elemento e avaliação do BEA*

A informação disponível não permite avaliar o estado do elemento nem avaliar o BEA.

1.1.3.3.2. Resultados

Não foram registados quaisquer eventos de captura de tartarugas nas viagens amostradas no âmbito do PNAB/DCF (desde 2012) no continente, em que se utilizaram as artes de pesca redes de emalhar e de tresmalho, arrasto, cerco ou palangre de profundidade (Tabela 1.11). Importa, no entanto, salientar que o desenho amostral poderá não ser o mais adequado para informar sobre capturas acidentais de répteis. Nos lances de pesca amostrados com palangre de superfície dirigidos sobretudo a espadarte foram registadas capturas acidentais em alguns dos lances efetuados na ZEE do continente. Importa realçar que as taxas de sobrevivência de indivíduos de *C. caretta* e *D. coriacea* capturados e devolvidos ao mar são muito elevadas e que a maioria dos indivíduos capturados acidentalmente são libertados vivos (Coelho *et al.*, 2015a, Coelho *et al.*, 2015b; dados de outra área, mas com resultados para o mesmo aparelho de pesca e tipo de anzol).

**Tabela 1.11.** Informações sobre capturas acidentais de répteis por arte de pesca em lances efetuados na ZEE portuguesa, recolhidas no âmbito do PNAB/DCF entre 2012 e 2017. Sobrev., sobrevivência: + libertado vivo; - capturado morto.

Arte de pesca	Ano	No de lances amostrados	Nº de capturas acidentais	Espécie	Sobrev.
Arrasto (peixes e crustáceos)	2012	44	0		
	2013	33	0		
	2014	34	0		
	2015	39	0		
	2016	41	0		
	2017	42	0		
Cerco	2012	34	0		
	2013	27	0		
	2014	19	0		
	2015	39	0		
	2016	26	0		
	2017	26	0		
Redes de emalhar e de tresmalho (polivalente)	2012	15	0		
	2013	5	0		
	2014	12	0		
	2015	15	0		
	2016	13	0		
	2017	14	0		
Palangre de profundidade (polivalente)	2012	9	0		
	2013	2	0		
	2014	2	0		
	2015	6	0		
	2016	5	0		
	2017	13	0		
Palangre de superfície (polivalente)	2012	29	1	<i>D. coriacea</i>	+
	2013	7	0		
	2014	16	1	<i>C. caretta</i>	+
	2015	11	0		
	2016	18	0		
	2017	12	2	<i>C. caretta</i>	+; -

No entanto, a mortalidade por captura acidental poderá ser expressiva, especialmente na costa sul no caso da tartaruga-comum (Nicolau *et al.*, 2016; Nicolau, 2017). De acordo com Nicolau *et al.* (2016), entre 1978 e 2013 foram registados 806 arrojamentos, a maioria de tartaruga-comum (n=460, 57.1%) e tartaruga-de-couro (n=337, 41.8%). Os arrojamentos de tartaruga-verde e tartaruga-de-Kemp foram raros (1% e 0.1%, respetivamente). Muitos dos animais arrojados, devido ao seu avançado estado de decomposição, não permitiram análise *post-mortem* completa. Assim, considerando as duas espécies mais frequentes, concluiu-se que 24.9% dos arrojamentos de tartaruga-comum (as restantes não puderam ser analisadas) resultaram de capturas acidentais por artes de pesca (por ordem de importância: redes de emalhar e tresmalho, redes multifilamento, palangre, pesca desportiva). De notar que em 62.7% dos animais arrojados não foi possível determinar a causa do arrojamento maioritariamente devido ao estado avançado de decomposição do

animal. Relativamente às tartaruga-de-couro que permitiram análise *post-mortem*, verificou-se que 17.8% dos arrojamentos resultaram de capturas acidentais por artes de pesca (por ordem de importância: redes de multifilamento, redes de emalhar e tresmalho, armadilhas e palangre), sendo que para 79.6% dos arrojamentos de tartaruga-de-couro não foi possível atribuir uma causa, também maioritariamente devido ao estado avançado de decomposição do animal. As maiores densidades de arrojamento de tartaruga-comum foram registadas na área C, e em especial na primavera e no verão. No caso de tartaruga-de-couro, as maiores densidades foram registadas nas áreas A e B no outono e na área C no verão.

Particularmente para o período que decorreu entre 2012 e 2016, através do trabalho da rede de arrojamentos de animais marinhos, foi possível detetar percentagens importantes de captura acidental de tartaruga-comum e de tartaruga-de-couro (valores subestimados – ver explicação na Tabela 1.12).

Salienta-se ainda quatro arrojamentos de tartaruga-de-Kemp registados na costa oeste da Península Ibérica em 2014 (Covelo *et al.*, 2016).

**Tabela 1.12.** Mortalidade mínima<sup>1</sup> devido a captura acidental estimada para Portugal continental, baseada em indivíduos arrojados e avaliados pela rede de arrojamentos de animais marinhos.

2012-2016	Nº ind. arrojados	Nº ind. evidências de captura	% de captura acidental
<i>Caretta caretta</i>	129	48	37,2
<i>Dermochelys coriacea</i>	167	39	23,4

<sup>1</sup>não foi possível incluir os dados de cerca de 1/3 da costa portuguesa entre 2014 e 2016; no ano de 2016, não foi possível analisar em detalhe uma parte representativa dos animais arrojados na zona Sul do país, pelo que o valor de captura acidental estará subestimado.

A tabela 1.13 apresenta a avaliação dos critérios. Informação detalhada por espécie é apresentada na secção 1.1.3.3.3.

**Tabela 1.13.** Resultados da avaliação dos critérios D1C1, D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, avaliação do estado da espécie (EE) e do BEA dos répteis, nas áreas A, B e C. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado.

Elemento	D1C1	D1C2 e D1C3	D1C4	D1C5	EE	BEA
<i>Caretta caretta</i>						
<i>Dermochelys coriacea</i>						

#### 1.1.3.3.3. Informação detalhada por espécie

##### *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 (Tartaruga-comum)

A tartaruga-comum utiliza toda a costa continental portuguesa, a qual representa uma área de alimentação importante, devido à abundância de pilado (*Polybius henslowii* Leach, 1820) e de caranguejos-eremitas (*Pagurus* spp.), as espécies mais comuns nas dietas das tartarugas analisadas em Portugal Continental (Nicolau, 2017). A utilização de habitat varia com a fase do seu ciclo de vida, sendo as tartarugas de maiores dimensões capazes de selecionar um habitat mais ou menos nerítico conforme a disponibilidade de alimento (Nicolau, 2017). A mediana do comprimento curvo da carapaça (CCC) dos indivíduos de tartaruga-comum que arrojaram indica que todos eram animais imaturos considerando o tamanho mínimo de fêmeas nidificantes reportado para os *stocks* do Atlântico Norte Ocidental (87.2 cm; TEWG, 2009).

##### *Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761 (Tartaruga-de-couro)

O estatuto de conservação da “Unidade de Gestão Regional” desta espécie foi definido como “pouco preocupante (LC)” (Wallace *et al.*, 2011), embora o estatuto de conservação global da espécie se encontre classificado como “vulnerável (VU)” (IUCN, 2013). No período de pós-nidificação muitas das fêmeas migram para as áreas mais produtivas do hemisfério Norte, sendo que no Atlântico Norte, foram identificadas várias zonas de alimentação, incluindo a costa da Península Ibérica (Eckert *et al.*, 2006; Houghton *et al.*, 2006; Fossette *et al.*, 2007; Doyle *et al.*, 2008). Em Portugal Continental foram registados indivíduos juvenis e adultos, considerando o CCC de 145 cm (de acordo com Eckert, 2002) como o tamanho mínimo de fêmeas nidificantes para o Atlântico.

#### 1.1.3.4. Peixes abrangidos pelos anexos II, IV e V da Diretiva Habitats

##### 1.1.3.4.1. Dados disponíveis e metodologias

###### *Seleção de espécies*

Incluem-se neste item espécies de peixes consideradas de relevância para avaliação do BEA dos peixes costeiros, abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) (Tabela 1.14). Apesar de se tratarem de espécies anádromas sujeitas a pressões antropogénicas em meios de águas doce e salobra, estão também sujeitas a alguma pressão no meio marinho, o que motivou a sua inclusão no presente relatório. Por exemplo, no caso do Sável, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), uma das medidas de conservação identificadas está relacionada com a redução da mortalidade por pesca no mar,

onde a espécie é captura acessória de algumas pescarias costeiras (Stratoudakis *et al.*, 2016). No entanto, uma vez que não existem dados que permitam caracterizar e avaliar a componente costeira destas espécies, optou-se por não integrar esta informação no grupo de peixes costeiros (secção 1.1.3.5.). A sua apresentação neste relatório tem como objetivo apenas a caracterização das populações e reforçar a necessidade de recolha de informação, para futura inclusão nesse grupo de espécies.

**Tabela 1.14.** Espécies de peixes abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente. x, caracterizado e avaliado; \*, caracterizado e não avaliado NA, não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

PEIXES (DH)	Elemento	Área	Nome comum	D1C1	D1C2 e D1C3	D1C4	D1C5
Peixes abrangidos pelos anexos da Diretiva Habitats	<i>Alosa alosa</i>	A,B,C	Sável	---	---	x	x
	<i>Alosa fallax</i>	A,B,C	Savelha	---	---	x	x
	<i>Petromyzon marinus</i>	A,B,C	Lampreia	---	---	x	x

#### Fontes de informação

Apresentam-se apenas os resultados publicados no âmbito da Diretiva Habitats (2007-2012), cujos formulários, por espécie, e respetiva documentação, se encontram disponíveis na página do [ICNF](#). A informação disponível refere-se a duas regiões biogeográficas dessa Diretiva, Atlântica (estuário do Douro e zona oeste do Minho) e Mediterrânica (restante território continental).

#### Critério D1C1 (primário)

Não existe informação disponível para caracterizar este critério.

#### Critérios D1C2 D1C3, D1C4, D1C5 (primários)

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão os critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5, são, à semelhança dos mamíferos e répteis marinhos, correspondentes aos critérios da Diretiva Habitats “população”, “área de distribuição” e “habitat de uma espécie”, respetivamente.

### *Avaliação dos critérios e dos elementos*

Estabeleceu-se a correspondência apresentada na secção 1.1.3.2.1, entre a classificação no âmbito da DQEM e a classificação atribuída na avaliação do estado de conservação de uma espécie definida ao abrigo da Diretiva Habitats. No entanto, conforme referido anteriormente, não será utilizada para efeitos de avaliação do BEA dos peixes costeiros.

#### 1.1.3.4.2. Resultados e avaliação

Na tabela 1.15 apresentam-se os resultados obtidos para os critérios D1C2-D1C3, D1C4 e D1C5 para cada espécie selecionada e área biogeográfica, ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012) (ICNF, 2014c, 2014d, 2014e).

**Tabela 1.15.** Resultados da avaliação dos critérios D1C2 e D1C3, D1C4 e D1C5 e avaliação do estado da espécie (EE) de peixes abrangidos pela Diretiva Habitats por critério, com base na avaliação efetuada ao abrigo da Diretiva Habitats (2007-2012). Verde, em bom estado; vermelho: em mau estado; cinzento: não avaliado. DH, Diretiva Habitats.

PEIXES (DH)	Elemento	Área	D1C2 e D1C3	D1C4	D1C5	EE
Região Biogeográfica: Mediterrânica	<i>Alosa alosa</i>	A,B,C				
	<i>Alosa fallax</i>	A,B,C				
	<i>Petromyzon marinus</i>	A,B,C				
Região Biogeográfica: Atlântica	<i>Alosa alosa</i>	A				
	<i>Alosa fallax</i>	A				
	<i>Petromyzon marinus</i>	A				

### 1.1.3.5. Peixes

#### 1.1.3.5.1. Dados disponíveis e metodologias

##### *Seleção de espécies*

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estipula que a seleção de espécies deve basear-se em critérios científicos (importância ecológica) e em critérios suplementares de carácter pratico. Seguindo a referida Decisão, os critérios científicos utilizados para selecionar espécies de peixes e cefalópodes foram: i) serem representativas do grupo de espécies em que se inserem; ii) estarem expostas a pressões antropogénicas, em particular à pesca; iii) terem ocorrências elevadas quer nos desembarques quer nas rejeições das diferentes frotas

de pesca; ou iv) serem frequentes na zona de avaliação em extensão adequada. Na definição dos critérios suplementares teve-se em consideração a disponibilidade de informação para a avaliação do BEA: selecionaram-se espécies frequentemente capturadas nas campanhas de investigação do IPMA, nomeadamente nas campanhas de rastreio acústico (PELAGO), nas campanhas de crustáceos e nas campanhas demersais de outono (as quais se encontram descritas no Anexo I-A), que decorrem no âmbito do PNAB/DCF. Na tabela 1.16 apresenta-se a listagem das espécies selecionadas (seguindo um ou vários dos métodos de seleção de espécies acima descritos), bem como os respetivos critérios analisados, por grupo de espécies (definidos na Decisão (EU) 2017/848 da Comissão).

**Tabela 1.16.** Espécies de peixes selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a informação (salvo as exceções assinaladas, as áreas refletem a distribuição preferencial da espécie na costa continental portuguesa); x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, indica que não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

PEIXES	Elemento (nome científico)	Elemento (nome comum)	Área	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	D3
<b>Costeiros</b>	<i>Callionymus lyra</i>	Peixe-pau-lira	A,B,C	---	X	---	---	---	---
	<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo-safia	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete- legítimo	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Pagellus acarne</i>	Besugo	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica	B,C	---	X	+	---	---	---
	<i>Serranus hepatus</i>	Garoupa- serrana	B,C	---	X	+	---	---	---
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Choupa	B,C	---	X	+	---	---	---
<b>Pelágicos plataforma continental</b>	<i>Boops boops</i>	Boga	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Capros aper</i>	Mini-saia	A,B,C	---	X	+	---	---	---
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Scomber colias</i>	Cavala	A,B,C	---	---	---	---	---	+

PEIXES	Elemento (nome científico)	Elemento (nome comum)	Área	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	D3
Demersais da plataforma continental <sup>1</sup>	<i>Argentina sphyraena</i>	Argentina	A,B	---	X	+	---	---	---
	<i>Gadiculus argenteus</i>		B,C <sup>4</sup>	---	X	---	---	---	---
	<i>Lepidorhombus boscii</i>	Areeiro-de-quatro-manchas	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Lepidotrigla</i> spp. <sup>2</sup>		B,C	---	X	---	---	---	---
	<i>Leucoraja naevus</i>	Raia de S.Pedro	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Lophius budegassa</i>	Tamboril-preto	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Merluccius merluccius</i>	Pescada	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Microchirus variegatus</i>	Azevia-raiada	A,B,C	---	X	+	---	---	---
	<i>Micromesistius poutassou</i>	Verdinho	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Raja clavata</i>	Raia-lenga	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Scomber scombrus</i>	Sarda	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Pata-roxa	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Trachurus picturatus</i>	Carapau-negrão	A,B,C	---	---	---	---	---	+
	<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	A,B,C	---	---	---	---	---	X
<i>Zeus faber</i>	Peixe-galo	A,B,C	---	---	---	---	---	+	
Profundidade	<i>Chimaera monstrosa</i>	Quimera	B,C <sup>4</sup>	---	X	---	---	---	---
	<i>Deania</i> spp. <sup>3</sup>	Sapatas	B,C <sup>4</sup>	---	X	---	---	---	---
	<i>Etmopterus spinax</i>	Lixinha-da-fundura	B,C <sup>4</sup>	---	X	---	---	---	---
	<i>Galeus melastomus</i>	Leitão	A,B,C	---		---	---	---	+
	<i>Malacocephalus laevis</i>	Rato-comum	B,C <sup>4</sup>	---	X	---	---	---	---
	<i>Nezumia sclerorhynchus</i>	Lagartixa-áspera	B,C <sup>4</sup>	---	X	---	---	---	---
	<i>Phycis blennoides</i>	Abrótea-do-alto	A,B,C	---	---	---	---	---	+

<sup>1</sup> Inclui espécies semi-pelágicas.

<sup>2</sup> Inclui *Lepidotrigla dieuzeidei* e *Lepidotrigla cavillone* devido a problemas de identificação nos anos iniciais da série.

<sup>3</sup> Maioritariamente *Deania profundorum*, mas pode incluir alguns indivíduos de *Deania calcea*.

<sup>4</sup> A distribuição da espécie na costa continental portuguesa pode ser mais alargada; as áreas refletem apenas a disponibilidade de informação (campanha de crustáceos decorre apenas nas áreas B e C).

### Critério D1C1 – Primário

O critério D1C1 impõe a avaliação de um grupo de espécies consideradas em risco por captura acessória. Indica ainda que o grupo seja definido como resultado de cooperação

regional ou sub-regional e com base no Quadro 1D da Decisão de Execução (UE) 2016/1251 da Comissão (que adota um programa plurianual da União para a recolha, gestão e utilização de dados nos setores da pesca e da aquicultura no período 2017-2019). Não havendo definição de um grupo de espécies a nível regional ou sub-regional, foi feita uma análise das espécies incluídas no Quadro 1D acima referido, que define as espécies a monitorizar no âmbito de programas de proteção na União ou por força de obrigações internacionais. Estas espécies referem-se essencialmente a peixes de profundidade e cartilagíneos.

No caso de *stocks* cuja avaliação do seu estado não é sujeita a modelos analíticos, como é o caso das espécies não-comerciais consideradas em risco por captura acessória, recorre-se a *proxies* de mortalidade por pesca ( $F$ ), em particular taxas de exploração (*harvest rates*). As taxas de exploração correspondem ao rácio entre a biomassa das capturas comerciais e o índice de abundância (Piet *et al.*, 2010). Importa notar que os valores do rácio são sensíveis à forma de estimação das capturas ou dos índices de abundância (Probst e Oesterwind, 2014) pelo que a sua utilização deverá ter por base séries robustas, quer de capturas quer de biomassa ou abundância.

Para as espécies não-comerciais identificadas no Quadro 1D existe pouca informação dependente da pesca. Estas espécies são, em geral, alvo de rejeição pelas frotas comerciais. Pelo exposto, e dadas as imprecisões das estimativas de captura, concluiu-se que nem os dados nem os métodos propostos permitem caracterizar e avaliar o critério com confiança. Acresce que não estão ainda definidos limiares para a classificação do BEA. Por estes motivos, o critério D1C1 não foi caracterizado.

#### *Critério D1C2 - Primário*

A avaliação referente às espécies com interesse comercial, com totais admissíveis de capturas (TAC) e avaliação a nível do ICES, foi feita no âmbito do descritor 3, seguindo as metodologias propostas para o critério D3C2 (secção 3.2.2.3).

Para as espécies não-comerciais determinou-se um índice de biomassa (peso, em quilogramas por hora de arrasto) com base na informação recolhida nas campanhas de investigação do IPMA. Caracterizou-se, para cada espécie, a sua distribuição ao longo da costa e em profundidade. O índice de biomassa corresponde à média das capturas por unidade de esforço (CPUE) na campanha, na área de distribuição considerada para a espécie e no período 1981-2017 e 1997-2016, no caso de dados provenientes das campanhas demersais e de crustáceos, respetivamente. Importa referir que, no caso das espécies cuja avaliação se baseia nos dados recolhidos nas campanhas de crustáceos, a informação reportada refere-se apenas às áreas B e C, uma vez que a campanha decorre apenas nestas áreas. No entanto, todas as espécies têm uma distribuição mais alargada,

pelo que se espera que a informação apresentada e as respetivas avaliações reflitam a tendência das populações nas águas do Continente.

### *Critério D1C3*

A avaliação referente às espécies com interesse comercial, para as quais este critério é primário, foi feita no âmbito do descritor 3, seguindo as metodologias propostas para o critério D3C3 (secção 3.2.2.4).

Relativamente às restantes espécies, para as quais este critério é secundário, estimou-se o percentil 95 da distribuição por comprimento ( $L_{95}$ ) anual registada em campanhas de investigação do IPMA (ICES, 2017b). Para minimizar o efeito do recrutamento na determinação do  $L_{95}$ , nas espécies para as quais existe informação sobre o comprimento de primeira maturação ( $L_{50}$ ), estimou-se o  $L_{95}$  excluindo as classes de comprimento inferiores a este comprimento. Este critério não foi avaliado, sendo apenas indicadas as tendências no período 2013-2017 e só para as espécies cuja distribuição de comprimentos indica a ocorrência das classes de comprimentos esperadas para a população. Não contribuirá para a determinação do BEA, devido à necessidade de se proceder a mais estudos que verifiquem a adequabilidade do método para responder ao critério, e que permitam definir pontos de referência e os respetivos limiares de avaliação (ICES, 2017b). No entanto, poderá suportar a avaliação do critério D1C2, quando esta requer julgamento pericial.

### *Avaliação dos critérios*

Foi avaliado o critério D1C2. No caso das espécies em que as características biológicas e de abundância não estão muito dependentes dos fatores naturais, a avaliação do BEA para este critério e para cada espécie, baseou-se no método proposto por Probst e Stelzenmuller (2015) “*time-series assessment and benchmarking of ecological indicators*”. Este método, composto por duas fases, combina uma avaliação a longo-prazo com uma avaliação a curto-prazo da série de biomassa, e requer a definição de um objetivo de gestão, a ser considerado na avaliação BEA: no caso da presente avaliação considerou-se que os níveis atuais de biomassa não poderiam estar abaixo dos observados no início da série, para cada espécie. Para reduzir o efeito da variabilidade inter-anual associada à amostragem, a série do índice foi suavizada através de um ajuste de um suavizador linear “loess” (“*locally weighted running-line*”), com parâmetro de suavização de 0.3. A análise a longo-prazo baseia-se numa análise de pontos de viragem (“*breakpoints*”), a qual visa encontrar períodos em que a série é mais estável (minimizando a soma dos quadrados dos desvios). O método considera que o período de avaliação corresponde à média estável mais recente o qual é comparado (por teste de médias) com o objetivo de gestão definido, ou seja, a média no início da série. A análise a curto-prazo corresponde a uma análise de tendências

em que é ajustado um modelo linear aos dados referentes a 2013-2017. No caso em que as duas análises tenham resultados positivos, i.e., em que a média mais recente é significativamente mais elevada que a inicial e a tendência 2013-2017 é positiva, considerou-se que a espécie atingiu o BEA. Pelo contrário, caso as duas análises sejam negativas, a espécie não atingiu o BEA. Nos casos em que a análise a longo e curto prazo são discordantes, a avaliação do BEA foi efetuada com base na análise da trajetória do índice e no conhecimento do recurso (julgamento pericial). Nestes casos recorreu-se também à análise dos resultados do critério D1C3, se disponíveis para a espécie. Finalmente, para as espécies cujas séries são muito variáveis em torno da média histórica, não sendo possível aplicar este método, admitiu-se que a espécie está em BEA, estando a variabilidade observada associada ao método de amostragem. Importa ainda referir que foi adotada uma metodologia alternativa à proposta no D3, uma vez que se tratam de espécies que não são avaliadas, têm um valor comercial relativamente baixo ou são mesmo rejeitadas, e para as quais a informação biológica é escassa, sendo importante monitorizar, mas não essencial a definição de pontos de referência biológica.

A avaliação do critério D1C2, do estado da espécie e do BEA foi efetuada para o conjunto de todas as áreas por se considerar que este constitui a escala ecologicamente pertinente para todos os grupos de espécies de peixes, conforme proposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão.

Atribuiu-se um grau de confiança à avaliação, adaptando a metodologia proposta por Breeze (2004) e descrita na secção 1.1.2.3.1.

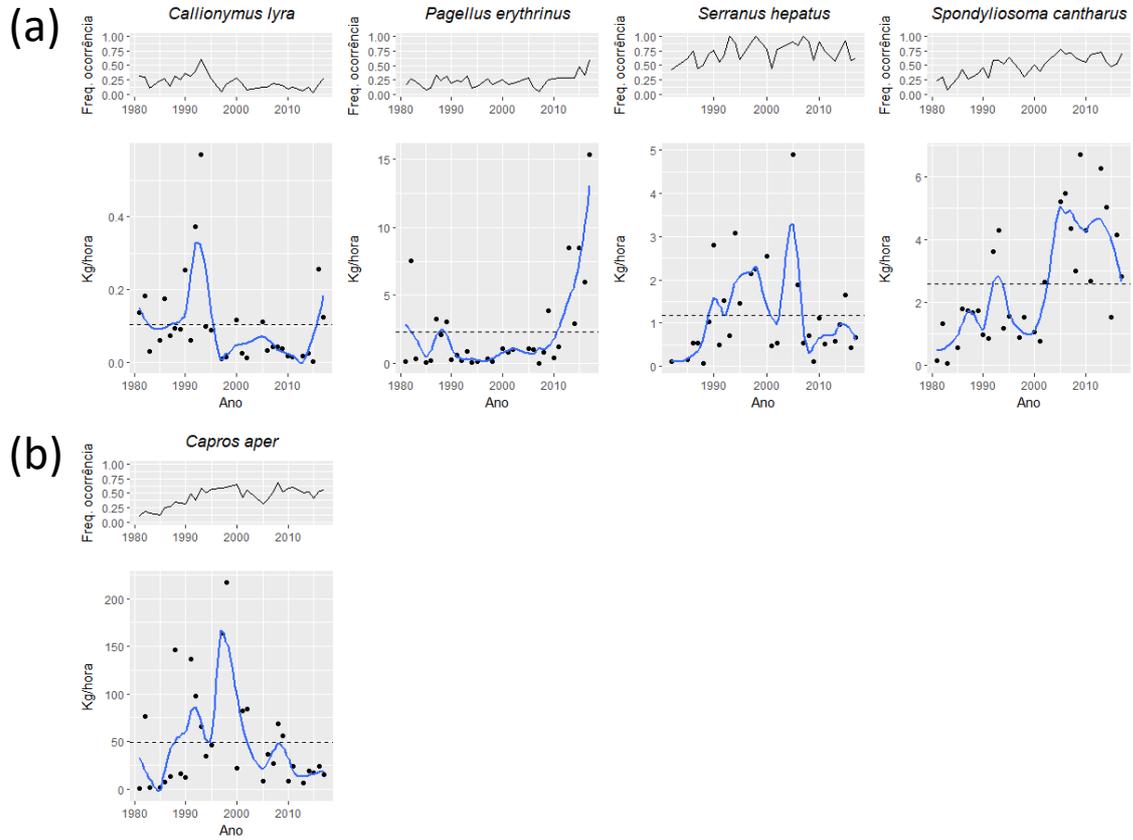
#### *Integração das avaliações dos critérios ao nível do elemento e avaliação do BEA*

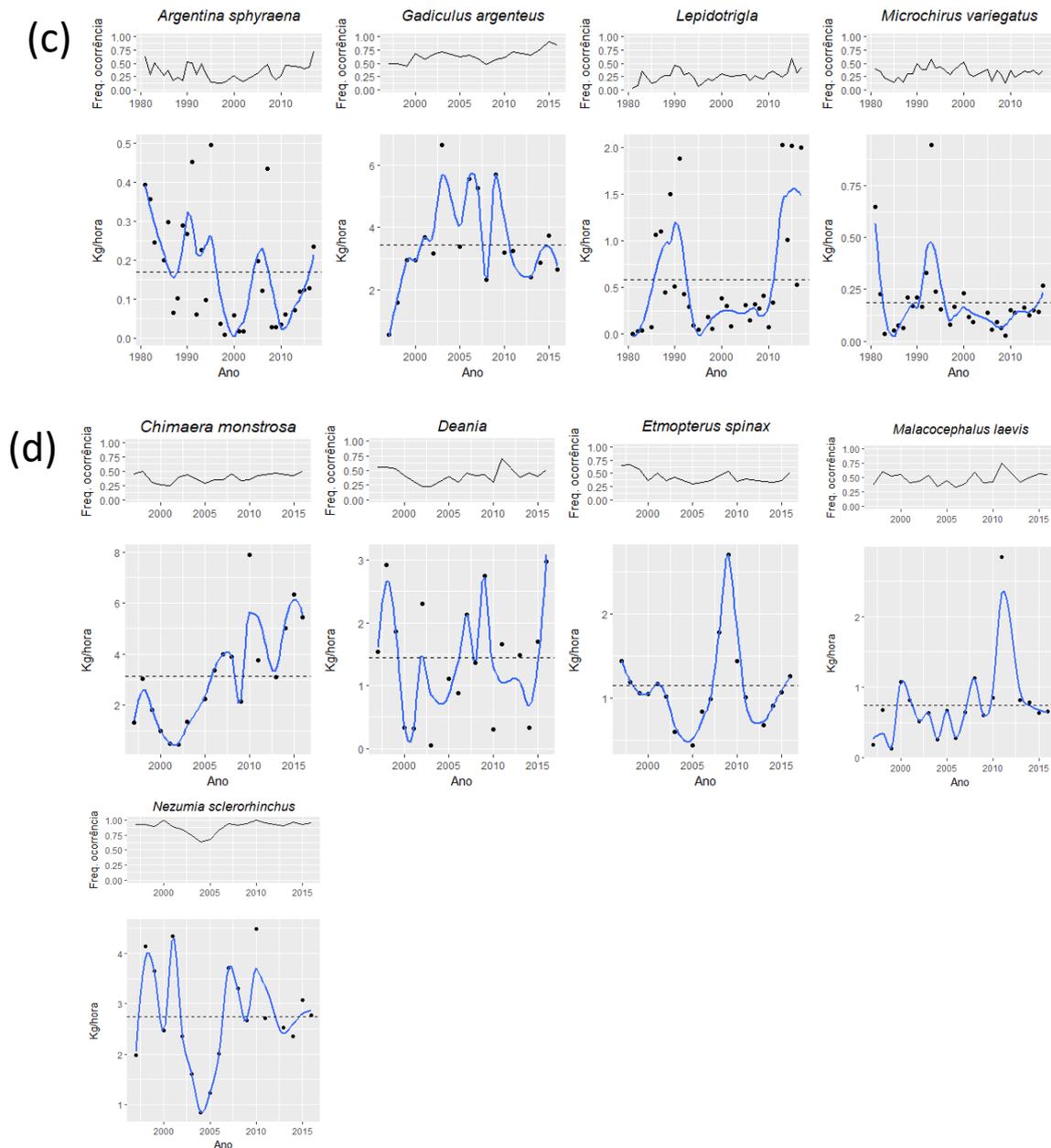
Dado que a avaliação será feita apenas para o critério D1C2, o resultado obtido corresponderá à avaliação do estado do elemento. A integração dos resultados ao nível do grupo de espécies foi feita com base num método de proporções, seguindo as recomendações do ICES para o D1 e D3 (ICES, 2016a, b). Não havendo acordo a nível regional ou sub-regional, determinou-se que o BEA será considerado como atingido caso 75% das espécies estejam em bom estado. A agregação foi efetuada apenas nos casos em que o número de espécies com avaliação foi igual ou superior a três.

#### 1.1.3.5.2. Resultados e avaliação do BEA

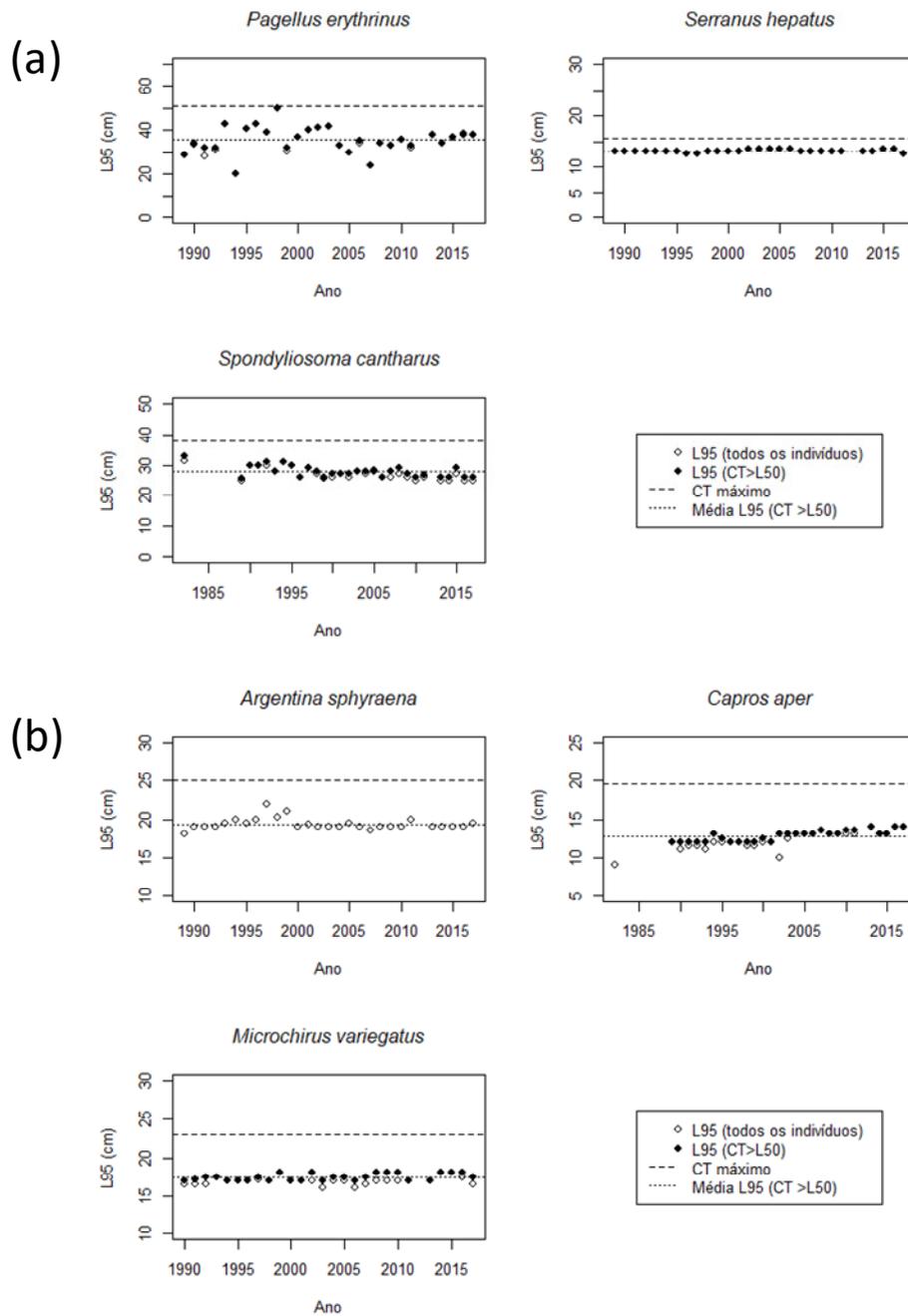
As figuras 1.2 e 1.3 apresentam os resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3. As tabelas 1.17 e 1.18 apresentam os resultados obtidos para os critérios D1C2, D1C3 e a avaliação do estado de cada espécie e do BEA (no caso das espécies para as quais a informação disponível permitiu que se fizesse essa avaliação). A análise detalhada das

informações constantes das figuras e tabelas, para cada espécie, é apresentada na secção 1.1.3.5.3.





**Figura 1.2.** Frequência de ocorrência (painel superior) e índices de biomassa (painel inferior) estimados com base nas campanhas do IPMA para espécies dos grupos de: a) peixes costeiros, b) peixes pelágicos da plataforma continental; c) peixes demersais da plataforma continental; d) peixes de profundidade. Linha a tracejado-média histórica; linha azul –suavizador linear “loess” com parâmetro de suavização de 0.3.



**Figura 1.3.** Percentil 95 da distribuição anual de comprimento ( $L_{95}$ , em cm) registada em campanhas de investigação para espécies dos grupos de: a) peixes costeiros, b) peixes pelágicos (*Capros aper*) e demersais (restantes espécies) da plataforma continental.

**Tabela 1.17.** Resultados obtidos na avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 para os peixes. P. Pel., Peixes pelágicos da plataforma continental; C, crescente; D, decrescente; E, estável. Grau de confiança (GC): 1- baixo; 2- médio; 3- elevado. A profundidade máxima pode estar truncada pelo limite de atuação do tipo de campanha (crustáceos: 750 m; demersal: 500 m). Avaliação do critério: verde, em bom estado; vermelho: em mau estado. Células não preenchidas indicam que a análise de pontos de viragem (“breakpoints”), não identificou períodos estáveis. Nestes casos, assume-se que as variações observadas estão relacionadas com a variabilidade natural da espécie ou com o método de amostragem, e que, portanto, o BEA foi atingido.

PEIXES	Elemento	Prof. (m)	Período	D1C2							D1C3
				Período referência	Período avaliação	Média referência	Média avaliação	Tendência	Aval.	GC	Tendência
Peixes costeiros	<i>Callionymus lyra</i>	20-175	1981-2017	1981-1990	1996-2017	0.11	0.05*	C		3	---
	<i>Pagellus erythrinus</i>	20-140	1981-2017	1981-2012	2013-2017	1.19	8.21*	C		2	E
	<i>Serranus hepatus</i>	20-160	1981-2017	1981-1986	2005-2017	0.28	0.63*	D		3	E
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	20-140	1981-2017	1981-1985	2003-2017	0.67	4.24*	D		3	D
P. Pel.	<i>Capros aper</i>	50-400	1981-2017	1981-1986	2011-2017	14.27	15.90	C		3	C
Peixes Demersais	<i>Argentina sphyraena</i>	50-250	1981-2017	1981-1996	1997-2017	0.25	0.10*	C		3	E
	<i>Gadiculus argenteus</i>	200-60	1997-2016							2	---
	<i>Lepidotrigla</i> spp.	25-260	1981-2017	1981-1985	2011-2017	0.17	1.30*	C		3	---
	<i>Microchirus variegatus</i>	50-400	1981-2017	1981-1990	1996-2017	0.17	0.13	C		2	E
Peixes de profundidade	<i>Chimaera monstrosa</i>	300-750	1997-2016	1997-2005	2009-2016	1.37	4.69*	C		2	---
	<i>Deania</i> spp.	450-750	1997-2016							2	---
	<i>Etmopterus spinax</i>	300-750	1997-2016	1997-2002	2011-2016	1.16	0.94	C		2	---
	<i>Malacocephalus laevis</i>	200-700	1997-2016	1997-2009	2013-2016	0.57	0.75	D		2	---
	<i>Nezumia sclerorinchus</i>	400-750	1997-2016	1997-2001	2006-2016	3.28	2.93	C		2	---

\* p-value < 0.05

**Tabela 1.18.** Avaliação do estado do elemento (EE) e do BEA de cada grupo de peixes e para as áreas A, B e C. No caso de espécies que foram caracterizadas, mas não foram avaliadas no D3 apresentam-se as suas tendências. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado. C, crescente; D, decrescente; E, estável.

PEIXES	Elemento	EE	BEA
Peixes costeiros	<i>Callionymus lyra</i>		
	<i>Diplodus vulgaris</i>	C	
	<i>Mullus surmuletus</i>	E	
	<i>Pagellus acarne</i>	C	
	<i>Pagellus erythrinus</i>		
	<i>Serranus hepatus</i>		
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>		
Peixes pelágicos	<i>Boops boops*</i>	C	
	<i>Capros aper</i>		
	<i>Engraulis encrasicolus*</i>	C	
	<i>Sardina pilchardus*</i>		
	<i>Scomber colias*</i>	C	
Peixes demersais	<i>Argentina sphyraena</i>		
	<i>Gadiculus argenteus</i>		
	<i>Lepidorhombus boscii*</i>		
	<i>Lepidotrigla</i> spp.		
	<i>Leucoraja naevus*</i>	C	
	<i>Lophius budegassa*</i>		
	<i>Merluccius merluccius*</i>		
	<i>Microchirus variegatus</i>		
	<i>Micromesistius poutassou*</i>		
	<i>Raja clavata*</i>	C	
	<i>Scomber scombrus*</i>		
	<i>Scyliorhinus canicula*</i>	C	
	<i>Trachurus picturatus*</i>	D	
	<i>Trachurus trachurus*</i>		
<i>Zeus faber*</i>	C		
Peixes de profundidade	<i>Chimaera monstrosa</i>		
	<i>Deania</i> spp.		
	<i>Etmopterus spinax</i>		
	<i>Galeus melastomus</i>	C	
	<i>Malacocephalus laevis</i>		
	<i>Nezumia sclerorhynchus</i>		
	<i>Phycis blennoides*</i>	E	

\* Espécies avaliadas no D3

### 1.1.3.5.3. Informação detalhada por espécie

#### Peixes costeiros

##### *Callionymus lyra* Linnaeus, 1758 (Peixe-pau-lira)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para toda a costa, para profundidades situadas entre os 20 e os 175 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Os máximos históricos foram registados no período compreendido entre 1989 e 1993, após o qual se observa um decréscimo acentuado (Figura 1.2a). A série manteve-se estável perto de valores mínimos entre 2013 e 2015 mas registou um aumento acentuado em 2016 e 2017, com valores acima da média histórica.

##### *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) (Bica)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António), para profundidades situadas entre os 20 e os 140 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A biomassa apresenta uma tendência crescente desde 1998, acentuando-se nos últimos anos e em particular desde 2013 (Figura 1.2a). O máximo histórico foi atingido em 2017.

Para a determinação do índice  $L_{95}$  considerou-se o comprimento de primeira maturação das fêmeas  $L_{50} = 17.29$  cm (Coelho *et al.*, 2010). Os valores são variáveis no início da série, mas encontram-se estáveis no período de 2013 a 2015, que coincide com o aumento significativo da biomassa nas campanhas demersais (Figura 1.3a).

##### *Serranus hepatus* (Linnaeus, 1758) (Garoupa-serrana)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para águas marinhas localizadas entre Sagres e Vila Real de Santo António, para profundidades situadas entre os 20 e os 160 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A biomassa aumenta (com oscilações) desde 1981 até 2005, onde se regista o máximo histórico (Figura 1.2a). Entre 2013 e 2017 os valores médios anuais de biomassa apresentaram uma tendência crescente embora estejam próximos dos valores mínimos observados no início da série.

Para a determinação do índice  $L_{95}$  considerou-se o comprimento de primeira maturação  $L_{50} = 7.76$  cm (Soykan *et al.*, 2013). Embora este valor não tenha sido estimado com base em indivíduos capturados na costa continental portuguesa, foi utilizado como *proxy* na tentativa

de minimizar o efeito do recrutamento anual. Os valores observados são semelhantes ao longo da série, não apresentando qualquer tendência (Figura 1.3a).

#### *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) (Choupa)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para águas marinhas localizadas a sul de Peniche (até Vila Real de Santo António), para profundidades situadas entre os 20 e os 140 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A biomassa apresentou uma tendência crescente desde o início da série, acentuando-se desde 2002 e atingindo valores máximos entre 2005 e 2013 (Figura 1.2a). Desde então a série tem apresentado uma tendência decrescente, mas os valores 2014-2017 situam-se acima da média histórica e dos valores observados no início da série.

Para a determinação do índice  $L_{95}$  considerou-se o comprimento de primeira maturação das fêmeas  $L_{50} = 19.98$  cm (Gonçalves e Erzini, 2000). Os valores são variáveis ao longo da série, mas apresentam uma tendência decrescente (Figura 1.3a).

#### Peixes pelágicos da plataforma continental

##### *Capros aper* (Linnaeus, 1758) (Mini-saia)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para toda a costa, para profundidades situadas entre 50 e 400 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Os valores de abundância variam ao longo dos anos, apresentando valores máximos entre 1987 e 2002 (Figura 1.2b). Desde então os valores de biomassa diminuíram, situando-se, entre 2013 e 2017, ligeiramente acima dos valores observados no início da série.

Para a determinação do índice  $L_{95}$  considerou-se o comprimento de primeira maturação  $L_{50} = 9.7$  cm (Hüssy *et al.*, 2012). Os valores observados apresentaram uma tendência crescente. No período 2013 a 2016, os valores observados situaram-se acima da média da série e atingiram níveis máximos (Figura 1.3b).

#### Peixes demersais da plataforma continental

##### *Argentina sphyraena* Linnaeus, 1758 (Argentina)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para a costa ocidental (de Caminha a Sagres), para profundidades situadas entre 50 e 250 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Desde 2010, ano em que os valores se encontravam próximos de mínimos históricos, e incluindo o período 2013-2017, a série apresenta uma tendência crescente (Figura 1.2c).

Para a determinação do índice  $L_{95}$ , por falta de informação sobre o  $L_{50}$ , consideraram-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados apresentam valores crescentes até 1997, seguindo-se um período de diminuição do  $L_{95}$ . Desde 2000 que este índice se encontra estável (Figura 1.3b).

*Gadiculus argenteus* Guichenot, 1850 (Badejinho)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades entre 200 e 600 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série de biomassa apresenta um aumento no início, seguindo-se um período em que os valores variam em torno da média histórica (Figura 1.2c). No período 2013 a 2017, os valores observados oscilaram ligeiramente abaixo da média, mas foram superiores aos do início da série.

*Lepidotrigla* spp.

São consideradas as espécies *Lepidotrigla dieuzeidei* Blanc & Hureau, 1973 e *Lepidotrigla cavillone* (Lacepède, 1801). Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades entre 25 e 260 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). A série apresenta dois períodos com valores elevados de biomassa, nomeadamente entre 1987 e 1991 e entre 2013 e 2017 (Figura 1.2c).

*Microchirus variegatus* (Donovan, 1808) (Azevia-raiada)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para toda a costa, para profundidades situadas entre 50 e 400 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Observou-se um decréscimo acentuado na biomassa no início da série, seguindo-se um período de aumento gradual até 1993 (Figura 1.2c). Entre 1993 e 2009 a biomassa voltou a decrescer, registando-se novamente um período de aumento em 2010. Entre 2013 e 2016 a biomassa manteve-se estável, subindo em 2017.

Para a determinação do índice  $L_{95}$  considerou-se o comprimento de primeira maturação das fêmeas  $L_{50} = 13.8$  cm (Déniel, 1981, 1990). Os valores observados não apresentaram qualquer tendência, variando em torno da média da série, enquanto que de 2013 a 2017, se situaram todos acima da média (Figura 1.3c).

## Peixes de profundidade

### *Chimaera monstrosa* Linnaeus, 1758 (Quimera)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 300 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série apresenta uma tendência crescente, situando-se acima da média desde 2006 (com exceção do ano de 2009) (Figura 1.2d).

### *Deania* spp. (Sapatas)

Sob esta designação inclui-se maioritariamente *Deania profundorum* (Smith & Radcliffe, 1912), mas pode incluir também alguns indivíduos de *Deania calcea* (Lowe, 1839). Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 450 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série não apresenta qualquer tendência, variando em torno da média histórica. O máximo histórico foi registado em 2016 (Figura 1.2d).

### *Etmopterus spinax* (Linnaeus, 1758) (Lixinha-da-fundura)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 300 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série registou uma diminuição entre 1997 e 2004 seguida de um aumento até 2009. Um novo período de diminuição da biomassa foi registado até 2013 (Figura 1.2d). Entre 2014 e 2016 a tendência foi crescente, tendo o último ano valores acima da média histórica.

### *Malacocephalus laevis* (Lowe, 1843) (Rato-comum)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 200 e 700 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série não apresenta tendências muito evidentes, apenas um ligeiro aumento entre 2007 e 2011 (Figura 1.2d). Entre 2013 e 2016 os valores de biomassa estão próximos da média da série.

### *Nezumia sclerorhynchus* (Valenciennes, 1838) (Lagartixa-áspera)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel (até Vila Real de Santo António) e profundidades situadas entre 400 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). Os

mínimos históricos desta série foram registados entre 2003 e 2006, mas logo em 2007 o valor situou-se acima da média histórica (Figura 1.2d). Entre 2013 e 2016 os valores da biomassa anual observados não apresentaram qualquer tendência, mantendo-se próximos da média da série.

### 1.1.3.6. Cefalópodes

#### 1.1.3.6.1. Dados disponíveis e metodologias

Na tabela 1.19 apresenta-se a listagem das espécies selecionadas (seguindo um ou vários dos métodos de seleção de espécies acima descritos), bem como os respetivos critérios analisados, por grupo de espécies (definidos na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão).

As fontes de informação bem como as metodologias aplicadas a cada critério e avaliação do BEA correspondem às adotadas para os peixes (secção 1.1.3.5.2). Acresce apenas que, dado que as populações destas espécies sofrem variações inter-anuais consideráveis na abundância devido a flutuações climáticas, a avaliação do critério foi complementada por um julgamento pericial. Salienta-se ainda que as séries são relativamente curtas para aferir se as variações observadas põem em causa o BEA.

**Tabela 1.19.** Espécies de cefalópodes selecionadas no segundo ciclo de aplicação das estratégias marinhas na subdivisão do Continente, por grupo de espécies, com indicação das áreas a que se refere a informação (salvo as exceções assinaladas, as áreas refletem a distribuição preferencial da espécie na costa continental portuguesa). x, caracterizado e avaliado; +, caracterizado e não avaliado; ---, indica que não existe informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério.

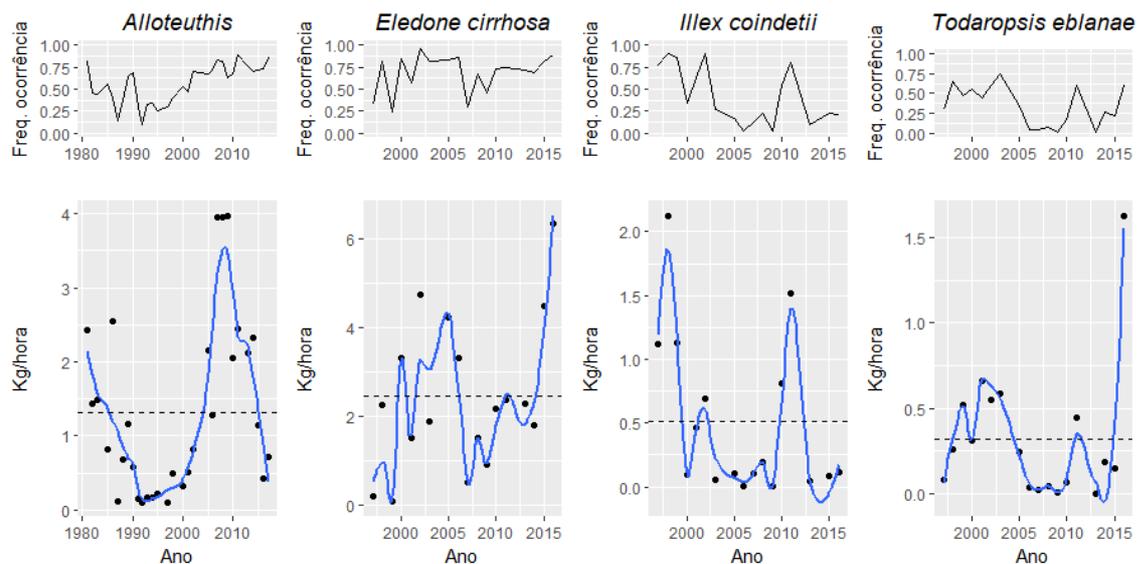
CEFAL.	Elemento (nome científico)	Elemento (nome comum)	Área	D1C1	D1C2	D1C3	D1C4	D1C5	D3
Costeiros/ continental	<i>Alloteuthis</i> spp. <sup>1</sup>	Lula-bicuda	A,B,C	---	X	+	---	---	---
	<i>Loligo vulgaris</i>	Lula-vulgar	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Octopus vulgaris</i>	Polvo-vulgar	A,B,C	---	---	---	---	---	X
	<i>Sepia officinalis</i>	Choco-vulgar	A,B,C	---	---	---	---	---	X
Profundidade	<i>Eledone cirrhosa</i>	Polvo-do-alto	B,C <sup>2</sup>	---	X	+	---	---	---
	<i>Illex coindetii</i>	Pota-voadora	B,C <sup>2</sup>	---	X	+	---	---	---
	<i>Todaropsis eblanae</i>	Pota-costeira	B,C <sup>2</sup>	---	X	+	---	---	---

<sup>1</sup> Inclui *Alloteuthis subulata* e *Alloteuthis media* devido a problemas de identificação.

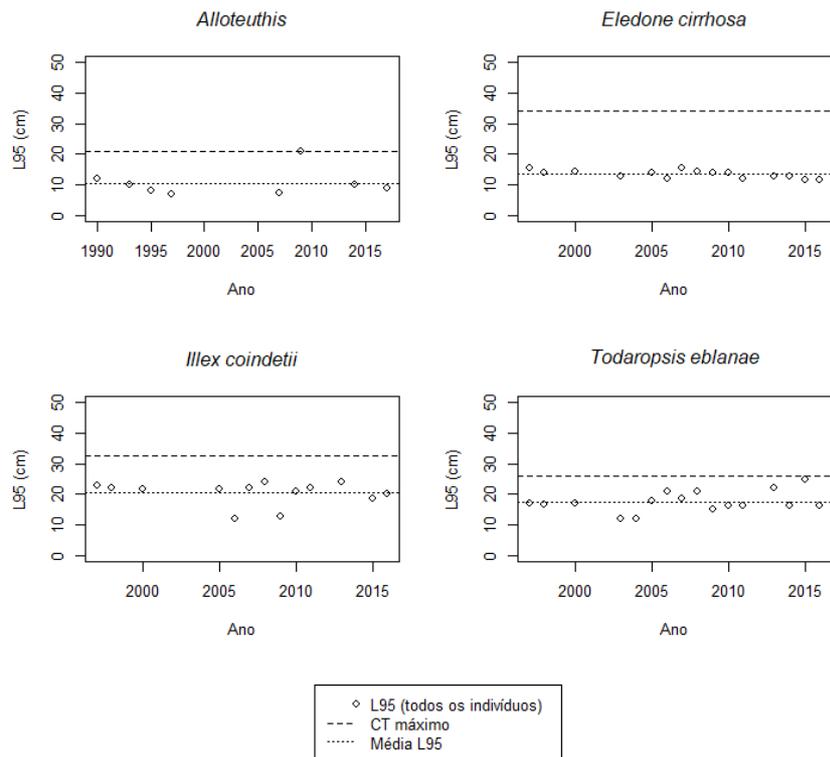
<sup>2</sup> A distribuição da espécie na costa continental portuguesa pode ser mais alargada; as áreas refletem apenas a disponibilidade de informação (campanha de crustáceos decorre apenas nas áreas B e C).

### 1.1.3.6.2. Resultados e avaliação do BEA

As figuras 1.4 e 1.5. apresentam os resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3. As tabelas 1.20 e 1.21 apresentam os resultados obtidos para os critérios D1C2 e D1C3 e a avaliação do estado de cada espécie e do BEA (no caso das espécies para as quais a informação disponível permitiu que se fizesse essa avaliação). A análise detalhada das informações constantes das figuras e tabelas, para cada espécie, é apresentada na secção 1.1.3.6.3.



**Figura 1.4.** Frequência de ocorrência (painel superior) e índices de biomassa (painel inferior) estimados com base nas campanhas do IPMA para os grupos de cefalópodes costeiros/ da plataforma continental (*Alloteuthis* spp.) e cefalópodes de profundidade (restantes espécies). Linha a tracejado-média histórica; linha azul –suavizador linear “loess” com parâmetro de suavização de 0.3.



**Figura 1.5.** Percentil 95 da distribuição anual de comprimento ( $L_{95}$ , em cm) registada em campanhas de investigação para espécies de cefalópodes.

**Tabela 1.20.** Resultados obtidos na avaliação dos critérios D1C2 e D1C3 para cefalópodes. Cost., cefalópodes costeiros/da plataforma continental; Prof, cefalópodes de profundidade; Tend., tendência. Grau de confiança (GC): 1- baixo; 2- médio; 3- elevado. Profundidade máxima pode estar truncada pelo limite de atuação do tipo de campanha (crustáceos: 750 m; demersal: 500 m). Avaliação do critério: verde, em bom estado; vermelho: em mau estado. Células não preenchidas indicam que a análise de pontos de viragem (“*breakpoints*”), não identificou períodos estáveis. Nestes casos, assume-se que as variações observadas estão relacionadas com a variabilidade natural da espécie ou com o método de amostragem, e que, portanto, o BEA foi atingido. CEFAL., Cefalópodes.

CEFAL.	Elemento	Prof. (m)	Período	D1C2							D1C3
				Período referência	Período avaliação	Média referência	Média avaliação	Tend.	BEA	GC	Tendência
Cost.	<i>Alloteuthis</i> spp.	20-200	1981-2017	1981-1987	2013-2017	1.52	1.34	D		3	E
Prof.	<i>Eledone cirrhosa</i>	100-700	1997-2016					C		2	D
	<i>Illex coindetii</i>	50-400	1997-2016	1997-1999	2000-2016	1.40	0.36*	C		2	E
	<i>Todaropsis eblanae</i>	100-750	1997-2016					C		2	C

**Tabela 1.21.** Avaliação do estado da espécie (EE) e do BEA de cada grupo de cefalópodes e para as áreas A, B e C. No caso de espécies que foram caracterizadas, mas não foram avaliadas no D3 apresentam-se as suas tendências. Verde, em bom estado ou bom estado ambiental atingido; vermelho: em mau estado ou bom estado ambiental não atingido; cinzento: não avaliado. C, crescente; D, decrescente; E, estável.

CEFALÓPODES	Elemento	EE	BEA
Costeiros/plataforma	<i>Alloteuthis</i> spp.		
	<i>Loligo vulgaris</i> *	C	
	<i>Octopus vulgaris</i> *	C	
	<i>Sepia officinalis</i>	C	
Profundidade	<i>Eledone cirrhosa</i>		
	<i>Illex coindetii</i>		
	<i>Todaropsis eblanae</i>		

\* Espécies avaliadas no D3

### 1.1.3.6.3. Informação detalhada por espécie

#### Cefalópodes costeiros/da plataforma continental

##### *Alloteuthis* spp.

Inclui as espécies *Alloteuthis subulata* (Lamarck, 1798) e *Alloteuthis media* (Linnaeus, 1758). Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para toda a costa, para profundidades inferiores a 200 m, com base na informação recolhida nas campanhas demersais de outono (1981-2017). Há uma clara tendência decrescente desde o início da série até 1992, seguindo-se um período de recuperação até 2009, em que foi observado o máximo histórico (Figura 1.4). O período 2013 a 2017 corresponde a um período de diminuição gradual da biomassa. Apesar desta diminuição, o valor estimado para o ano 2017 está acima dos valores mínimos da série.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice  $L_{95}$  entrando em linha de conta com todos os indivíduos amostrados. A série evidencia algumas lacunas, mas os valores observados não apresentam qualquer tendência (Figura 1.5).

#### Cefalópodes de profundidade

##### *Eledone cirrhosa* (Lamarck, 1798) (Polvo-do-alto)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades situadas entre 100 e 700 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série apresenta uma elevada variabilidade no início e até 2004, decrescendo significativamente até 2007 (Figura 1.4). No período 2013 a 2016 observou-se um aumento significativo da biomassa, atingindo o seu máximo no último ano da série.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice  $L_{95}$  considerando-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados apresentam uma tendência ligeiramente decrescente (Figura 1.5).

##### *Illex coindetii* (Pota-voadora)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades situadas entre 50 e 400 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série manteve-se estável exceto nos períodos 1997-1999, 2001-2002 e 2010-2011, em que se verificaram aumentos na biomassa (Figura 1.4). Entre 2013 e 2016 a série mantém-se estável.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice  $L_{95}$  considerando-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados não apresentam qualquer tendência. No período 2013 a 2016, os valores observados variam em torno da média (Figura 1.5).

#### *Todaropsis eblanae* (Ball, 1841) (Pota-costeira)

Foi determinada a biomassa média anual ( $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$ ) para as águas marinhas localizadas a sul do Cabo Espichel e profundidades situadas entre 100 e 750 m, com base na informação recolhida nas campanhas de crustáceos (1997-2016). A série de biomassa referente à zona a sul de Peniche registou um aumento de 1997 a 2003, seguido de um período de decréscimo até 2010, mantendo-se maioritariamente abaixo da média histórica até 2015 (Figura 1.4). O máximo histórico observa-se em 2016.

Dado o ciclo de vida da espécie, em que os indivíduos morrem após a reprodução, determinou-se o índice  $L_{95}$  considerando-se todos os indivíduos amostrados. Os valores observados variaram em torno da média. No entanto, no período 2013 a 2016, observaram-se máximos em 2013 e 2015 (Figura 1.5).

#### **1.1.4. TEMA: Habitats pelágicos**

A informação disponível para caracterizar os habitats pelágicos no período 2012-2017 é escassa e a maioria é recolhida no âmbito de programas de monitorização do IPMA com fins específicos que não a avaliação do BEA. As séries disponíveis são curtas o que dificulta a definição das condições de referência para a classificação do BEA, particularmente no caso destes habitats, sujeitos a alterações naturais e antropogénicas sempre difíceis de diferenciar entre si. Por estes motivos, a informação apresentada pretende apenas ilustrar as variações em algumas componentes destes habitats, sendo considerada insuficiente para avaliar o BEA.

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão define que a escala de avaliação deverá ser a mesma utilizada nas avaliações dos tipos de habitats bentónicos, as quais, por seu lado, deverão refletir as diferenças biogeográficas na composição de espécies. No entanto, considera-se que a escala utilizada na caracterização dos habitats bentónicos não deverá ser aplicada no caso dos habitats pelágicos, os quais estão fortemente dependentes de fatores de maior escala. Importa ainda referir que a informação disponível se refere apenas aos habitats pelágicos costeiros (< 100 m) e da plataforma continental ([100, 200[ m). A sua caracterização foi feita, por área, no relatório de avaliação inicial (MAMAOT, 2012a).

#### 1.1.4.1. Dados disponíveis e metodologias

##### 1.1.4.1.1. Fitoplâncton

A série temporal de fitoplâncton nocivo, atualmente inserida no Sistema Nacional de Monitorização de Moluscos Bivalves (SNMB), foi escolhida como referência para a caracterização do fitoplâncton do ambiente marinho pelágico, em particular dos habitats pelágicos costeiros, por ser única em termos de regularidade e consistência, estando disponível informação diretamente comparável anterior e posteriormente a 2012. Os dados analisados correspondem ao período de 2006 a 2016 e foram agrupados em dois períodos: 2006-2011 e 2012-2016. Considerou-se igualmente relevante, no âmbito deste descritor, selecionar grupos de espécies nocivas cuja variabilidade, ao nível da sua composição e abundância, denota alterações no ecossistema a diversos níveis e cuja vigilância é de caráter obrigatório face aos seus impactos.

A monitorização de espécies de fitoplâncton nocivo e/ou tóxico decorre com uma periodicidade semanal em cerca de 20 pontos de amostragem costeira litoral (até 5m profundidade da coluna de água) de Portugal Continental, distribuídos pelas três áreas de avaliação (AC, BC e CC). Foi feita uma média dos pontos por área e realizada uma análise de variância simples e de regressão linear para detetar variações sazonais e inter-anuais significativas das métricas utilizadas: rácio entre diatomáceas e dinoflagelados-[diatomáceas/(diatomáceas+dinoflagelados)] (OSPAR, 2017b), frequência de eventos extremos e concentração de clorofila-a (OSPAR, 2017c). Estes foram selecionados tendo como base o quadro 1 da Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão, que define parâmetros e características relevantes para efeitos de monitorização e avaliação e as propostas da OSPAR. Importa referir que no caso do rácio diatomáceas/dinoflagelados, os dados disponíveis não incluem a totalidade das espécies de ambos os grupos, pelo que não poderá ser usado para fins de avaliação do BEA. As espécies consideradas de dinoflagelados e de diatomáceas são apenas as espécies nocivas para o ambiente e organismos que consomem direta ou indiretamente estas microalgas, monitorizadas regularmente no âmbito do plano nacional de controlo de moluscos bivalves para consumo humano. A segunda métrica, frequência de eventos extremos de algas nocivas, é também apresentada apenas para efeitos de caracterização e como indicação de aumentos significativos de abundância de algumas espécies de fitoplâncton. Estes eventos extremos refletem um desequilíbrio no ecossistema, natural ou antropogénico, que favorece o crescimento rápido e dominante de algumas espécies.

No relatório de avaliação inicial o fitoplâncton foi caracterizado e avaliado recorrendo a dados de diversidade específica e de abundância, incluindo de clorofila-a. No entanto, e no

que toca à abundância de clorofila-a, o método utilizado foi diferente do que se apresenta abaixo, pelo que não foi possível dar continuidade à métrica apresentada no passado relatório.

### Rácio entre diatomáceas e dinoflagelados

Para a determinação do rácio entre diatomáceas e dinoflagelados e análise da evolução de eventos extremos escolheram-se como grupos indicadores, os dois géneros nocivos de microalgas mais relevantes na costa portuguesa cujas abundâncias regularmente atingem concentrações de células por litro elevadas (Tabela 1.8): *Pseudo-nitzschia* spp. (~22 espécies, divididas em sub-grupo *seriata* e sub-grupo *delicatissima*) e *Dinophysis* spp. (~12 espécies, sendo as mais relevantes *D. acuta* e *D. acuminata*). Estes dois grupos de espécies ocorrem sob condições ambientais distintas e atingem concentrações máximas (cel/L) com ordens de grandeza contrastantes. *Pseudo-nitzschia* spp. têm um crescimento rápido enquanto *Dinophysis* spp., com taxas de divisão menores, tem uma abundância média muito inferior ao primeiro grupo; optou-se por normalizar e homogeneizar os dados de células por litro com recurso ao Log10 antes da sua análise paramétrica.

### Frequência de eventos extremos

Na análise de eventos extremos contabilizaram-se o número de semanas por ano em que cada grupo de espécies proliferou excecionalmente ultrapassando as respetivas concentrações de referência (Tabela 1.22).

**Tabela 1.22.** Concentrações de referência para proliferações de espécies de fitoplâncton nocivas selecionadas e ocorrendo na costa portuguesa, com a indicação do impacto associado.

Espécies tóxicas (T) e nocivas (N)	Grupo taxonómico	Concentração de referência para qualificar um evento extremo (cel/L)	Impacto associado
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo <i>seriata</i> (T)	Diatomácea	>100000	Toxificação ASP*
<i>Pseudo-nitzschia</i> spp. grupo <i>delicatissima</i> (T)	Diatomácea	>200000	Toxificação ASP*
<i>Dinophysis acuminata</i> (T)	Dinoflagelado	>2000	Toxificação DSP*
<i>Dinophysis acuta</i> (T)	Dinoflagelado	>1500	Toxificação DSP*

\* No Homem, por ingestão de bivalves contaminados com biotoxinas marinhas. A apanha de bivalves é interdita.

### Concentração de clorofila-a (dados de satélite)

A concentração de clorofila-a (Chl-a) é o *proxy* da biomassa de fitoplâncton e da produtividade primária mais amplamente utilizado (e.g., Huot *et al.*, 2007). As variações na concentração de Chl-a estão dependentes da produção primária por parte do fitoplâncton (que por sua vez está relacionada com as concentrações de nutrientes, com a exposição ao

sol e com a temperatura). Os dados de Chl-a para as águas nacionais do continente obtidos via satélite estão disponíveis na *GlobColour products* (<http://hermes.acri.fr/>, [http://www.globcolour.info/CDR\\_Docs/GlobCOLOUR\\_PUG.pdf](http://www.globcolour.info/CDR_Docs/GlobCOLOUR_PUG.pdf)) e foram extraídos desta base de dados em colaboração com investigadores do ACRI (<http://www.acri-he.fr/>). Foram calculadas médias sazonais (inverno, primavera, verão e outono) da concentração de Chl-a detetada remotamente desde a costa até à profundidade de 200 m, para cada ano e para diferentes áreas (AC e AP; BC e BP; CC e CP), tendo-se posteriormente calculado as anomalias nas variações sazonais em relação à média dessas estações em toda a série histórica analisada (1998-2016).

#### 1.1.4.1.2. Zooplâncton

##### Biovolume de mesozooplâncton

No relatório de avaliação inicial foram selecionados os índices de biomassa de mesozooplâncton, riqueza específica, abundância relativa de copépodes e composição de espécies ecologicamente significativas. Não existe informação recente (2012-2017), que tenha sido obtida por utilização dos mesmos métodos de amostragem e que permita dar continuidade àquelas métricas.

Durante as campanhas de rastreio acústico (PELAGO) de primavera dirigidas à estimação de biomassa e abundância de pequenos peixes pelágicos efetua-se rotineiramente a amostragem de zooplâncton superficial com o objetivo de amostrar a componente ictioplanctónica. Estas amostras são recolhidas em navegação, a cada 3 milhas, ao longo dos transectos de rastreio acústico (período diurno), a partir de água bombeada continuamente a 3 m de profundidade, através do sistema CUFES (“*Continuous Underway Fish Egg Sampler*”, Checkley *et al.*, 2000) equipado com uma rede de malhagem de 335 µm (até 2003 foi utilizada malhagem de 500 µm) (ver Anexo I-A, com descrição da campanha e transectos). Em laboratório, antes da triagem para ictioplâncton, é determinado o biovolume das amostras através de medições de volume deslocado. O biovolume é regularmente utilizado como um estimador (embora um pouco grosseiro) da biomassa de zooplâncton. É de fácil obtenção e não implica a destruição da amostra (Omori e Ikeda, 1984; Postel *et al.*, 2000). Os resultados aqui apresentados representam volume de plâncton, em mililitros, por volume de água filtrado, em metros cúbicos. Durante cada campanha são recolhidas em média cerca de 450 amostras em toda a área rastreada (Tabela 1.22).

A série histórica CUFES - PELAGO constitui um conjunto de informação regular desde 2000 e tem permitido a recolha de informação de mesozooplâncton superficial numa área geográfica alargada cobrindo toda a plataforma continental. Este amostrador permite reter o ictioplâncton e simultaneamente retardar a colmatção do sistema (os volumes de plâncton

retidos são comparativamente com os recolhidos com uma rede tradicional de malhagem para mesozoplâncton- 200 µm, mais reduzidos). Não sendo um amostrador padrão para mesozoplâncton permite, no entanto, a recolha contínua de amostras, daí constituir uma série de informação regular e comparável ao longo dos anos.

**Tabela 1.23.** Número de amostras de plâncton recolhidas com o sistema CUFES por ano, por área e tipo de habitat (Costeiro, < 100m; P. cont., plataforma continental, [100, 200[ m).

Ano	Período da campanha PELAGO	A Costeiro	A P. cont.	B Costeiro	B P. cont.	C Costeiro	C P. cont.
2000	Março-Abril	94	63	97	87	42	18
2001	Março-Abril	80	61	70	70	33	18
2002	Março-Abril	88	64	107	105	32	13
2003	Fevereiro-Março	87	50	49	50	40	20
2004	Junho	71	38	102	81	55	25
2005	Abril-Maio	85	73	92	91	35	18
2006	Abril-Maio	97	59	94	96	36	16
2007	Abril-Maio	84	68	85	97	33	20
2008	Abril-Maio	102	68	87	108	46	23
2009	Abril	96	56	100	90	42	24
2010	Abril-Maio	89	61	103	94	41	17
2011	Abril-Maio	95	55	94	87	38	23
2012	Não se realizou	-	-	-	-	-	-
2013	Abril-Maio	98	34	85	76	36	20
2014	Abril-Maio	111	44	97	98	48	18
2015	Abril-Maio	97	43	93	95	39	23
2016	Março-Abril	102	61	97	101	44	25
2017	Abril-Maio-Junho	103	66	116	121	57	20

#### 1.1.4.2. Resultados e avaliação do BEA

A tabela 1.23. sumariza os resultados e a avaliação do BEA para os habitats pelágicos (critério D1C6). Para o fitoplâncton, e com exceção da clorofila-a, são apresentados os resultados (significativos) dos testes entre a média 2006-2011 e 2012-2016.

Tabela 1.23. Resultados e avaliação do bom estado ambiental (BEA) dos habitats pelágicos (critério D1C6), por área e tipo de habitat. C, crescente; D, decrescente; ST, sem tendência; ---, sem informação ou esta não é adequada para proceder à caracterização e/ou avaliação do critério; Diat/Dinof., rácio diatomáceas/dinoflagelados; PN-S, *Pseudo-nitzschia* spp. grupo seriata; PN-D, *Pseudo-nitzschia* spp. grupo delicatissima; D<sub>acumi</sub>, *Dinophysis acuminata*; D<sub>acuta</sub>, *Dinophysis acuta*; Chl-a, concentração de clorofila-a; Mesozoop. Biovolume de mesozooplâncton. Avaliação do BEA: verde, em bom estado; vermelho: em mau estado; cinzento, não avaliado.

Tipo de habitat	Área	Fitoplâncton					Zooplâncton		BEA
		Diat/ Dinof.	Frequência de eventos extremos				Chl-a	Mesozoop.	
			PN-S	PN-D	D <sub>acumi</sub>	D <sub>acuta</sub>			
Costeiro	AC	ST	ST	C	D	ST	ST	ST	
	BC	D	ST	C	ST	C	ST	ST	
	CC	D	C	C	ST	C	ST	ST	
Plataforma continental	AP	---	---	---	---	---	ST	ST	
	BP	---	---	---	---	---	ST	ST	
	CP	---	---	---	---	---	ST	ST	
Oceânico	AO	---	---	---	---	---	---	---	
	BO	---	---	---	---	---	---	---	
	CO	---	---	---	---	---	---	---	

### 1.1.4.3. Informação detalhada por método

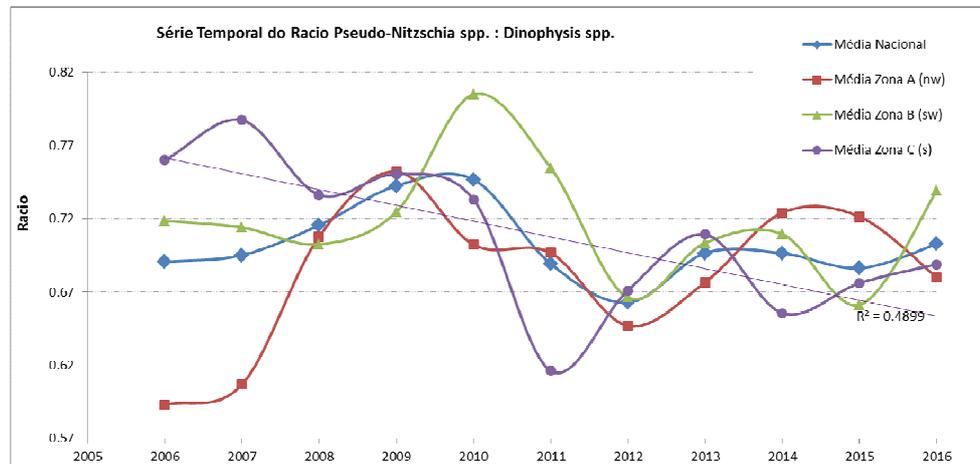
#### 1.1.4.3.1. Fitoplâncton

##### Rácio entre diatomáceas e dinoflagelados

As flutuações no rácio diatomáceas/dinoflagelados podem ter consequências no ecossistema pois a transferência de energia e biomassa para os níveis tróficos superiores (pelágicos e bentónicos) difere entre estes dois grupos de organismos pelos seus diferentes valores nutricionais, fenologias e velocidades de afundamento (Edwards e Richardson, 2004). Desta forma, a variabilidade temporal, sazonal e espacial da sucessão entre diatomáceas e dinoflagelados tem consequências na disponibilidade alimentar para os diversos consumidores do meio marinho. Uma subida do rácio (e.g., superior a 0.5) aponta para uma prevalência de diatomáceas relativamente à concentração de dinoflagelados.

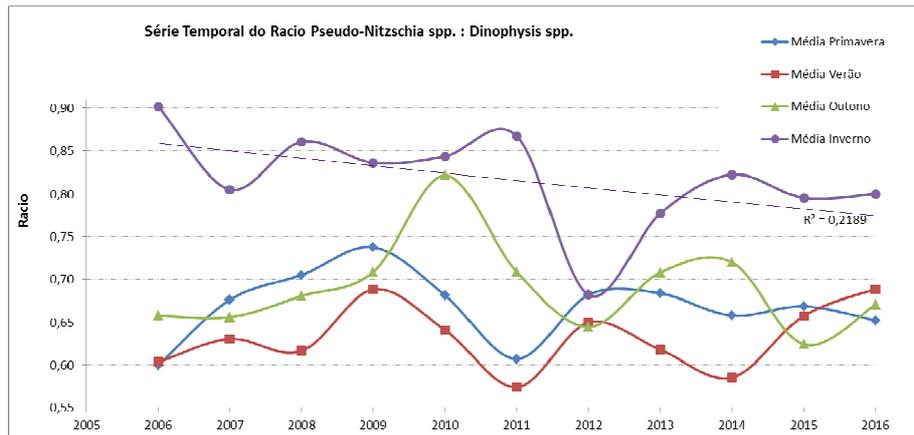
Durante o período de estudo (2006-2016), o rácio variou mais entre anos do que entre áreas de avaliação (Figura 1.6, Anexo I-B: Tabela A1). Ao longo da série temporal, verificaram-se oscilações cíclicas com uma amplitude de variação semelhante nas três zonas geográficas exceto nos anos de 2006 e 2007 quando a concentração de *Dinophysis* spp. foi excepcionalmente elevada na zona norte (AC, rácio baixo) e excepcionalmente baixa na zona sul (CC, rácio elevado). Em média, o rácio é tendencialmente mais baixo na zona norte (AC) pois é a região onde ocorrem espécies de *Dinophysis* spp. (dinoflagelados) com maior

frequência. Comparando as flutuações do rácio no período inicial 2006-2011 com o período atual 2012-2016 é possível observar uma diminuição nas 3 áreas de avaliação, significativa para as áreas BC e CC mesmo sendo pequena ( $< 0.05$ ) entre períodos (Anexo I-B: Tabela A1).



**Figura 1.6.** Série temporal da distribuição do rácio *Pseudo-nitzschia* spp.: *Dinophysis* spp. (diatomácea : dinoflagelado) nos habitats pelágicos costeiros por área de avaliação (A - costa NW, B - costa SW e C-costa Sul).

Sazonalmente, ao longo dos vários anos (Figura 1.7, Anexo I-B: Tabela A2), os resultados refletem a variabilidade natural conhecida para estas espécies na costa portuguesa: i) durante o inverno, geralmente, não ocorrem dinoflagelados *Dinophysis* spp.; portanto o rácio é, em média, o mais elevado nesta época; ii) o verão é a época preferencial dos *Dinophysis* spp.; portanto o rácio é, em média, o menor nesta época e com a variabilidade mais baixa (conferindo-lhe maior potencial em próximos trabalhos de avaliação de mudanças ambientais); iii) durante a primavera e o outono tanto diatomáceas como dinoflagelados podem coexistir ou sucederem-se ciclicamente ao longo do tempo, sendo portanto o rácio, em média, intermédio nestas épocas. Entre o período inicial 2006-2011 e o período mais atual 2012-2016 o rácio diminuiu de forma significativa no outono e inverno (Anexo I-B: Tabela A2)

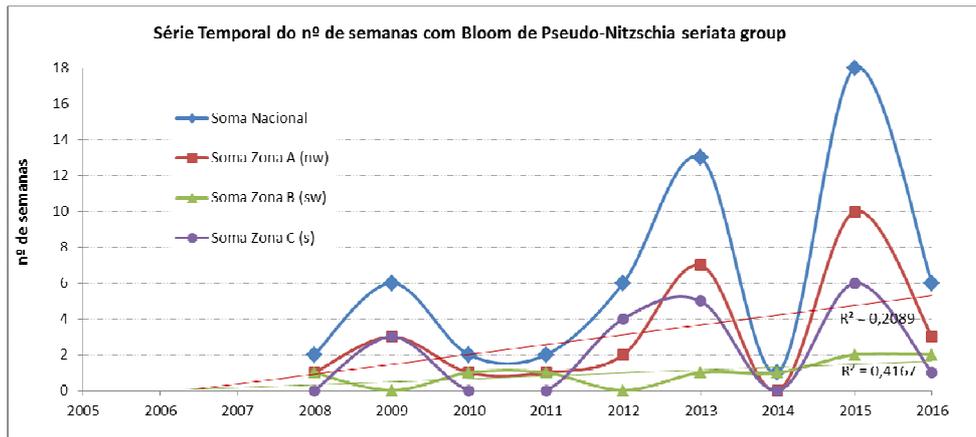


**Figura 1.7.** Série temporal da distribuição sazonal do rácio *Pseudo-nitzschia* spp. : *Dinophysis* spp. nos habitats pelágicos costeiros.

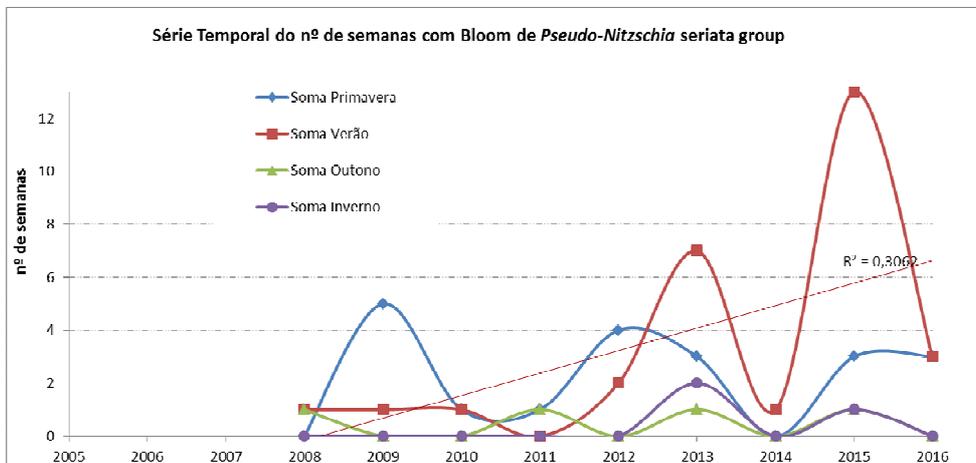
### Evolução de eventos extremos

Um grande número e diversidade de espécies de fitoplâncton têm capacidade de crescimento exponencial (*bloom*) e acumulação em meio natural quando se reúnem as condições ambientais ideais. Estas proliferações extremas podem causar disrupções no ecossistema modificando a transferência de energia e biomassa para os níveis tróficos superiores (pelágicos e bentónicos) (Griffiths *et al.*, 2017).

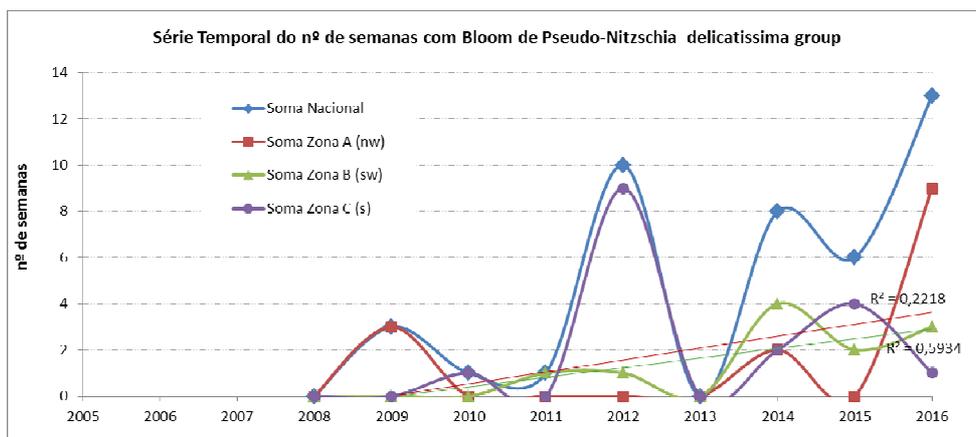
Para as diatomáceas do género *Pseudo-nitzschia*, os grupos *seriata* e *delicatissima* apresentaram resultados distintos. Ao longo da série temporal e entre os períodos inicial e atual, verificaram-se oscilações inter-anuais contrastantes nas três áreas de avaliação. Em média, é nas áreas AC e CC que ocorrem mais eventos excepcionais, consequência direta deste género ter a sua abundância média mais elevada nestas áreas. No entanto, é na área BC que os resultados indicam uma tendência para um aumento do número de eventos ao longo dos anos (estatisticamente significativo  $R^2 = 0.5934$  para o grupo *delicatissima*). (Figuras 1.8 a 1.11; Anexo I-B: Tabelas A3 e A4). Esta tendência de aumento do número de eventos ao longo dos anos ocorreu principalmente na primavera (grupo *delicatissima*) e verão (grupo *seriata*). Os resultados refletem a sazonalidade natural conhecida para estas espécies na costa Portuguesa, com abundância preferencial durante a primavera e verão.



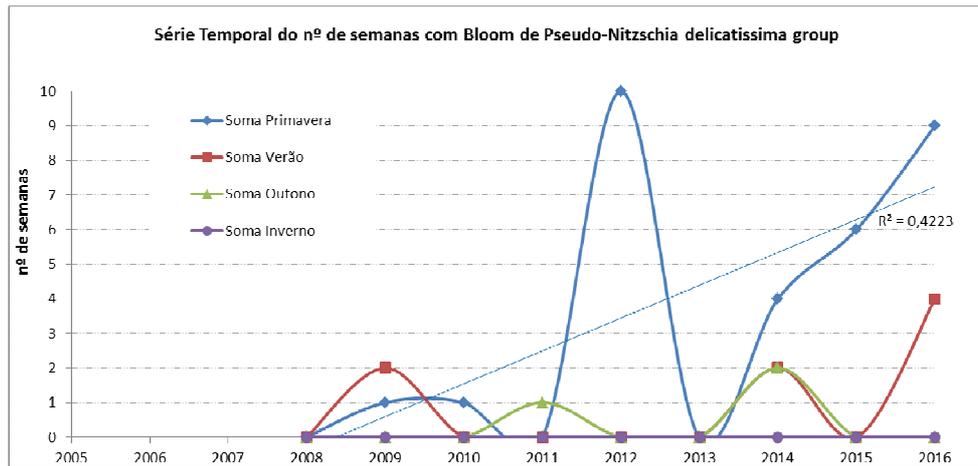
**Figura 1.8.** Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de *Pseudo-nitzschia* spp., grupo *seriata* em habitats pelágicos costeiros, por área.



**Figura 1.9.** Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de *Pseudo-nitzschia* spp., grupo *seriata* em habitats pelágicos costeiros.

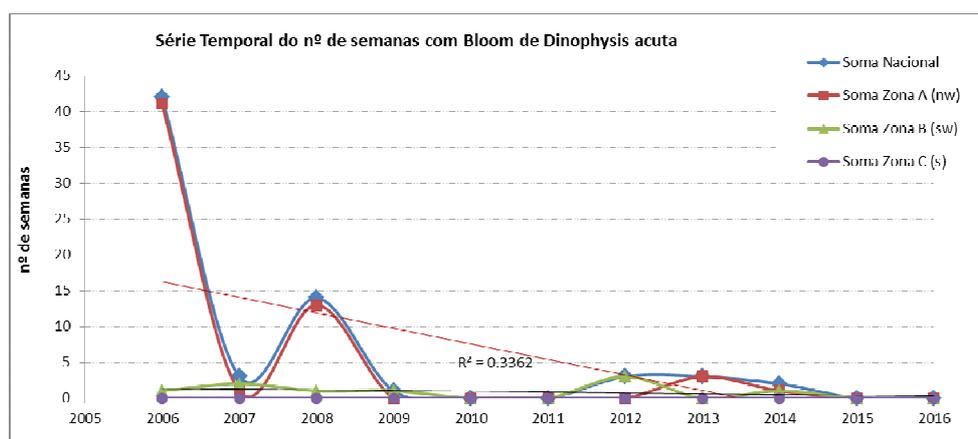


**Figura 1.10.** Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de *Pseudo-nitzschia* spp. grupo *delicatissima* em habitats pelágicos costeiros, por área.

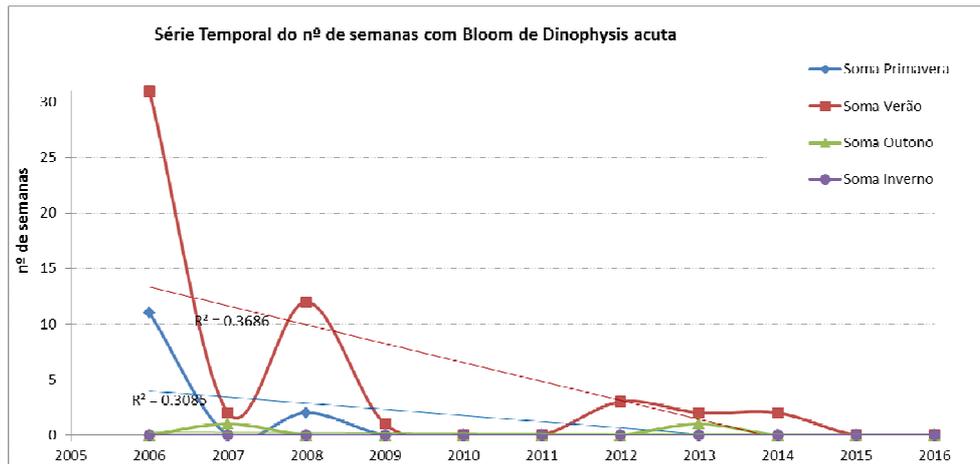


**Figura 1.11.** Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de *bloom* de *Pseudo-nitzschia* spp., grupo *delicatissima* em habitats pelágicos costeiros.

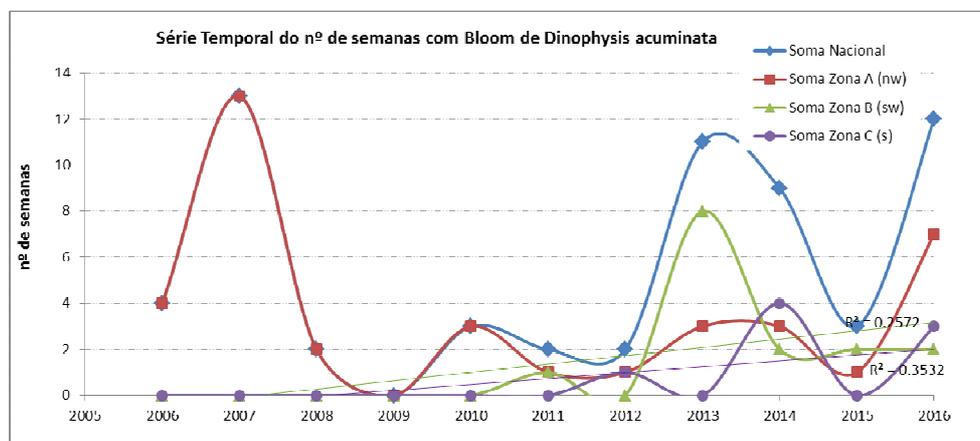
Para os dinoflagelados do género *Dinophysis*, *D. acuta* e *D. acuminata*, o número de semanas com proliferações excecionais variou entre os anos considerados no período de estudo. No entanto, estas variações são pouco evidentes quando se compara estações do ano e áreas de avaliação (Figuras 1.12 a 1.15; Anexo I-B: Tabelas A5 e A6). Ambas as espécies proliferam essencialmente no verão. A área AC registou o número mais elevado de eventos extremos, facto que advém destas espécies ocorrerem em maior abundância nesta área. Os resultados indicam uma ligeira tendência de diminuição do número de eventos de *D. acuta* na área AC, na primavera e no verão. No caso de *D. acuminata*, os resultados indicam uma tendência para aumento de eventos extremos nas áreas BC e CC, em particular na primavera.



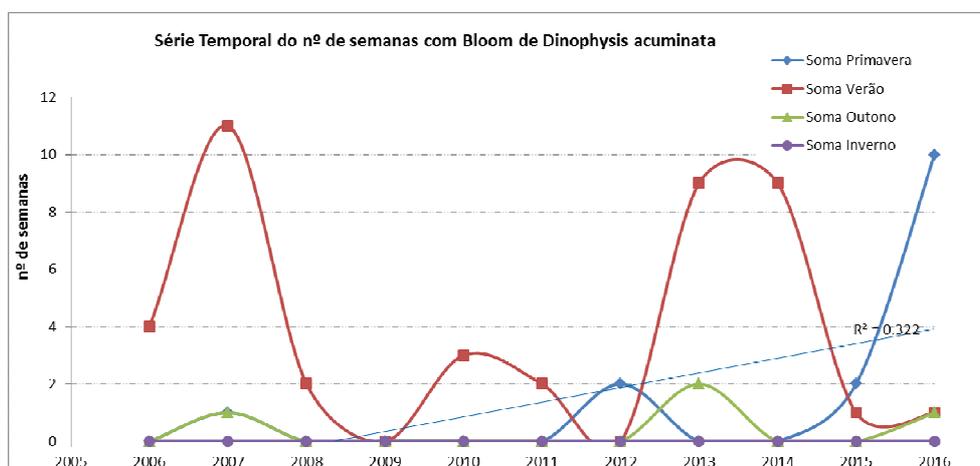
**Figura 1.12.** Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento de proliferação excecional de *Dinophysis acuta* em habitats pelágicos costeiros, por área.



**Figura 1.13.** Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excepcional de *Dinophysis acuta* em habitats pelágicos costeiros.



**Figura 1.14.** Série temporal da distribuição do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excepcional de *Dinophysis acuminata*, em habitats pelágicos costeiros, por área.



**Figura 1.15.** Série temporal da distribuição sazonal do número de semanas com ocorrência de um evento proliferação excepcional de *Dinophysis acuminata* em habitats pelágicos costeiros.

A informação analisada, e os rácios utilizados para a componente fitoplâncton, em particular o tóxico, permitiram sintetizar e comparar abundâncias de grupos funcionais específicos e a sua evolução no tempo. Observaram-se alterações, entre a situação inicial (2006-2011) e a atual (2012-2016), na composição (diatomáceas e dinoflagelados), abundância proporcional de grupos funcionais e número de eventos tóxicos excecionais.

Verificaram-se alterações inter-anuais, sazonais e entre áreas de avaliação (AC, BC e CC), por vezes significativas, consoante o grupo funcional/espécie. A costa NW (área AC) é a que regista as maiores abundâncias de células e número de eventos extremos. De um modo geral, os resultados indicaram uma tendência de aumento de eventos extremos na maioria das espécies (exceto em *D. acuta*), maioritariamente na costa Sudoeste (área BC), principalmente na primavera e no verão. No outono o rácio diatomáceas/dinoflagelados e o número de eventos extremos apresenta maior variabilidade/dispersão. No inverno, meses onde normalmente se verificam baixas concentrações de fitoplâncton total (dinoflagelados em particular, rácio elevado) e ausência de eventos extremos, destaca-se uma diminuição na dominância das diatomáceas *Pseudo-nitzschia*, responsáveis pela síndrome de toxificação amnésica (ASP), principalmente na área CC (Algarve), indiciando modificação funcional no sistema planctónico. O número de eventos extremos do grupo *P. seriata* e *P. delicatissima* e da espécie *D. acuminata* aumentou no período atual (2012-2016).

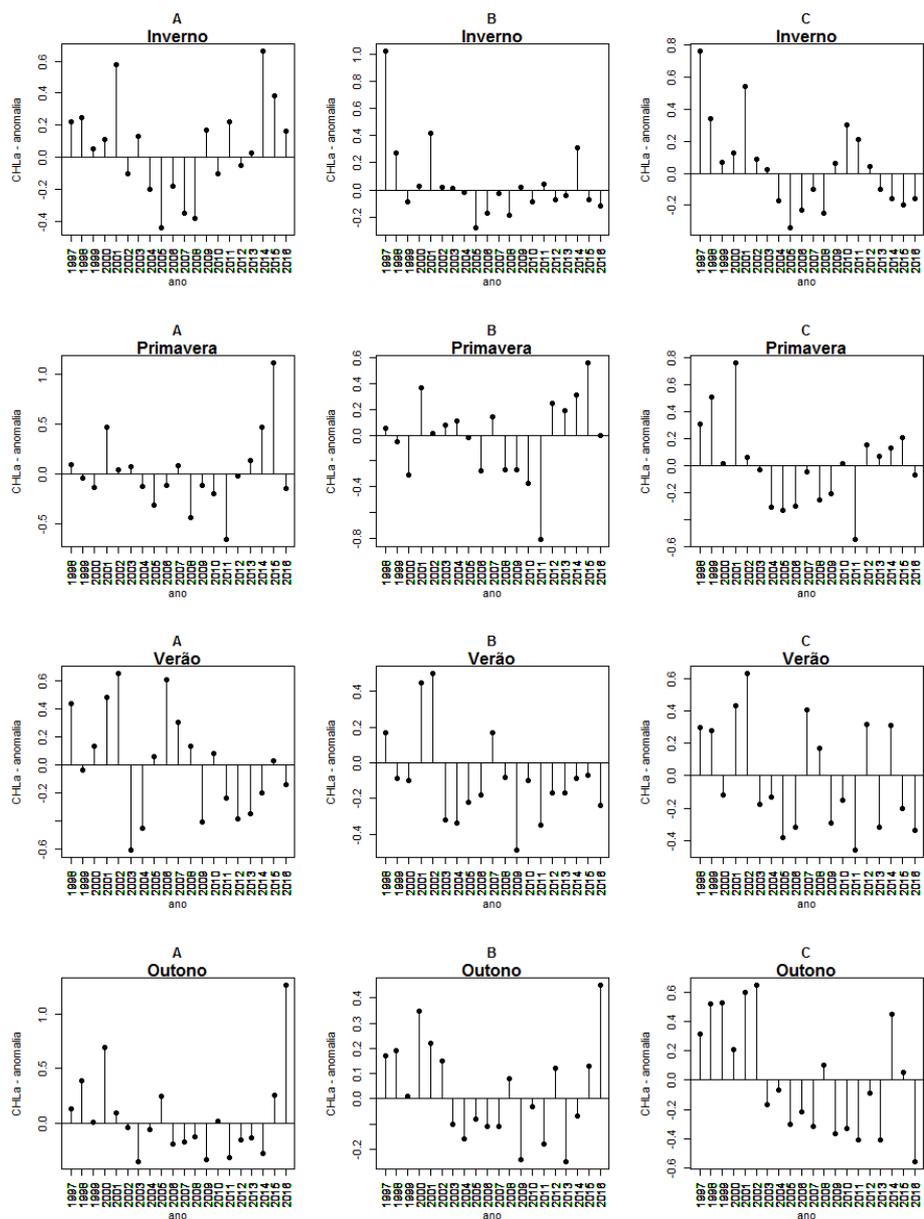
A variabilidade do fitoplâncton nocivo aponta para oscilações das condições ambientais, derivadas de causas naturais e/ou antropogénicas (fora do âmbito desta análise). Poderá, nalguns anos, ter ocorrido a intensificação de alguns fenómenos (hidrológicos e climatológicos) que levaram a proliferações excessivas (e.g. *D. acuta* na área AC no verão de 2006, o 5º mais quente desde 1931) ([http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20081014/EgbwJaVbWVNjEJaalzF/cli\\_20060101\\_20061231\\_pcl\\_aa\\_co\\_pt.pdf](http://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20081014/EgbwJaVbWVNjEJaalzF/cli_20060101_20061231_pcl_aa_co_pt.pdf)), mas a sua relevância e significado têm de ser analisados num contexto de série temporal longa de alterações climáticas.

Num contexto de suporte à avaliação do BEA para o D1, enquanto métrica de caracterização do habitat planctónico, considera-se pertinente monitorizar as alterações na distribuição, dimensão e biodiversidade das espécies/populações/grupos funcionais propostos, pois variam consoante as condições fisiográficas, geográficas e climáticas prevalentes e refletem disrupções imediatas no funcionamento do habitat, além do seu impacto económico e na saúde pública.

#### Concentração de clorofila-a (dados de satélite)

Nos anos mais recentes (2012-2016), a concentração de Chla-a foi menor no inverno nas áreas B (BC + BP) e C (CC + CP) e mais elevada na área A (AC + AP; Figura 1.16). De um

modo geral, a concentração de Chla-a tem sido, em anos recentes, mais elevada na primavera e mais baixa no verão, em todas as áreas, comparativamente aos primeiros anos da série histórica, não se identificando qualquer tendência no outono. No entanto, analisando as séries completas, não se pode concluir que estas anomalias são indicadoras de qualquer tendência clara ao longo do tempo, podendo ser o resultado de flutuações naturais que ocorrem na produtividade do sistema pelágico, associadas a fenómenos de grande variabilidade como a intensidade do afloramento e o volume de escorrência dos rios, ou de pressões antropogénicas.

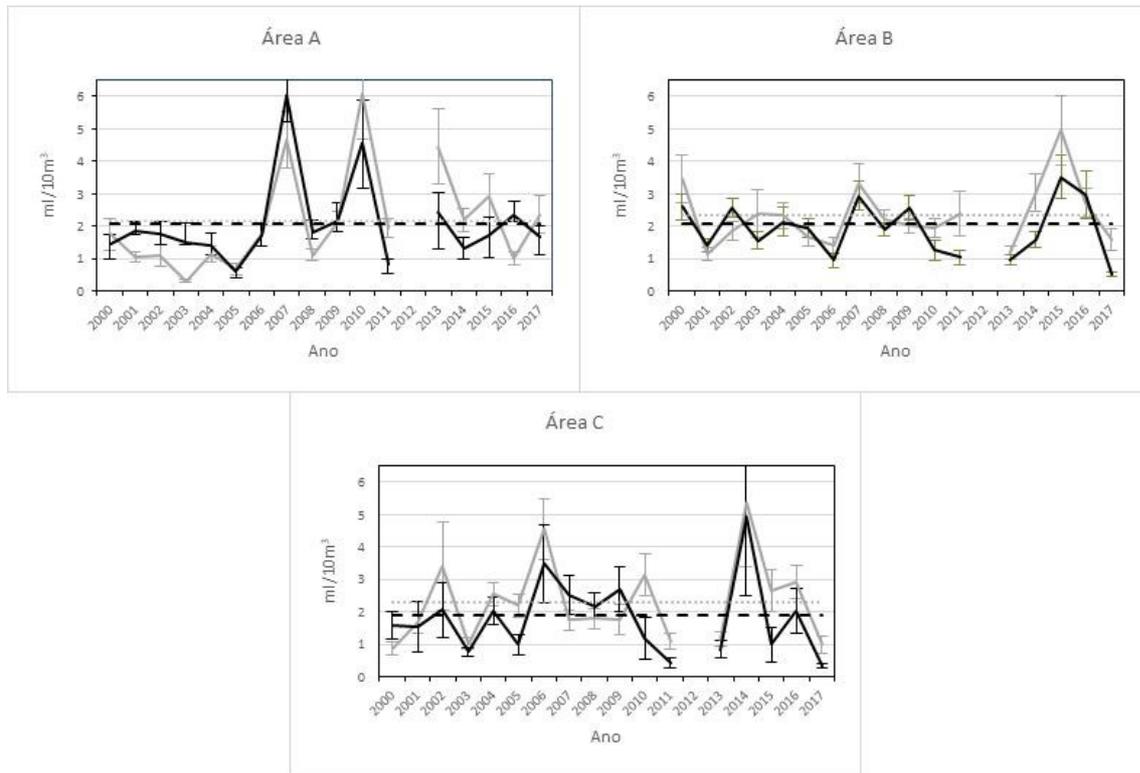


**Figura 1.16.** Anomalias das variações sazonais (inverno, primavera, verão e outono) na concentração da clorofila-a (dados de satélite) na plataforma continental portuguesa (0-200 m), nas áreas de avaliação A (AC+AP), B (BC+BP) e C (CC+CP). Retirado de *GlobColour products* (<http://hermes.acri.fr/>, [http://www.globcolour.info/CDR\\_Docs/GlobCOLOUR\\_PUG.pdf](http://www.globcolour.info/CDR_Docs/GlobCOLOUR_PUG.pdf)).

#### 1.1.4.3.2. Zooplâncton

##### Biovolume de mesozooplâncton

A série histórica (2000-2017) de biovolumes médios de mesozooplâncton encontra-se representada na figura 1.17, por área e por tipo de habitat (costeiro e da plataforma continental). Pode observar-se a considerável variabilidade inter-anual nos valores de biovolumes observados, em particular para a área A. Esta variabilidade poderá estar relacionada com as condições ambientais encontradas em cada ano embora possa também dever-se ao facto de o período de amostragem não coincidir totalmente entre todos os anos. Durante os anos iniciais da série parece ter existido, nas áreas A e B, maior homogeneidade entre as amostras. Nos anos mais recentes, para essas áreas, a menor homogeneidade é refletida nos intervalos de confiança estimados. No geral, em todas as áreas a zona costeira apresentou em média (média global de todos os anos) maior biovolume, embora tenha havido algumas inversões em alguns anos. A diferença entre a biomassa de zooplâncton na zona costeira e na plataforma continental foi mais acentuada na área C e, seguidamente, na área B, tendo sido quase inexistente na área A. A análise qualitativa da informação graficada não permite identificar tendências temporais nos resultados do estimador biovolume, sendo o sinal mais evidente a sua variabilidade inter-anual. Com exceção dos anos de 2007 e 2010 na área A, 2015 na área B e 2014 na área C, os valores oscilaram em torno da média sendo no global (costeiros+plataforma continental) próximos em cada área, embora ligeiramente superiores para a costa oeste. A malhagem da rede, um pouco mais larga, utilizada nos primeiros 4 anos da série poderá ter causado alguma subestimação da biomassa de zooplâncton comparativamente ao restante período.



**Figura 1.17.** Volumes médios (e intervalos de confiança 95%) de plâncton ( $\text{ml}/10\text{m}^3$ ) recolhidos com o amostrador CUFES durante as campanhas IPMA de primavera (série de campanhas de rastreio acústico) dirigidas ao sistema pelágico, no período de 2000 a 2017. Painel superior, esquerda: área A (Caminha-Canhão da Nazaré); Painel superior, direita: área B (Canhão da Nazaré – Ponta da Piedade); Painel inferior: área C (Ponta da Piedade-Vila Real de Santo António). Em cinzento representa-se a informação referente aos habitats costeiros (até 100 m de profundidade) e a negro a zona correspondente aos habitats pelágicos da plataforma continental (profundidades superiores a 100m); as retas indicam os valores médios para toda a série.

### 1.1.5. Habitats especiais

No caso do D1 e no que toca ao tema “grupos de espécies”, a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão não pressupõe a avaliação do BEA ao nível de áreas classificadas. A avaliação do BEA deverá ser efetuada a maior escala, ecologicamente pertinente para o grupo de espécies em análise. No entanto, incluem-se no presente relatório referências de estudos considerados relevantes para o D1 e que tenham sido realizados nessas áreas. Entre estes realça-se um estudo que aplica o mesmo método adotado no relatório de avaliação inicial da DQEM para caracterizar o D1 – determinação do valor biológico marinho - com uma maior resolução espacial e que determina um valor biológico marinho total para os diferentes grupos de espécies em análise (aves, mamíferos, répteis, peixes demersais e macrobentos) (Gomes *et al.*, 2018). Neste estudo são identificadas quatro áreas de elevado valor biológico as quais coincidem com áreas de proteção especial já designadas ou áreas identificadas como sítios de interesse comunitário, com exceção da região sul.

No caso do tema “habitats pelágicos”, poderão ser incluídos habitats enumerados na Diretiva 92/43/CEE (Diretiva Habitats) ou em acordos internacionais. No entanto, importa referir que a informação disponível não permite proceder à avaliação do BEA.

#### *Reserva Natural das Ilhas Berlengas*

Este local constitui um importante habitat para espécies de aves que nidificam no continente (Pereira *et al.*, 2018; ver secção 1.1.3.1.3. com informação para algumas espécies).

Realizou-se, em 2012, a campanha EMEPC/M@rbis/Berlengas2012 junto às Ilhas Berlengas no âmbito do projeto M@rBis – Sistema de Informação para a Biodiversidade Marinha. Este projeto constitui um sistema de informação georreferenciada da biodiversidade marinha nacional, cujo principal objetivo consiste em fornecer as informações necessárias para que Portugal cumpra os seus compromissos perante o processo da União Europeia de extensão da Rede Natura 2000 ao meio marinho. Realizaram-se 64 mergulhos com escafandro autónomo junto à Ilha Berlenga, Farilhões e Estelas. Foram identificadas 64 espécies de peixes e 2 espécies de cefalópodes (Tabela A7, Anexo I-C).

#### *Parque Marinho Professor Luiz Saldanha*

Foram publicados alguns trabalhos relevantes sobre a biodiversidade e eficiência do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha na sua manutenção (Abecasis, 2013, 2014a, b; Henriques *et al.*, 2013; Batista *et al.*, 2014; Henriques *et al.*, 2015; Stratoudakis *et al.*, 2015; Sousa *et al.*, 2018). Destaca-se o trabalho de Sousa *et al.* (2018) por apresentar informação sobre um vasto número de espécies de peixes associadas a substrato arenoso e lodoso e evolução da sua biomassa, abundância e comprimento considerando um período de pré e pós implementação do plano de gestão do Parque. Este estudo conclui que, para a maioria das espécies, a abundância e/ou biomassa aumentaram após a adoção de medidas de proteção.

Em 2014 realizou-se uma campanha nesta reserva e em áreas adjacentes no âmbito do projeto M@rBis – Sistema de Informação para a Biodiversidade Marinha (referido anteriormente), a Campanha EMEPC/M@rBis/Arrábida2014. Realizaram-se 65 mergulhos com escafandro autónomo. Foram identificadas 78 espécies de peixes e 2 espécies de cefalópodes (Tabela A7, Anexo I-C).

#### *Parque Natural Sudoeste Alentejano Costa Vicentina*

Foram publicados alguns estudos específicos sobre a biodiversidade e estrutura de comunidades de peixes (e.g., Viegas, 2013; Gonçalves *et al.*, 2015; Monteiro *et al.*, 2015; Silva, 2015). Verificou-se também aumento na abundância de algumas espécies bem como

no seu tamanho, após a implementação de medidas de gestão que restringem a pesca em alguns locais do Parque, nomeadamente, junto à Ilha do Pessegueiro (Silva, 2015).

### *Banco Gorringe*

No âmbito do projeto BIOMETORE- “*Biodiversity in the seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor*”, financiado pela EEA Grants, realizaram-se duas campanhas de investigação no Banco Gorringe (incluído no complexo Madeira-Tore), com o objetivo de recolher informação sobre biodiversidade de diferentes grupos taxonómicos (entre outros objetivos, relacionados com a recolha de informação para outros descritores da DQEM). A campanha BIOMETORE 4 decorreu em agosto e setembro de 2015 a bordo do NI “Arquipélago”, e teve como objetivo a recolha de dados de espécies de peixes demersais e de profundidade e de invertebrados marinhos. O levantamento da biodiversidade foi efetuado recorrendo a palangre de fundo, dois tipos de armadilhas (“camaroeiras”, suspensas; e “Josué”, bentónicas) e *Baited Video Image Lander* (BVIL) para a recolha de imagens de vídeo junto ao fundo (Rosa *et al.*, 2016a). As profundidades de amostragem variaram entre os 50 e os 2000 m. Foram identificadas 51 espécies de peixes, das quais 13 correspondem a peixes cartilagíneos e 38 a peixes ósseos (Tabela A8, Anexo I-C).

A campanha BIOMETORE 7 decorreu em agosto e setembro de 2016 a bordo do NI “Noruega”. Esta campanha teve como objetivo a recolha de informação sobre espécies pelágicas, nomeadamente plâncton, espécies mesopelágicas e mamíferos marinhos. A lista de espécies de peixes e cefalópodes amostradas encontra-se na Tabela A9, Anexo I-C. Foram identificadas 19 espécies de peixes mesopelágicos e 4 cefalópodes (García-Seoane *et al.*, submetido). No que toca aos mamíferos, registou-se a ocorrência de dois exemplares de *Stenella frontalis*, um Delphinidae e uma *Balaenoptera* spp. (Cunha e Freitas, 2017). A amostragem com base em dispositivos acústicos (hidrofonos, 326 dias de gravação) permitiu registar a ocorrência de duas espécies de baleias, nomeadamente a baleia-comum (*Balaenoptera physalus*) e a baleia-sardineira (*Balaenoptera borealis*). As baleias-comuns foram detetadas em 42% dos dias (n=138), ocorrendo maioritariamente de setembro a março (dos Santos *et al.*, 2017a). As baleias-sardineiras foram apenas detetadas em dois dias (em outubro). Ambos os registos são consistentes com os padrões de migração conhecidos para as duas espécies, que migram para águas mais quentes no outono (dos Santos *et al.*, 2017a).

Os relatórios das campanhas mencionadas (Rosa *et al.*, 2016a, dos Santos *et al.* 2017b), assim como o relatório do projeto (dos Santos *et al.*, 2017a) contêm informação adicional e resultados preliminares.

## 1.2. Subdivisão da Plataforma Continental Estendida

### 1.2.1. Introdução

No relatório de avaliação inicial da subdivisão da Plataforma Continental Estendida, foram consideradas as áreas marinhas protegidas (AMP) monte submarino Josephine, Campo Hidrotermal Rainbow, monte submarino Altair, Dorsal Médio-Atlântica a Norte dos Açores (MARNA) e monte submarino Antialtair (MAMAOT, 2012b). Nesse relatório, a informação disponível para estas áreas não permitiu fazer uma avaliação robusta do BEA. No entanto, dada a localização das AMP e as interdições de pesca utilizando artes com contacto com o fundo marinho (arrasto, palangre de fundo e rede de emalhar fundeada), considerou-se que os impactos antropogénicos na área eram pouco significativos e, conseqüentemente, que os respetivos habitats se encontravam em BEA. O relatório mencionava que a falta de informação sobre as áreas em causa só poderia ser invertida quando fossem efetuadas campanhas específicas no local, com metodologias adequadas para colmatar as lacunas de conhecimento existentes.

Embora no período 2012-2017 tenha havido uma melhoria do conhecimento científico dos montes submarinos que se localizam na subdivisão da Plataforma Continental Estendida, as informações obtidas não permitem dar resposta ao disposto na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão. São informações pontuais e espacialmente restritas que não permitem uma análise temporal dos critérios e normas metodológicas propostos para o descritor 1 nem a aferição do BEA. De notar ainda que, no âmbito da Subdivisão da Plataforma Continental Estendida, a avaliação do BEA dever-se-á referir apenas ao leito e subsolo, sobre os quais Portugal poderá vir a ter jurisdição. Por este motivo, o presente relatório, apesar de referir todas as campanhas que decorreram nesta subdivisão, apresenta apenas nova informação para espécies de peixes bentónicos ou bentopelágicos.

### 1.2.2. Materiais e métodos

#### *Fontes de informação*

Entre 2012 e 2017 realizaram-se campanhas de investigação em algumas das áreas marinhas protegidas atrás mencionadas, bem como em alguns montes submarinos do complexo geológico Great Meteor, quer no âmbito do Projeto BIOMETORE quer levadas a cabo pela Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental (EMEPC). As campanhas tiveram como principal objetivo melhorar o conhecimento sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas associados a estas áreas.

Não existe nova informação para o Campo Hidrotermal Rainbow, Monte Submarino Altair e Dorsal Médio-Atlântica a Norte dos Açores (MARNA).

Realizaram-se duas campanhas de investigação no monte submarino Josephine. A primeira, conduzida pela EMEPC em 2012, ocorreu no âmbito do Projeto de Extensão da Plataforma Continental (PEPC) (EMEPC/PEPC/LUSO2012). Nesta campanha foram selecionados locais preferenciais para a realização de mergulhos de investigação no âmbito dos recursos geológicos marinhos. Foram efetuados 4 mergulhos distintos com profundidades compreendidas entre 770 e 1620 metros (aproximadamente), recorrendo a um veículo operado remotamente (ROV) – o ROV LUSO – e reunida informação geológica e biológica. A segunda campanha decorreu no âmbito do projeto BIOMETORE, a bordo do NI “Noruega”, em setembro de 2016 (campanha BIOMETORE 8). Nesta campanha, recolheu-se informação sobre habitats pelágicos (plâncton, organismos mesopelágicos e mamíferos marinhos) e sobre habitats bentónicos (Caldeira *et al.*, 2017).

Ainda no âmbito do projeto BIOMETORE realizaram-se também 3 campanhas de investigação em montes submarinos do complexo Great Meteor (BIOMETORE 1, BIOMETORE 2 e BIOMETORE 3). A campanha BIOMETORE 1 decorreu a bordo do NI “Arquipélago” em julho de 2015 e teve como objetivo a recolha de informação sobre espécies de peixes demersais e de profundidade e invertebrados marinhos nos montes submarinos Pico Sul (não incluído nesta subdivisão), Atlantis, Tyro, Irving e Great Meteor (Rosa *et al.*, 2016b). Durante a campanha foram utilizados dois tipos de artes de pesca, o palangre-de-fundo dirigido às espécies de peixes demersais e de profundidade, os covos ou armadilhas “Camarão” (que permanecem arvorados) e os covos “Josué” (que pescam no fundo). Os lances de pesca foram efetuados a profundidades que variaram entre os 50 e os 2000 m.

A campanha BIOMETORE 2 decorreu em setembro de 2015 a bordo do NI “Noruega” nos montes submarinos Atlantis, Tyro e Irving (complexo Great Meteor) e permitiu a recolha de informação sobre habitats pelágicos (plâncton, organismos mesopelágicos, mamíferos marinhos e aves marinhas) e sobre habitats bentónicos. Recolheu-se também informação oceanográfica, acústica (com vista a caracterizar agregações de peixes pelágicos e analisar a batimetria da área) e também sobre atividades antropogénicas (Santos *et al.*, 2015).

A campanha BIOMETORE 3, também no complexo Great Meteor, mais precisamente nos montes submarinos Atlantis e Irving, decorreu a bordo do NI “Almirante Gago Coutinho” em setembro e outubro de 2015. Esta campanha teve como objetivo a identificação e o mapeamento de biótopos bentónicos recorrendo ao ROV LUSO, a identificação de novos ecossistemas marinhos vulneráveis, a colheita de amostras de água e biológicas e a recolha de informação oceanográfica para caracterização de processos oceanográficos e das comunidades planctónicas (Carreiro-Silva *et al.*, 2015).

Em 2013, no âmbito do PEPC (EMEPC/PEPC/LUSO2013), a EMEPC efetuou uma campanha oceanográfica no monte submarino Anti-Altair. Foi realizado um mergulho a cerca

de 1100 metros com o ROV LUSO durante cerca de sete horas e meia. Neste mergulho foi recolhida informação biológica.

No caso do projeto BIOMETORE os resultados (alguns dos quais, preliminares) poderão ser consultados nos relatórios das campanhas BIOMETORE 1 (Rosa *et al.*, 2016b), BIOMETORE 2 (Santos *et al.*, 2015), BIOMETORE 3 (Carreiro-Silva *et al.*, 2015), BIOMETORE 8 (Caldeira *et al.*, 2017) e no relatório final do projeto (dos Santos *et al.*, 2017).

### 1.2.3. Resultados: grupos de espécies de peixes

#### Monte submarino Josephine

A ictiofauna registada durante os mergulhos do ROV LUSO na campanha EMEPC/PEPC/LUSO2012 foi composta principalmente por *Neocyttus helgae* (Holt & Byrne, 1908) (Oreosomatidae), Anguilliformes, Gadiformes e Macrouridae.

#### Monte submarino Anti-altair

A ictiofauna registada durante os mergulhos do ROV LUSO na campanha oceanográfica EMEPC/PEPC/LUSO2013 foi composta principalmente por *Beryx* sp. (Berycidae), *Hydrolagus* sp., (Chimaeridae), *Deania* sp. (Centrophoridae), *N. helgae* (Oreosomatidae), *Hoplostethus atlanticus* Collett, 1889 (Trachichthyidae), *Mora moro* (Risso, 1810) (Moridae) e alguns anguiliformes.

#### Complexo Great-Meteor

As espécies identificadas durante a campanha BIOMETORE 1 estão listadas na Tabela A8, Anexo I-C, por monte submarino. No total, foram identificadas 50 espécies de peixes, das quais 15 correspondem a peixes cartilágineos e 35 a peixes ósseos (Rosa *et al.*, 2016b).

Nos mergulhos do ROV LUSO no monte submarino Atlantis (BIOMETORE 3) foram identificados alguns exemplares da família Macrouridae e cf. *Synaphobranchus kaupii* Johnson, 1862 a 1330 de profundidade (Carreiro-Silva *et al.*, 2015). No mergulho realizado junto ao topo, a 415 m de profundidade, foram observados exemplares de *Zeus faber* Linnaeus, 1758, cf. *Anthias anthias* (Linnaeus, 1758), e cf. *Phycis blennoides* (Brünnich, 1768).

No monte submarino Irving, no mergulho efetuado a cerca de 490 m de profundidade, foram identificados exemplares da família Macrouridae, *Synaphobranchus kaupii* Johnson, 1862, *Chlorophthalmus agassizi* Bonaparte, 1840 e *Helicolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809). Num segundo mergulho, realizado dos 590 para os 372 m de profundidade, foram observados exemplares de *P. blennoides* em zonas rochosas e grandes quantidades de *C.*

*agassizii* a 400 m de profundidade. No final do transecto foram observaram-se *H. atlanticus*, *A. anthias*, *P. blennoides*, Muranidae e *Capros aper* (Linnaeus, 1758).

### 1.3. Considerações finais

Em face dos resultados apresentados no presente relatório realça-se que a avaliação dos diferentes critérios definidos pela Decisão (EU) 2017/848 da Comissão reflete: i) uma deficiência de informação espacial e temporal para responder adequadamente aos diferentes critérios; ii) a não existência de metodologias standardizadas para a caracterização de alguns critérios; e iii) a indefinição de limiares de referência para avaliação de alguns critérios.

Importa salientar que, no que toca aos grupos de espécies de peixes e de cefalópodes, a maior fonte de informação utilizada no D1 foi o PNAB/DCF. No entanto, este programa de monitorização tem como principal objetivo o aconselhamento científico sobre os recursos pesqueiros, através da recolha de informação dependente e independente da pesca e segundo um plano de amostragem dedicado. Apesar de o PNAB/DCF incluir a recolha de informação relativa aos ecossistemas, o plano não está definido para espécies menos frequentes, e que poderão ser indicadoras do BEA. A inclusão destas espécies implicaria a criação de um programa de monitorização com uma maior abrangência.

Relativamente aos restantes grupos de espécies e habitats pelágicos, as lacunas de informação são evidentes. Ainda assim, optou-se por fazer a sua caracterização com alguma informação relevante para a DQEM.

Ainda sobre os grupos de espécies de aves, mamíferos e répteis, dado que os critérios definidos na Decisão (EU) 2017/848 da Comissão correspondem a critérios das Diretivas “Aves” e “Habitats”, considera-se que seria mais eficiente que os relatórios dessas Diretivas fossem apresentados simultaneamente com o da DQEM ou, em alternativa, que o relatório da DQEM fosse apresentado após as avaliações efetuadas no âmbito dessas duas outras Diretivas. Dessa forma, assegurar-se-ia a concordância nas avaliações e no período a que se refere a avaliação.

No que respeita à definição de metodologias e limiares adequados aos diferentes critérios da nova Decisão, há ainda muito trabalho em curso a nível conceptual e técnico (por exemplo, a nível da OSPAR e do ICES) e espera-se que num próximo ciclo haja mais concordância, quer na aplicação das diferentes métricas que na sua adoção a nível regional ou sub-regional. Importa também referir que a Diretiva, apesar de estabelecer que “as avaliações dos efeitos negativos das pressões para os critérios D1C1, D2C3, D3C1, D8C2, D8C4 e D10C4, bem como as avaliações das pressões no âmbito dos critérios D9C1,

*D10C3, D11C1 e D11C2, devem ser tidas em conta nas avaliações das espécies no âmbito do D1”, não fornece qualquer orientação no sentido de estabelecer essas ligações.*

Finalmente, importa reforçar que a inexistência de continuidade entre o presente relatório e o de avaliação inicial se deve às alterações introduzidas nos critérios e normas metodológicas para avaliação do BEA das águas marinhas pela Decisão (EU) 2017/848 da Comissão (evidente para os grupos de espécies), bem como à falta de informação para caracterizar algumas das métricas utilizadas no relatório de avaliação inicial (evidente no caso dos habitats pelágicos).

#### 1.4. Referências

- Abecasis, D., Afonso, P., O’Dor, R.K., Erzini, K. (2013). Small MPAs do not protect cuttlefish (*Sepia officinalis*). *Fisheries Research*, 147:196 – 201.
- Abecasis, D., Afonso, P., Erzini, K. (2014a). Can small MPAs protect local populations of a coastal flatfish, *Solea senegalensis*? *Fisheries Management and Ecology*, 21(3):175-185.
- Abecasis, D., Afonso, P., Erzini, K. (2014b). Combining multispecies home range and distribution models aids assessment of MPA effectiveness. *Marine Ecology Progress Series*, 513:155-169.
- Araújo, H., Santos, J., Rodrigues, P., Vingada, J., Eira, C., Rainho, A., Leonardo, T., Sequeira, M. (2015). Technical proposal related with the designation of new sites of community importance (SIC) for the conservation of cetaceans in Continental Portugal, to be included in the National List of Sites. Technical Report LIFE + MarPro (NAT/PT/00038).
- Araújo, H., Bastos-Santos, J., Rodrigues, P. C., Ferreira, M., Pereira, A., Henriques, A. C., Monteiro, S. S., Eira, C. & Vingada, J. (2017). The importance of Portuguese Continental Shelf Waters to Balearic Shearwaters revealed by aerial census. *Marine Biology*, 164:55.
- Batista, M. I., e Costa, B. H., Gonçalves, L., Henriques, M., Erzini, K., Caselle, J. E., Gonçalves, E.J., Cabral, H. N. (2015). Assessment of catches, landings and fishing effort as useful tools for MPA management. *Fisheries Research*, 172:197-208.
- Breeze H. (2004). Review of criteria for selecting ecologically significant areas of the Scotian Shelf and Slope: a discussion paper. *Ocean Coast. Manage. Rep 2004–04*, (prepared for Oceans and Coastal Management Division, Oceans and Habitat Branch, Maritimes Region, Fisheries and Oceans Canada, Bedford Institute of Oceanography), 88 p.
- Cabrita, M. T., Silva, A., Oliveira, P. B., Angélico, M. M., Nogueira, M. (2015). Assessing eutrophication in the Portuguese continental exclusive economic zone within the European marine strategy framework directive. *Ecological indicators*, 58: 286-299.

- Caldeira, R., Amorim, P., Araújo, G., Bartilotti, C., Camacho, G., Cunha, I., Lima, M.J., Lopes, L.F., Loureiro, C., Narciso, A., Pascoal, J., Pastor, J., Pieper, C. (2017). Research Campaign BIOMETORE – 8 Scientific Report, ARDITI, 10 pp.
- Camarão, B. (2017). Estudo da reprodução de pequenos cetáceos através da morfologia do ovário. Dissertação de Mestrado em Biologia Marinha, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro.
- Carreiro-Silva, M., Morato, T., Sampaio, I., Martins, A., Loureiro, C., Sobrinho-Gonçaves, L.A., Mendes, C., Calado, A., Afonso, A., Ramos, B., Neto, C., Quintas, J., Bettencourt, R. (2015). Cruise report BIOMETORE 2015 to the Great Meteor Complex seamounts (Atlantis and Irving) onboard the NRP Almirante Gago Coutinho. 14 pp.
- Checkley, D.M.Jr, Ortner, P.B., Settle, L.R., Cummings, S.R. (1997). A continuous, underway, fish egg sampler. *Fisheries Oceanography* 6: 58-73.
- Coelho, R., Bentes, L., Correia, C., Gonçalves, J.M.S, Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Erzini, K. (2010). Life history of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii: Sparidae) from southern Portugal. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58:233-245.
- Coelho, R., Rosa, D., Lino, P.G., Santos, M.N. (2015a). Modeling species composition and mortality rates of sea turtles in the Portuguese pelagic longline fishery targeting swordfish in the Atlantic Ocean: preliminary results using statistical models. SCRS/2015/107. 19p.
- Coelho, R., Santos, M. N., Fernandez-Carvalho, J., Amorim, S. (2015b). Effects of hook and bait in a tropical northeast Atlantic pelagic longline fishery: part I—incidental sea turtle bycatch. *Fisheries Research*, 164:302-311.
- Covelo, P., Nicolau, L., López, A. (2016). Four new records of stranded Kemp's ridley turtle *Lepidochelys kempii* in the NW Iberian Peninsula. *Marine Biodiversity Records*, 9(1), 80.
- Cunha, I., Freitas, L. (2017). Cetaceans' visual and acoustic observation data collection. In: Dos Santos, A., Bôto, M., Cunha, I., D'Alimonte, D., Garcia-Seoane, E., Kaufmann, M., Lobo, J., Marraccini, A., Pastor, J., Pires, R., Ribeiro, A., Sá, C., Sousa, A.. CRUISE REPORT IPMA 02040816: Survey to the Pelagic Habitats of the Madeira-Tore complex (Gorringe and Seine seamounts).14p.
- Decisão da Comissão (2010/477/UE) (2010). DECISÃO DA COMISSÃO de 1 de Setembro de 2010 relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas [notificada com o número C(2010) 5956] (Texto relevante para efeitos do EEE). *Jornal Oficial da União Europeia*, L232, 2.9.2010: 14-24.

- Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio de 2017. Jornal Oficial da União Europeia, L125, 18-05-2017: 43-74.
- Déniel, C. (1981). Les poissons plats (Téléostéens – Pleuronectiformes) en Baie de Douarnenez: Reproduction, Croissance et Migration des Bothidae, Scophthalmidae, Pleuronectidae et Soleidae. Ph.D.Thesis, Université de Bretagne Occidentale, Brest. 476 p.
- Déniel, C. (1990). Comparative study of growth of flatfishes on the west coast of Brittany. *Journal of Fish Biology*, 37:149-166.
- Derous, S., Agardi, T., Hillewaert, H., Hostens K., Jamieson G., Lieberknecht L., Mees, J., Moolaert, I., Olenin, S., Paelinckx, D., Rabaut, M., Rachor, E., Roff, J., Stienen, E.W.M., Van der Wal, J.T., van Lancker, V., Verfaillie, E., Vincx, M., Weslawsky, J.M., Degraer, S. (2007). A concept for biological valuation in the marine environment, *Oceanologia*, 49:99-128.
- Directiva 92/43/CEE do Conselho de 21 de Maio de 1992 relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagens (JO L 206 de 22.7.1992, p. 7). 1992L0043 — PT — 01.05.2004 — 004.001, 57 p.
- Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de junho de 2008. Jornal Oficial da União Europeia, L164, 25-06-2008: 19-40.
- Directiva 2009/147/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de Novembro de 2009 relativa à conservação das aves selvagens. Jornal Oficial da União Europeia L20: 7-25, 26.1.2010.
- Doyle, T.K., Houghton, J.D.R., O'Súilleabháin, P.F., Hobson, V.J., Marnell, F.D., Davenport, J. Hays, G.C. (2008). Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research*, 4: 23-31.
- Eckert, S.A. (2002). Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 289-293.
- Eckert, S.A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K. DeFreese, D. (2006). Internesting and postnesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in Florida. *Chelonian Conservation and Biology*, 5: 239-248.
- Edwards, M., Richardson, A.J. (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430(7002), 881.
- Fossette, S., Ferraroli, S., Tanaka, H., Ropert-Coudert, Y., Arai, N., Sato, K., Naito, Y., LeMaho, Y. Georges, J.Y. (2007). Dispersal and dive patterns in gravid leatherback turtles during the nesting season in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 233-247.

- García-Seoane, E., Vieira, R.P., Moreno, A., Caldeira, R., Gaudêncio, M.J., dos Santos, A. (submetido). Distribution and diversity of mesopelagic fauna in seamounts of the Madeira-Tore complex (Northeastern Atlantic).
- Gomes, I. Gomes, I., Pérez-Jorge, S., Peteiro, L., Andrade, J., Bueno-Pardo, J., Quintino, V., Rodrigues, A.M., Azevedo, M., Vanreusel, A., Queiroga, H., Deneudt, K. (2018). Marine biological value along the Portuguese continental shelf; insights into current conservation and management tools. *Ecological Indicators*, 93: 533-546.
- Gonçalves, J.M.S., Erzini, K. (2000). The reproductive biology of *Spondyliosoma cantharus* (L.) from the SW coast of Portugal. *Scientia Marina*, 64:403-411.
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C.M.L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N.S., Sousa, I., Bentes, L. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da Piedade e a praia do Barranco. Relatório Técnico No. 3/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 104 pp + Anexos
- Griffiths, J.R., Kadin, M., Nascimento, F.J., Tamelander, T., Törnroos, A., Bonaglia, S., Bonsdorff, E., Brüchert, V., Gårdmark, A., Järnström, M., Kotta, J., Lindegren, M., Nordström, M.C., Norkko, A., Olsson, J., Weigel, B., Žydelis, R., Blenckner, T., Niiranen, S., Winder, M. (2017). The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology*, 23:2179-2196.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Technical Report of SCANS III survey. 40 pp.
- Henriques, S., Pais, M.P., Costa, M.J., Cabral, H.N. (2013). Seasonal variability of rocky reef fish assemblages: detecting functional and structural changes due to fishing effects. *Journal of Sea Research*, 79: 50-59.
- Henriques, V., Guerra, M.T., Mendes, B., Gaudêncio, M.J., Fonseca, P. (2014). Benthic habitat mapping in a Portuguese Marine Protected Area using EUNIS: an integrated approach. *Journal of Sea Research*, 100: 77-90.
- Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Wilson, M.W., Davenport, J., Hays, G. (2006). Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology*, 87: 1967-1972.
- Huot, Y., Babin, M., Bruyant, F., Grob, C., Twardowski, M.S., Claustre, H. (2007). Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences Discussions*, 4:707–745.

- Hüssy, K., Coad, J.O., Farrell, E.D., Clausen, L.W., Clarke, M.W. (2012). Sexual dimorphism in size, age, maturation, and growth characteristics of boarfish (*Capros aper*) in the Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science, 69:1729-1735.
- ICES, 2008. Report of the Workshop on Seabird Ecological Quality Indicator, 8-9 March 2008, Lisbon, Portugal. ICES CM 2008/LRC:06. 60 pp
- ICES (2016a). EU request to provide guidance on the most appropriate method to aggregate species within species groups for the assessment of good environmental status for MSFD Descriptor 1. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. ICES Advice 2016, Book 1. 5 p.
- ICES (2016b). EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. ICES Advice 2016, Book 1. 4 p.
- ICES (2017a). Report of the OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Marine Birds (JWG-BIRD), 6-10 November 2017, Riga, Latvia. ICES CM 2017/ACOM:49. 98 pp.
- ICES (2017b). EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD Criterion D3C3 (second stage 2017). In Report of the ICES Special Request Advice, 2017. ICES Advice 2017, sr.2017.07.
- ICNF (2013a). *Delphinus delphis*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013b). *Tursiops truncatus*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013c). *Alosa alosa*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013d). *Alosa fallax*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF (2013e). *Petromyzon marinus*. Formulários da Fauna do Continente. <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/dir-ave-habit/rel-nac/rel-nac-07-12>
- ICNF, 2017. Processo de extensão da Diretiva Habitats ao Meio Marinho. Proposta técnica de Sítios de Importância Comunitária a designar em Portugal Continental. 17 p.
- Life MarPro (2013). Guia do Utilizador das Bases de Dados a utilizar no âmbito do Projecto - Relatório da Acção A1. Projecto Life MarPro (relatório não publicado).
- MAM, SRMCT, SRA (2014). Estratégias Marinhas para as Águas Marinhas Portuguesas. Diretiva-Quadro Estratégia Marinha. Programa de Monitorização e Programa de Medidas. Ministério da Agricultura e do Mar, Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais. Novembro de 2014. 192 p.

- MAMAOT (2012a). Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Outubro de 20102, 906 p.
- MAMAOT (2012b). Estratégia Marinha para a subdivisão do Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Outubro de 20102, 200 p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Azevedo, M., Martins, R., Fernandes, A.C. (2016). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2015. 10p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Azevedo, M., Prista, N., Silva, A. (2015). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2014. 9p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Azevedo, M., Silva, A., Prista, N. (2013). Contribution from MARPRO Project (Univ. Aveiro, Univ. Minho, and Soc. Port. Vida Selvagem, INRB-IPIMAR) for the Annual report on the implementation of Council Regulation (EC) No 812/2004 – 2012. 9p.
- Marçalo, A., Ferreira, M., Vingada, J., Eira, C., Azevedo, M., Silva, A. (2014). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2013. 12p.
- Marçalo, A., Vingada, J., Azevedo, M., Fernandes, A.C., Silva, A. (2017). Annual Report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – 2016. 8p.
- Meirinho, A., Barros, N., Oliveira, N., Catry, P., Lecoq, M., Paiva, V., Geraldés, P., Granadeiro, J.P., Ramírez, I., Andrade, J. (2014). Atlas das Aves Marinhas de Portugal. Soc Port para o Estudo das Aves. Lisboa
- Monteiro, P., Afonso, C.M.L., Oliveira, F., Rangel, M., Milla, D., Haponiuk, R., Bentes, L., Gonçalves, J.M.S. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral da Arrifana. Relatório Técnico No. 2/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 62 p.
- Morais, L., Crisóstomo, P., Mourato, E. (2016). Dimensão da população de gaivotas do Arquipélago das Berlengas. Adenda ao relatório técnico de dezembro de 2015 - dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados (Ação A.2). Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P. (relatório não publicado).
- Nascimento, T., Oliveira, N., Luís, A. (2019). O papel da pesca comercial na conservação da população de galheta (*Phalacrocorax aristotelis*) do arquipélago das Berlengas. In SPEA (2019) (Eds). Livro de Resumos do X Congresso de Ornitologia da SPEA – 1.<sup>a</sup> edição. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa
- Nicolau, L. (2017). Influência de fatores antropogénicos na comunidade de tartarugas marinhas em águas continentais portuguesas. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. 167 p. <http://hdl.handle.net/10773/22807>

- Nicolau, L., Ferreira, M., Santos, J., Araújo, H., Sequeira, M., Vingada, J., Eira, C., Marçalo, A. (2016). Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Marine Biology*, 163, 21.
- Northridge, S. P., Fortuna, C. M. (2008). Protocol for data collection on bycatch and depredation in the ACCOBAMS Region: A Standardised Methodology for Use in the Collection of Data on Cetacean Bycatch and Depredation of Nets. Report of the International Workshop on bycatch within the ACCOBAMS area. General Fisheries Council of the Mediterranean, p. 1-37.
- Oliveira, N., Almeida, A., Santos Torres, A., Fagundes, I., Rodrigues, P., Andrade, J. (2016). Updated Information on the Breeding Status of Berlengas Archipelago Seabirds. Report of the Action A1, Project LIFE Berlengas. SPEA - Portuguese Society for the Study of Birds, Lisbon (relatório não publicado).
- Oliveira, N., Almeida, A., Gutiérrez, I., Mikšlová, K., Silva, E., Santos, A., Andrade, J. (2017). Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas. Relatório Preliminar da ação C1, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Omori, M., Ikeda, T. (1984). *Methods in Marine Zooplankton Ecology*. John Wiley Ed. 332 p.
- OSPAR (2017a). Marine bird abundance. In: Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>
- OSPAR (2017b). Changes in Phytoplankton and Zooplankton Communities. In: Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/changes-phytoplankton-and-zooplankton-communities/>
- OSPAR (2017c). Changes in Phytoplankton Biomass and Zooplankton Abundance. In: Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/plankton-biomass/>
- Pereira, J. M., Krüger, L., Oliveira, N., Meirinho, A., Silva, A., Ramos, J. A., Paiva, V. H. (2018). Using a multi-model ensemble forecasting approach to identify key marine protected areas for seabirds in the Portuguese coast. *Ocean and Coastal Management*, 153:98-107.
- Piet, G. J., Albella, A. J., Aro, E., Farrugio, H., Leonart, J., Lordan, C., Mesnil, B., Petrakis, G., Pusch, P., Radu, G., Ratz, H.-J. (2010). Marine Strategy Framework Directive – Task Group 3 Report Commercially Exploited Fish and Shellfish, Luxembourg. JRC Scientific and Technical Reports. 82 p.

- Postel, L., Fock, H., Hagen, W. (2000). Biomass and abundance in ICES Zooplankton Methodology Manual, Academic Press Ed.: 83-192.
- Probst, W. N., Oesterwind, D. (2014). How good are alternative indicators for spawning-stock biomass (SSB) and fishing mortality (F)? ICES Journal of Marine Science, 71: 1137–1141.
- Probst, W. N., Stelzenmuller, V. (2015). A benchmarking and assessment framework to operationalise ecological indicators based on time series analysis, Ecological Indicators, 55: 94-106.
- Rosa, A., Catarino, D., Gomes, S., Lagarto, N., Mendonça, P., Pereira, J., Graça, G., Moura, T., Freitas, D., Giacomello E., Menezes, G. (2016a). BIOMETORE - Biodiversity in the seamounts: The Madeira-Tore and Great Meteor. Cruise report ARQBIOMETORE-44-V15. Arquivos do DOP, Série Cruzeiros, Nº 2/2016. 39p.
- Rosa, A., Catarino, D., Gomes, S., Lagarto, N., Sousa, R., De Girolamo, M., Freitas, M., Giacomello, E., Menezes, G. (2016b). Cruise Report – ARQBIOMETORE-43-V15. Arquivos do DOP, Série Cruzeiros, nº 2/2016. 30 p.
- dos Santos, A., Menezes, G., Biscoito, M., Giacomello, E., Campos, A., Teixeira, A., Delgado, J., Silva, M.C., Guerra, M.T., Silva, M., Caldeira, R., Morato, T., Cartaxana, A., Silva, A.D., Peliz, A., Martins, A.M., Moreno, A., Dâmaso, C., Bartilotti, C., Sousa-Pinto, I., Figueiredo, I., Afonso, P., Moura, T. (2017a). BIOMETORE - Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor. Final report - Scientific component. 311 p + 6 anexos.
- dos Santos, A., Bôto, M., Cunha, I., D’Alimonte, D., Garcia-Seoane, E., Kaufmann, M., Lobo, J., Marraccini, A., Pastor, J., Pires, R., Ribeiro, A., Sá, C., Sousa, A. (2017b). CRUISE REPORT IPMA 02040816: Survey to the Pelagic Habitats of the Madeira-Tore complex (Gorringe and Seine seamounts).
- Santos, A.M.P., Caetano, M., Moreno, A., Pastor, J., Pieper, C., Amaro, T., Ramagosa, M., Vieira, R.P., Baptista, M., Sobreira, J. (2015). Cruise Report – 02030915 (BIOMETORE 2). IPMA, 19 p.
- Santos J., Araújo, H., Ferreira, M., Henriques, A., Miodonski, J., Monteiro, S., Oliveira, I., Rodrigues, P., Duro, G., Oliveira, F., Pinto, N., Sequeira, M., Eira, C., Vingada, J. (2012). Chapter I: Baseline estimates of abundance and distribution of target species. Annex to the Midterm Report of project LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- Silva, J. (2015). Alterações na composição e na estrutura trófica das comunidades de peixes das Áreas Marinhas Protegidas da Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão após a proibição da pesca. Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 113 p.
- Silva, E., Luís, A., Oliveira, N. (2017). Contribution to the study of the breeding biology of the

- European shag *Phalacrocorax aristotelis* in Berlengas archipelago, Portugal. 24:3
- Sousa, I., Gonçalves, J. M., Claudet, J., Coelho, R., Gonçalves, E. J., Erzini, K. (2018). Soft-bottom fishes and spatial protection: findings from a temperate marine protected area. *PeerJ*, 6, e4653.
- Soykan, O., Ilkyaz, A.T., Metin, G., Kinacigil, H.T. (2013). Growth and reproduction of brown comber (*Serranus hepatus* Linnaeus, 1758) in the central Aegean Sea, Turkey. *Turkish Journal of Zoology* 37:211-217.
- Stratoudakis, Y., Fernández, F., Henriques, M., Martins, J., Martins, R. (2015). Situação ecológica, socioeconómica e de governança após a implementação do primeiro plano de ordenamento no Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (Arrábida, Portugal): I – informações e opiniões dos pescadores. *Revista de Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15:153-166.
- Stratoudakis, Y., Mateus, C. S., Quintella, B. R., Antunes, C., de Almeida, P. R. (2016). Exploited anadromous fish in Portugal: Suggested direction for conservation and management. *Marine Policy*, 73: 92-99.
- Tasker, M.L., Jones, P.H., Dixon, T.I.M., Blake, B.F. (1984). Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk*, 101:567–577.
- TEWG (2009). Turtle Expert Working Group. An assessment of the Loggerhead turtle population in the Western North Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS- SEFSC-575.
- Viegas, V. (2013). Pesca comercial na costa alentejana: rendimento, esforço de pesca, rejeições e efeitos da proteção. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação de Recursos Naturais. Universidade de Évora e Universidade Técnica de Lisboa. 58 p.
- Vingada, J., von Thenen, M., Henriques, A. Miodonski, J., Santos J., Araújo, H., Ferreira, M., Rosa, T., Oliveira, N., Landeck, P., Eira, C. (2013). Abundance of common scoter *Melanitta nigra* along the northern coast of mainland Portugal. Preliminary Report for LIFE+ MarPro LIFE09 NAT/PT/000038.
- Vingada J., Pereira, A., Ferreira, M., Monteiro, S., Costa, E., Gomes, T., Sá, S., Araújo, H., Santos, J., Nicolau, L., Marçalo, A., Eira, C. (2015). Implementação de medidas de mitigação em artes de pesca. Anexo ao 4º relatório de progresso do projeto LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amarocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Dueñas, R.B., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E.M., Girard, A., Hamann, M., Hurley, B.J., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Troëng, S.,

Witherington, B. e Mast, R.B. (2011). Global conservation priorities for marine turtles. PLoS ONE, 6: e24510.

Wallace, B.P., Tiwari, M., Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>.

Wise, L., Galego, C., Katara, I., Marçalo, A., Meirinho, A., Monteiro, S. S., Oliveira, N., Santos, J., Rodrigues, P., Araújo, H., Vingada, J., Silva, A. (2019). Portuguese purse seine fishery spatial and resource overlap with top predators. Marine Ecology Progress Series, 617, 183-198.

## Ficha técnica

**Coordenação e elaboração:** Teresa Moura<sup>1</sup>

**Supervisão:** Miriam Tuaty Guerra<sup>2</sup>

**Revisão técnico-científica:** Ana Moreno<sup>1</sup>, Antonina dos Santos<sup>3</sup>, Georgios Stratoudakis<sup>1</sup>, Ivone Figueiredo<sup>1</sup>, Maria de Fátima Borges<sup>1</sup>, Miriam Tuaty Guerra<sup>2</sup>

**Colaboração:** Alexandra D. Silva<sup>2</sup>, Ana Moreno<sup>1</sup>, André S. Gonçalves<sup>2</sup>, Catarina Eira<sup>4</sup>, Corina Chaves<sup>1</sup>, Cristina Silva<sup>1</sup>, Hugo Mendes<sup>1</sup>, Inês Tojeira<sup>5</sup>, Ivone Figueiredo<sup>1</sup>, Joana Andrade<sup>6</sup>, José Vingada<sup>4,7</sup>, Manuela Azevedo<sup>1</sup>, Maria Manuel Angélico<sup>2</sup>, Marina Sequeira<sup>8</sup>, Mónica Albuquerque<sup>5</sup>, Nuno Oliveira<sup>6</sup>, Patrícia Gonçalves<sup>1</sup>, Rui Coelho<sup>1</sup>, Susana Garrido<sup>1</sup>, Teresa Rafael<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P.), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM), Divisão de Gestão e Modelação dos Recursos da Pesca (DivRP).

<sup>2</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P.), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM), Divisão de Oceanografia e Ambiente Marinho (DivOA).

<sup>3</sup> Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I.P. (IPMA, I.P.), Departamento do Mar e Recursos Marinhos (DMRM)

<sup>4</sup> Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Universidade de Aveiro.

<sup>5</sup> Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental (EMEPC).

<sup>6</sup> Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA).

<sup>7</sup> Departamento de Biologia, Universidade do Minho.

<sup>8</sup> Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF).