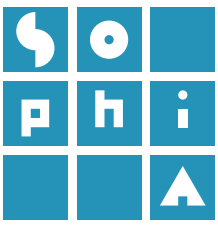
ECOSSISTEMAS DA PLATAFORMA CONTINENTAL

SOPHIA

CONHECIMENTO PARA A GESTÃO DO AMBIENTE MARINHO



DGRM
Avenida Brasília
1449-030 Lisboa
Portugal
Tel.: +351 213 035 700
Fax: +351 213 035 702
dgrm@dgrm.mm.gov.pt
www.dgrm.mm.gov.pt

SOPHIA
sophia-dqem@dgrm.mm.gov.pt
www.sophia-mar.pt

COPYRIGHT

Logótipo SOPHIA ® DGRM 2016. Todos os direitos reservados. Marca registada. Não é permitida qualquer reprodução ou retroversão, total ou parcial, do logótipo SOPHIA sem prévia autorização escrita do Editor.

Guia 6 - Ecossistemas da Plataforma Continental.
Licença Creative Commons Atribuição Não Comercial Compartilha Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0)

Título
Ecossistemas da Plataforma Continental

Autores
Isabel Domingos[1, 2], Carla Gameiro[1], Afonso Ferreira[1], Helena Adão[1, 3], Ana Amorim[1, 4], Vanda Brotas[1, 4], Henrique Cabral[1, 2], Paula Chainho[1], José Lino Costa[1, 2], Leonel Serrano Gordo[1, 2], Alice Newton[5, 6], Fátima Sousa[1, 7], Heliana Teixeira[8], Ana Rita Vieira[1], Rita Zilhão[4], Ana Cristina Brito[1, 4]

---

[1] MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente
[2] Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa
[3] Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Évora
[4] Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa
[5] Departamento de Química e Farmácia, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade do Algarve
[6] NILU-IMPEC – Norwegian Institute of Air Research
[7] Departamento de Engenharia Geográfica, Geofísica e Energia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa
[8] CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar e Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro

Coordenação do Guia Técnico
Isabel Domingos

Coordenação Científica do Projeto SOPHIA
FCUL - Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
(coordenação: Ana C. Brito)

Edição
DGRM - Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos
Edição Eletrónica - 2017

Design Gráfico
ESCS - Escola Superior de Comunicação Social
(coordenação: João Abreu; paginação: Joana Souza;
colaboração: Joana Paraíba, Joana Torgal Marques, Pedro Ribeiro, Renata Farinha, Ricardo Rodrigues, Rita Oliveira)

Referência ao Guia Técnico
Domingos I., Gameiro C., Ferreira A., Adão H., Amorim A., Brotas V., Cabral H., Chainho P., Costa J.L., Gordo L.S., Newton A., Sousa F., Teixeira H., Vieira A.R., Zilhão R., Brito A.C. (2017). Ecossistemas da Plataforma Continental. DGRM, Lisboa, Portugal. E-book disponível em www.sophia-mar.pt.

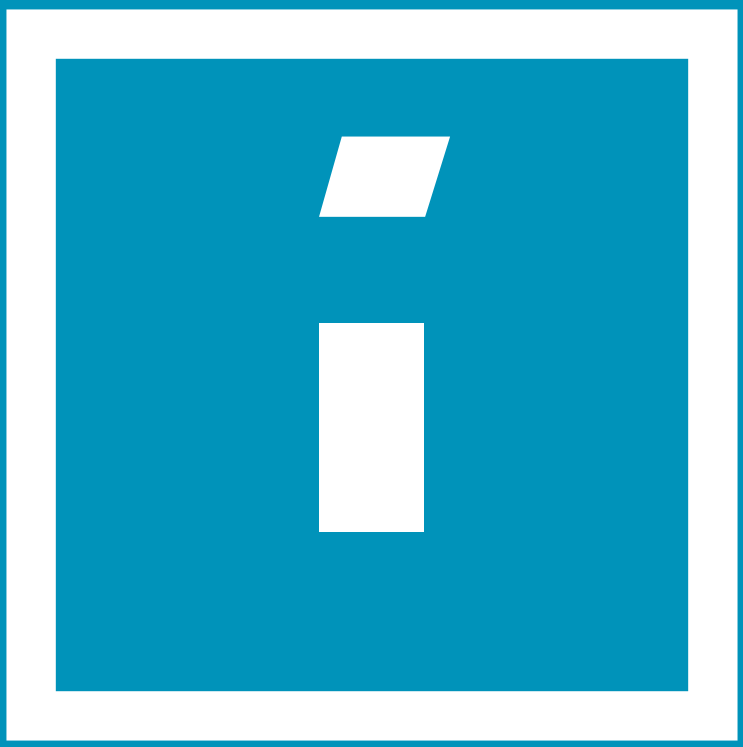
ISBN
978-989-99601-9-0

Documentação de apoio ao módulo de formação SOPHIA – Ecossistemas da Plataforma Continental.

ECOSSISTEMAS DA PLATAFORMA CONTINENTAL

SOPHIA

CONHECIMENTO PARA A GESTÃO DO AMBIENTE MARINHO



PREFÁCIO 8

CAPÍTULO 1 - Introdução à Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM) 10

1.1 Objetivo e enquadramento legislativo 12
1.2 O Bom Estado Ambiental 13
1.3 Conceitos na avaliação do estado ambiental 13
1.4 O ciclo de implementação da DQEM 16

CAPÍTULO 2 - Caracterização do ambiente marinho 19

2.1 Propriedades físicas e químicas da água do mar 21
2.2 Movimentos no oceano 28
2.3 Subdivisões do meio marinho 33

CAPÍTULO 3 - A plataforma continental 36

3.1 Definição e limites 38
3.2 A vida na plataforma continental 39

CAPÍTULO 4 - Pressões antropogénicas no meio marinho 43

CAPÍTULO 5 - A biodiversidade marinha 51

5.1 Conceitos gerais e enquadramento 53
5.2 A biodiversidade no âmbito da DQEM 55
5.3 Fundamentos teóricos para a avaliação do estado ambiental 56
5.4 Grupos biológicos 58

CAPÍTULO 6 - Integridade dos fundos marinhos 77

6.1 Conceitos gerais e enquadramento 79
6.2 A integridade dos fundos marinhos no âmbito da DQEM 79
6.3 Fundamentos teóricos para a avaliação do estado ambiental 80

CAPÍTULO 7 - Teias tróficas marinhas 84

7.1 Conceitos gerais e enquadramento 86
7.2 As teias tróficas marinhas no âmbito da DQEM 89
7.3 Fundamentos teóricos para a avaliação do estado ambiental 90

CAPÍTULO 8 - Introdução de espécies não indígenas 92

8.1 Conceitos gerais e enquadramento 94
8.2 As espécies não indígenas no âmbito da DQEM 100
8.3 Fundamentos teóricos para a avaliação do estado ambiental 100

CAPÍTULO 9 - Pesca e espécies comerciais 102

9.1 Conceitos gerais e enquadramento 104
9.2 A pesca e as espécies comerciais no âmbito da DQEM 106
9.3 Fundamentos teóricos para a avaliação do estado ambiental 107

CAPÍTULO 10 - Ferramentas inovadoras ao serviço da avaliação do estado ambiental 110

10.1 Isótopos estáveis 112
10.2 Técnicas moleculares 115
10.3 Deteção remota 118
10.4 DEVOTool - Catálogo de indicadores da biodiversidade Marinha 121

CAPÍTULO 11 - Análise da implementação da DQEM em Portugal 124

11.1 Estratégias marinhas 126
11.2 Planos de monitorização e medidas 127

REFERÊNCIAS 133

FUNDO DO MAR

No fundo do mar há brancos pavores,
Onde as plantas são animais
E os animais são flores.

Mundo silencioso que não atinge
A agitação das ondas.
Abrem-se rindo conchas redondas,
Baloiça o cavalo-marinho.
Um polvo avança
No desalinho
Dos seus mil braços,
Uma flor dança,
Sem ruído vibram os espaços.

Sobre a areia o tempo poisa
Leve como um lenço.

Mas por mais bela que seja cada coisa
Tem um monstro em si suspenso.

Sophia de Mello Breyner Andresen,
In *Obra Poética I*, Caminho, 1990

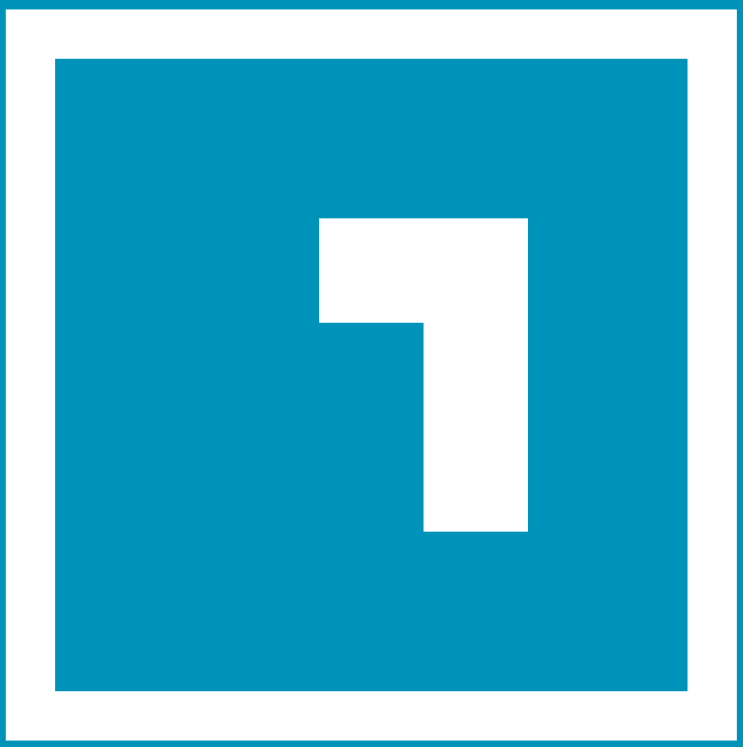
Prefácio

Os oceanos foram utilizados, durante séculos, como fonte de alimento e vias de comunicação entre povos. O rápido crescimento da população mundial, que se registou a partir da década de 1950, associado ao progresso tecnológico potenciador da exploração dos recursos marinhos contribuíram para uma escalada de degradação ambiental e uma ocorrência alarmante de atividades ilegais, espalhadas pelos mares e oceanos de todo o mundo. Em anos recentes, face ao aparecimento de cada vez mais evidências acerca da sobre-exploração dos mananciais de espécies marinhas, houve finalmente um reconhecimento de que os recursos do planeta e, em particular do oceano, eram finitos, contrariamente àquilo em que o Homem acreditou durante séculos de existência. A exploração dos recursos marinhos assiste, nos dias de hoje, a profundas mudanças. A palavra sustentabilidade ganha uma nova dimensão e a gestão destes bens comuns, que são de todos, requer diferentes abordagens quer a nível da área de atuação, quer a nível de formas de governação.

Os ecossistemas da plataforma continental, apesar de ocuparem cerca de 8% da área dos oceanos e 0,5% do seu volume são os mais produtivos do ambiente marinho. A enorme riqueza da plataforma continental, indissociável da baixa profundidade e da proximidade ao meio terrestre, suporta inúmeras atividades económicas. A estas atividades estão inevitavelmente associados impactos, de maior ou menor magnitude, que podem pôr em causa a integridade dos ecossistemas marinhos e a sua capacidade de providenciar serviços que beneficiam a Humanidade. Face a um crescente interesse na economia do mar, estimulado pela Política Marítima Integrada, surge a Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM), que tem como objetivo final proteger o ambiente marinho europeu e promover o uso sustentável dos oceanos. Estabelecendo-se como o pilar ambiental da referida política, a DQEM caracteriza-se pelo seu carácter inovador, uma vez que utiliza uma abordagem centrada no ecossistema, incluindo as várias componentes deste, na gestão das atividades humanas. A implementação da DQEM lança novos desafios sobre os decisores, gestores, técnicos e comunidade científica. A avaliação do estado ambiental é um processo exigente que, no caso de Portugal, apresenta uma dificuldade acrescida devido à diversidade e extensão do mar português.

Melhorar o conhecimento sobre os ecossistemas marinhos é fundamental para a avaliação e gestão do ambiente marinho. É neste contexto que surge o presente Guia, que pretende sistematizar a complexidade dos ecossistemas marinhos e facilitar o entendimento de conceitos envolvidos na sua avaliação, abordando aspetos da ecologia e dos processos que ocorrem no ambiente marinho. Foi dado especial destaque aos ecossistemas da plataforma continental, à sua diversidade e às pressões que sobre eles recaem tendo sempre presente a DQEM, que surge como o fio condutor de todo o Guia.

Isabel Domingos



CAPÍTULO 1
INTRODUÇÃO À DIRETIVA QUADRO ESTRATÉGIA MARINHA (DQEM)

1.1 OBJETIVO E ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO

A Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM – Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de junho, transposta para a legislação nacional pelo Decreto Lei nº 108/2010, de 13 de outubro, alterado e republicado pelo Decreto Lei nº 136/2013, de 7 de novembro, posteriormente alterado pelo Decreto Lei nº 143/2015, de 31 de julho), é um dos instrumentos legislativos mais importantes para garantir a integridade dos ecossistemas marinhos da União Europeia, estabelecendo-se como o pilar ambiental da Política Marítima Integrada. Tendo como objetivo final proteger, de forma mais eficiente, o ambiente marinho europeu e promover o uso sustentável dos oceanos, a DQEM caracteriza-se pelo seu carácter inovador, uma vez que utiliza uma abordagem centrada no ecossistema, incluindo as várias componentes deste, na gestão das atividades humanas. Em instrumentos legislativos anteriores, optava-se por considerar cada componente ecológica individualmente, ignorando, muitas vezes, a ligação entre os sistemas sociais e ecológicos.

A sua aplicação é circunscrita às águas marinhas europeias sobre as quais os Estados-Membros possuam e/ou exerçam jurisdição, de acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM), frequentemente referida pelo acrónimo em inglês UNCLOS (*United Nations Convention on the Law of the Sea*), ratificada por Portugal através da Resolução da Assembleia da República nº 60-B/97. Como referido no seu artigo 2º, a Diretiva "deve ter em conta os efeitos transfronteiriços sobre a qualidade do meio marinho de países terceiros" e "não é aplicável a atividades cuja única finalidade seja a defesa ou a segurança nacional".

No âmbito de aplicação da DQEM, as águas marinhas europeias incluem: a) as águas, os fundos, e os subsolos marinhos situados entre a linha de base, a partir da qual são medidas as águas territoriais, e o limite exterior da zona sobre a qual um Estado-Membro possua e/ou exerça jurisdição, e b) as águas costeiras tal como definidas na Diretiva Quadro da Água (DQA – Diretiva 2000/60/CE), bem como o seu fundo e subsolo marinhos, desde que não tratados na referida Diretiva. As águas costeiras são definidas no Artigo 2º da DQA, como "as águas de superfície que se encontram entre terra e uma linha cujos pontos se encontram a uma distância de uma milha náutica, na direção do mar, a partir do ponto mais próximo da linha de base que delimita as águas territoriais".

De forma a evitar a sobreposição, do âmbito de aplicação, entre ambas as diretivas, a DQEM só é aplicada às águas costeiras nos casos em que aspetos particulares do estado ambiental do meio marinho não sejam tratados na DQA ou em outra legislação comunitária existente. Assim, a integração com os restantes instrumentos legislativos comunitários

– Diretivas Habitats (Diretiva 92/43/CEE), Aves (Diretiva 79/409/CEE; Diretiva 2009/147/CE) e Nitratos (Diretiva 91/676/CEE) encontra-se igualmente prevista, particularmente no esforço de avaliação e de monitorização.

1.2 O BOM ESTADO AMBIENTAL

Nos termos da DQEM, os Estados-Membros devem adotar as medidas necessárias para alcançar e manter o bom estado ambiental do meio marinho até 2020. O bom estado ambiental (BEA) é definido como "o estado ambiental das águas marinhas quando estas constituem oceanos e mares dinâmicos e ecologicamente diversos, limpos, sãos e produtivos nas suas condições intrínsecas, e quando a utilização do meio marinho é sustentável, salvaguardando assim o potencial para utilizações e atividades das gerações atuais e futuras" (artigo 3º (5) da DQEM). Para atingir o bom estado ambiental, os Estados-Membros devem desenvolver e implementar medidas que apliquem uma abordagem ecossistémica à gestão de atividades humanas, de modo a que a pressão dessas atividades seja mantida a níveis compatíveis com o BEA.

A definição de bom estado ambiental gerou uma forte discussão dentro da comunidade científica europeia, especialmente devido à subjetividade de certos conceitos incluídos na definição como "limpos" e "sãos" (Borja *et al.*, 2013). Estas qualidades não só são difíceis de medir cientificamente, como apresentam uma elevada subjetividade. Por exemplo, a definição de um ecossistema limpo e são não é a mesma para regiões marinhas com características diferentes como o oceano Atlântico e o Mar Báltico. Para ultrapassar estas dificuldades, houve um esforço inicial da comunidade científica com o objetivo de ajustar a definição de BEA, utilizando indicadores mensuráveis baseados em conhecimento científico (Borja *et al.*, 2013). Este esforço foi essencial para os Estados-Membros serem capazes de definir objetivamente o bom estado ambiental de modo a proceder à avaliação das suas águas marinhas.

1.3 CONCEITOS NA AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

A avaliação do estado ambiental é feita, segundo os moldes expressos no texto da DQEM, através da seguinte hierarquia: descritores, critérios e indicadores. Nesta secção é explicado, de forma geral, como é que estes componentes se interligam e quais os seus papéis na avaliação do estado ambiental.

Descritor: componente do meio marinho que, ao ser avaliada, permite descrever o estado ambiental em que o sistema se encontra (*e.g.* biodiversidade) , descritos no Anexo I da DQEM.
Critério: características técnicas distintivas estritamente relacionadas com os descritores qualitativos (artigo 3º(6)).
Indicador: métricas científicas associadas a cada critério, que são representativas da estrutura e funcionamento dos ecossistemas ou de processos chave.

A Diretiva Quadro Estratégia Marinha considera 11 descritores na avaliação do estado ambiental, que ajudam à interpretação do que na prática significa o BEA: Biodiversidade (D1), Espécies não indígenas (D2), Peixes e moluscos explorados comercialmente (D3), Cadeias tróficas marinhas (D4), Eutrofização (D5), Integridade dos fundos marinhos (D6), Alterações às condições hidrográficas (D7), Contaminantes (D8), Contaminantes em peixes e mariscos para consumo humano (D9), Lixo marinho (D10) e Energia e ruído (D11) (Figura 1). Estes descritores são diversos, procurando agregar as várias componentes biológicas e físico-químicas que compõem o ecossistema. Na verdade, podem ser divididos em descritores de estado (D1, D3, D4, D6) e descritores de pressão (D2, D3, D5, D7, D8, D9, D10 e D11), consoante caracterizem alterações ao estado do ecossistema ou se encontrem associados a pressões antropogénicas. Cada um destes descritores deve ser avaliado quanto ao seu estado ambiental, devendo, para esse efeito, considerar critérios específicos relevantes para avaliação do descritor e para a (sub)região marinha em causa. Os critérios são características específicas de cada descritor que permitem avaliar o grau de consecução do bom estado ambiental. A título de exemplo, a distribuição das espécies é um critério de avaliação do descritor Biodiversidade (D1).

Com o objetivo de orientar o processo de avaliação do estado ambiental, a Comissão Europeia publicou, em 1 de setembro de 2010, a Decisão 2010/477/UE, atualmente revogada pela Decisão 2017/848 da Comissão, de 17 de maio, que visa servir de base relativamente aos critérios e normas metodológicas a utilizar na avaliação do bom estado ambiental. Cada critério é avaliado com base em indicadores, ou seja, métricas que sejam representativas da estrutura e funcionamento dos ecossistemas ou de processos chave. Os indicadores a utilizar devem seguir uma abordagem SMART (em inglês, ***S**pecific*, ***M**easurable*, ***A**chievable*, ***R**ealistic* e ***T**ime bound*), ou seja, devem ser específicos, mensuráveis, alcançáveis, realistas, e fornecer resultados num horizonte temporal limitado.

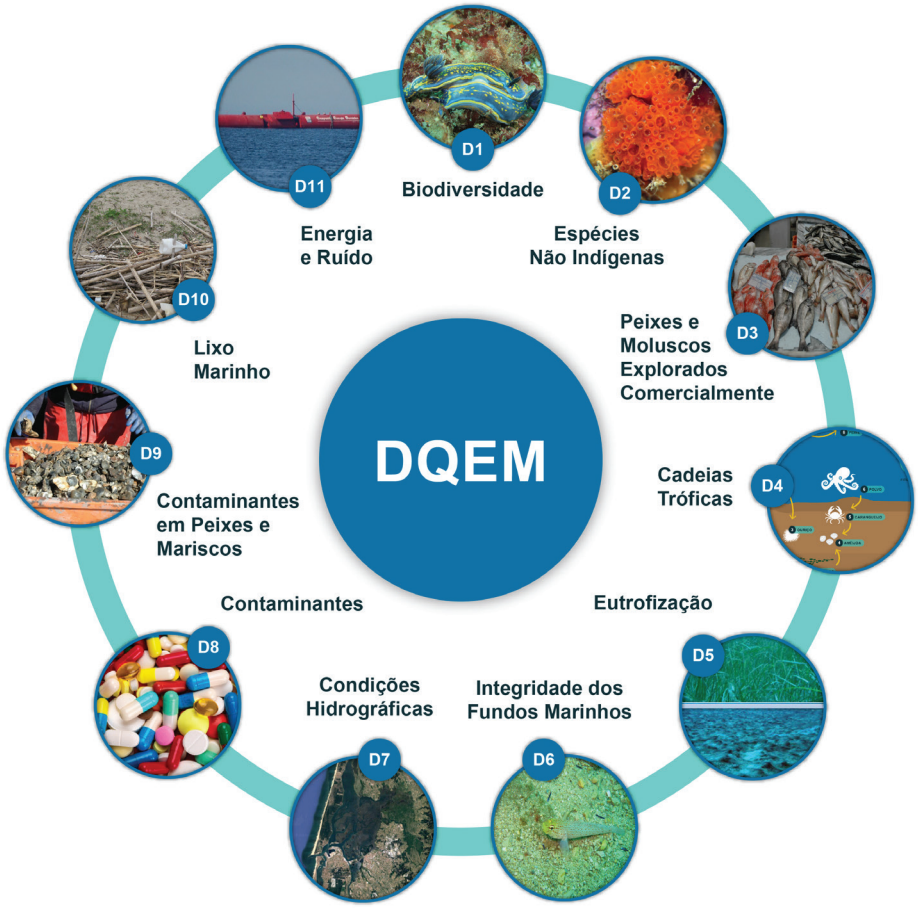


Fig. 1 - Os onze descritores (D1 a D11) definidos pela Diretiva Quadro Estratégia Marinha (Fotografias referentes ao descritor D5 cedidas por Emilio Soler-Onís, Banco Español de Algas, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria).

Esta é a base da avaliação do estado ambiental para cada um dos descritores no âmbito da Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Dependendo do descritor que se esteja a avaliar, existem múltiplas variantes a considerar na sua avaliação. Nos capítulos 5 a 9, esta questão é abordada em maior detalhe para os descritores Biodiversidade, Espécies não indígenas, Peixes e moluscos explorados comercialmente, Cadeias tróficas marinhas e Integridade dos fundos marinhos. Entre os 11 descritores contemplados na DQEM, foram selecionados os cinco descritores referidos, não só devido ao facto de serem os que mais têm sido e continuarão a ser alvo de discussão durante o processo de implementação, mas também por apresentarem uma elevada interligação que deve ser considerada aquando da implementação.

Por fim, há a necessidade de combinar a avaliação dos vários descritores para efetuar uma avaliação global do estado ambiental. Ainda não se encontra definido o modo como se deve proceder. Têm surgido várias opções de integração, de entre as quais se destaca a possibilidade de atribuir um peso diferenciado aos vários descritores (Borja *et al.*, 2014). Esta alternativa, apesar de flexível, impõe limitações devido à dificuldade em alcançar uma concordância global quanto aos pesos a atribuir a cada um dos descritores. A complexidade da DQEM exige um longo trabalho de cooperação que tem sido promovido, em parte, pelo *Joint Research Centre* (JRC), entidade de investigação ao serviço da Comissão Europeia, cuja missão é fornecer apoio técnico e científico, independente, na implementação e acompanhamento das políticas da União Europeia. Inúmeros grupos de trabalho têm sido criados para apoiar a implementação da DQEM. Esse trabalho terá que ser continuado em virtude de persistirem muitas dúvidas quanto aos procedimentos a adotar na avaliação do estado ambiental e ser ainda necessário criar diretrizes para a avaliação ao nível das regiões e sub-regiões marinhas.

1.4 O CICLO DE IMPLEMENTAÇÃO DA DQEM

No cumprimento das obrigações que a DQEM incumbe aos Estados Membros, estes devem ter em consideração o facto das águas marinhas sob sua soberania ou jurisdição fazerem parte integrante das seguintes regiões marinhas: Atlântico Nordeste, Mar Báltico, Mar Mediterrâneo e Mar Negro. Algumas destas regiões, como a primeira, encontram-se ainda divididas em sub-regiões marinhas devido à sua extensão e/ou heterogeneidade (Figura 2). A título de exemplo, surge o caso de Portugal, cujas águas marinhas fazem parte integrante de duas sub-regiões distintas do Atlântico Nordeste: 1) Baía da Biscaia e Costa Ibérica, e 2) Macaronésia.

As especificidades das regiões e sub-regiões marinhas são determinantes para garantir uma adequada implementação da DQEM. Em cada uma destas regiões e sub-regiões, os diversos Estados-Membros devem trabalhar em cooperação, utilizando, sempre que possível e adequado, os mecanismos de cooperação institucional e regional existentes, designadamente os estabelecidos pelas convenções marinhas regionais (OSPAR, HELCOM, UNEP/MAP e Convenção de Bucareste), de forma a facilitar os processos de avaliação do estado ambiental e de integração da informação obtida pelos vários Estados. A convenção OSPAR, por exemplo, cuja área de intervenção é a região do Atlântico Nordeste, já promoveu o desenvolvimento de indicadores, metodologias e recomendações específicas para esta região (OSPAR, 2012).

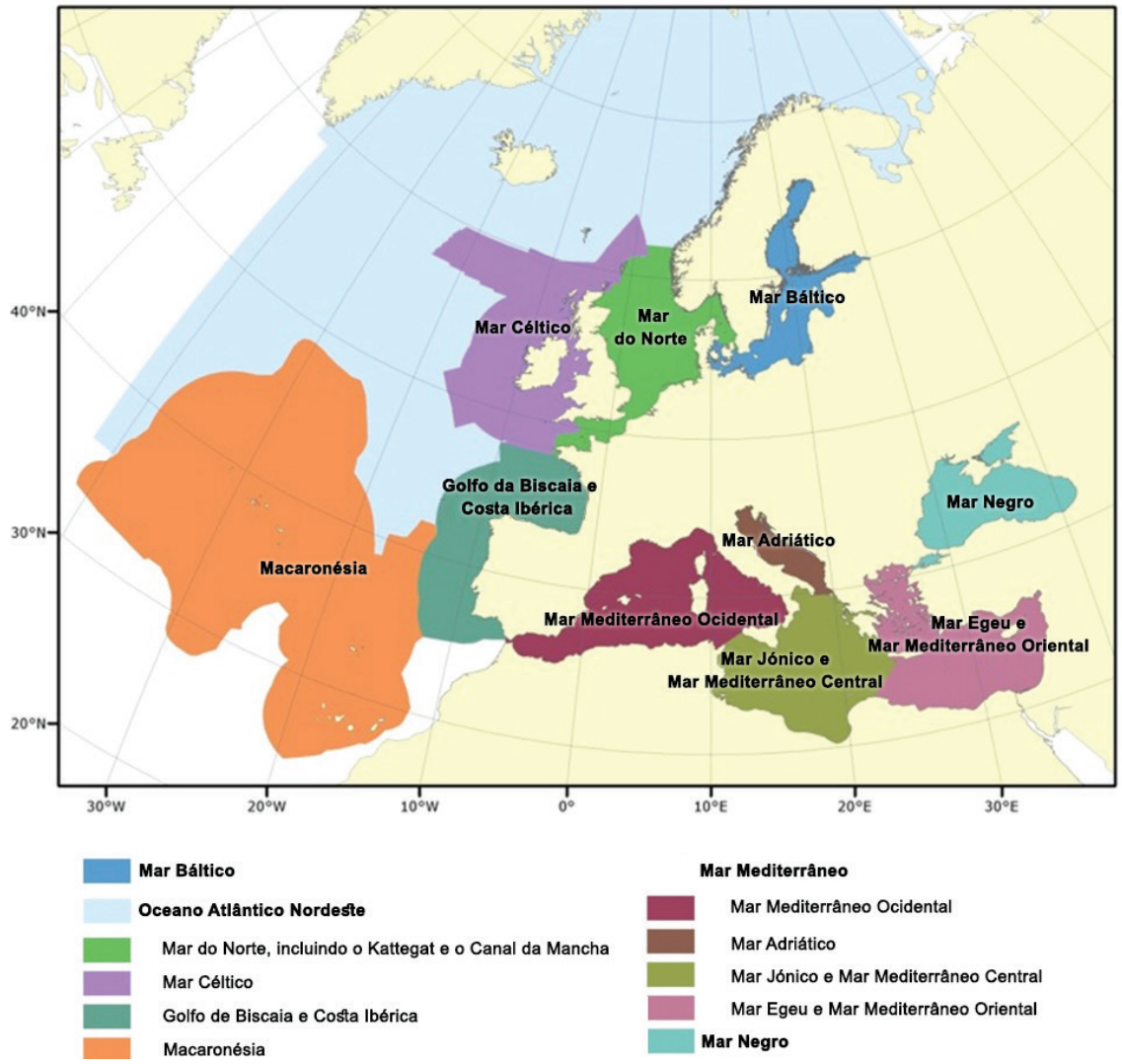
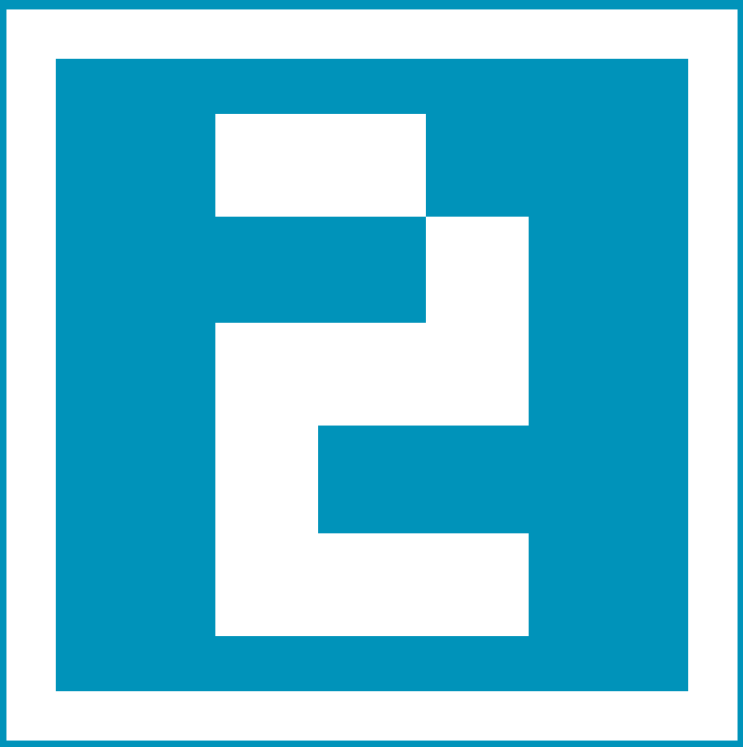


Fig. 2 - Representação das regiões e sub-regiões marinhas contempladas pela Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Este mapa serve apenas para fins informativos e não deve ser considerado como um mapa oficial representativo da delimitação marítima de acordo com o direito internacional (adaptado de imagem cedida pela European Environment Agency, 2016).

O processo de implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha é composto por ciclos de 6 anos (Figura 3). Até 2012, os Estados-Membros elaboraram uma estratégia marinha que incluía uma avaliação inicial do estado ambiental das suas águas marinhas e do impacto ambiental das atividades humanas, assim como a sua definição do bom estado ambiental e um conjunto de metas ambientais. Na fase seguinte, os Estados elaboraram um programa de monitorização e um programa de medidas a serem remetidos à CE até 2014 e 2015, respetivamente. O processo reinicia-se em 2018, com a atualização das estratégias marinhas por parte dos Estados-Membros.

Fig. 3 - Ciclo de implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha (adaptado de http://ec.europa.eu).

Apesar de os Estados-Membros deverem tomar medidas para alcançar ou manter o bom estado ambiental nas suas águas marinhas, a DQEM prevê exceções (artigo 14.º). Estes casos referem-se a situações que incluam causas naturais, causas de força maior ou ações pelas quais um determinado Estado-Membro não é responsável. Esta questão será especialmente relevante nas próximas décadas devido ao aumento da intensidade dos efeitos decorrentes das alterações climáticas (Elliot *et al.*, 2015).



CAPÍTULO 2
CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE MARINHO

Os oceanos ocupam cerca de 71% da área da Terra, ou seja, aproximadamente 362 x 10^6 km^2. A profundidade média dos oceanos é cerca de 4000 m, sendo a maior profundidade conhecida a fossa das Marianas, no Pacífico Noroeste, com 11000 m. O volume médio dos oceanos foi calculado em 1,37 x10^9 km^3, o que torna a água a substância mais abundante na Terra. A vida só é possível devido à existência da água, cujas propriedades físico-químicas influenciam fortemente os oceanos, a atmosfera e o meio terrestre.

2.1 PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA DO MAR

TEMPERATURA

A temperatura da água do mar varia à superfície em função de vários fatores regionais e globais, de entre os quais se destaca a latitude. A quantidade de radiação solar que atinge a Terra é um dos parâmetros que determina a variação latitudinal da temperatura. Os valores mais elevados da temperatura ocorrem na faixa equatorial, decrescendo em direção aos polos, com um gradiente de cerca de 1 a 3 ºC por cada 5º de latitude (≈ 0,003 °C.km^{-1}). A variação da temperatura da superfície com a latitude está representada na Figura 4.

Com base na temperatura da superfície do mar e na distribuição dos organismos marinhos, podem considerar-se quatro grandes zonas biogeográficas distintas: i) polar; ii) temperada fria; iii) temperada quente e iv) tropical. Nas regiões tropicais (latitudes compreendidas entre 25° N e 25° S), a temperatura à superfície pode variar entre 20 e 30 °C ao longo do ano e, nas regiões temperadas, a temperatura varia de um modo cíclico, atingindo valores mais elevados durante o verão.

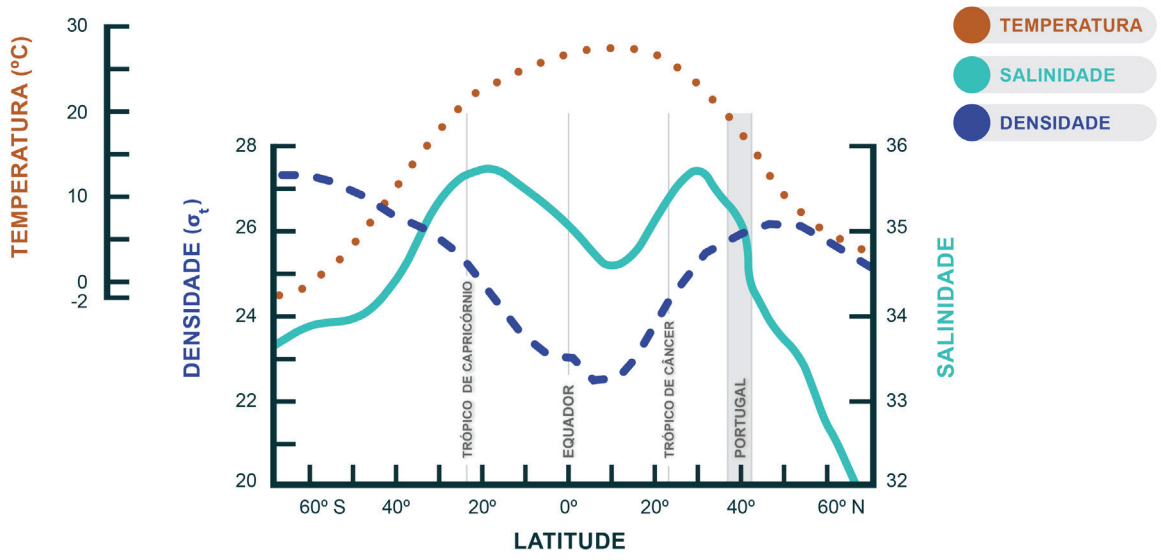


Fig. 4 - Variação latitudinal da temperatura (ºC), da salinidade e da densidade (σ_t), à superfície, no oceano mundial (adaptado de Pickard e Emery, 1990).

A profundidade é, também, um fator que influencia significativamente a temperatura. A camada de água com uma espessura de cerca de 200 m, até onde se faz sentir a influência das interações entre o oceano e a atmosfera, tem o nome de camada superficial. Nas regiões de baixas latitudes, a temperatura da camada superficial apresenta um forte gradiente na vertical, que se denomina termoclina. Nas regiões de latitudes médias, forma-se uma termoclina apenas durante o verão, devido ao aquecimento solar, denominada termoclina sazonal e, no inverno, devido às interações com a atmosfera, a temperatura é praticamente constante e a camada designa-se camada de mistura (ver Figura 5). Nas regiões de latitudes elevadas, não existe termoclina. Na Figura 5 podem ainda observar-se exemplos de perfis de temperatura, intensidade luminosa, concentração de nutrientes e clorofila *a*, obtidos nos primeiros 300 m da coluna de água.

Abaixo da camada superficial, existe uma região com um forte gradiente vertical de temperatura, a termoclina permanente que, tal como o nome indica, está presente ao longo do ano. Abaixo da termoclina permanente, a temperatura continua a diminuir, mas de uma forma mais suave, mantendo-se praticamente constante a grandes profundidades.

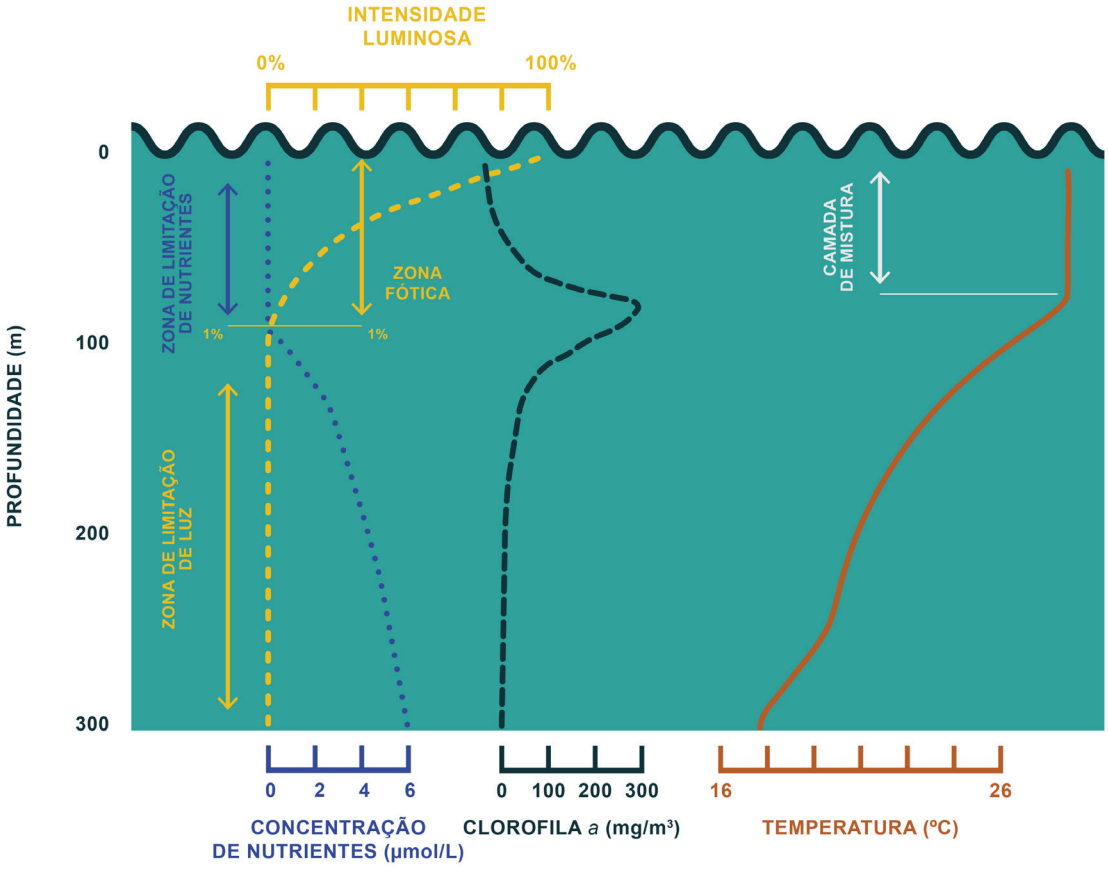


Fig. 5 - Perfis típicos de temperatura, intensidade luminosa, concentração de nutrientes e clorofila *a*, nos primeiros 300 m da coluna de água (adaptado de Sigman e Hain, 2012).

Nas regiões costeiras, particularmente junto à embocadura dos estuários, a temperatura permite, frequentemente, identificar as plumas dos rios. As águas provenientes dos rios apresentam temperaturas inferiores às das águas oceânicas circundantes durante o inverno (plumas de águas frias) e temperaturas mais elevadas durante o verão (plumas de águas quentes), uma vez que os rios, sendo menos profundos, respondem mais rapidamente às variações da temperatura do ar.

SALINIDADE

A água do mar é uma solução constituída por água pura e sais inorgânicos dissolvidos. Os constituintes principais, em percentagem da massa total de matéria dissolvida, são os iões cloro (Cl^- – 55,0%), sódio (Na^+ – 30,7%), sulfato (SO_4^{2} – 7,7%), magnésio (Mg^{2+} – 3,6%), cálcio (Ca^{2+} – 1,2%) e potássio (K^+ – 1,1%). Existem ainda outros constituintes com menores concentrações (*e.g.* sílica, carbono, bromo, boro) e os elementos traçadores, cujas concentrações são menores do que 1 ppm (parte por milhão).

A definição de salinidade tem evoluído de acordo com os métodos usados para a sua determinação. A salinidade começou por ser definida como a massa de sais, em gramas, existente num quilograma de água do mar, depois de toda a água se ter evaporado, quando se utilizavam métodos químicos. Posteriormente, a definição de salinidade passou a basear-se na medição da condutividade elétrica da água do mar.

Quanto às unidades, no início utilizava-se S = 35‰ (partes por mil, representando 35 g de sais existentes num quilograma de água do mar). Com os métodos elétricos, a unidade passou a ser "salinidade prática", símbolo psu (practical salinity unit ou unidade de salinidade prática, usp), mas, por convenção internacional, deixou de ter unidades (S = 35 psu ou S = 35.0).

Desde 2010, há uma nova definição de salinidade , a salinidade absoluta, com unidades $g.kg^{-1}$ ($S = 35\ g.kg^{-1}$), mas que se baseia na salinidade prática (ver mais detalhes em Talley *et al.*, 2011).

A salinidade da água do mar também varia à superfície e em profundidade. A salinidade à superfície é função da distribuição do balanço evaporação-precipitação. Na região tropical e em latitudes elevadas, a localização dos centros de baixas pressões provoca forte pluviosidade e, nas regiões subtropicais, a localização dos centros de altas pressões origina forte evaporação. Assim, junto ao equador e nas latitudes elevadas, a salinidade à superfície apresenta mínimos relativos e, nas regiões subtropicais, a salinidade à superfície apresenta máximos relativos (ver a curva da salinidade na Figura 4).

Quanto à variação da salinidade em profundidade, verifica-se que tanto na região equatorial, como nas regiões tropicais e subtropicais, há um mínimo acentuado da salinidade entre 600

e 1000 m de profundidade e, a partir daí, a salinidade aumenta até aos 2000 m. Nos trópicos existe, com frequência, um máximo de salinidade subsuperficial (100-200 m de profundidade) perto do topo da termoclina. Nas regiões de latitudes elevadas, a salinidade apresenta um valor baixo à superfície, aumentando geralmente até à profundidade de 2000 m.

A salinidade à superfície do oceano pode variar entre 33 e 37, registando-se os valores mais baixos perto da costa, junto à embocadura de rios com grande caudal e em regiões polares, após o degelo. As águas com salinidades muito elevadas (hipersalinas) ocorrem nas regiões com forte evaporação, como é o caso do Mediterrâneo Oriental (S = 39,0) e do Mar Vermelho (S = 41,0). Em média, o Atlântico Norte é o oceano com maior valor de salinidade à superfície (S = 35,5), o Atlântico Sul e o Pacífico Sul têm uma salinidade de cerca de 35,2 e o Pacífico Norte tem o valor de salinidade mais baixo (S = 34,2).

Em zonas costeiras adjacentes a sistemas estuarinos, é muito vulgar existir uma camada à superfície com salinidades baixas (descarga de água doce do rio) e uma camada com salinidades elevadas junto ao fundo (entrada da água do mar no estuário) e entre elas, uma região com um forte gradiente vertical de salinidade, a haloclina. Atribui-se frequentemente o nome “águas salobras” às águas cujos valores de salinidade são superiores aos da água doce e inferiores aos da água salgada.

DENSIDADE

A temperatura e a salinidade são parâmetros muito importantes na identificação das diferentes massas de água existentes no oceano que, juntamente com a pressão, permitem determinar a densidade (ρ) da água do mar. A densidade é um parâmetro fundamental pois determina a profundidade para a qual uma massa de água encontra o equilíbrio na coluna de água, dando origem a movimentos verticais no oceano de modo a distribuir as águas menos densas no topo e as mais densas no fundo.

As unidades da densidade são $kg.m^{-3}$, e no oceano, os valores variam entre 1021,00 $kg.m^{-3}$ à superfície e cerca de 1070,00 kg m^{-3}, a 10000 m de profundidade. É frequente utilizar-se o parâmetro:

2.1

$$\sigma_{stp} = \rho\,(S, T, p) - 1000\ kg.m^{-3}$$

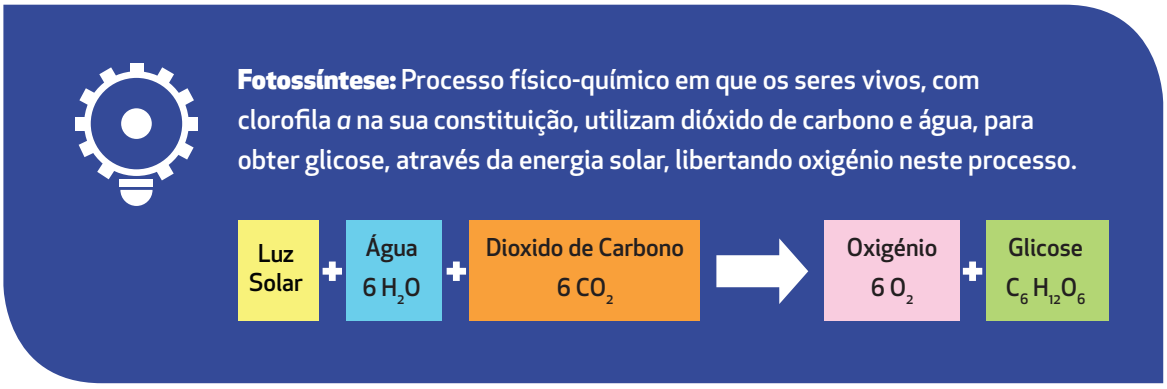
em que S é a salinidade, T a temperatura e p a pressão; σ_{stp} corresponde a um valor *in situ*. Em regiões costeiras pouco profundas pode ignorar-se o efeito da pressão na densidade e utiliza-se σ_{st0} ou, na forma abreviada, σ_t (sigma-t), isto é, calcula-se a densidade à pressão

atmosférica (pressão da água = 0), mas com os valores da salinidade e da temperatura *in situ*. No cálculo de σ_t utiliza-se um polinómio de 5º grau, que depende de S e de T.

À semelhança do que acontece com a temperatura e a salinidade, a densidade também varia à superfície e em profundidade. A densidade da água do mar à superfície varia com a latitude, apresentando valores de σ_t de cerca de 22 perto do equador e valores de 26-27 às latitudes de 50º-60º, decrescendo ligeiramente para latitudes superiores, tal como mostra a curva da densidade representada na Figura 4. Na coluna de água, a densidade aumenta com a profundidade, existindo uma região com um forte gradiente vertical de densidade, a que se dá o nome de picnoclina, que coincide com a termoclina. Para profundidades mais elevadas, a densidade também aumenta, mas de uma forma bem mais suave.

RADIAÇÃO SOLAR

Para além da importância da radiação solar na regulação da temperatura dos oceanos, a luz solar, ao penetrar na coluna de água vai fornecer a energia necessária aos produtores primários para a síntese de moléculas orgânicas (fotossíntese). É esta radiação que vai permitir que os seres fotossintéticos armazenem energia que, posteriormente, será usada como recurso para outros seres vivos, de níveis tróficos superiores. Contudo, dentro do espectro da radiação solar, só a luz visível, isto é, a que é percetível ao olho humano, com comprimentos de onda compreendidos entre 400 nm (luz azul) e 700 nm (luz vermelha), é que vai ser utilizada pelos seres fotossintéticos. Esta radiação designa-se radiação fotossintética ativa (*Photosynthetically Active Radiation* - PAR; mais detalhes em Sutcliffe *et al.*, 2016).



À medida que a luz penetra na coluna de água, a sua intensidade diminui exponencialmente. A zona fótica corresponde à camada de água superficial onde incide radiação solar suficiente para a realização da fotossíntese. Ao limite mais profundo desta camada (profundidade fótica) chega cerca de 1% da luz solar incidente. (Figura 5). Porém, nem todos os comprimentos de onda da luz visível (cores) atingem as mesmas profundidades, tal como mostra a Figura 6. O comprimento de onda correspondente ao azul é o que penetra até maiores profundidades (Figura 6; mais detalhes em Sutcliffe *et al.*, 2016). A natureza e a concentração das partículas em suspensão (*e.g.* fitoplâncton, partículas minerais), assim como a matéria orgânica dissolvida existente, são também determinantes para as propriedades óticas da água do mar.

Numa zona com água do mar mais pura, *i.e.*, sem substâncias dissolvidas nem partículas em suspensão, a baixa absorção na gama dos azuis e, consequentemente, a elevada penetração destes comprimentos de onda é a principal responsável pela cor azul do oceano. Estas são, na sua maioria, águas do largo, longe de fronteiras. As águas com elevadas concentrações em fitoplâncton encontram-se maioritariamente em regiões costeiras e apresentam tons mais esverdeados. As águas com elevadas concentrações de sedimentos em suspensão apresentam tonalidades amarelas-acastanhadas (Sutcliffe *et al.*, 2016).

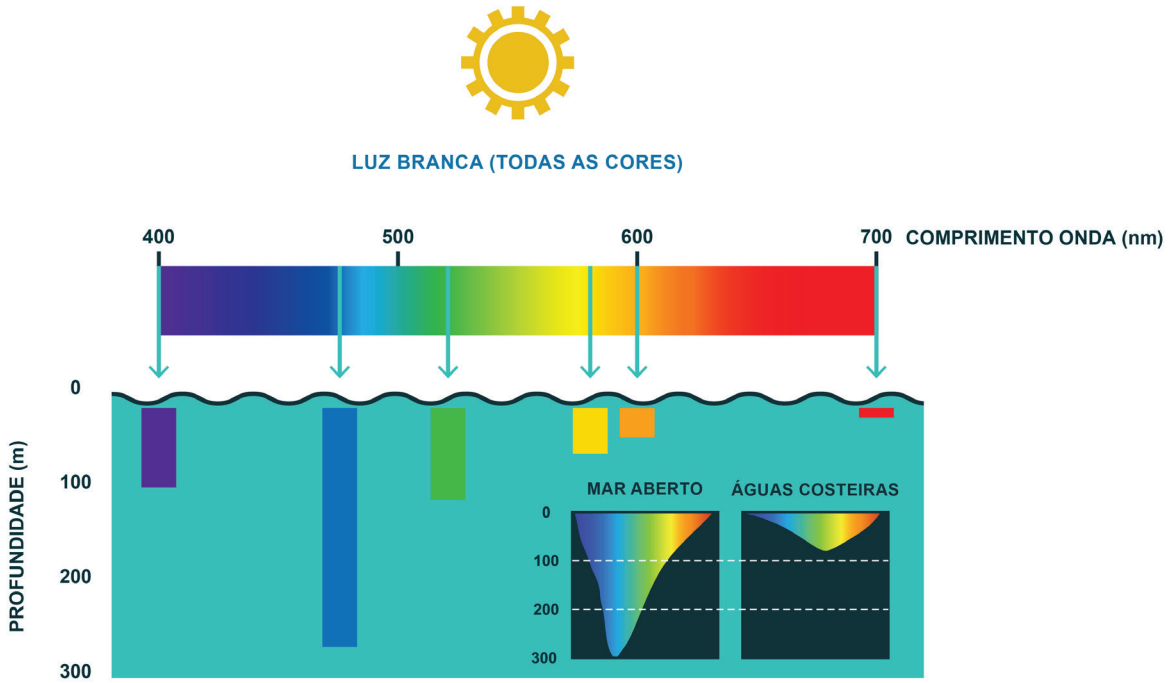


Fig. 6 - Profundidade de penetração dos diferentes comprimentos de onda (cores) da luz visível na zona fótica do oceano, com distinção entre o mar aberto e as águas costeiras.

NUTRIENTES

Entre as substâncias dissolvidas na água do mar encontram-se diversos compostos inorgânicos que desempenham um papel crucial no ciclo de vida de muitos organismos marinhos. Os nutrientes são substâncias inorgânicas essenciais para a síntese da matéria orgânica através do processo da fotossíntese.

Os nutrientes atuam como "fertilizantes" do oceano pois normalmente estão presentes no oceano em quantidades limitadas. Os principais nutrientes inorgânicos do meio aquático são: i) amónia (NH_4^+, fonte de azoto); ii) nitrato (NO_3^-, fonte de azoto); iii) fosfato (PO_4^{3-}, fonte de fósforo); iv) ácido silícico ($Si(OH)_4$, fonte de sílica – necessária para a constituição de vários grupos de organismos marinhos, em particular das diatomáceas, um dos principais grupos de fitoplâncton); e v) ferro (Fe).

Ao contrário do que acontece com os principais iões que se encontram dissolvidos na água do mar, em concentrações aproximadamente constantes, os nutrientes são não conservativos, isto é, as suas razões podem variar no oceano. A distribuição vertical e sazonal dos nutrientes na coluna de água está diretamente relacionada com a atividade biológica dos organismos vivos que aí habitam. Os nutrientes são normalmente menos abundantes à superfície, onde são assimilados pelos organismos autotróficos, e mais abundantes em profundidade. Em algumas regiões do oceano os nutrientes podem ser tão escassos que limitam o crescimento dos produtores primários.

Nas zonas costeiras, os nutrientes podem apresentar concentrações elevadas, devido à lixiviação de fertilizantes agrícolas, à entrada de esgotos urbanos e à deposição atmosférica de poeiras resultantes da atividade industrial. Este processo de enriquecimento em nutrientes, por causas antropogénicas, designa-se por eutrofização e pode originar desequilíbrios no ecossistema devido, por exemplo, à proliferação excessiva de alguns grupos de produtores primários, ou à alteração do balanço entre alguns dos principais grupos fitoplanctónicos.

No caso do fitoplâncton, a razão entre a quantidade de azoto (N) e de fósforo (P), conhecida como a razão de Redfield (Redfield, 1958) é importante. A razão ótima para o seu desenvolvimento, é de 16:1. As águas com N:P muito inferior a 16 podem ter uma potencial deficiência em azoto, e as águas com um valor elevado da razão N:P podem ter uma potencial limitação em fósforo. As alterações nas concentrações de nutrientes têm, geralmente, consequências imediatas na densidade e na composição de espécies de fitoplâncton e, consequentemente, na dinâmica da cadeia trófica.

Seres autotróficos: organismos que utilizam dióxido de carbono como única fonte de carbono. Os organismos fotoautotróficos, os mais comuns, utilizam a luz como fonte de energia (*e.g.* plantas e algas).

Seres heterotróficos: organismos que utilizam moléculas orgânicas como única fonte de carbono.

OXIGÉNIO DISSOLVIDO E CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÓNICA

Para além dos sais, a água do mar contém também gases dissolvidos, dos quais os mais importantes são o oxigénio (O_2 – 20,90%) e o dióxido de carbono (CO_2 – 0,03%). Tanto o O_2 como o CO_2 desempenham um papel fundamental no oceano pois são essenciais à vida, podendo as suas concentrações ser alteradas devido às atividades biológicas existentes na coluna de água. A solubilidade dos gases na água varia com a temperatura, sendo tanto maior, quanto menor for a temperatura. À temperatura de 0 °C, uma água com salinidade de 35 pode conter 8,0 $mL.L^{-1}$ de O_2 e, à temperatura de 20 °C, a quantidade de

oxigénio dissolvido poderá ser cerca de 5,4 $mL.L^{-1}$. O oxigénio dissolvido não se distribui uniformemente na água do mar, encontrando-se as maiores concentrações nos primeiros 10 a 20 m da coluna de água devido à atividade fotossintética e às interações entre o oceano e a atmosfera. O teor em oxigénio dissolvido, consumido na respiração dos organismos marinhos, diminui com a profundidade. Os valores mínimos de oxigénio dissolvido são atingidos entre 500 e 1000 m de profundidade. A grandes profundidades as concentrações de oxigénio voltam a aumentar.

O outro gás dissolvido existente no oceano é o dióxido de carbono, que tem uma solubilidade distinta da do oxigénio. É importante aqui referir que o oceano constitui o maior reservatório de carbono do planeta, pois contém cerca de 50 vezes mais carbono (com um incremento de ≈ 38000 $GtC.ano^{-1}$; 1 Gt = 10^9 toneladas) do que a atmosfera. Como a maior fonte de CO_2 no oceano é o ião bicarbonato (HCO_3^-), pode afirmar-se que a concentração em dióxido de carbono raramente é um fator limitativo da existência de organismos marinhos.

A concentração hidrogeniónica (pH) no meio marinho é normalmente alcalina, sendo atualmente próxima de 8 à superfície (Hönisch *et al.*, 2012). O sistema dióxido de carbono - ácido carbónico - bicarbonato ($HCO_3 \leftrightarrows H^+ + CO_3^{2-}$) tende a atingir um equilíbrio e atua como tampão.

2.2 MOVIMENTOS NO OCEANO

Os movimentos que ocorrem no oceano podem ser induzidos pelo vento ou resultar da circulação termohalina. A geração das ondas e as correntes oceânicas que constituem os 5 grandes giros subtropicais (Atlântico Norte e Sul, Pacífico Norte e Sul e Índico) determinam a circulação à superfície no oceano mundial, sendo exemplos do efeito do vento na superfície do mar. A circulação termohalina está associada, não só ao aquecimento e arrefecimento (termo – relativo à temperatura), como também à evaporação, precipitação, descarga dos rios e formação de gelo no mar, que fazem variar a salinidade (halina – relativo ao conteúdo em sais). Em conjunto, todos estes fatores determinam a densidade da água do mar e, por consequência, qualquer variação de um daqueles parâmetros vai dar origem a movimentos que vão redistribuir a densidade na coluna de água. A circulação induzida pelos gradientes de pressão é mais fraca e lenta quando comparada com a circulação induzida pelo vento.

No oceano podem distinguir-se dois tipos de movimentos: i) periódicos e ii) aperiódicos. Os movimentos periódicos mais evidentes e, com maior influência nas regiões costeiras, são

as marés (oscilações verticais do nível do mar) e os movimentos aperiódicos são as ondas e as correntes oceânicas induzidas pelo vento.

MARÉS

A origem das marés é astronómica. A sua existência é devida ao efeito combinado das forças gravitacionais exercidas pela Lua e pelo Sol e o movimento de rotação da Terra. A influência da Lua é muito superior, pois embora a sua massa seja muito menor que a do Sol, esse facto é compensado pela menor distância à Terra. As marés distinguem-se dos outros movimentos oceânicos pelo seu carácter periódico e por serem pouco relevantes em zonas afastadas dos continentes. Na costa portuguesa, o intervalo de tempo que decorre entre uma preia-mar (ou maré alta) e a baixa-mar (ou maré baixa) seguinte é, em média, 6 h e 13 min e o intervalo médio entre duas preia-mares consecutivas é de aproximadamente 12 h e 25 min. Outro aspeto importante é o fenómeno quinzenal da alternância entre marés vivas e marés mortas, que se deve essencialmente ao efeito "perturbador" do Sol. Quando o Sol e a Lua estão em conjuntura (Lua cheia ou Lua nova), a influência do Sol reforça a da Lua e ocorrem as marés vivas e, quando o Sol e a Lua estão em quadratura (Quarto crescente ou Quarto minguante), a influência do Sol contraria a da Lua e ocorrem as marés mortas. A Figura 7 mostra um esquema representativo do movimento periódico das marés.

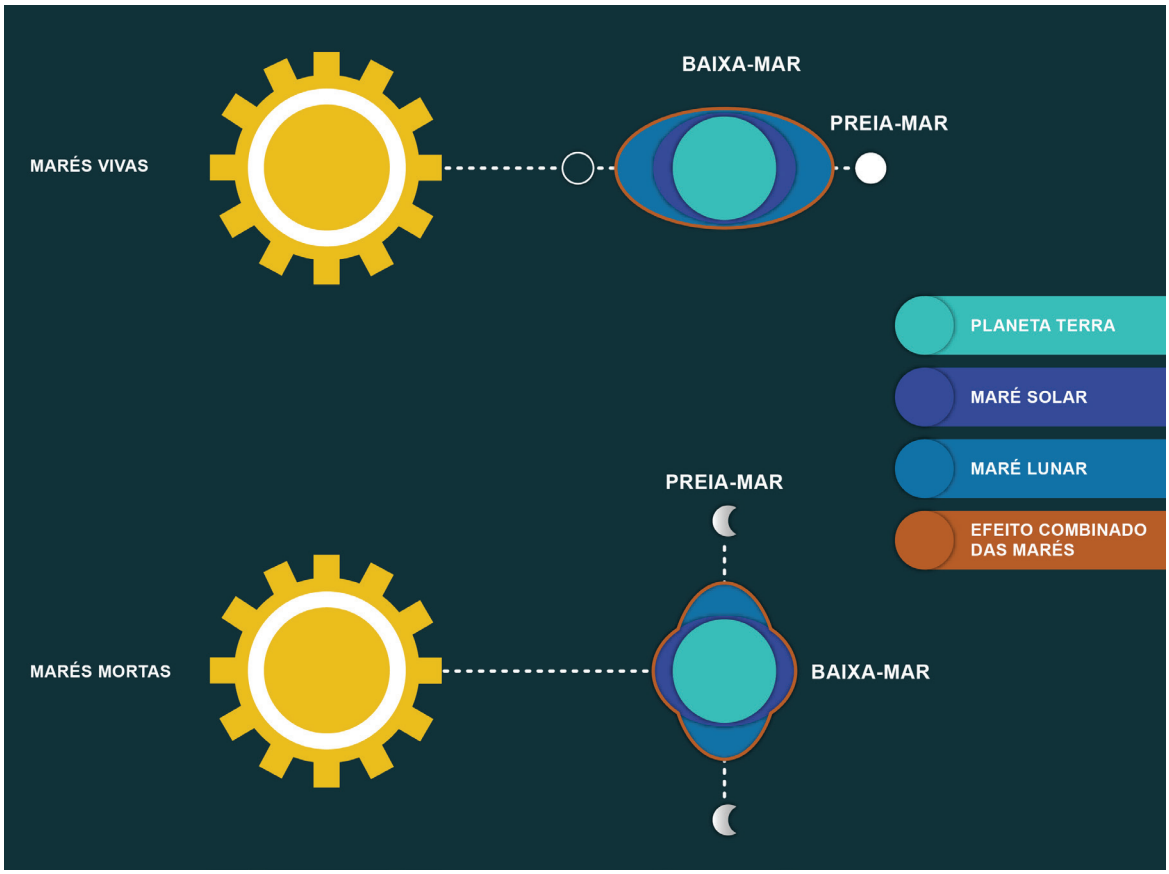


Fig. 7 - Esquema representativo do movimento periódico das marés: aumento (preia-mar) e diminuição (baixa-mar) do nível do mar devido à atração gravitacional exercida pela Lua e pelo Sol.

Em Portugal, as marés são semidiurnas, isto é, por dia existem duas marés altas e duas marés baixas intercaladas. Em Portugal Continental, a amplitude média das marés vivas e das marés mortas é, respetivamente, de 1,5 m e 0,7 m (Instituto Hidrográfico, 2017). Nos arquipélagos da Madeira e dos Açores, a amplitude é inferior devido à menor influência das marés em zonas oceânicas (afastadas dos continentes).

ONDAS

As ondas são frequentemente geradas pelo vento e resultam do atrito entre este e a superfície do mar. Também se podem observar ondas nos estuários, em lagos e até nos rios. Uma vez que as ondas são geradas pelo vento, a direção de propagação das ondas coincide com a direção para onde sopra o vento; por exemplo, um vento que sopre de sudoeste (SW) vai gerar ondas que se dirigem para nordeste (NE). As ondas no oceano podem propagar-se por milhares de quilómetros antes de atingirem a região costeira. A força responsável pela geração das ondas depende da dimensão destas; no caso das ondas capilares (ondas da ordem de 1 cm) é a tensão superficial e, no caso das ondas gravíticas (ondas na ordem de 1 m), é a força gravítica.

CORRENTES OCEÂNICAS

As correntes oceânicas desempenham um papel fundamental no transporte e na distribuição de energia (calor) na Terra, conjuntamente com a atmosfera. O transporte de energia pelas correntes oceânicas é muito mais eficaz, devido ao elevado calor específico da água do mar, quando comparado com o do ar. As correntes, que transportam energia das regiões de baixas latitudes, onde há excesso de energia, para as regiões de latitudes elevadas, onde há um défice de energia, são denominadas correntes quentes e são características do bordo ocidental dos oceanos. Nas latitudes elevadas, transferem energia para a atmosfera e para as águas oceânicas locais, arrefecendo e transformando-se em correntes frias, que se dirigem para a região equatorial, onde ocupam o bordo oriental dos oceanos. Uma vez na região equatorial, as águas à superfície vão receber energia solar, aquecem e transformam-se em correntes quentes, recomeçando o ciclo. Este é o esquema da circulação à superfície em cada um dos 5 grandes giros subtropicais, animados de movimento anticiclónico (no sentido dos ponteiros do relógio, no Hemisfério Norte).

Dada a localização de Portugal Continental e dos arquipélagos da Madeira e dos Açores, refere-se aqui em particular o grande giro subtropical do Atlântico Norte, que é constituído pela Corrente Equatorial do Norte (que se dirige para oeste), a Corrente do Golfo (corrente quente na direção do polo), a Corrente do Atlântico Norte (que se dirige para este) e a Corrente de Portugal-Canárias (corrente fria na direção do equador).

As correntes oceânicas induzidas pelo vento, e limitadas pelos continentes, são essenciais na dinâmica do oceano mundial, influenciando, não só a temperatura, como também

a produtividade em todo o planeta. A Corrente do Golfo, no Atlântico Norte, é determinante no controlo do clima, tanto nas regiões oceânicas, como no continente europeu, pois ao transferir energia para as regiões de latitudes elevadas, evita a formação de gelo no Oceano Atlântico e faz com que as temperaturas sejam bem superiores às de outros locais exatamente às mesmas latitudes.

AFLORAMENTO COSTEIRO OU *UPWELLING*

O afloramento costeiro ou *upwelling* é um fenómeno regional induzido pelo campo do vento e consiste na ascensão, junto à costa, de águas subsuperficiais mais frias e ricas em nutrientes. As regiões onde ocorre *upwelling* são facilmente identificáveis em imagens de satélite. Estas correspondem às zonas costeiras com águas mais frias e ricas em fitoplâncton, expresso pela concentração de clorofila *a*, que contrastam com as águas mais quentes e mais pobres do largo.

Em determinadas zonas costeiras, o campo do vento predominante tem uma forte componente paralela à costa. A corrente gerada pelo vento à superfície, a corrente de deriva, não tem a direção deste porque há o efeito da deflexão devido à rotação da Terra – efeito de *Coriolis*. No Hemisfério Norte, essa deflexão é para a direita do movimento. Assim, a corrente à superfície faz um ângulo de 45º para a direita do vento e, à medida que se avança para maiores profundidades, a corrente é progressivamente menos intensa e mais desviada para a direita. À profundidade de cerca de 100 ou 200 m, deixa de se sentir o efeito do vento; a essa camada, até onde chega esse efeito, chama-se camada de *Ekman*. Ao integrar a corrente gerada pelo vento na totalidade da camada de *Ekman*, obtém-se um transporte de água que se dirige 90º para a direita (no Hemisfério Norte) da direção do vento – transporte de *Ekman*. Por continuidade, vão ascender, junto à costa, as águas subsuperficiais, mais frias e substancialmente mais ricas em nutrientes, que vão funcionar como um suplemento nutricional para as cadeias tróficas, resultando em zonas com maior produtividade primária. Os principais sistemas de afloramento costeiro existentes no planeta ocorrem na Califórnia (costa oeste dos Estados Unidos da América), no Chile e no Perú (costa oeste da América do Sul), nas Canárias (costa noroeste de África) e em Benguela (costa sudoeste de África). Estima-se que, apesar de ocuparem uma porção inferior a 2% do oceano, estas zonas sejam responsáveis por mais de 20% da produção piscícola mundial (Wang *et al.*, 2015).

Na costa oeste da Península Ibérica, o afloramento costeiro ocorre predominantemente durante o verão. A localização do anticiclone dos Açores (centro de altas pressões) é o principal responsável pelos ventos do quadrante Norte (vulgarmente conhecidos como “nortada”) que sopram paralelamente à costa portuguesa. Como resultado, verifica-se uma diminuição da temperatura da água junto à costa e um aumento dos nutrientes disponíveis. Na Figura 8 estão representadas duas imagens de satélite onde se pode observar o fenómeno do afloramento costeiro ao longo da costa oeste de Portugal. A distribuição da temperatura da superfície do mar (Figura 8A) foi obtida com o sensor AVHRR e a concentração em clorofila

a (Figura 8B) foi obtida com o sensor MODIS. As águas mais frias do upwelling, representadas pelos tons violetas e azuis na Figura 8A, correspondem às maiores concentrações de clorofila *a* representadas pelos tons vermelhos e amarelos-esverdeados na Figura 8B.

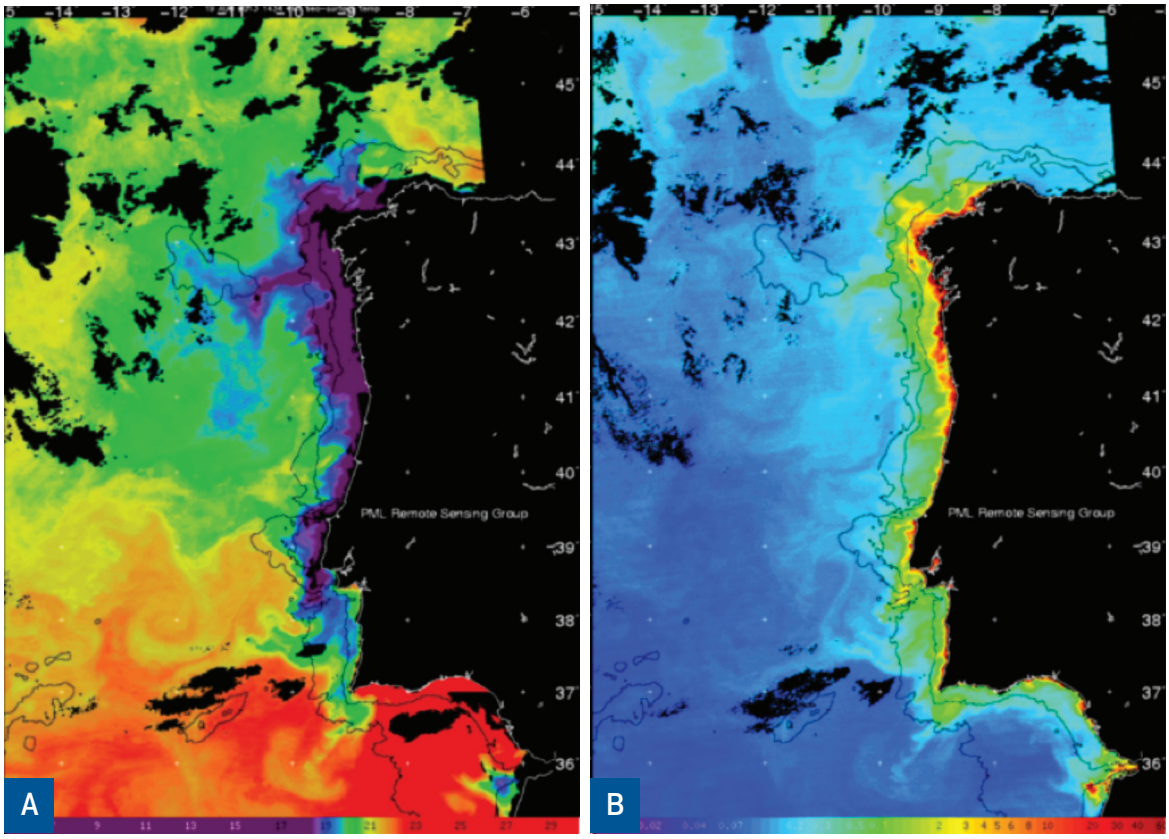


Fig. 8 - Imagens de satélite obtidas no dia 13 de agosto de 2013, que ilustram o fenómeno do *upwelling* ao longo da costa oeste de Portugal. **A)** Temperatura da superfície do mar (AVHRR) e **B)** Concentração em clorofila *a* (MODIS). (Imagens cedidas por Plymouth Marine Laboratory, Reino Unido).

Pode também ocorrer *downwelling* que, como o próprio nome indica, é o processo inverso do *upwelling*, em que a direção do vento é também paralela à costa, mas no sentido contrário. Assim, devido ao transporte de *Ekman*, as águas à superfície movimentam-se no sentido da costa e a região costeira é "invadida" por águas mais quentes e oligotróficas (águas pobres em fitopigmentos/clorofila *a*).

O fenómeno do *upwelling* também ocorre na região equatorial (*upwelling* equatorial) devido à mudança dos ventos dominantes em cada hemisfério: alísios de NE no Hemisfério Norte e alísios de SE no Hemisfério Sul e consequente mudança de direção do transporte de *Ekman* (90º para a direita do vento no Hemisfério Norte e 90º para a esquerda do vento no Hemisfério Sul).

2.3 SUBDIVISÕES DO MEIO MARINHO

A vida no meio marinho é extremamente diversa, encontrando-se dispersa de forma heterogénea ao longo de vários ecossistemas. Para compreender essa variabilidade, é comum considerar o ambiente marinho dividido em dois domínios: o domínio pelágico e o domínio bentónico (Figura 9).

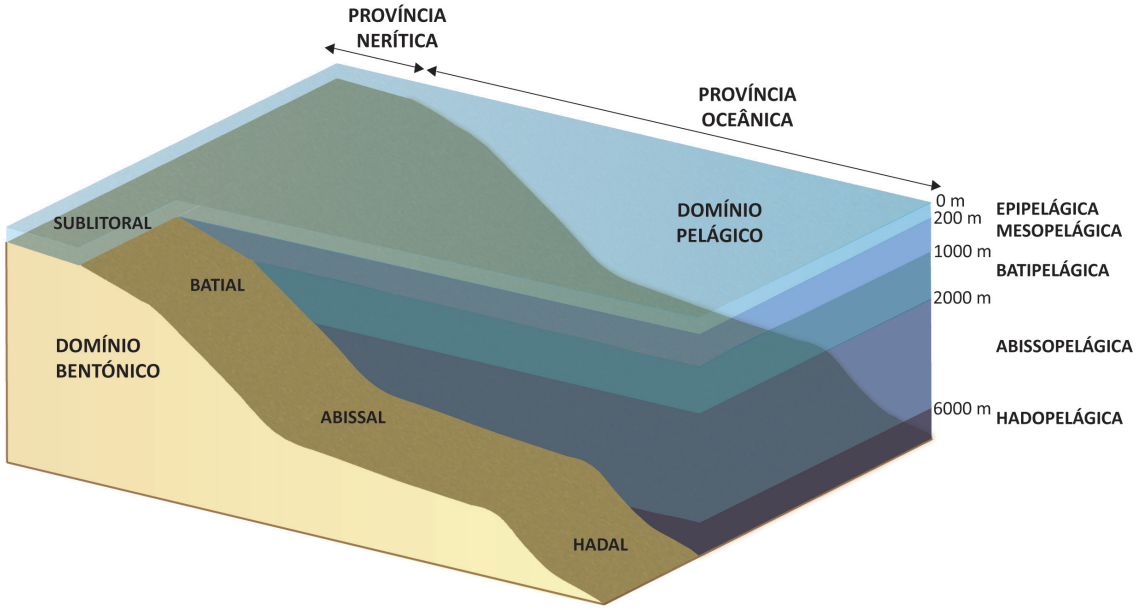


Fig. 9 - Representação esquemática das subdivisões do meio marinho, nas suas componentes pelágica e bentónica.

DOMÍNIO PELÁGICO

O domínio pelágico, composto pela coluna de água e os organismos que nela habitam, compreende mais de 99,5% do espaço habitável do planeta (Kaiser *et al.*, 2011). Este domínio, que se estende desde a linha de costa até ao mar profundo, pode ser dividido em duas províncias, a província nerítica e a província oceânica, em função da sua distância à costa. A província **nerítica**, que se estende desde o limite da baixa-mar até ao bordo da plataforma continental, compreende a massa de água que cobre a plataforma continental. A província **oceânica** estende-se para além do bordo da plataforma continental (tipicamente nos 200 m), ocupando a restante parte do oceano. As diferenças entre uma e outra província são inúmeras e resultam fundamentalmente da proximidade a terra e, consequentemente, da maior abundância de nutrientes e sedimentos em suspensão na água, característicos da província nerítica.

A componente pelágica do oceano pode ainda ser dividida em cinco zonas (Segar, 2012), ao longo de um gradiente de profundidade:

Zona epipelágica: camada superficial do oceano onde a quantidade de luz nela incidente é suficiente para ocorrer fotossíntese. Esta zona estende-se desde a superfície até aos 200 metros de profundidade.

Zona mesopelágica: zona em que ainda há penetração da luz solar, embora seja insuficiente para o crescimento de produtores primários (200-1000 metros de profundidade).

Zona batipelágica: ao longo desta zona há ausência total de luz solar, podendo, no entanto, haver luz proveniente de bioluminescência de alguns organismos. Esta zona estende-se entre os 1000 e os 2000 metros.

Zona abissopelágica: esta zona caracteriza-se pelas baixas temperaturas e elevada pressão, não havendo qualquer iluminação. Tem como limite máximo de profundidade os 6000 metros.

Zona hadopelágica: inclui as águas dos troços mais profundos do oceano, de profundidade superior a 6000 metros, sendo também a zona menos conhecida devido às dificuldades intrínsecas ao seu estudo.

Um fator que determina a distribuição da vida nos oceanos e a sua zonação é a disponibilidade de luz solar. Assim, a coluna de água divide-se em zona fótica, onde existe penetração da luz solar, e zona afótica, onde a luz solar não chega. A penetração de luz na coluna de água diminui com a profundidade, o que condiciona a distribuição e abundância de produtores primários no meio marinho. A zona fótica compreende duas zonas: a zona epipelágica, onde a luz necessária à produção primária é suficiente para o crescimento dos produtores primários que aí habitam, e a zona mesopelágica, onde a intensidade da luz solar é demasiado baixa para a ocorrência de fotossíntese (Segar, 2012).

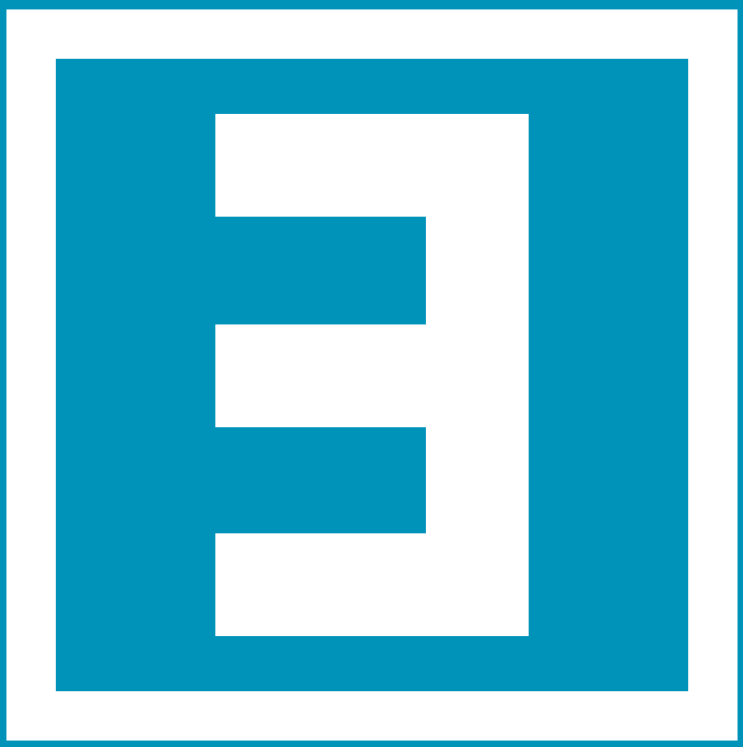
DOMÍNIO BENTÓNICO

O domínio bentónico inclui os fundos marinhos, desde a zona entremarés, até às profundezas dos oceanos. Tal como o meio pelágico, o domínio bentónico pode ser dividido em cinco zonas (Segar, 2012), de acordo com a profundidade: **litoral** (zona entremarés), **sublitoral** (0-200 m), **batial** (200-2000 m), **abissal** (2000-6000 m) e **hadal** (> 6000 m).

A relação próxima entre os dois domínios permite que se faça uma correspondência entre as suas divisões. Assim, a zona litoral e a zona sublitoral correspondem à profundidade da zona epipelágica. As restantes zonas bentónicas correspondem às profundidades das zonas mesopelágica, batipelágica, abissopelágica e hadopelágica.

A composição dos fundos na plataforma continental e as comunidades que lhes estão associadas são um reflexo das características físicas do substrato e dos processos físicos que aí

ocorrem. Abaixo da plataforma continental, *i.e.*, no mar profundo, o domínio bentónico é relativamente constante: água fria, sem luz, com fundos móveis e vasa (Segar, 2012). Apesar de a elevada pressão hidrostática ser a principal característica dos fundos, o alimento é o fator que mais limitações impõe à vida nestas profundezas. As comunidades bentónicas do mar profundo estão dependentes do alimento que é transportado da camada fótica superior, principalmente na forma de detritos, pelo que estas cadeias tróficas têm uma base detritívora. As fontes hidrotermais e os montes submarinos constituem exceções a este padrão, uma vez que as comunidades que aí existem são suportadas por cadeias alimentares quimiossintéticas (fontes hidrotermais) ou mesmo fotossintéticas (montes submarinos) (Segar, 2012). A comunidade de animais nos fundos bentónicos do mar profundo é, todavia, muito menos abundante do que nos fundos da plataforma continental.

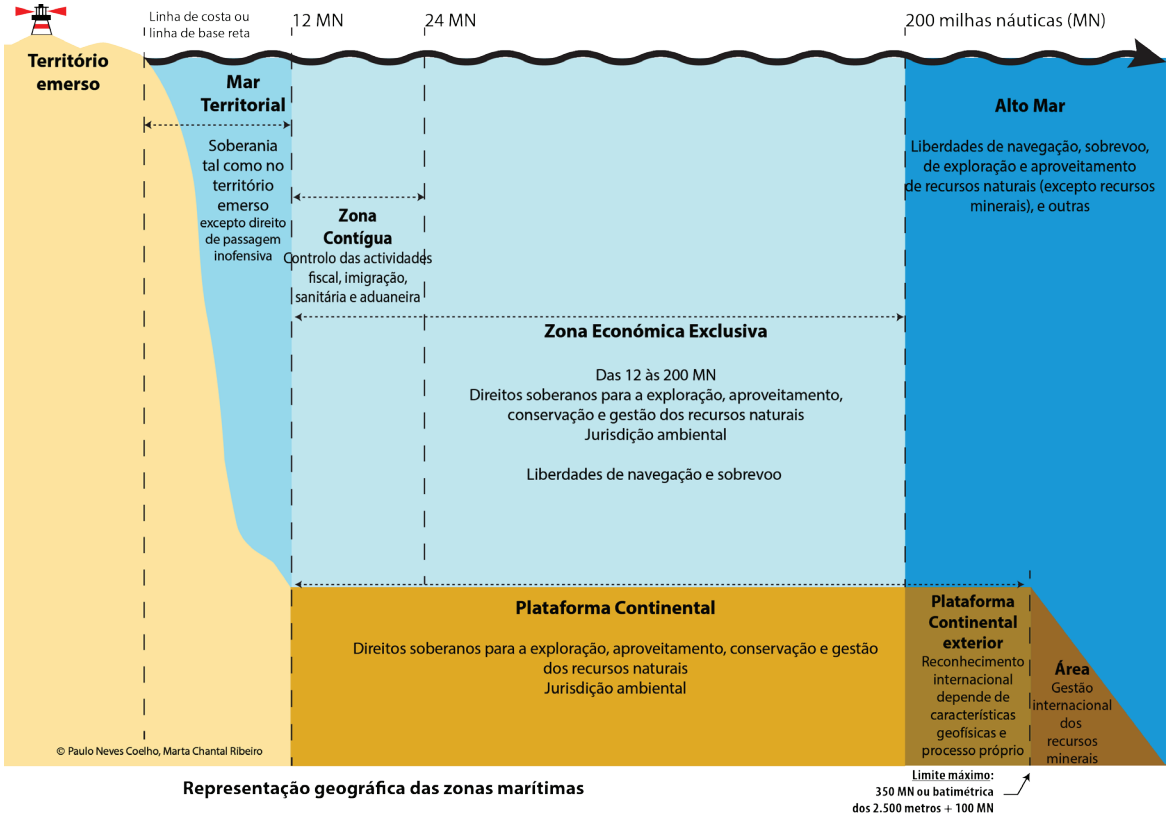


CAPÍTULO 3
A PLATAFORMA CONTINENTAL

3.1 DEFINIÇÃO E LIMITES

Desde os primeiros estudos oceanográficos que o conhecimento adquirido acerca da plataforma continental permitiu considerá-la como uma das componentes chave do ambiente marinho. Porém, a partir da segunda metade do século XX, a plataforma continental começou a ser associada sobretudo aos recursos que poderia providenciar aos Estados. Esta mudança de paradigma forçou a criação de novas definições para a plataforma continental. A plataforma continental geológica corresponde à porção dos fundos marinhos localizada entre a linha de costa e o talude continental ou, quando não existe um declive acentuado, considera-se a porção dos fundos marinhos entre a linha de costa e a profundidade de 200 metros. Esta definição continua a ser a mais convencional e é usada em grande parte dos casos, exceto em questões de política ou legislação associada ao direito marítimo. Como tal, é esta definição que é usada ao longo presente guia.

A definição de plataforma continental jurídica nasce na Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM), em 1982, e diz respeito ao limite máximo da soberania de um Estado em meio marinho. Assim, esta definição engloba "o leito e o subsolo das áreas submarinas que se estendem além do seu mar territorial, em toda a extensão do prolongamento natural do seu território terrestre, até ao bordo exterior da margem



Representação geográfica das zonas marítimas

Fig. 10 - Plataforma continental jurídica (cedida por Paulo Neves Coelho e Marta Chantal Ribeiro *in* Ribeiro, 2016).

continental ou até uma distância de 200 milhas náuticas das linhas de base a partir das quais se mede a largura do mar territorial, no caso em que o bordo exterior da margem continental não se estende até essa distância" (CNUDM) (Figura 10).

Recentemente, vários Estados submeteram à Comissão de Limites da Plataforma Continental nas Nações Unidas as suas Propostas de Extensão da Plataforma Continental para além das 200 milhas náuticas. No caso de Portugal, a proposta portuguesa para extensão da plataforma, que estima a sua área total em cerca de 3,8 x 10^6 km^2, correspondendo a mais 2,15 x 10^6 km^2 do que a atual (Figura 11), encontra-se em apreciação.

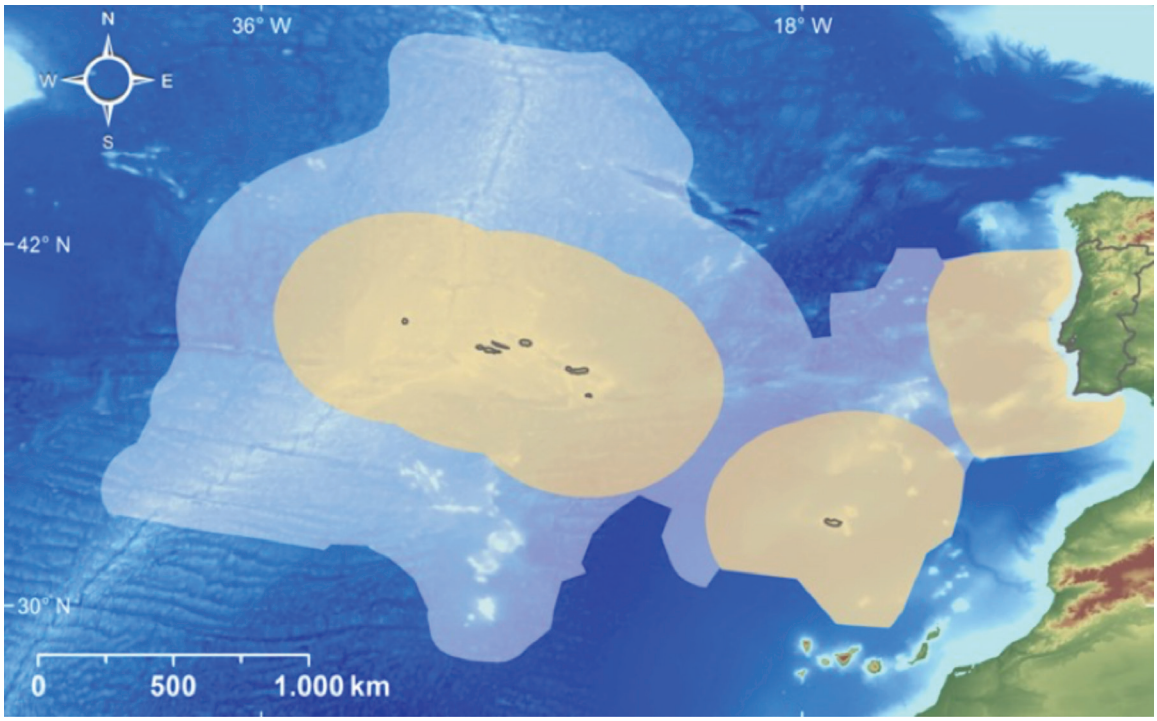


Fig. 11 - Limite exterior da plataforma continental para além das 200 milhas náuticas (a branco). (Imagem cedida pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, 2016).

3.2
A VIDA NA PLATAFORMA CONTINENTAL

A plataforma continental pode ser considerada um oásis de vida nos oceanos devido à sua enorme biodiversidade. Note-se que menos de 0,5% do volume do oceano se encontra sobre a plataforma continental e, no entanto, esta é responsável por 18 a 24% da produção global dos oceanos. Além disso, numa perspetiva mais antropocêntrica, sabe-se que cerca de 90% dos recursos pesqueiros provêm dos mares da plataforma continental e das áreas de afloramento costeiro.

AS COMUNIDADES E OS HABITATS

Os ecossistemas marinhos associados à plataforma continental compreendem uma enorme diversidade de habitats, que determinam a distribuição das espécies e a abundância de organismos. Esses habitats englobam a coluna de água e os fundos, que incluem um complexo mosaico de plantas e seres bentónicos, assim como as respetivas comunidades que lhes estão associadas.

Comunidade: o termo comunidade pode referir-se a todos os organismos que coexistem num dado local ou a grupos de espécies que são encontradas juntas em diversos locais. Assim, uma comunidade pode ser o conjunto de todas as espécies que vivem, por exemplo, num recife de coral ou o conjunto de espécies de um determinado grupo taxonómico (*e.g.* gorgónias, poliquetas, *kelp*).

A diversidade de substratos de fundo oferece uma variedade de habitats que incluem fundos móveis, fundos rochosos, fundos biogénicos (*e.g.* recifes de coral e bancos de bivalves) e ainda fundos constituídos por comunidades de algas, que fornecem abrigo e providenciam alimento a uma enorme diversidade de espécies da fauna bentónica e demersal, como se pode observar na Figura 12.

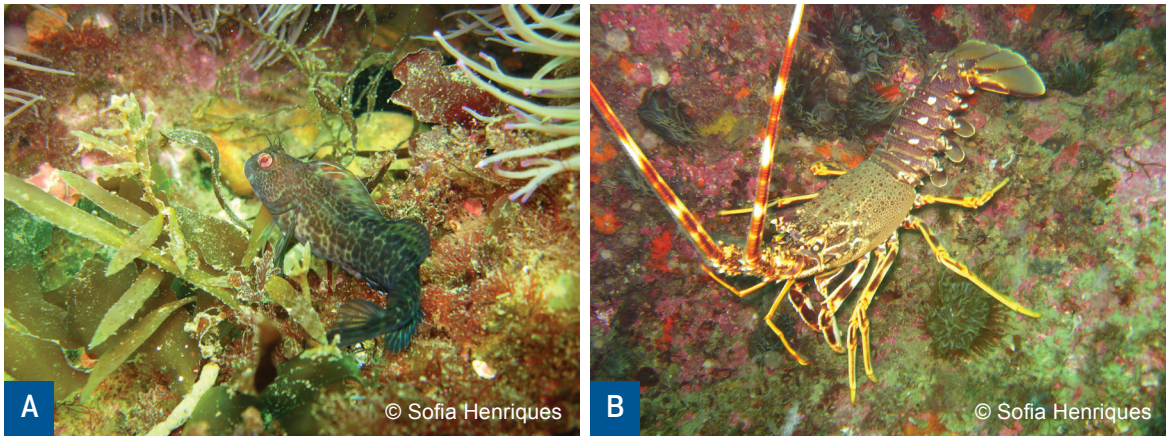


Fig. 12 - Complexidade de habitats do fundo, onde se destaca: **A)** o caboz *Parablennius pilicornis* e **B)** a lagosta-castanha (*Palinurus elephas*). Observam-se, ainda, anémonas e diversas algas.

A vida na plataforma continental distribui-se, assim, pelo habitat pelágico e pelos habitats do fundo, podendo dividir-se igualmente em duas categorias: organismos pelágicos e bentónicos, consoante o habitat que utilizam. Dentro dos **organismos pelágicos**, estes podem ser separados quanto à sua capacidade de locomoção: o plâncton, que é constituído pelos organismos que não possuem movimentos próprios suficientemente fortes para "vencer" as correntes, que porventura, se façam sentir na massa de água onde vivem (*e.g.* zooplâncton e fitoplâncton), e o necton, que é constituído por animais (*e.g.* peixes e mamíferos) que podem deslocar-se ativamente e "vencer" a força das correntes.

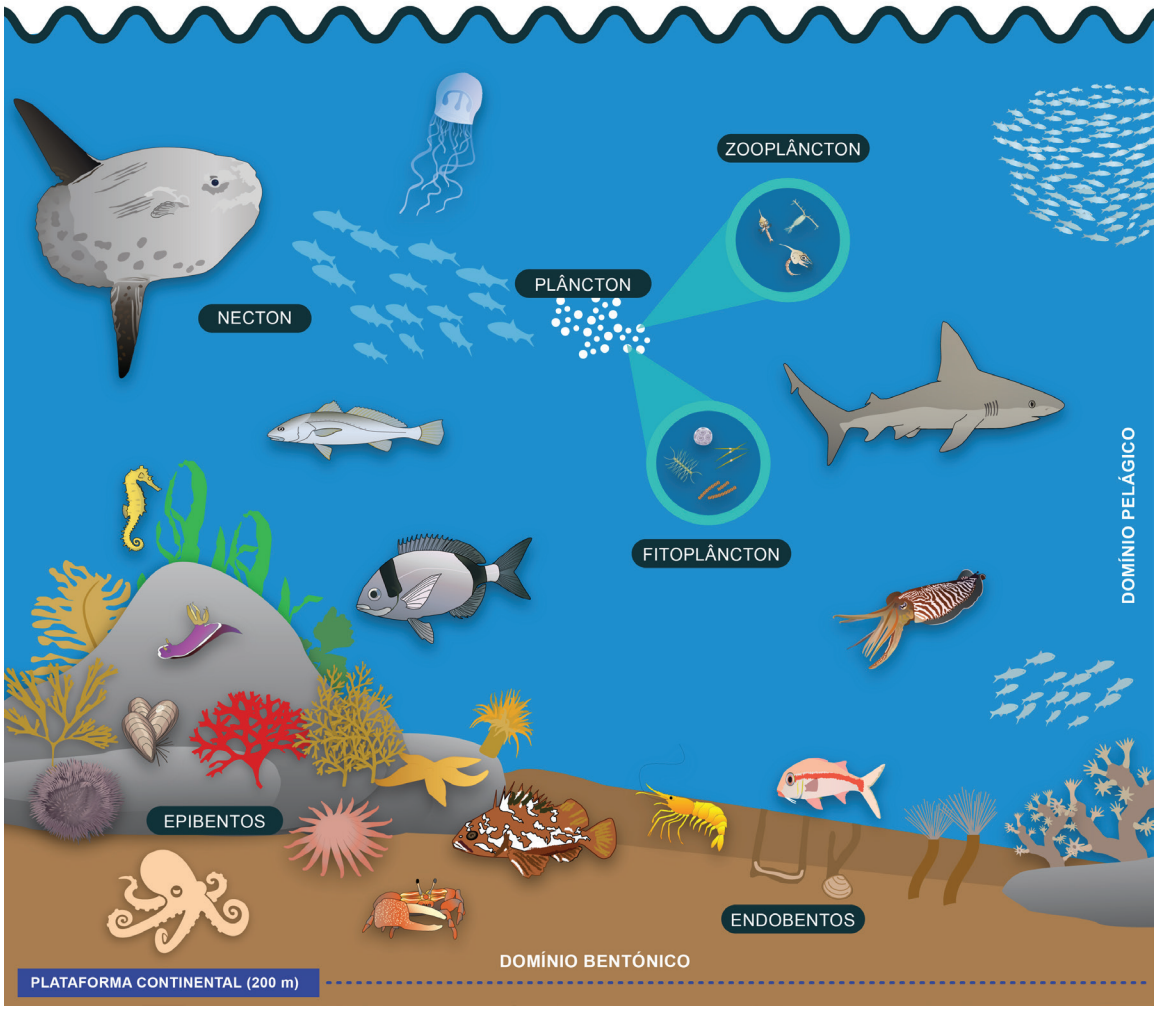
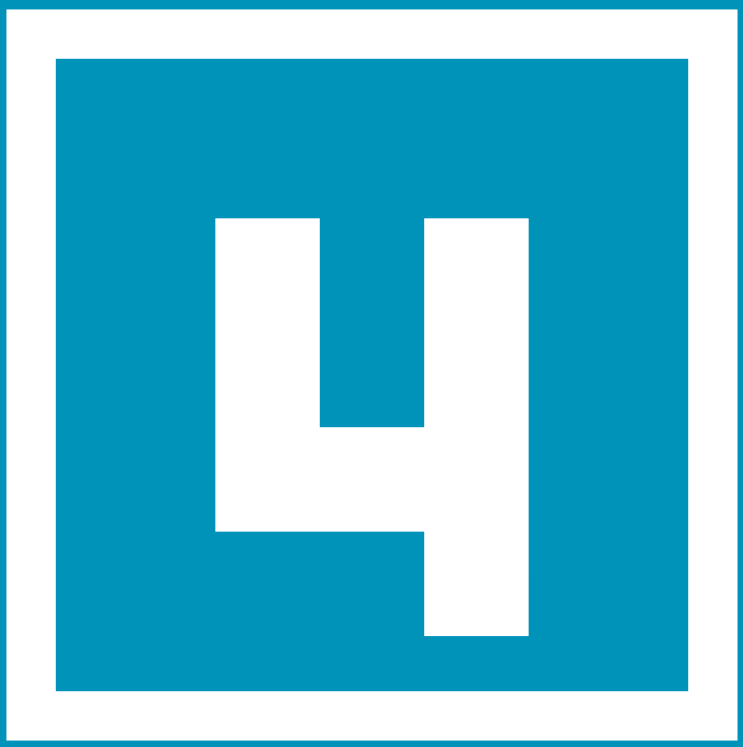


Fig. 13 - Ilustração da diversidade de organismos que habitam na plataforma continental.

Os **organismos bentónicos** são aqueles cuja vida está diretamente relacionada com o fundo dos oceanos, quer vivam fixos, no interior do substrato ou tenham vida livre. Estes podem ser divididos em epibentos, endobentos e demersais, conforme o seu habitat (Figura 13). O epibentos engloba organismos que habitam a superfície dos sedimentos (*e.g.* pepino-do-mar) e o endobentos, os organismos que vivem no interior dos sedimentos (*e.g.* alguns poliquetas). Por último, nos organismos demersais incluem-se os seres vivos que, apesar de terem capacidade de natação ativa, vivem em associação com o fundo, quer seja rochoso, quer seja constituído por substrato móvel, destacando-se alguns crustáceos e algumas espécies de peixe (*e.g.* sargos, salmonetes). Apesar de o ambiente marinho ser em grande parte composto por água, a vida bentónica apresenta uma imensa diversidade e, das espécies marinhas descritas, 98% vivem no substrato ou em contacto direto com ele (Levinton, 2013).

A elevada riqueza específica que existe nos ecossistemas da plataforma continental não seria possível sem que houvesse uma igual riqueza de habitats disponíveis. A integridade destes habitats é determinante para a fauna e a flora que neles habitam, sendo a sua proteção indispensável, principalmente no caso de alguns habitats mais sensíveis, como as florestas marinhas de algas castanhas gigantes (*kelp*), as pradarias de ervas marinhas ou os recifes de coral. Apesar desta riqueza, tanto o número como a extensão destes habitats prioritários têm vindo a diminuir consideravelmente nas últimas décadas devido a pressões de natureza humana. Assim, a única forma de salvaguardar a extraordinária biodiversidade que se encontra na plataforma continental é minimizando estas pressões e tornando-as sustentáveis, razão pela qual instrumentos legislativos como a Diretiva Quadro Estratégia Marinha são tão importantes.



CAPÍTULO 4
PRESSÕES ANTROPOGÉNICAS NO MEIO MARINHO

Comparativamente com o espaço terrestre, as zonas marinhas sempre estiveram mais protegidas da ação humana, devido à dificuldade inerente ao usufruto por parte do Homem deste meio que lhe é naturalmente hostil. No entanto, nos últimos anos, o aumento exponencial da população humana, à escala mundial, com a correspondente falta de espaço vital e o esgotamento dos recursos disponíveis no meio terrestre, levaram a um incremento da exploração do meio marinho e dos respetivos recursos, até porque os grandes desenvolvimentos tecnológicos ocorridos em tempos recentes permitem agora um aproveitamento mais eficaz dos mesmos.

Neste cenário de intensificação e massificação das atividades dedicadas à exploração dos recursos marinhos tradicionais e de aparecimento de um novo leque de atividades económicas com incidência neste ambiente, tem-se vindo a verificar, à escala mundial, um incremento da pressão humana sobre o domínio marinho e, especialmente, sobre as regiões da plataforma continental, que devido à sua maior proximidade ao meio terrestre sempre foram mais vulneráveis aos efeitos negativos de ações de origem antropogénica. E num cenário de manutenção do aumento da população humana e concomitante escassez de matérias-primas e mesmo de recursos rotulados de renováveis, existe potencial para que essas pressões e impactos se magnifiquem.

As principais pressões de origem humana, com incidência nas regiões da plataforma continental (Figura 14), estão relacionadas com:

- Exploração de recursos pesqueiros;
- Aquicultura;
- Navegação e construção naval;
- Extração de matérias-primas do leito marinho;
- Produção de energias renováveis no meio marinho;
- Turismo;
- Obras de proteção costeira;
- Infraestruturas hidráulicas;
- Introdução de resíduos e contaminantes no meio aquático.

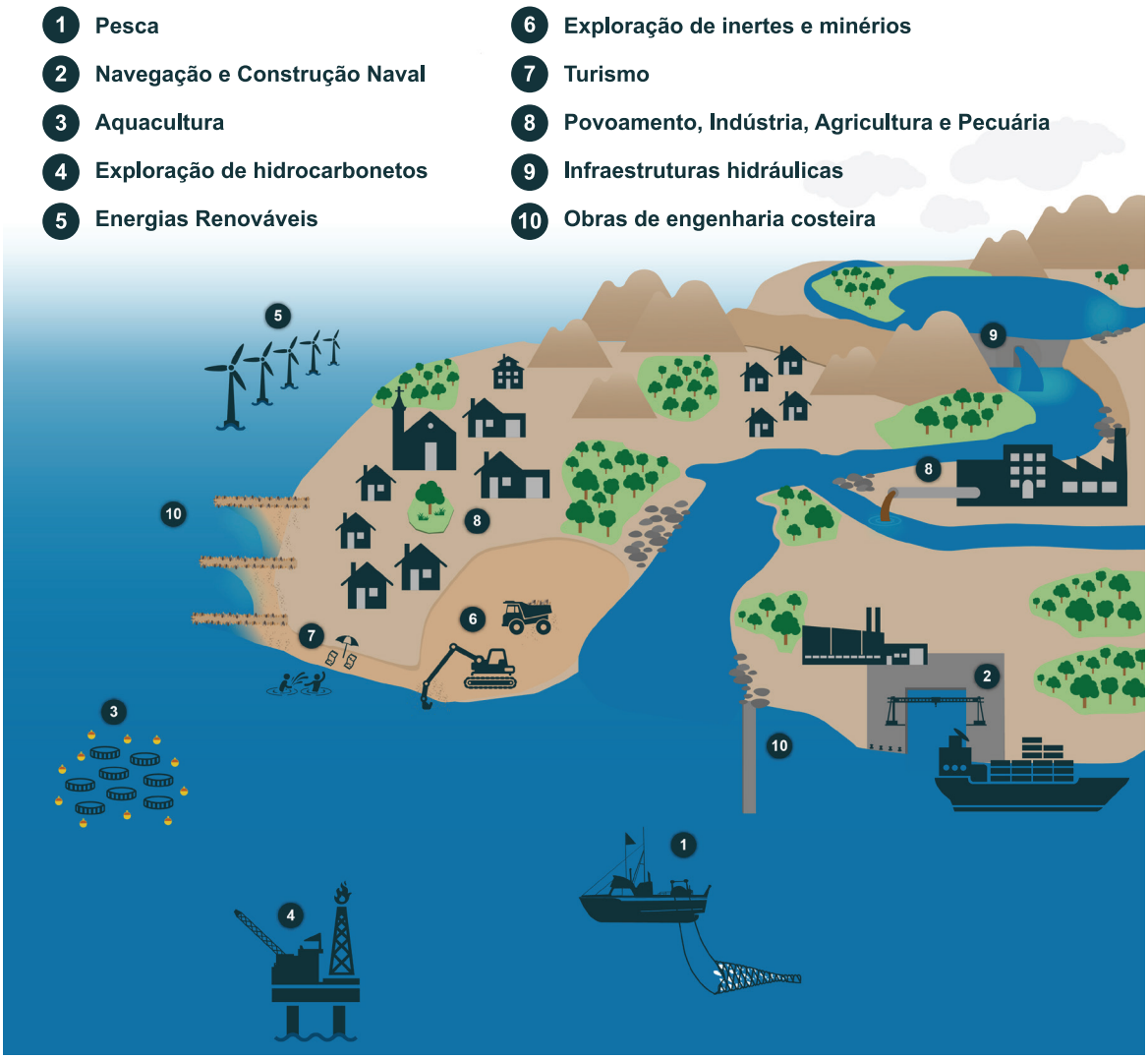


Fig. 14 - Pressões antropogénicas no meio marinho.

EXPLORAÇÃO DE RECURSOS PESQUEIROS

A exploração de recursos pesqueiros selvagens inclui atividades como a pesca e o marisqueio, quer exercidas por profissionais, quer exercidas com fins recreativos (pesca profissional e pesca lúdica). Os seus impactos principais fazem-se sentir normalmente sobre as populações das espécies-alvo, embora frequentemente alguns organismos capturados de forma acessória, mas em grandes quantidades, possam também ser bastante afetados. Um problema ambiental adicional da atividade piscatória consiste na pesca-fantasma, que resulta do facto de um grande número de artes se perderem e continuarem a capturar animais até se degradarem. Naturalmente, todas estas atividades contribuem para reduzir a biodiversidade marinha através do depauperamento das populações das espécies capturadas e da consequente afetação das teias tróficas que delas dependem. Algumas artes de pesca que arrastam no fundo promovem ainda uma degradação dos fundos marinhos, que inclui, não só a mortalidade de muitos invertebrados bentónicos, mas também alterações nos próprios sedimentos. Estes, se estiverem contaminados, poderão, por sua vez, libertar na coluna de água esses contaminantes suscetíveis de entrar nas teias tróficas locais, podendo mesmo afetar as comunidades humanas que se alimentarem desses organismos.

AQUICULTURA

A aquicultura na União Europeia é regulamentada de modo a garantir a qualidade e sustentabilidade da produção, bem como a proteção do consumidor. Apesar de todas as normas existentes esta é uma atividade que pode ter impactos significativos no meio marinho. Os estabelecimentos aquícolas podem ser de três tipos: intensivos, semi-intensivos e extensivos, diminuindo, como o nome indica, o grau de intervenção humana dos primeiros para os últimos. Um dos principais impactos ambientais dos empreendimentos aquícolas está normalmente relacionado com as modificações de habitat que ocorrem aquando da instalação das infraestruturas. Nos estabelecimentos que envolvem uma maior intensidade de cultivo são ministradas elevadas quantidades de alimento e de fármacos, para assegurar a sobrevivência e o crescimento dos exemplares, parte dos quais acaba por ser introduzida no meio envolvente e contaminar a água e os sedimentos adjacentes. O grau de dispersão dos contaminantes assim como o impacto da contaminação são influenciados por vários fatores, nomeadamente a agitação marítima, a salinidade e temperatura do meio aquático, entre outros. No caso de cultivo de espécies não indígenas, abordadas em maior detalhe no Capítulo 8, a possibilidade de fuga de reprodutores e de fauna e flora acompanhantes (incluindo parasitas e outros agentes patogénicos) dessas espécies constitui um impacto ambiental de elevado potencial, uma vez que quando estas espécies não indígenas se tornam invasoras têm frequentemente um efeito particularmente nefasto no ecossistema recém-colonizado. Mesmo a fuga de exemplares de espécies autóctones (*i.e.*, espécies consideradas nativas do próprio local) das aquiculturas pode constituir uma ameaça para a integridade genética das respetivas populações, se esses indivíduos tiverem sido gerados em cativeiro e apresentarem, por isso, características genéticas muito diferentes das populações selvagens. Por outro lado, a captura em meio natural dos organismos que se pretende cultivar poderá afetar as respetivas populações através da remoção de um elevado número de exemplares da natureza.

NAVEGAÇÃO E CONSTRUÇÃO NAVAL

O principal impacto resultante das atividades de navegação e construção naval está, provavelmente, relacionado com a ocupação de extensas áreas naturais, quer para instalação de estaleiros navais, quer para implementação de infraestruturas portuárias, incluindo a criação e manutenção de canais de navegação. As operações de dragagem necessárias para assegurar a funcionalidade destes canais de navegação provocam elevados impactos a nível sedimentar, hidrodinâmico e ecológico, sendo estes de magnitude potencial acrescida no caso dos sedimentos locais se encontrarem contaminados e poderem ser remobilizados para a coluna de água e entrarem nas teias tróficas locais. A introdução de hidrocarbonetos e outros contaminantes no meio marinho, devido ao funcionamento das embarcações e à construção e reparação naval constitui um impacto adicional, sobretudo quando acontece em áreas confinadas como zonas portuárias e estaleiros navais.

O ruído provocado pelo movimento das hélices das embarcações resulta num problema complementar para muitos animais, não só devido ao stress que provoca numa grande variedade de organismos, mas também porque interfere com a comunicação de espécies que interagem através de sons. No entanto, um outro impacto resultante da navegação marítima, de elevada magnitude potencial, é o facto de constituir um veículo privilegiado de introdução de espécies não indígenas em novos ecossistemas aquáticos, quer através da troca de águas de lastro, quer através da incrustação nos cascos das embarcações, sendo o principal vetor de introdução de espécies invasoras no meio marinho.

EXPLORAÇÃO DE RECURSOS GEOLÓGICOS MARINHOS

A existência de recursos geológicos passíveis de exploração nos fundos marinhos coloca grandes desafios relativamente à sustentabilidade da sua exploração. As atividades relacionadas com a exploração de recursos minerais, metálicos e não metálicos nos fundos marinhos, e de recursos energéticos não renováveis, podem provocar impactos ambientais importantes logo na fase de prospeção. Por exemplo, ao serem empregues métodos de reflexão sísmica na prospeção de hidrocarbonetos, a propagação de ondas de choque e a emissão de ruído podem causar efeitos letais e subletais nos organismos, tais como alterações fisiológicas, afugentamento, dificuldades de comunicação, etc. Já na fase de extração de minerais metálicos podem ocorrer impactos ambientais relevantes, quando contaminantes associados são libertados no meio marinho, alterando a qualidade da água e consequentemente o funcionamento das teias tróficas locais. A intervenção numa extensa área do fundo marinho, tal como acontece na exploração de nódulos polimetálicos e na extração de inertes, pode acarretar modificações na dinâmica sedimentar e hidrológica da zona e pode provocar mortalidade de organismos bentónicos. Adicionalmente, a ressuspensão de sedimentos contribui para um aumento da turbidez da água, o que reduz a penetração da luz e diminui a produtividade primária dessas massas de água.

PRODUÇÃO DE ENERGIAS RENOVÁVEIS NO MEIO MARINHO

Nos últimos tempos têm sido desenvolvidas várias formas de produção de energia a partir de fontes renováveis marinhas. Entre estas destacam-se as que utilizam a energia eólica e a energia das ondas. Tal tipo de empreendimentos tem normalmente impactos ambientais relativamente reduzidos, quando comparados com os de outras tipologias. Para além de ocuparem áreas mais ou menos extensas, estes parques podem produzir níveis de ruído elevados, que podem provocar o afugentamento de alguns animais e interferir com as comunicações de outros. No caso dos parques eólicos marinhos, contudo, o maior impacto potencial resulta do risco de colisão de animais voadores com as pás dos aerogeradores. Referência ainda para o facto dos cabos submarinos de transporte de energia para terra produzirem campos eletromagnéticos, os quais podem desorientar espécies sensíveis a esses campos.

TURISMO

As áreas costeiras são normalmente zonas privilegiadas para instalação de empreendimentos turísticos. A sua implementação acarreta, por isso, importantes modificações nos habitats naturais dessas regiões. A este impacto, é necessário somar os efeitos letais e subletais resultantes da presença e atividade dos turistas, incluindo a libertação de resíduos e diversos tipos de efluentes no meio marinho, quer direta, quer indiretamente. Além disso, a necessidade de abastecimento dos turistas aumenta a pressão sobre os recursos marinhos locais.

OBRAS DE PROTEÇÃO COSTEIRA

Para salvaguardar da erosão costeira em certas zonas litorais, são frequentemente construídas obras de proteção costeira, como esporões. Estes, ao interromperem a deriva litoral, induzem acumulação de areia a barlamar e, consequentemente, conferem proteção às construções aí existentes. No entanto, pela mesma razão, provocam erosão suplementar a sotamar, o que, normalmente, obriga à construção de outros esporões. Por essa razão, nos trechos costeiros intervencionados existem, geralmente, campos de esporões, isto é, conjuntos, maiores ou menores, de estruturas deste tipo. Tais campos de esporões, ao modificarem a dinâmica sedimentar dessas áreas alteram também as respetivas comunidades biológicas.

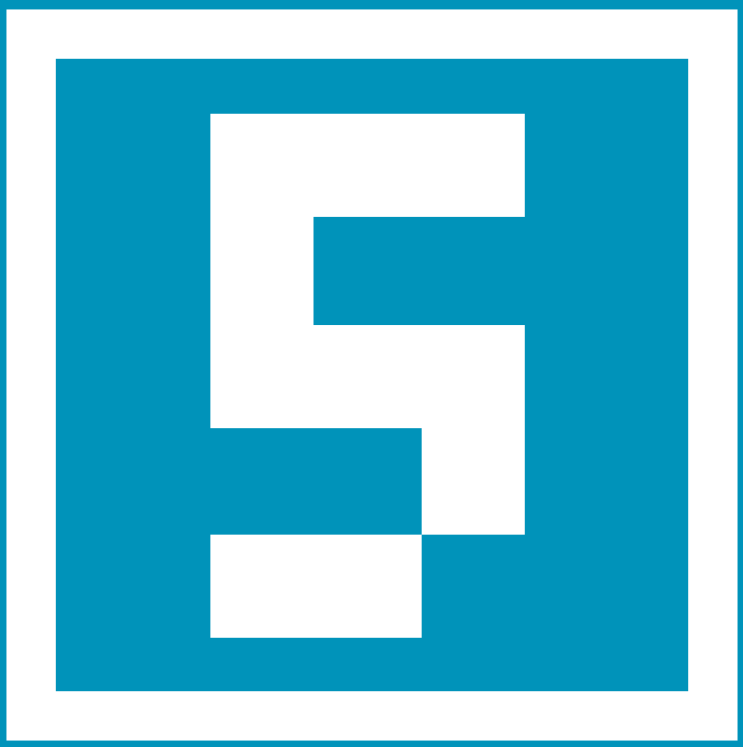
INFRAESTRUTURAS HIDRÁULICAS

Embora à primeira vista tal não seja muito óbvio, a construção de obras de engenharia hidráulica em meio continental pode ter importantes impactos ambientais nos ecossistemas marinhos. Desde logo, porque a redução dos caudais de água doce afluentes às zonas costeiras favorece as espécies com maiores afinidades marinhas em detrimento daquelas com maior apetência por condições continentais marcadas. Depois, porque essas obras de engenharia hidráulica também retêm nas respetivas albufeiras a maioria dos caudais sólidos das bacias que dominam. Desta forma, reduzem a afluência de sedimentos grosseiros às zonas litorais, promovendo a erosão costeira, com todas as consequências ecológicas e económicas resultantes desse fenómeno.

INTRODUÇÃO DE RESÍDUOS E CONTAMINANTES NO MEIO MARINHO

Grande parte das populações e dos aglomerados humanos estão instalados em zonas costeiras. Por esse motivo, é no litoral que se localiza igualmente uma parte muito significativa dos principais empreendimentos industriais, agrícolas e pecuários. Os efluentes e escorrências de origem doméstica, industrial e agropecuária, com maior ou menor grau de tratamento, introduzem na zona marinha costeira, direta ou indiretamente, diversos tipos

de resíduos (lixo), contaminantes (matéria orgânica, nutrientes, metais, hidrocarbonetos, fármacos, etc.) e agentes patogénicos (bactérias, vírus, etc.). Alguns destes contaminantes podem prejudicar diretamente a Saúde Pública, assim como promover diversos efeitos letais e subletais nos organismos locais. Alguns desses compostos, nomeadamente os nutrientes, podem ainda promover a proliferação excessiva de algas, podendo levar ao aparecimento de sintomas de eutrofização, que podem ser prejudiciais ao funcionamento do ecossistema, como por exemplo o défice de oxigénio e consequente morte de organismos. Associado ao enriquecimento antropogénico das águas, podem ainda surgir *blooms* de microalgas nocivas, nas quais se podem incluir as produtoras de toxinas. No entanto, na costa portuguesa os *Harmful Algal Blooms* (HABs), ou proliferações de algas nocivas, não estão geralmente associados à ação humana, resultando das condições naturais existentes.



CAPÍTULO 5
A BIODIVERSIDADE MARINHA

5.1 CONCEITOS GERAIS E ENQUADRAMENTO

De acordo com o texto da Convenção sobre a Diversidade Biológica (ratificada por Portugal através do Decreto-lei nº 21/93, de 21 de junho), entende-se por biodiversidade "a variabilidade entre os organismos vivos de todas as origens, incluindo, *inter alia*, os ecossistemas terrestes, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte; compreende a diversidade dentro de cada espécie, entre as espécies e dos ecossistemas". No seu sentido mais lato, a biodiversidade marinha engloba a biodiversidade dos mares e oceanos.

COMPONENTES DA BIODIVERSIDADE

Sendo a biodiversidade um conceito complexo que engloba uma variedade de níveis ecológicos, esta pode ser subdividida em várias componentes, como a diversidade genética, de espécies, de habitats ou de ecossistemas. De acordo com o que é referido na DQEM, a biodiversidade deve ser avaliada nos vários níveis ecológicos referidos. Para uma melhor compreensão dos conceitos usados, apresentam-se algumas definições destas componentes:

Diversidade genética: existência de variabilidade ao nível dos genes do indivíduo, da espécie ou da população.

Diversidade de espécies: variedade taxonómica e funcional de espécies ou grupos de espécies, incluindo as suas relações intra e inter-específicas, bem como as suas abundâncias relativas.

Diversidade de habitats: compreende as características abióticas e a comunidade biológica associada.

Diversidade de ecossistemas: inclui os níveis de diversidade biológica anteriores e ainda a variedade de características fisiográficas, geológicas e climáticas de uma região e os processos que aí ocorrem. Inclui combinações únicas de abundância e diversidade de seres vivos e características físicas do meio.

Apesar de algumas das componentes da biodiversidade poderem ser facilmente quantificadas, em particular a diversidade específica de alguns grupos de organismos, há outras, como a diversidade de habitats ou a diversidade microscópica, que são, em geral, complexas e difíceis de avaliar.

BIODIVERSIDADE E BIOGEOGRAFIA

A biodiversidade não é igual em todos os pontos do planeta. Isto acontece porque a distribuição dos organismos é função da interação entre eles e o seu ambiente físico-químico (abiótico) e biótico.

Vários autores têm procurado identificar, nos oceanos, diferentes regiões geográficas com base em padrões de distribuição dos organismos, ou seja, padrões biogeográficos. Na abordagem mais recente, Spalding *et al.* (2007) consideram uma classificação hierárquica, sendo a eco-região a unidade de menor escala. As eco-regiões integram-se em províncias (62) e estas em domínios (12; Figura 15). É o primeiro sistema de classificação marinha mundial com limites e definições claramente estabelecidos e foi desenvolvido de forma a estabelecer uma ligação estreita com os sistemas regionais já existentes. Este sistema, conhecido como MEOW (*Marine Ecoregions of the World*), foi projetado com o objetivo de ser utilizado como uma ferramenta de gestão e conservação do meio marinho. Considera, no estabelecimento dos limites, o biota de toda a zona nerítica, incluindo os domínios pelágico e bentónico. Neste trabalho, os critérios foram estabelecidos com base em informação disponível, das mais variadas fontes (*e.g.* artigos científicos e relatórios de Organizações Não Governamentais), relativamente a taxonomia, história evolutiva e padrões de dispersão e de isolamento dos diferentes grupos de organismos.

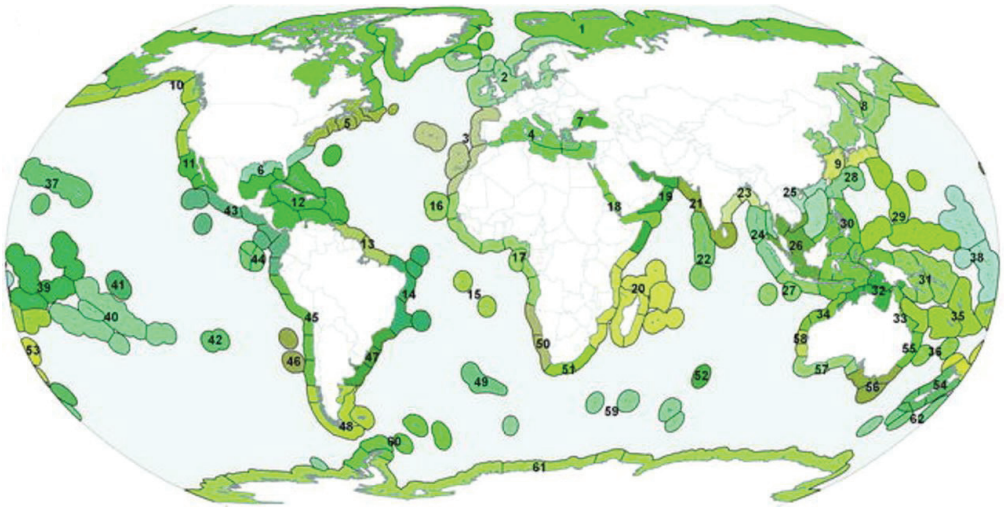


Fig. 15 - Distribuição das províncias marinhas, enumeradas de 1 a 62. Para mais detalhe, consultar Spalding *et al.* (2007). (© Oxford University Press, 2007, in Spalding *et al.*, 2007)

A BIODIVERSIDADE E OS SERVIÇOS DO ECOSSISTEMA

Uma das componentes fundamentais da biodiversidade é a diversidade funcional de um ecossistema, ou seja, a diversidade de funções que os organismos de um dado ecossistema desempenham. As funções destes organismos (*e.g.* produtores primários, engenheiros ecossistémicos, bioturbadores) estão associadas a processos essenciais para o bom funcionamento do ecossistema, como, por exemplo, o ciclo do carbono, a criação de refúgios que servem de habitat, e a transferência de energia ao longo da teia trófica. Assim, estes processos estão na base dos bens e serviços que o ecossistema providencia ao Homem e que o beneficiam (Costanza *et al.*, 1997). Os serviços do ecossistema podem

ser divididos em quatro categorias: i) serviços de provisionamento (*e.g.* água, comida, matérias-primas); ii) serviços de regulação (*e.g.* sequestro de carbono, polinização, controlo biológico); iii) serviços de suporte (*e.g.* habitats para espécies) e iv) serviços culturais (*e.g.* turismo, paisagem, lazer). Na sua globalidade, estes serviços são essenciais do ponto de vista antropogénico, abrangendo muitas das atividades que se tornaram indispensáveis à sobrevivência humana e ao desenvolvimento como espécie. A importância dos serviços do ecossistema para o bem-estar humano está patente no valor anual estimado de 125 biliões de dólares (Costanza *et al.*, 2014), que corresponde a quase o dobro do PIB global (74 biliões de dólares em 2015; Banco Mundial, 2017). A manutenção dos ecossistemas marinhos é, assim, indispensável e deve ser considerada uma prioridade. Um bom conhecimento acerca do seu funcionamento é fundamental para salvaguardar a integridade destes sistemas, que contribuem para o fornecimento dos inúmeros serviços prestados à humanidade.

5.2 A BIODIVERSIDADE NO ÂMBITO DA DQEM

O descritor Biodiversidade (D1) pode ser considerado o mais importante e complexo descritor da Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Encontra-se intimamente relacionado com os restantes descritores e, caso não se encontre em bom estado ambiental, poderá indicar o incumprimento do bom estado ambiental de grande parte dos restantes descritores. Como tal, deve evitar-se redundância com outros descritores, nomeadamente com os denominados descritores de estado, como as Cadeias tróficas (D4) e Integridade dos fundos marinhos (D6).

Segundo o disposto pela Comissão Europeia (Decisão da Comissão 447/2010/UE de 1 de setembro), o bom estado ambiental, relativo ao descritor biodiversidade, é atingido quando "a diversidade biológica 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 prevalecentes". Assim, numa área marinha em bom estado ambiental não há perda adicional de diversidade dentro de cada espécie, entre espécies e de habitats e ecossistemas a escalas ecologicamente relevantes. Qualquer característica de biodiversidade encontra-se ao nível requerido ou acima desse nível, sempre que as condições o permitirem. Para além disso, o uso do ambiente marinho é sustentável.

Como indicado na definição de bom estado ambiental, a avaliação da biodiversidade tem de ter em conta as condições naturais da região em causa. Isto é particularmente importante se se considerar que, por exemplo, a diversidade de espécies e habitats na costa portuguesa é muito maior do que no Mar Báltico.

A biodiversidade como descritor apresenta um vasto âmbito, sendo influenciada por outras componentes do meio marinho e consequentemente por outros descritores da DQEM. Na verdade, todos os descritores apresentam pontes com a biodiversidade, já que referem especificamente espécies marinhas (D2, D3, D4, D5 e D9) ou efeitos nocivos para os ecossistemas marinhos (D2, D5, D6, D7, D8, D10 e D11). Por exemplo, a noção de bom estado ambiental para o descritor Lixo marinho (D10) pressupõe que a quantidade de lixo marinho não tenha efeitos negativos no ecossistema marinho.

5.3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

Na DQEM, o descritor Biodiversidade tem a particularidade de ser alvo de uma avaliação, baseada numa abordagem holística, que considera as várias componentes da biodiversidade como um todo, ao invés de instrumentos de proteção prévios. Apesar de ambiciosa, esta abordagem é mais adequada para o meio marinho, uma vez que tem em conta as dinâmicas naturais do ecossistema.

A avaliação do estado da biodiversidade de uma dada área marinha depende muito do conhecimento que se tem, à data, sobre essa área. Este conhecimento tem de ser robusto, o que, para um descritor tão complexo e abrangente, pode revelar-se difícil, dispendioso e muito demorado. Para além disto, não basta apenas avaliar o estado da biodiversidade, porque tal pode fornecer informação incompleta, sendo também necessário considerar as pressões que sobre ela incidem.

É importante que haja uma estratégia balanceada de avaliação e monitorização que seja abrangente e ao mesmo tempo economicamente viável. Por exemplo, a pesca de arrasto causa elevados danos nos recifes de coral. Em vez de monitorizar exaustivamente o fundo marinho onde os recifes ocorrem, poder-se-á optar por monitorizar a distribuição e intensidade da pesca de arrasto. Esta monitorização poderá ser complementada com uma monitorização direta do estado dos recifes a uma frequência temporal mais reduzida. A utilização de uma abordagem baseada no risco é essencial, dando-se prioridade, quando possível, às principais pressões que estão ou possam estar a afetar a biodiversidade.

Os indicadores utilizados na avaliação da biodiversidade devem ser eficientes e relevantes. Para além do conjunto de indicadores utilizados para uma área marinha ter de apresentar a capacidade de dar resposta às várias componentes da biodiversidade, este também deverá ser transversal aos diferentes grupos taxonómicos e habitats existentes,

de forma a facilitar a sua comparação. Em 2010, a Comissão Europeia (Decisão da Comissão 2010/477/UE) sugeriu a utilização de alguns critérios e indicadores associados que procuram dar resposta a esta pluralidade (Tabela 1). Esta Decisão serviu de base à avaliação inicial efetuada para o 1.º ciclo da DQEM tendo sido, recentemente, revogada pela Decisão 2017/848 da Comissão, de 17 de maio.

Tabela 1 - Critérios e indicadores recomendados pela Comissão Europeia para avaliação do estado ambiental do descritor Biodiversidade (Decisão da Comissão 2010/477/UE de 1 de setembro)

CRITÉRIOS	INDICADORES
Distribuição das espécies	• Área de distribuição; • Modelo de distribuição no interior dessa área, se for o caso; • Área coberta pelas espécies (para as espécies sésseis e bentónicas);
Dimensão da população	• Estrutura genética da população, se for o caso.
Condição da população	• Características demográficas da população (por exemplo, estrutura por tamanho ou por classe etária, rácio entre os sexos, taxas de fecundidade, taxas de sobrevivência/ mortalidade); • Estrutura genética da população, se for o caso.
Distribuição dos habitats	• Área de distribuição; • Modelo de distribuição.
Extensão dos habitats	• Área do habitat; • Volume do habitat, se relevante.
Condição dos habitats	• Condição das espécies e comunidades típicas; • Abundância relativa e/ou biomassa, consoante o caso; • Condições físicas, hidrológicas e químicas.
Estrutura dos ecossistemas	• Composição e proporções relativas dos componentes dos ecossistemas (habitats e espécies).

Considerando a componente das espécies, são recomendados três critérios para avaliar o bom estado ambiental no que se refere ao descritor da Biodiversidade: 1) distribuição das espécies; 2) dimensão da população e 3) condição da população. Relativamente ao primeiro critério, os indicadores propostos são a determinação da área de distribuição da espécie, do seu padrão de distribuição e da área coberta pela mesma (apenas para espécies sésseis e bentónicas; Tabela 1). Quanto ao segundo critério, o único indicador proposto é a estimativa da abundância e/ou biomassa da população. Em relação ao terceiro critério, os indicadores apresentados são a determinação das características demográficas da população e a sua estrutura genética, quando possível.

Entretanto, outros estudos e projetos científicos (*e.g.* Teixeira *et al.*, 2014) têm reunido ou sugerido mais indicadores, ao mesmo tempo que avaliam a sua eficácia e adequabilidade.

Estes indicadores podem ser utilizados para avaliar vários atributos ou componentes da biodiversidade, como o estado das espécies, do habitat ou do ecossistema.

5.4 GRUPOS BIOLÓGICOS

Uma das tarefas mais difíceis na avaliação do estado ambiental relativamente ao descritor D1 (Biodiversidade) será ter em conta a complexidade e a riqueza dos seres vivos que habitam o meio marinho. Nas últimas décadas, com o avanço do conhecimento sobre a diversidade genética dos organismos, o entendimento sobre diversidade biológica mudou radicalmente. A Figura 16 procura representar, de forma esquemática, a imensa diversidade de linhas evolutivas reconhecidas atualmente, sendo de esperar que este esquema venha a sofrer alterações no futuro. Neste esquema, é possível constatar que as algas, os animais e os fungos são uma pequeníssima fração da diversidade existente.

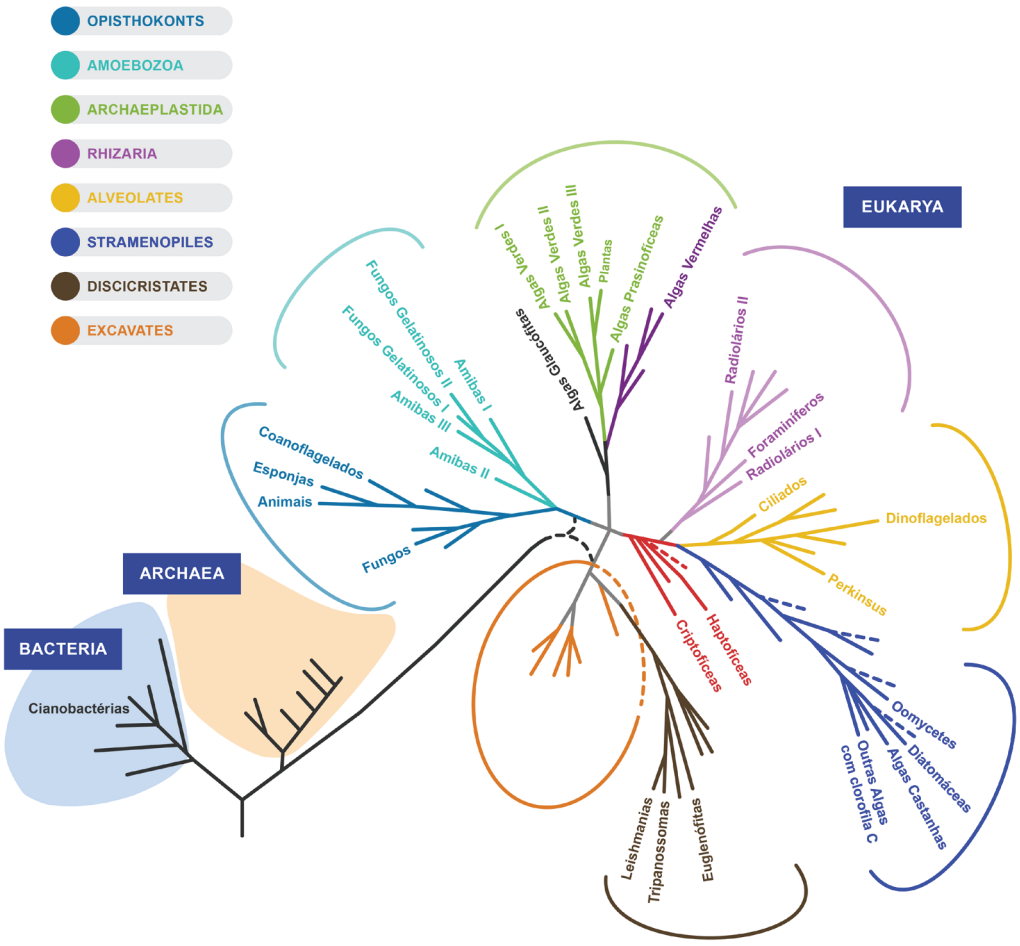


Fig. 16 - . Representação esquemática dos três Domínios da Vida, com ênfase no Domínio Eukarya (a dimensão dos grupos não se encontra à escala). O esquema procura reproduzir as linhas evolutivas atualmente reconhecidas com base em dados filogenéticos moleculares e de ultra-estrutura (esquema adaptado de *Raven et al.*, 2005 e *Fehling et al.*, 2007). São apenas referidos os grupos mais conhecidos ou associados a ecossistemas marinhos.

Nesta secção serão apresentados alguns dos grupos biológicos mais relevantes para a avaliação do estado ambiental, assim como alguns indicadores e metodologias que podem ser utilizadas no âmbito da DQEM.

ALGAS

Nos sistemas aquáticos da plataforma continental, os produtores primários, isto é, os organismos que pela fotossíntese medeiam a conversão da energia do sol na energia química essencial ao funcionamento de toda a teia trófica, são predominantemente as algas. São elas que vão determinar a produção e sustentabilidade de todos os níveis tróficos superiores e são, por isso, um elemento chave para o bom estado ambiental dos ecossistemas.

O termo “alga” não tem qualquer significado taxonómico, tendo apenas uma designação prática que agrupa organismos de uma enorme diversidade evolutiva (Figura 16). Por essa razão, apresentam uma grande diversidade de formas, ciclos de vida, fisiologia e bioquímica. Em comum, a grande maioria das algas apresentam a capacidade de realizar a fotossíntese, libertando oxigénio, e tendo a clorofila *a* como pigmento central desse processo. Na Figura 16 é possível perceber que as algas eucariotas (Eukarya) não têm um ancestral comum. Este facto evidencia a existência de outros processos evolutivos na aquisição da capacidade fotossintética em plantas e algas que não a simples transmissão de alterações genéticas pontuais, de geração em geração. É comum considerar dois grandes grupos de algas com base nas suas dimensões: as macroalgas, visíveis a olho nu, e as microalgas, de dimensões microscópicas. No primeiro grupo incluem-se formas com dimensões que variam entre apenas alguns milímetros, até formas com mais de 50 m, os seres vivos de maiores dimensões no planeta. Enquanto grupo ecológico, as macroalgas são, na sua grande maioria, bentónicas. No caso das microalgas, estas incluem espécies bentónicas associadas a substratos inorgânicos e orgânicos, e também espécies planctónicas, que colonizam a zona iluminada das massas de água.

Considerando a produção primária global do planeta (ecossistemas terrestres e aquáticos), os produtores primários marinhos contribuem com cerca de metade, apesar de representarem menos de 1% da biomassa total. Dada a imensa extensão dos oceanos, a contribuição do fitoplâncton para a produtividade primária global é a mais significativa.

Tal como se verifica para outros organismos, as diferentes espécies de algas apresentam diferenças nas suas preferências ambientais. A composição das comunidades permite assim, inferir sobre as características abióticas do sistema (turbulência, temperatura, salinidade, estado trófico) e em última análise sobre o seu estado ecológico. A

dimensão, composição e morfologia de cada espécie ou grupo (diversidade funcional) são também parâmetros que, em conjunto com a diversidade da comunidade, devem ser considerados na avaliação do estado ambiental. Por exemplo, alterações ambientais que favoreçam a proliferação de microalgas de reduzidas dimensões podem levar ao colapso de níveis tróficos superiores, caso estes organismos sejam incapazes de consumir essa biomassa. O mesmo poderá ocorrer com os diferentes grupos funcionais de macroalgas, quando alterações nas pressões ambientais favoreçam, por exemplo, formas calcárias incrustantes de difícil consumo pelos níveis tróficos superiores.

As algas obtêm os nutrientes essenciais ao seu metabolismo, entre os quais o fósforo e o azoto, a partir de formas inorgânicas dissolvidas na água, com origem em processos locais de regeneração da matéria orgânica ou por enriquecimento exógeno. Nas zonas costeiras, o enriquecimento da coluna de água em nutrientes pode resultar de processos naturais, como por exemplo a lixiviação de minerais terrestres e processos oceanográficos de transporte de águas profundas ricas em nutrientes para a superfície (afloramento costeiro), ou da atividade humana, como por exemplo efluentes urbanos, agricultura ou deposição atmosférica de produtos da combustão dos combustíveis fósseis. O impacto da entrada de nutrientes de origem antropogénica nas zonas costeiras não consiste apenas no aumento da quantidade de nutrientes disponíveis, mas também na alteração da proporção em que os diferentes elementos ocorrem. As algas respondem muito rapidamente às alterações na disponibilidade em nutrientes e são por isso o primeiro indicador de eutrofização nos ecossistemas aquáticos. Essas alterações manifestam-se não só na biomassa total produzida, mas também na estrutura e diversidade das comunidades, uma vez que diferentes espécies apresentam diferentes afinidades para os vários nutrientes.

Nas zonas costeiras e na plataforma continental, o fitoplâncton marinho é frequentemente dominado por dois grandes grupos, as diatomáceas e os dinoflagelados (Figura 17A, Figura 17B). Outro grupo muito importante são as microalgas flageladas do grupo das haptófitas, em particular aquelas caracterizadas pela presença de um exoesqueleto carbonatado, os cocolitóforos (Figura 17C). Nas zonas oceânicas, pobres em nutrientes, predominam formas de muito pequenas dimensões, nomeadamente cianobactérias (Bacteria).

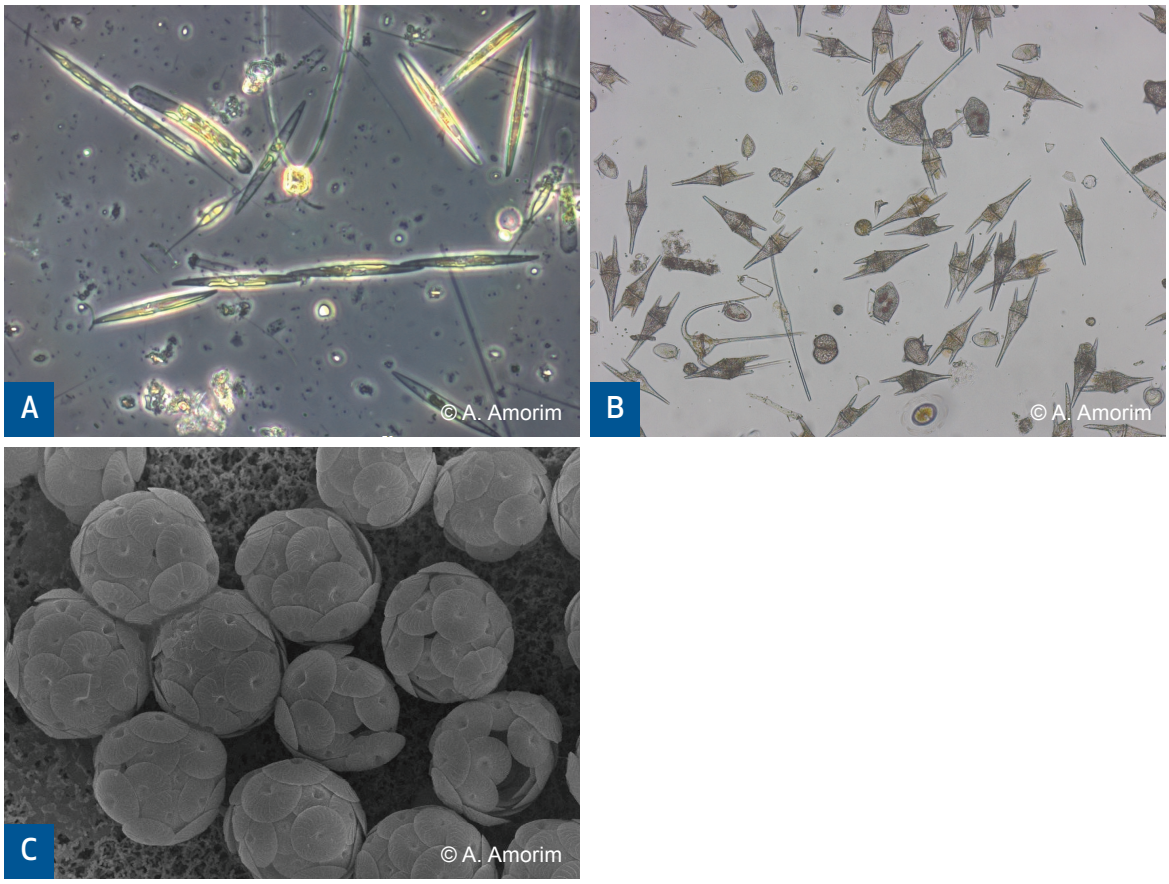


Fig. 17 - Fitoplâncton. **A)** Amostra dominada por diatomáceas; **B)** Amostra dominada por dinoflagelados; **C)** Cocolitóforos.

As macroalgas, devido à sua natureza predominantemente bentónica, têm uma distribuição quase restrita às zonas costeiras rochosas. Têm um papel muito importante na estruturação dos ecossistemas costeiros, não só enquanto produtores primários, mas também pela riqueza de habitats que geram, favorecendo o desenvolvimento de outras espécies e potenciando a diversidade das comunidades faunísticas. Nas últimas décadas, estas comunidades têm sido sujeitas a pressões ambientais muito significativas, como resultado da atividade humana, nomeadamente, eutrofização, sobre-exploração e introdução de espécies não indígenas.

Nas zonas em que o substrato permite a fixação das espécies, as macroalgas apresentam uma distribuição desde o limite superior da zona entremarés até à maior profundidade a que a luz penetra em quantidade suficiente para permitir o seu crescimento. São vários os fatores ambientais que influenciam a distribuição das diferentes espécies. Para além dos fatores abióticos (temperatura, maré, correntes, luz, entre outros), há a considerar fatores bióticos, como a competição inter-específica ou a herbivoria.

A distribuição das diferentes espécies de macroalgas contribui para a delimitação de zonas biogeográficas nos oceanos. Este aspeto é particularmente importante no caso de Portugal, uma vez que o território se situa numa zona de transição, entre sub-regiões biogeográficas. Alterações nos padrões de distribuição das macroalgas podem, assim, ser indicadores precoces de alterações climáticas. Conhecer a estrutura e composição das comunidades de macroalgas é, pois, fundamental para a gestão e manutenção do equilíbrio dos ecossistemas costeiros, assim como para a avaliação do bom estado ambiental.

Com a introdução de técnicas moleculares no estudo da diversidade biológica, a sistemática das macroalgas, à semelhança de outros grupos, tem sofrido nos últimos anos numerosas alterações. Contudo, ainda é possível considerar três grandes grupos: as algas verdes, castanhas e vermelhas (Figura 18). Com algumas exceções, os dois últimos grupos são maioritariamente marinhos, enquanto as algas verdes apresentam maior diversidade em sistemas dulçaquícolas. É difícil estimar o número de espécies de cada um destes grupos, variando de autor para autor os valores apresentados. Contudo, é consensual que em águas marinhas as algas vermelhas são as que apresentam maior diversidade específica (Figura 18 - A e B), seguidas pelas algas castanhas (Figura 18C) e, por último, as algas verdes (Figura 18D).

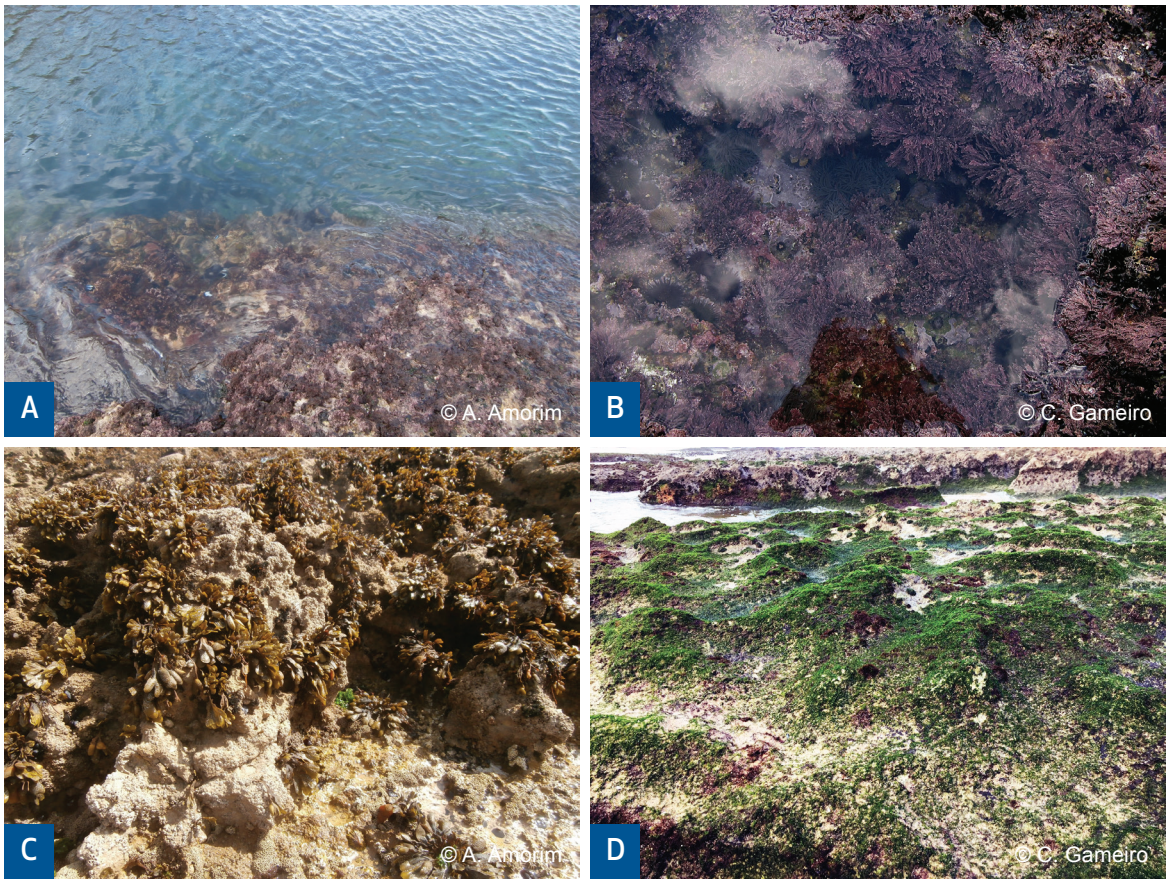


Fig. 18 - Macroalgas. Panorâmica de uma rocha na zona entremarés coberta maioritariamente por algas vermelhas (**A** e **B**); Macroalga castanha, *Fucus* sp., Cabo Sardão (**C**); Rocha coberta maioritariamente por algas verdes, *Ulva* sp., Praia das Avencas, Parede (**D**).

No âmbito da DQEM importa avaliar as alterações da estrutura e funcionamento dos ecossistemas devido a pressões antropogénicas. O fitoplâncton tem sido amplamente utilizado para avaliar o impacto do enriquecimento das águas em nutrientes, especialmente para o descritor D5 (Eutrofização). Assim, as concentrações de clorofila *a* são frequentemente utilizadas como indicador da biomassa de fitoplâncton (*e.g.* Wang *et al.*, 2010; Racault *et al.*, 2014). Estes indicadores são indissociáveis do descritor Eutrofização, mas, como é óbvio, são também muito relevantes para avaliar o estado do descritor Biodiversidade, assim como o funcionamento das cadeias tróficas de uma determinada região.

Para o estudo a maiores escalas espaciais, a deteção remota pode dar um contributo fundamental (mais detalhe no Capítulo 10). As pressões podem também ter efeito ao nível da composição da comunidade fitoplanctónica, promovendo alterações do balanço entre os grupos. Estas podem ter repercussões em toda a cadeia trófica (Cury *et al.*, 2008).

Relativamente às macroalgas, há múltiplos indicadores de qualidade ambiental com base neste grupo taxonómico, principalmente para zonas costeiras (Pereira e Neto, 2014). Destes, a abundância e a composição específica da comunidade de macroalgas são, por exemplo, alguns indicadores recomendados pela OSPAR (OSPAR, 2012) para lidar com a avaliação do descritor biodiversidade.

Para que seja possível compreender os diferentes padrões de diversidade das algas e o que eles revelam e como podem contribuir para o entendimento do bom estado ambiental, é fundamental a existência de programas de monitorização de longo prazo e a formação de bons taxonomistas. O descritor Biodiversidade (D1), como já referido, é indissociável de outros descritores (*e.g.* Espécies não indígenas (D2) ou Cadeias tróficas marinhas (D4)). A estrutura e composição das comunidades de algas, enquanto produtores primários na base das cadeias tróficas marinhas, são fundamentais para a avaliação do estado ambiental.

INVERTEBRADOS

O grupo biológico dos invertebrados marinhos é extremamente diverso, distribui-se por um elevado número de Divisões (Filos) e compreende muitas das espécies descritas na literatura. A diversidade de invertebrados que coloniza o meio marinho é reflexo das relações que estabelecem entre si (*i.e.* relações tróficas) e com as condições abióticas do meio em que vivem e dos habitats que utilizam. Considerados elementos chave de um habitat, os invertebrados desempenham um conjunto de funções extremamente relevantes para o bom funcionamento de um ecossistema (*e.g.* suporte, alimento, manutenção da qualidade da água), representando uma importante componente da vida no meio marinho. Podem ocorrer em todos os tipos de habitat e ser encontrados na coluna de água (planctónicos e nectónicos) ou junto ao fundo (bentónicos).

Entre os invertebrados que habitam a coluna de água, os mais emblemáticos são a caravela-portuguesa e as alforrecas (Filo Cnidaria), alguns crustáceos (Filo Arthropoda) de pequenas dimensões como o *krill*, e os chocos e as lulas (Filo Mollusca). Relativamente aos invertebrados bentónicos, destacam-se: espongiários (Filo Porifera), anémonas e corais (Filo Cnidaria), minhocas e vermes-marinhos (Filos Annelida e Nematoda), bivalves e gastrópodes (Filo Mollusca) e, ainda, estrelas-do-mar, ouriços e pepinos-do-mar (Filo Echinodermata), alguns dos quais podem ser observados na Figura 19.

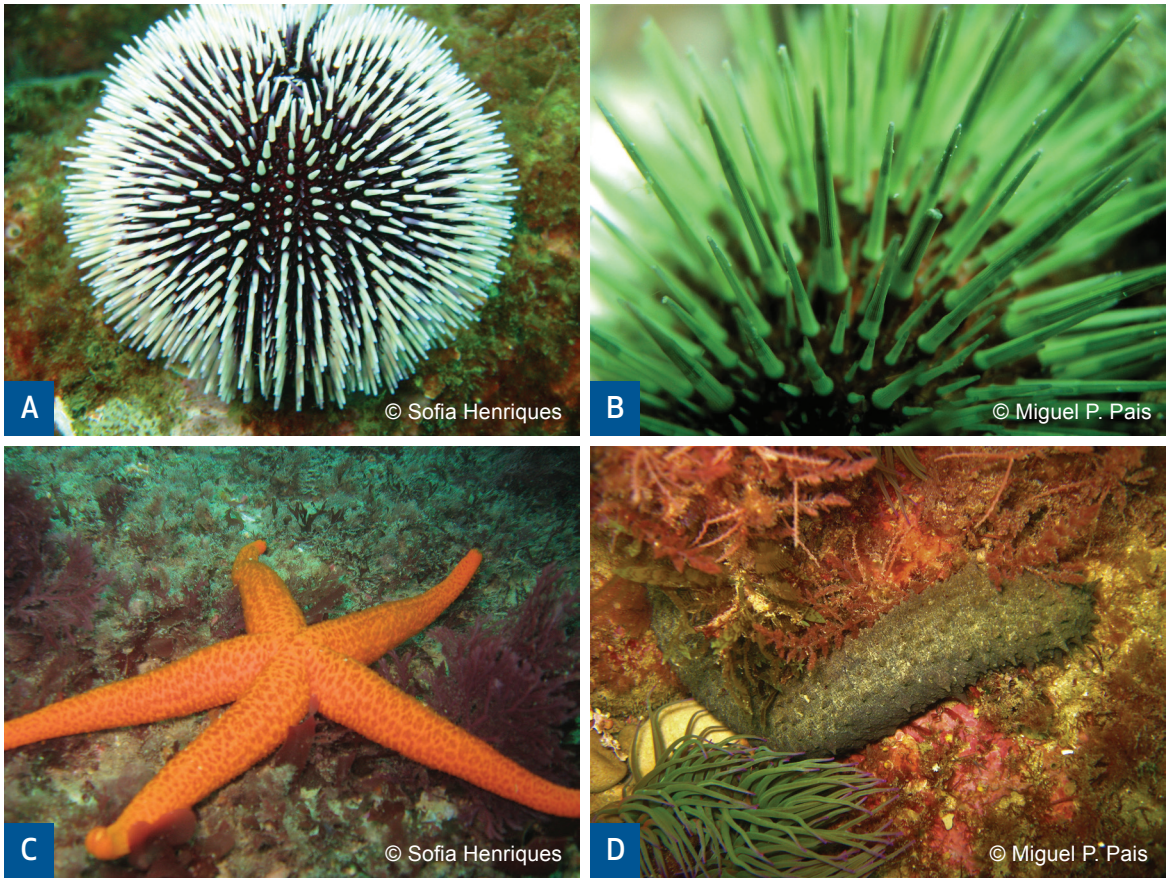


Fig. 19 - Diversidade de equinodermes. **A)** Ouriço-do-mar *Sphaerechinus granularis*; **B)** Ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus*; **C)** Estrela-do-mar *Echinaster sepositus*; **D)** Pepino-do-mar *Holothuria forskali*.

A diversidade taxonómica dos invertebrados encerra diversidade de dimensões, sendo possível encontrar, neste caso, desde organismos microscópicos (*e.g.* alguns nemátodes), até organismos que medem mais de uma dezena de metros de comprimento (*e.g.* a lula-gigante, *Architeuthis dux*) e, ainda, diversidade funcional, *i.e.*, a função dos organismos nos ecossistemas. A alimentação é variável e podem encontrar-se

espécies que se alimentam de material em suspensão na água (*e.g.* esponjas, cnidários e alguns anelídeos poliquetas), espécies herbívoras que se alimentam raspando as superfícies rochosas onde se encontram algas (*e.g.* algumas espécies de moluscos nudibrânquios e ouriços-do-mar) e espécies predadoras, que caçam as suas presas (*e.g.* algumas espécies de anelídeos e polvos). Alguns desses organismos são apresentados na Figura 20.

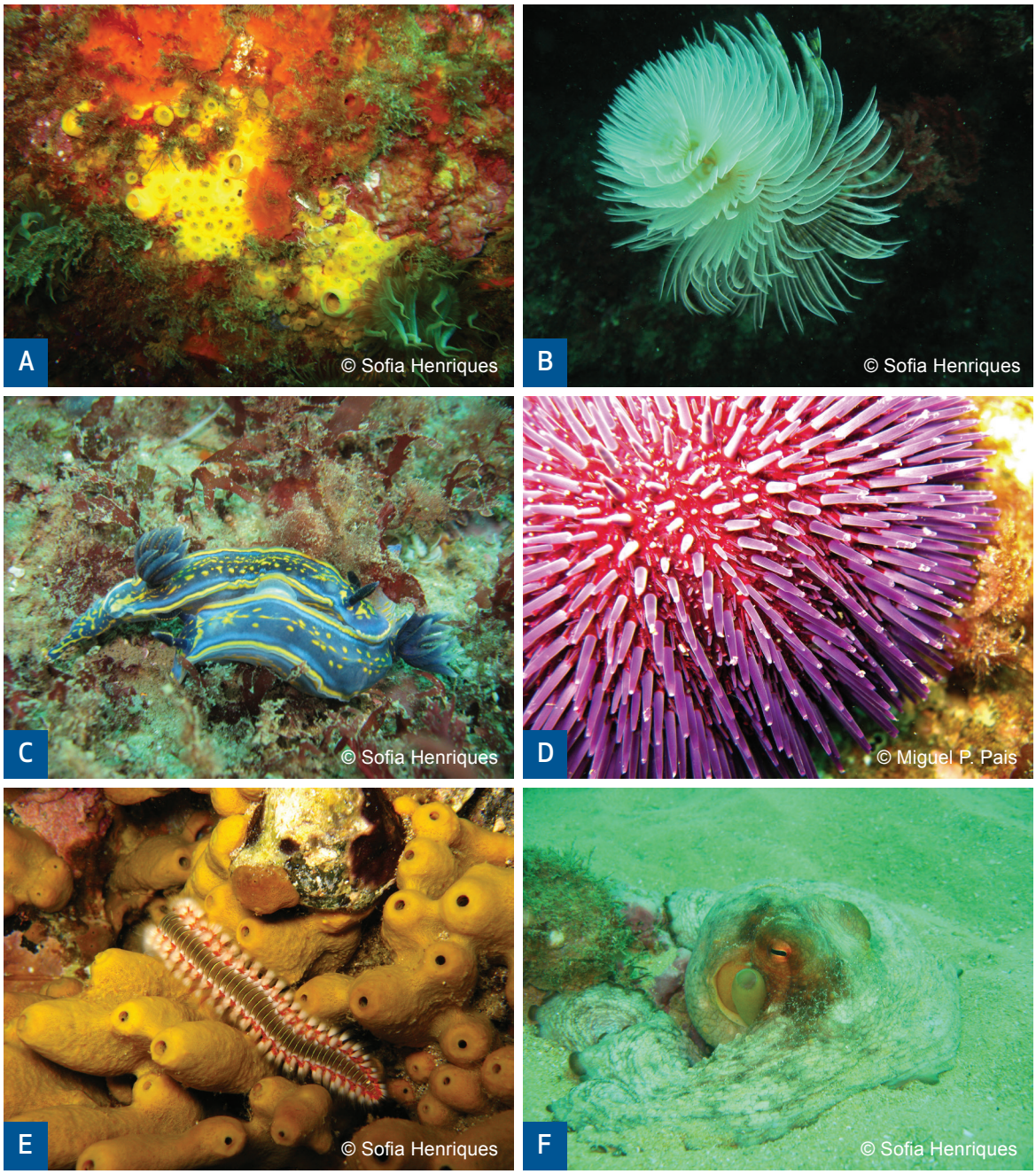


Fig. 20 - Diversidade de invertebrados representativos de diferentes formas de alimentação. Filtradores: **A)** Espongiário em que se observam os poros; **B)** Poliqueta *Sabella spallanzani*i, em que se observam os cirros branquiais; Herbívoros/Raspadores: **C)** Lesma-do-mar (*Hypselodoris villafranca*); **D)** Ouriço-do-mar *Sphaerechinus granularis*; Predadores: **E)** Poliqueta *Hermodice carunculata*; **F)** Polvo-comum (*Octopus vulgaris*).

A complexidade de habitats favorece a diversidade, sendo o tipo de substrato que compõe os fundos marinhos um fator determinante na estrutura das comunidades. Assim, os fundos móveis são geralmente mais pobres do que os fundos rochosos e os fundos biogénicos. Nos fundos arenosos e vasosos a comunidade de invertebrados é composta por espécies que podem viver enterradas no substrato, como é o caso de algumas minhocas (Filo Annelida, Classe Polychaeta) e vermes-marinhos (Filo Nematoda), bem como de alguns bivalves (Filo Mollusca, Classe Bivalvia).

É nos fundos rochosos que se encontra a maior diversidade de invertebrados, predominantemente composta por organismos que se fixam ao substrato e que pertencem aos grupos biológicos mais primitivos, como as esponjas (Filo Porifera), as anémonas e os corais (Filo Cnidaria, Classes Hydrozoa e Anthozoa) que, pela sua morfologia, criam condições particulares de habitat (Figura 21). A forma de alguns destes organismos, em particular daqueles que formam colónias, favorece ainda a fixação de outros invertebrados, que sobre eles se fixam, e de que são exemplo os briozoários.

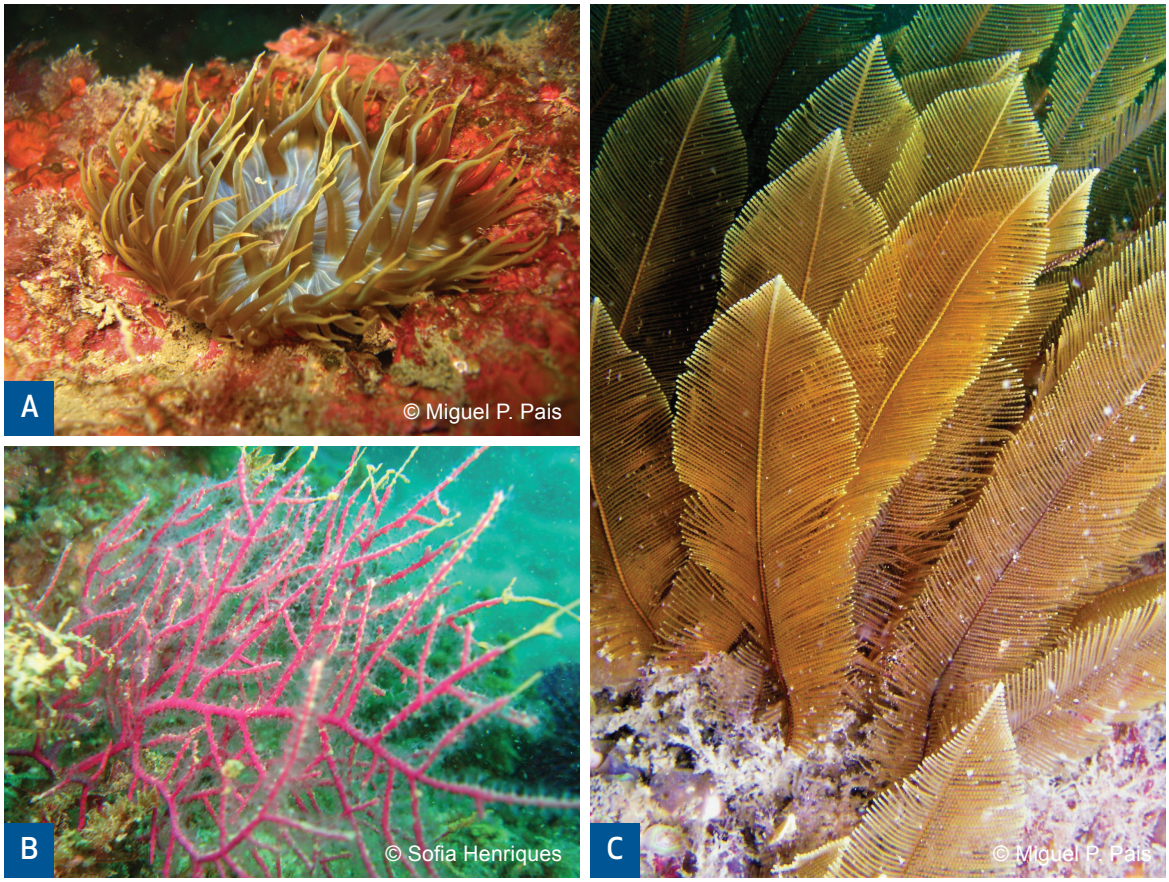


Fig. 21 - Diversidade de cnidários solitários (**A**) e coloniais (**B**, **C**). **A)** Anémona *Aiptasia mutabilis* (Anthozoa); **B)** Gorgónia *Eunicella verrucosa* (Anthozoa); **C)** Hidróide de *Gymnangium montagui* (Hydrozoa).

Os invertebrados marinhos apresentam a particularidade de serem muito usados em avaliação ambiental. Esta utilização encontra-se relacionada com algumas características-chave de certos grupos taxonómicos, principalmente os que habitam o fundo. Alguns destes grupos, como os bivalves, são predominantemente sésseis e filtradores, ou seja, alimentam-se preferencialmente de partículas em suspensão na coluna de água. Como tal, são normalmente muito sensíveis a alterações na qualidade dos seus habitats como, por exemplo, uma descarga súbita de contaminantes. Um exemplo concreto é a utilização de mexilhões como bioindicadores para a poluição por metais pesados (Regoli e Orlando, 1993; Catsiki e Florou, 2006).

Devido à sua diversidade funcional, os invertebrados podem ser utilizados para avaliar o estado ambiental de diversos descritores da DQEM, não devendo ser considerados como um todo aquando da avaliação do estado ambiental de uma determinada área. Os corais, os vermes-marinhos e os bivalves, por exemplo, são organismos com funções ecossistémicas distintas, pelo que a sua dimensão e o papel destes organismos no habitat em que vivem são alguns dos aspetos que podem ser tidos em conta durante a avaliação do estado ambiental.

A condição das espécies e comunidades típicas de vermes-marinhos de uma dada área é considerada um indicador relevante para avaliar a condição de um determinado habitat. Já a extensão e a distribuição de um recife de coral, por exemplo, podem ser integradas na avaliação dos critérios “distribuição dos habitats” e “extensão dos habitats” (Tabela 1). Por último, alguns bivalves podem ser analisados quanto à sua área de distribuição ou abundância populacional. No entanto, deve haver a preocupação de evitar a sobreposição com os descritores Integridade dos fundos marinhos (D6) e Peixes e moluscos explorados comercialmente (D3).

A título de exemplo, um estudo publicado por Washburn e coautores em 2016 (Washburn *et al.*, 2016) abordou a utilização de invertebrados bentónicos como potenciais indicadores para avaliar o impacto do derrame de petróleo *Deepwater Horizon* na biodiversidade local. O estudo concluiu que a composição taxonómica da comunidade de invertebrados é um excelente indicador, havendo uma clara separação entre os *taxa* mais sensíveis e os mais tolerantes, em redor do local impactado. Este tipo de estudos mostra a importância que os invertebrados podem ter na avaliação da resposta da biodiversidade marinha a uma determinada pressão.

PEIXES

Contendo cerca de 32000 espécies, o grupo dos peixes engloba mais de metade das espécies de vertebrados que existem no mundo (Nelson *et al.*, 2016). As espécies marinhas encontram-se em menor número do que as espécies dulçaquícolas, apesar do vasto

oceano de que dispõem (Nelson *et al.*, 2016). A sua abundância e diversidade de formas distingue-os dos restantes organismos, tendo um papel de extrema relevância nos ecossistemas marinhos. Para além disto, a sua importância para o Homem é incalculável, desde o seu lugar de destaque na dieta de muitas sociedades até ao seu valor recreativo em atividades como a pesca desportiva, o mergulho ou a aquariofilia. Ao mesmo tempo, os impactos antropogénicos nas comunidades piscícolas são de tal ordem que muitas espécies e habitats encontram-se em risco de extinção. Como tal, a sua proteção é uma das prioridades da DQEM e de muitos outros instrumentos legislativos de proteção do meio marinho.

Os peixes marinhos distribuem-se pelos estuários, mares e oceanos de todo o mundo. Apesar de, na maioria das espécies, os indivíduos permanecerem durante toda a sua vida em águas marinhas, há ainda diversas espécies que são diádromas, ou seja, passam parte do seu ciclo de vida em ambiente marinho e outra parte em ambiente dulçaquícola, como o salmão-do-Atlântico (*Salmo salar*) ou a enguia-europeia (*Anguilla anguilla*). A distribuição dos peixes é muito influenciada por fatores ambientais, especialmente a temperatura, a luz e a profundidade. Por exemplo, a luz tem uma influência direta na visão, mas pode ter um papel igualmente importante na reprodução (Pankhurst e Porter, 2003) ou mesmo influenciar o seu padrão de crescimento (Tanaka *et al.*, 1981).

A nível latitudinal, existe um maior número de espécies nos trópicos. Esta diversidade tem tendência a diminuir em direção aos polos. As diferentes zonas do ambiente marinho são ocupadas por grupos de peixes com características distintas. Na zona costeira, até ao limiar da plataforma continental, a coluna de água é principalmente habitada por peixes pelágicos das famílias das sardinhas (Clupeidae), sardas e cavalas (Scombridae), carapaus (Carangidae) e peixes-agulha (Belonidae). Contudo, alguns, designados por peixes demersais, como os bodiões (Labridae), as salemas (*Sarpa salpa*) e os sargos (*Diplodus* spp.), podem viver na massa de água, mas depender do fundo e dos organismos que nele habitam para garantir a sua sobrevivência (Figura 22).

Fig. 22 - Diversidade de peixes demersais. **A)** Salema (*Sarpa salpa*); **B)** Sargos (*Diplodus* spp.); **C)** Preguiçosas (*Kyphosus* spp.).

Junto ao substrato, predominam peixes com camuflagem e mimetismo, onde encontram maior capacidade de proteção e exibem uma maior eficiência na captura de presas, por se confundirem com o habitat em que se encontram, e ainda peixes com barbilhos, como o salmonete-legítimo (*Mullus surmuletus*), que utilizam estas estruturas para localizar as suas presas junto ao fundo. Exemplos de espécies que apresentam as características referidas são os rascassos (Scorpaenidae), os linguados (Soleidae) e o já referido salmonete-legítimo, algumas das quais podem ser observadas na Figura 23.

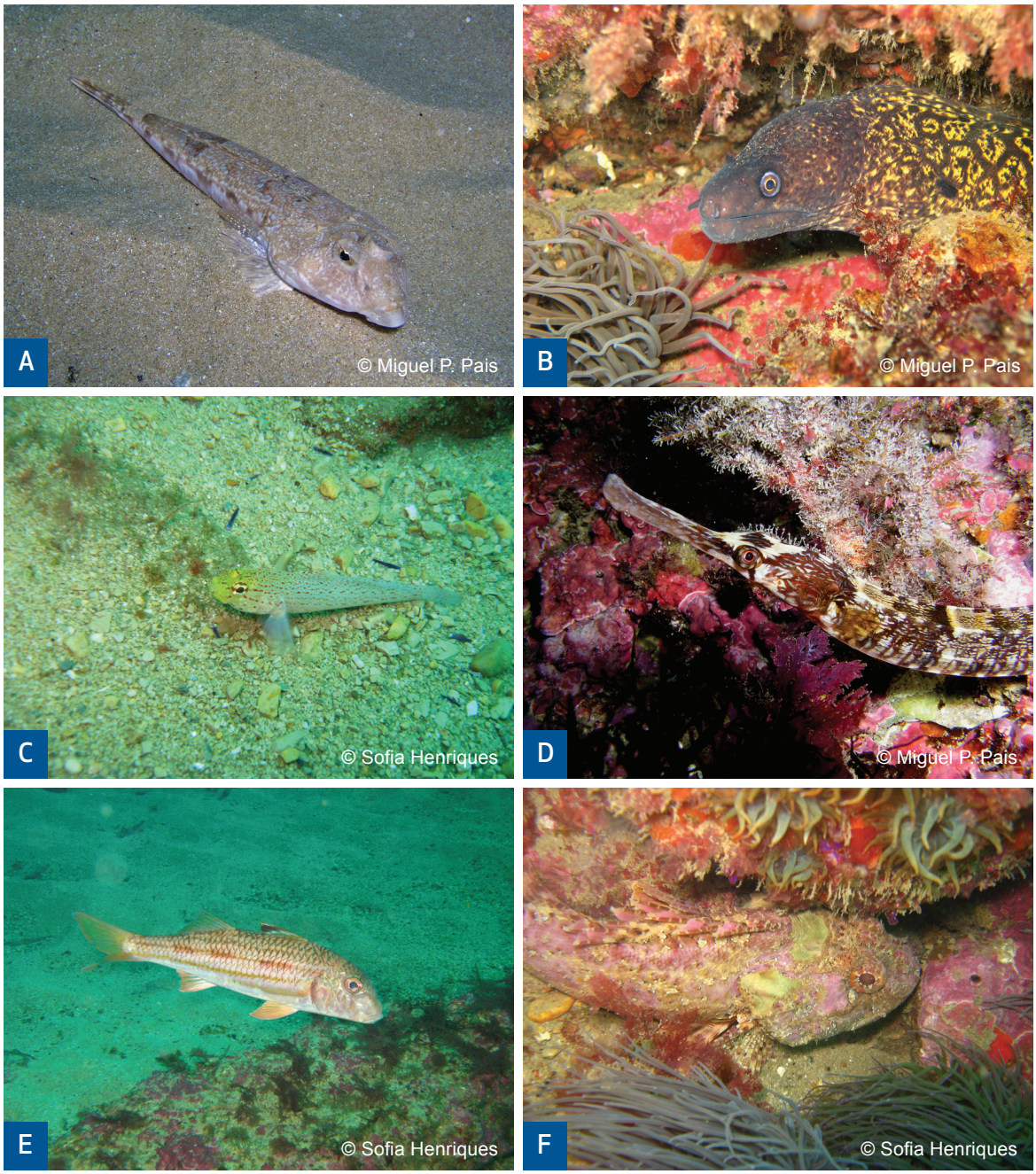


Fig. 23 - Diversidade de peixes demersais e bentónicos sobre fundos arenosos e rochosos. **A)** Peixe-pau-lira (*Callionymus lyra*); **B)** Moreia (*Muraena helena*); **C)** Caboz-dourado (*Gobius xanthocephalus*); **D)** Marinha-comum (*Syngnathus acus*); **E)** Salmonete-legítimo (*Mullus surmuletus*); **F)** Rascasso-de-pintas (*Scorpaena porcus*).

Na província oceânica, a zona epipelágica caracteriza-se pela presença de atuns (Scombridae), dourados (Coryphaenidae), tubarões (*e.g.* Lamniformes), mantas (Myliobatidae) e outros peixes de grande dimensão. À medida que se desce na coluna de água, organismos como os peixes-lanterna (Myctophidae), o peixe-espada-preto (*Aphanopus carbo*) ou os tamboris (Lophiiformes), vão aparecendo. Por fim, já junto ao

substrato, alguns dos grupos mais emblemáticos são as mixinas (Myxinidae), as quimeras (Chimaeridae), os peixes-tripé (*Bathypterois* spp.) e os granadeiros (Macrouridae).

O grupo biológico dos peixes terá um papel muito importante na avaliação do estado ambiental da biodiversidade ao nível das espécies, ou seja, na avaliação dos critérios: Distribuição das espécies (1.1), Dimensão da população (1.2) e Condição da população (1.3).

O conhecimento sobre a área de distribuição de uma espécie deve ser feito com recolha sistemática da informação e com o recurso a meios de captura (artes de pesca) ou observação direta (censos) das espécies. Já a dimensão de uma população pode ser estimada através do número (abundância) ou peso (biomassa) de peixes por unidade de área ou de volume. O cálculo da abundância ou biomassa tem de ser adequado à população e ao local que se pretende avaliar. Entre os métodos que podem ser utilizados na avaliação deste indicador encontram-se os da área arrastada, de marcação-recaptura, acústicos e de produção de ovos.

Por fim, as características usadas para avaliar a condição da população são a estrutura por comprimento ou por idade, o rácio entre os sexos, a taxa de fecundidade e as taxas de sobrevivência ou mortalidade. No caso deste conjunto de indicadores, as métricas usadas são as mesmas do Descritor 3, Peixes e moluscos explorados comercialmente, pelo que os conceitos e os métodos usados para a sua determinação serão apresentados no Capítulo 9. No entanto, será conveniente selecionar espécies não exploradas comercialmente para que possa ser realizada uma avaliação mais eficiente do descritor Biodiversidade, no que se refere ao grupo biológico dos peixes, de modo a evitar redundância entre os descritores D1 e D3.

RÉPTEIS, AVES E MAMÍFEROS

O ambiente marinho é palco de migração para muitos vertebrados superiores (répteis, aves e mamíferos), que se deslocam entre áreas de alimentação e reprodução, percorrendo grandes distâncias. Assim, é frequente encontrar, na costa portuguesa, muitas das espécies mais emblemáticas do planeta, de onde se destacam as baleias, pelas suas dimensões e surpreendentes distâncias percorridas, no decurso das migrações que efetuam.

O grupo dos **répteis marinhos** inclui tartarugas marinhas, cobras marinhas, crocodilos e iguanas (Rasmussen *et al.*, 2011). Contudo, os únicos répteis que ocorrem em águas marinhas portuguesas, e em todo o oceano Atlântico, são as tartarugas marinhas. Das sete espécies existentes atualmente, a nível mundial, cinco utilizam as águas marinhas do território nacional: tartaruga-comum (*Caretta caretta*), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), tartaruga-de-escamas (*Eretmochelys imbricata*), tartaruga-de-Kemp (*Lepidochelys kempii*) e a tartaruga-de-couro

(*Dermochelys coriacea*), sendo esta última a espécie que atinge maiores dimensões (Dellinger, 2008). À exceção da tartaruga-de-couro, as tartarugas marinhas que ocorrem nas águas portuguesas são indivíduos juvenis que utilizam as águas da região para se alimentar e crescer.

As tartarugas marinhas incluem espécies que efetuam longas migrações entre as praias onde nidificam, e às quais regressam para se reproduzir, e as zonas de alimentação no ambiente oceânico. A presença de tartarugas marinhas nas águas nacionais é marcadamente ocasional, exceto no caso da tartaruga-comum (Figura 24), espécie que, de acordo com as definições da UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza) é considerada visitante nas águas dos Açores e da Madeira (Cabral *et al.*, 2005). Apesar de presente durante todo o ano, esta espécie é mais abundante no verão (SRA, 2014). A grande maioria dos juvenis que se alimenta nesta região é proveniente das praias de nidificação na costa sudoeste dos EUA. Enquanto permanecem na região dos Açores e da Madeira, estes juvenis alimentam-se na zona epipelágica. Todas as tartarugas marinhas estão ameaçadas, tendo sido classificadas como “Em Perigo” ou “Criticamente em Perigo” (Rasmussen *et al.*, 2011).

Fig. 24 - A tartaruga-comum (*Caretta caretta*) nas águas do arquipélago da Madeira.

As **aves marinhas** são uma componente importante da biodiversidade marinha. A riqueza de ecossistemas marinhos e habitats naturais, a dimensão das águas nacionais e a sua localização geográfica, fazem do território marinho português um local de grande

diversidade deste grupo biológico. Aqui reproduzem-se, com regularidade, 18 espécies de aves marinhas distribuídas pelas ordens: Procellariiformes (pardelas, freiras e painhos), aves marinhas que apenas vêm a terra para nidificar; Pelecaniformes (corvos-marinhos), aves costeiras, que mergulham para se alimentar, mas que vêm diariamente a terra para descansar; e Charadriiformes (gaivotas e garajaus), aves de comportamento e morfologia variáveis que se alimentam à superfície da água (Meirinho *et al.*, 2014).

Das espécies marinhas que utilizam o território nacional para nidificar, destacam-se três espécies endémicas: freira-da-madeira (*Pterodroma madeira*) e freira-do-bugio (*Pterodroma deserta*), ambas endémicas do arquipélago da Madeira, e o painho-de-monteiro (*Hydrobates monteiroi*), espécie endémica do arquipélago dos Açores. Além disso, existem algumas espécies que aqui encontram importantes áreas de nidificação. É o caso das cagarras (*Calonectris borealis*), cuja maior colónia mundial está nas ilhas Selvagens, onde também nidifica a quase totalidade da população de calcamar do Atlântico Norte (*Pelagodroma marina*) e as maiores colónias de alma-negra (*Bulweria bulwerii*) e de pintainho (*Puffinus assimilis*), de todo o Atlântico (Ramírez *et al.*, 2008; Meirinho *et al.*, 2014), podendo algumas dessas espécies ser observadas na Figura 25.

Fig. 25 - DIversidade de aves marinhas que nidificam nas ilhas Selvagens. **A)** Cagarra (*Calonectris borealis*); **B)** Alma-negra (*Bulweria bulwerii*); **C)** Calcamar (*Pelagodroma marina*).

A falta de locais adequados para a construção de ninhos é uma limitação à existência de aves marinhas nidificantes que, à exceção do arquipélago das Berlengas, são particularmente escassas no continente. A espécie nidificante mais abundante no continente é a gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*). Nos arquipélagos insulares, a presença de predadores, nalgumas ilhas, constitui um impedimento à utilização dos habitats de nidificação, mesmo que favoráveis. No entanto, a dimensão e o bom estado de conservação de algumas ilhas do arquipélago da Madeira, fazem destas ilhas locais privilegiados para a existência de uma elevada diversidade e abundância de aves marinhas, em particular nas ilhas Selvagens e ilhas Desertas (Meirinho *et al.*, 2014).

Nos ambientes marinhos junto ao continente, as aves migradoras e invernantes são bastante mais abundantes do que as aves nidificantes, destacando-se a pardela das Baleares (*Pufinus mauretanicus*), a gaivota-tridáctila (*Rissa tridactyla*) e o alcatraz (*Morus bassanus*), como as mais abundantes. Nos Açores, destaca-se o painho-de-cauda-forcada (*Oceanodroma leuchoroa*) e a pardela-de-barrete (*Pufinus gravis*). Espécies como a pardela-de-barrete (*Ardenna gravis*) ou o garajau-do-árctico (*Sterna paradisaea*) utilizam as águas do arquipélago da Madeira com muita frequência durante o período de migração pós-nupcial (Ramírez *et al.*, 2008).

O grupo biológico dos **mamíferos marinhos**, existentes nas águas portuguesas, inclui os Cetáceos (baleias, golfinhos e botos) e os pinípedes (focas). Os primeiros podem dividir-se em dois grupos: baleias com barbas (subordem Mysticeti), que se alimentam de plâncton, e baleias com dentes (subordem Odontoceti), que se alimentam de peixes e cefalópodes.

Sendo constituídos por ilhas vulcânicas, os arquipélagos dos Açores e da Madeira, não possuem plataformas continentais geológicas o que faz com que sejam rodeados por águas oceânicas profundas. Estas condições naturais favorecem a presença de Cetáceos (29 espécies registadas no arquipélago da Madeira e 28 no arquipélago dos Açores), que habitualmente se deslocam em zonas profundas e que, nestas ilhas oceânicas, se aproximam da costa, sendo mais facilmente avistados (SRA, 2014; SRMCT, 2014). Além disso, os Açores são um ponto de passagem nas rotas migratórias de seis baleias de barbas: baleia-azul (*Balaenoptera musculus*), baleia-comum (*Balaenoptera physalus*), baleia-sardinheira (*Balaenoptera borealis*), baleia-anã (*Balaenoptera acutorostrata*), baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*) e baleia-de-bossa (*Megaptera novaeangliae*) (SRMCT, 2014).

Os Odontocetes são mais comuns em todo o território nacional, existindo algumas espécies com populações residentes, de entre as quais se destacam alguns golfinhos da família Delphinidae: o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*), o golfinho-comum-de-bico-curto (*Delphinus delphis*), o golfinho-pintado (*Stenella frontalis*) e o golfinho-riscado (*Stenella*

coeruleoalba), podendo este último ser observado na Figura 26. De destacar ainda, a presença do cachalote (*Physeter macrocephalus*) nas águas da Madeira e dos Açores.

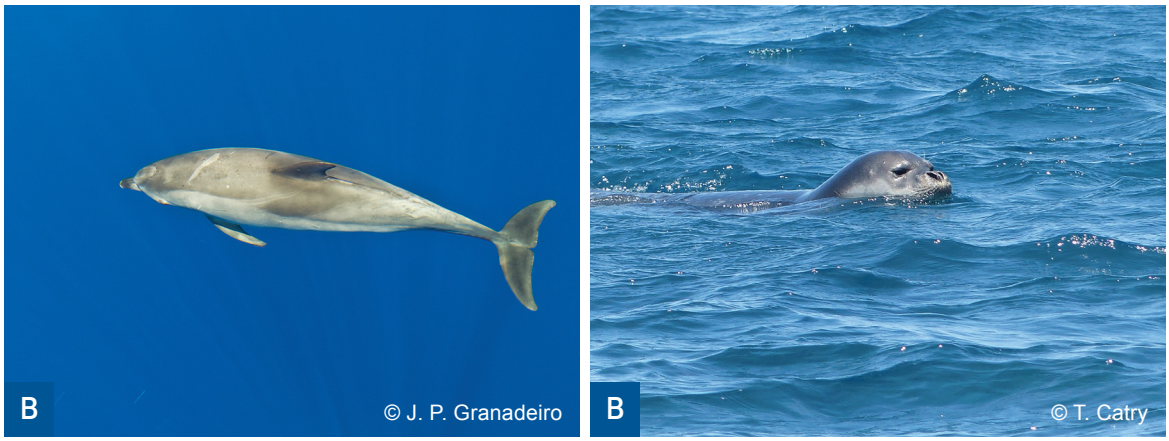


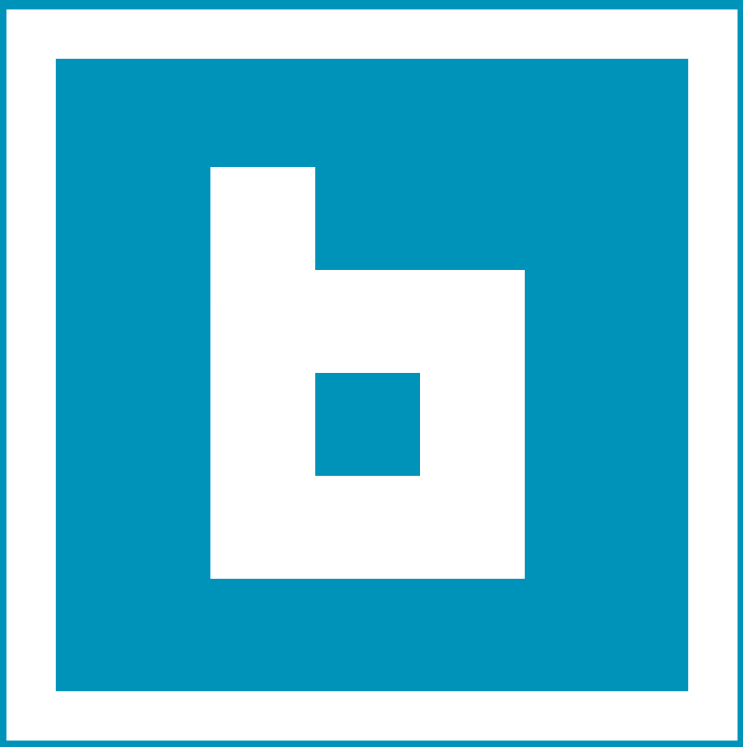
Fig. 26 - Mamíferos marinhos em águas nacionais. **A)** Golfinho-riscado (*Stenella coeruleoalba*); **B)** Foca-monge (*Monachus monachus*).

Os pinípedes diferem dos cetáceos porque embora passem grande parte do tempo no mar necessitam de vir a terra para repousar. Geralmente escolhem praias ou plataformas rochosas escondidas. Em Portugal existe apenas uma espécie, a foca-monge (*Monachus monachus*) (Figura 26), que tem uma população constituída por cerca de 30-40 indivíduos, no arquipélago da Madeira (SRA, 2014).

Os grupos biológicos dos Répteis, Aves e Mamíferos marinhos, encontram-se protegidos por uma série de estatutos de conservação destacando-se as Diretivas Aves e Habitats, ao abrigo das quais se avalia o estado das populações e dos seus habitats. Ainda assim, este grupo terá um papel crucial na avaliação do estado ambiental para o descritor Biodiversidade (D1). De acordo com Cochrane *et al.* (2010), para as espécies de grande mobilidade com ampla área de distribuição (grupos funcionais ou ecótipos), nas quais se incluem os grupos biológicos referidos, a avaliação pode ser feita ao nível da espécie ou ao nível de grupos de espécies, fornecendo informações diferentes. No caso de se optar por fazer a avaliação ao nível das espécies, os critérios a considerar deverão ser: Distribuição das espécies (1.1), Dimensão da população (1.2) e Condição da população (1.3). Os indicadores a utilizar podem ser área de distribuição ou modelo de distribuição dentro dessa área. Se pelo contrário, se pretender fazer a avaliação ao nível de um grupo de espécies, num determinado habitat, os critérios a considerar deverão ser: Distribuição de habitats (1.4), Extensão dos habitats (1.5) e Condição dos habitats (1.6).

O estado destes grupos biológicos fornece informação sobre o estado de saúde do ecossistema marinho já que alguns são predadores de topo, podendo indiciar falta de

alimento ou, no caso concreto das aves nidificantes ou dos pinípedes, pode refletir redução de habitat para nidificação (aves) ou reprodução (pinípedes). Os resultados obtidos para outros descritores de estado (D3, D4, D6) ou de pressão (os restantes) podem ajudar a compreender as flutuações no descritor Biodiversidade, para estes grupos animais.



CAPÍTULO 6
INTEGRIDADE DOS FUNDOS MARINHOS

6.1 CONCEITOS GERAIS E ENQUADRAMENTO

Os fundos marinhos são considerados ecossistemas chave do meio marinho, integrando as suas características físico-químicas e as comunidades biológicas bentónicas que os colonizam. A integridade dos fundos marinhos é aferida através da sua conetividade espacial e da capacidade para assegurar a estrutura e funções do ecossistema.

São diversos os fatores que determinam o tipo de fundos marinhos, sendo particularmente relevantes a profundidade, o tipo de substrato e a composição taxonómica das comunidades. Os ecossistemas bentónicos têm frequentemente uma estrutura em mosaico, sendo as suas características definidas em diversas escalas diferentes. Por sua vez, as pressões humanas que atuam sobre os fundos marinhos são também diversas, e operam em diferentes escalas espaciais. Embora os impactos iniciais das atividades humanas sejam frequentemente locais, as consequências ecológicas diretas e indiretas podem manifestar-se a larga escala, uma vez que podem ter uma dispersão ampla através de processos físicos e bióticos. Em contrapartida, a monitorização do fundo do mar é também irregular e, muitas vezes, efetuada apenas à escala local. Esta complexidade torna a avaliação dos fundos marinhos uma tarefa particularmente difícil.

6.2 A INTEGRIDADE DOS FUNDOS MARINHOS NO ÂMBITO DA DQEM

A integridade dos fundos marinhos tem um papel chave na implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha, apresentando-se como um dos três descritores exclusivos de estado. No entanto, não basta avaliar o estado ambiental destes ecossistemas, já que é também necessário identificar e quantificar as pressões que neles incidem.

Segundo a DQEM, o bom estado ambiental deste descritor é atingido quando o nível de integridade dos fundos marinhos assegura que a estrutura e as funções dos ecossistemas são salvaguardadas e que os ecossistemas bentónicos, em particular, não são negativamente afetados. Na Figura 27, podem observar-se fundos marinhos em diferentes condições de integridade.

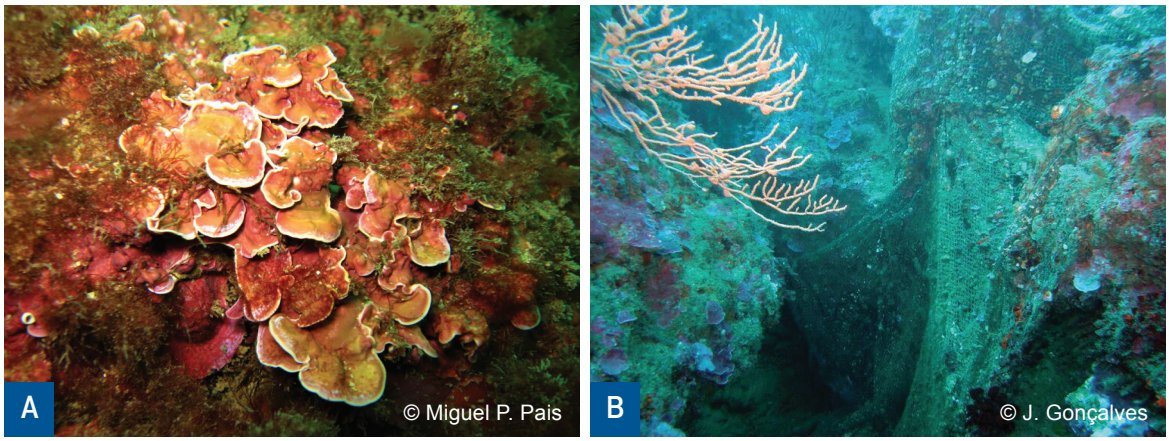


Fig. 27 - Aspeto de fundos marinhos não impactados (**A**) e impactados (**B**).

No âmbito da Decisão da Comissão nº 2010/477/UE, foi identificada a necessidade de melhorar o conhecimento científico para avaliar o estado ambiental de forma global e coerente, tendo sido estabelecidos critérios e normas metodológicas a utilizar pelos Estados-Membros para essa avaliação. O objetivo de avaliar este descritor (D6) consiste em garantir que as pressões humanas sobre o leito marinho não impedem que as componentes do ecossistema mantenham a sua diversidade natural, a produtividade e os processos ecológicos dinâmicos, tendo em conta a resiliência do ecossistema. Após uma perturbação, a recuperação destas componentes ecológicas deverá, idealmente, ser rápida e garantida. É importante salientar que não se pretende obter sistemas não impactados, o que implicaria a proibição de praticamente todas as atividades humanas, mas sim o seu uso sustentável.

6.3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

A avaliação do estado ambiental dos fundos marinhos revela-se como uma tarefa complexa, que é dificultada pela elevada heterogeneidade dos fundos e dos usos antropogénicos incidentes. Entre estes, os mais nocivos para a integridade dos fundos marinhos são as dragagens, a pesca de arrasto e a exploração de recursos energéticos ou minerais (ver Figura 14).

Face às dificuldades em avaliar o estado ambiental dos fundos marinhos, Rice *et al.* (2010) recomendaram seguir três etapas: 1) identificar as estruturas e as funções ecológicas relevantes para a zona em questão; 2) Identificar os usos antropogénicos e pressões correspondentes que sejam potencialmente suscetíveis de degradar o estado ambiental do local; e 3) Selecionar os atributos – características dos fundos marinhos, associadas ao estado ambiental que devem ser consideradas em separado – e indicadores apropriados para avaliar os usos e pressões identificados na segunda etapa. É importante que haja uma relação muito clara entre o indicador selecionado e o impacto a avaliar, ou seja, que o indicador seja adequado.

Após estas etapas, resta definir a situação de referência para cada um dos indicadores selecionados. Esta tarefa é feita com base em análises de risco, considerando os vários tipos de atributos, pressões e impactos. Uma análise de risco tem em conta diferentes fatores, como a intensidade do impacto no local afetado, a representatividade do impacto relativamente à área disponível do tipo de habitat afetado ou a capacidade e taxa de recuperação da área afetada. Assim, é possível obter uma estimativa da situação de referência de cada local. Em certas zonas especialmente sensíveis, como os recifes de coral, a situação de referência equivalerá a uma situação sem quaisquer atividades impactantes. Porém, na maioria dos casos, a situação de referência deverá permitir algum impacto.

Feita a análise de risco, é finalmente possível avaliar o estado ambiental através da avaliação, ou das principais pressões ou dos impactos, sobre os atributos chave. Em qualquer das situações, a avaliação é estratificada por nível de risco, iniciando-se nas áreas de maior risco até atingir um nível em que as pressões ou impactos são considerados sustentáveis.

Os indicadores a utilizar devem integrar níveis diferentes de sensibilidade e de resiliência das componentes avaliadas e das suas funções no ecossistema. Assim, deve haver uma variedade de indicadores que dê resposta a cada um dos oito atributos do ecossistema sugeridos por Rice *et al.* (2010, 2012): substrato; engenheiros ecossistémicos; oxigénio dissolvido; contaminantes e substâncias perigosas; composição específica; composição dimensional da comunidade; dinâmica trófica e fluxo de energia; e características do ciclo de vida.

O **substrato** pode ser um atributo determinante para a integridade dos fundos marinhos. Dentro dos vários tipos de substrato existentes, incluem-se os seguintes: substrato móvel, rochoso ou biogénico. Para além do tipo de sedimento, a topografia do fundo também deve ser considerada para todos os substratos. Este atributo pode ser avaliado através de diversos indicadores, consoante a finalidade da avaliação. Por exemplo, é possível considerar indicadores de pressão (*e.g.* esforço de pesca), de impacto (*e.g.* extensão das áreas afetadas por uma determinada pressão) ou de estado (*e.g.* biomassa bentónica).

Os **engenheiros ecossistémicos** são organismos que alteram a estrutura dos fundos marinhos. A bioturbação, ou seja, o revolvimento do substrato por parte dos organismos é um dos exemplos mais comuns da atividade dos engenheiros do ecossistema. Para além da bioturbação, este atributo inclui também os organismos que compõem o substrato biogénico, providenciando abrigo ou substrato para outros indivíduos.

Estas espécies podem ser decisivas para a integridade total do ecossistema. Desta forma, a abundância e a extensão do habitat utilizado por estes organismos são consideradas bons indicadores de estado. No que diz respeito às pressões, é possível avaliar a percentagem de área exposta a uma determinada pressão, acima de um determinado nível de risco.

O **oxigénio dissolvido** na camada superficial do sedimento ou na camada de água contígua é um dos atributos que deve ser considerado na avaliação do estado ambiental, uma vez que baixas concentrações de oxigénio podem levar à mortalidade em massa de organismos que habitam os fundos marinhos. Assim, é importante avaliar indicadores, como a extensão das áreas afetadas por hipoxia (baixa concentração de oxigénio) ou a distribuição das comunidades bentónicas cuja composição é afetada pela depleção de oxigénio.

Tendo em conta que sedimentos com elevado grau de **contaminantes e substâncias perigosas** são uma ameaça para a vida marinha, devem considerar-se os impactos diretos e indiretos que os contaminantes têm sobre um determinado ecossistema. Para tal, uma possível abordagem a utilizar são testes de toxicologia.

A **composição específica** refere-se ao conjunto de espécies de uma comunidade ou outra unidade ecológica, incluindo a sua abundância, relações filogenéticas/taxonómicas e padrões espaciais de ocorrência. Uma comunidade em bom estado ambiental caracteriza-se pela presença de algumas espécies abundantes e muitas espécies raras. Tanto a diversidade como a distinção taxonómica são possíveis indicadores, principalmente se for conhecida a sensibilidade ou resposta dos organismos a uma dada pressão antropogénica. Este atributo é particularmente útil em projetos de monitorização, sendo muitas vezes realizadas comparações entre a condição pré- e pós-impacto.

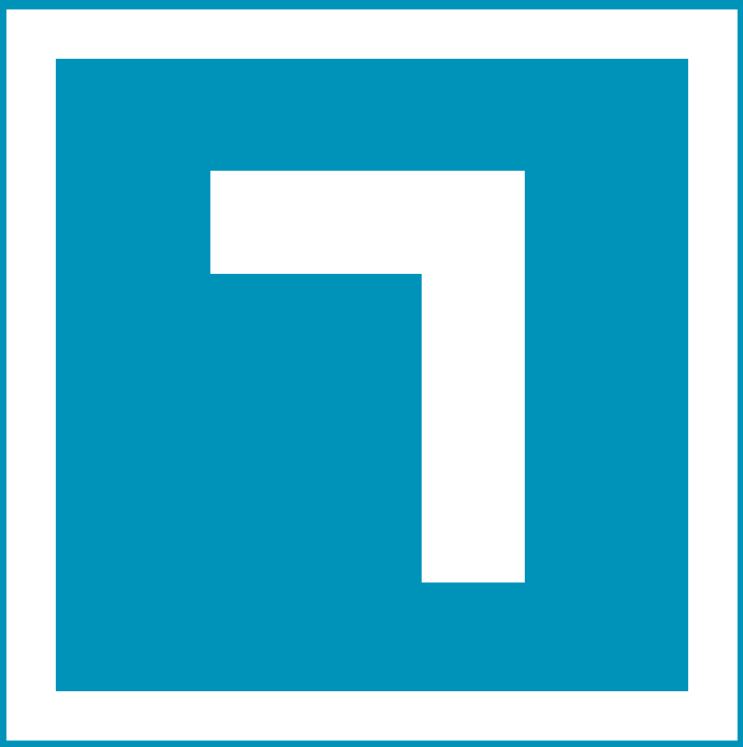
A **composição dimensional** da comunidade tem em consideração a biomassa de indivíduos de diferentes dimensões e deve a sua relevância ao facto de sistemas mais produtivos apresentarem uma maior tendência para a ocorrência de indivíduos maiores. No caso de os fundos apresentarem baixa integridade, ocorrerão espécies com taxas de crescimento inicial mais elevadas, menores dimensões máximas e idades de maturação inferiores. Para avaliar este atributo, é recomendada a utilização da proporção da biomassa de indivíduos acima de uma determinada dimensão.

A **dinâmica trófica e fluxo de energia** é um atributo de elevada complexidade, integrando a produção primária e secundária, a capacidade de carga, o fluxo de energia e as relações existentes nas teias tróficas dos fundos marinhos. Qualquer uma destas componentes é importante e qualquer alteração drástica pode provocar impactos a longo prazo. Apesar de, tanto a produção primária, como a secundária, poderem ser calculadas localmente, a complexidade destes processos faz com que alguns destes conceitos não possam ser medidos diretamente, como a capacidade de carga.

As **características do ciclo de vida**, que incluem a taxa de crescimento, a idade e tamanho de maturação e a fecundidade, vão determinar diferenças na produção e mortalidade natural e nas taxas de colonização das espécies. Ao mesmo tempo, estas características definem as funções ecológicas que cada espécie ocupa no ecossistema. Este atributo pode ser muito importante para a avaliação do estado ambiental de um dado local. Por exemplo, uma pressão leva normalmente à dominância de espécies tolerantes ao stress ou de tempo de vida curta e crescimento rápido. Desta forma, a predominância de espécies com este conjunto de características do ciclo de vida é um bom indicador de que o local de estudo está a ser afetado por uma ou mais pressões. A avaliação deste atributo é muito frequente em estudos de qualidade ecológica, sendo normalmente avaliada a sensibilidade/tolerância das espécies (Borja *et al.*, 2000).

A complexidade inerente ao descritor Integridade dos fundos marinhos (D6) faz com que nenhum indicador permita avaliar, isoladamente, os vários tipos de pressões e impactos nos fundos marinhos, sendo necessária uma análise complementar dos vários indicadores. Além do mais, a eficiência de cada indicador depende do tipo de habitat e dos diferentes níveis de perturbação de uma determinada área.

Grande parte dos indicadores disponíveis requerem um conhecimento substancial dos ecossistemas bentónicos para serem aplicados, o que pode vir a constituir um problema, dado que este conhecimento é muito variável entre regiões e sub-regiões marinhas. Para dificultar a questão, mesmo dentro destas divisões, muitas vezes não há uma utilização consistente dos mesmos atributos e indicadores entre diferentes Estados-Membros. No entanto, estas dificuldades e desafios devem ser encarados como uma oportunidade para adquirir conhecimento, que possa servir de base a um uso sustentável dos fundos marinhos. Esta questão será extremamente importante para as gerações futuras, particularmente devido à intensificação, nas próximas décadas, da exploração dos recursos minerais dos fundos marinhos. Neste sentido, projetos como o Projeto de Extensão da Plataforma Continental (PEPC), apresentarão grandes benefícios. Neste caso específico, será possível melhorar o conhecimento científico e tecnológico, adquirir e desenvolver novos equipamentos e tecnologias e, no geral, contribuir para o desenvolvimento científico em Portugal.



CAPÍTULO 7
TEIAS TRÓFICAS MARINHAS

7.1 CONCEITOS GERAIS E ENQUADRAMENTO

A transferência de energia entre os vários organismos que habitam um dado ecossistema é um processo imprescindível à manutenção da integridade do mesmo. A energia é, em grande parte, transferida dos produtores para os consumidores através de cadeias tróficas, *i.e.* sequências de organismos, de níveis tróficos diferentes, em que cada um é fonte de alimento do seguinte (Figura 28). O conjunto de cadeias tróficas e a complexa rede de interações que estabelecem entre si designa-se por teia trófica. Assim, a teia trófica é um conceito essencial em ecologia que representa as interações alimentares entre os organismos, incluindo todos os elos de ligação entre estes.

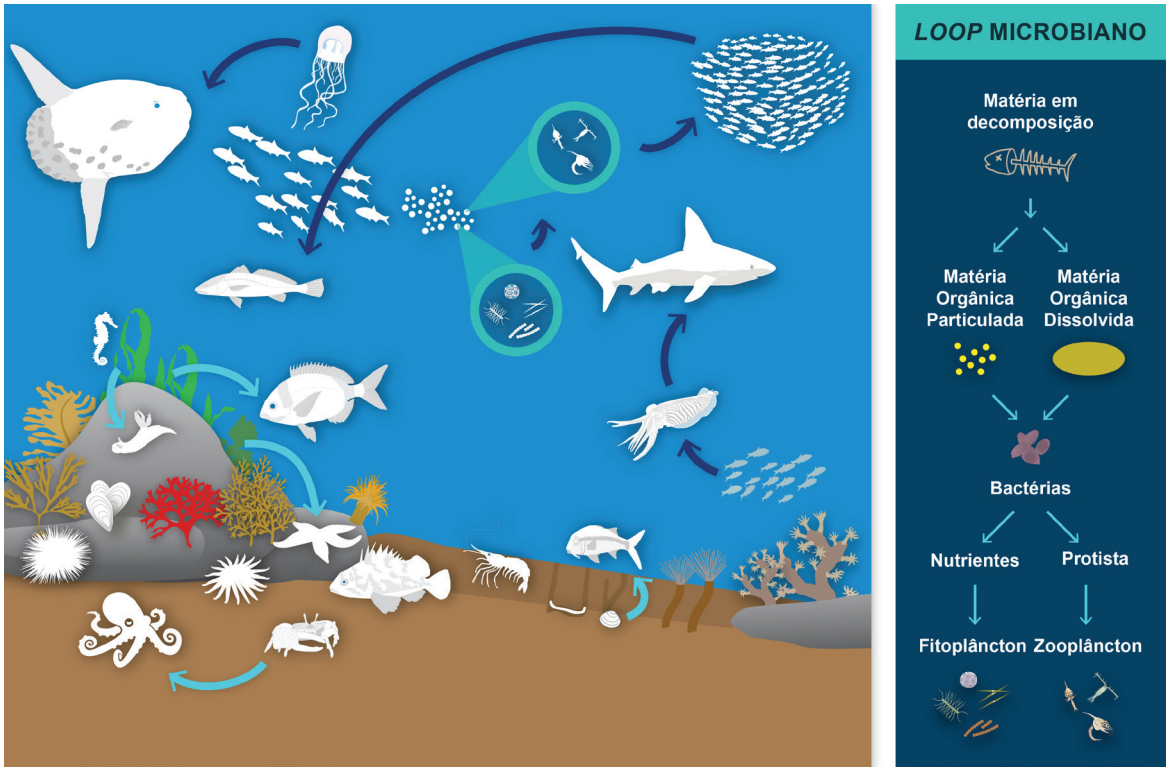


Fig. 28 - Representação esquemática de cadeias tróficas marinhas. Do lado direito pode observar-se o *loop* microbiano.

Um dos elementos essenciais de uma teia trófica é o de grupo funcional, ou seja, um determinado grupo de organismos que tem uma função particular dentro da teia trófica. Consoante o seu grupo funcional, os organismos podem ser produtores, filtradores,

detritívoros não seletivos ou seletivos, herbívoros e predadores. O grupo funcional a que pertence um organismo encontra-se intimamente relacionado com a posição que ocupa na teia trófica (nível trófico).

Os **produtores** são seres autotróficos que se encontram na base da cadeia alimentar e que obtêm a sua energia através da luz (fotossíntese) ou de compostos inorgânicos (quimiossíntese). A maioria destes organismos, como o fitoplâncton e as macroalgas, são organismos fotossintéticos.

Os organismos **detritívoros** ingerem sedimentos assimilando a matéria orgânica que a eles está associada (detritos e organismos vivos). Podem ser seletivos ou não seletivos.

Os organismos **filtradores** consomem o alimento que se encontra em suspensão na água, utilizando estruturas e/ou mecanismos de filtração. Podem ser muito importantes para o controlo das comunidades fitoplanctónicas, podendo prevenir a eutrofização de alguns locais (*e.g.* algumas esponjas, bivalves e camarões).

Os organismos **herbívoros** consomem preferencialmente outros seres pertencentes ao grupo funcional dos produtores, podendo designar-se também por consumidores primários (*e.g.* alguns ouriços-do-mar, gastrópodes e crustáceos).

Os **predadores** são os consumidores secundários que se alimentam de organismos herbívoros ou de outros consumidores. Incluem os animais marinhos mais emblemáticos, como os tubarões, as tartarugas e grande parte dos cetáceos.

As teias tróficas ligam os diferentes compartimentos dos ecossistemas através da transferência de energia e de matéria entre diferentes níveis. Assim, as teias tróficas são de grande relevância para avaliar o estado ambiental de um ecossistema, pois traduzem as interações e a resiliência dos ecossistemas.

INTERAÇÕES VERTICAIS E HORIZONTAIS

As interações entre os organismos que compõem a teia trófica de um determinado ecossistema ou habitat podem ser verticais ou horizontais. As interações verticais dizem respeito às interações entre níveis tróficos, ou seja, interações predador-presa ou hospedeiro-parasita. Por outro lado, as interações horizontais, como o nome indica, incluem as relações dentro do mesmo nível trófico. Para além destas noções, há que destacar os conceitos de diversidade vertical (*e.g.* número de níveis tróficos) e horizontal (*e.g.* número de espécies pertencentes ao mesmo nível trófico), conceitos-chave no estudo da ecologia trófica. Igualmente importante é o *loop* microbiano (Figura 28), que assegura que a matéria orgânica em decomposição seja transformada pelas bactérias e devolvida a níveis tróficos superiores.

Nos ecossistemas marinhos, existe uma grande dificuldade em separar os efeitos das interações verticais das horizontais. Quando surge uma disrupção numa teia trófica, é necessário ter um excelente conhecimento sobre a teia em questão para poder determinar qual a origem do problema e as suas consequências.

CONTROLO *BOTTOM-UP* E *TOP-DOWN*

Pequenas alterações, como a eliminação ou a introdução de uma espécie, podem produzir efeitos que se propagam em toda a teia trófica, ou seja, uma cascata trófica. Estes efeitos podem ter graves consequências, principalmente se a teia trófica em questão for pouco diversa (Shurin *et al.*, 2002). Os mecanismos subjacentes às cascatas tróficas podem ser de dois tipos, consoante o "sentido" dos efeitos da cascata, *i.e. bottom-up* ou *top-down*:

> **Controlo *Bottom-up*:** controlo exercido pela disponibilidade de nutrientes e pela taxa de produção primária para os níveis tróficos superiores. Por exemplo, uma alteração brusca de um processo oceânico como o *upwelling*, que limite o crescimento dos produtores primários, pode levar à redução da abundância de organismos de níveis tróficos superiores.
>
> **Controlo *Top-down*:** controlo exercido pelos consumidores sobre os níveis tróficos inferiores e que condiciona o funcionamento dos ecossistemas. Um exemplo de um efeito *top-down* pode ser uma comunidade em que a elevada mortalidade de consumidores de topo leva ao aumento da abundância dos produtores primários.

Nem sempre é possível determinar qual dos dois mecanismos é o responsável por uma alteração na comunidade. Para além disso, os efeitos *top-down* podem conduzir a uma situação em que se verifiquem efeitos *bottom-up*. Ou seja, a introdução de um predador de topo pode levar à redução da população de um determinado produtor primário. A falta deste produtor pode impedir o crescimento de vários consumidores. Podem ocorrer também efeitos horizontais a interferir com os efeitos *bottom-up* e *top-down*, *i.e.*, o aumento da diversidade de predadores pode causar comportamentos de autoproteção por parte das presas. É necessário aprofundar os conhecimentos em ecologia trófica marinha para poder compreender interações complexas.

7.2 AS TEIAS TRÓFICAS MARINHAS NO ÂMBITO DA DQEM

O descritor relativo às Cadeias tróficas marinhas (D4) é um dos três descritores que aborda a biodiversidade marinha, juntamente com os descritores D1 (Biodiversidade) e D6 (Integridade dos fundos marinhos). Como tal, deve haver uma descrição muito clara do que será avaliado pelo descritor D4, de forma a evitar sobreposições com os restantes descritores. Este descritor aborda apenas os aspetos funcionais das cadeias tróficas marinhas, principalmente no que diz respeito aos fluxos energéticos, às direções dentro da teia e aos níveis de produtividade existentes (Decisão da Comissão nº 447/2010/UE, atualmente revogada pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão). Desta forma, não pretende englobar a diversidade vertical e horizontal que se encontra associada ao descritor Biodiversidade. No entanto, caso faça sentido, a abundância de espécies-chave ou de grupos funcionais pode ser utilizada na avaliação do descritor D4.

Espécie-chave: é uma espécie que tem um papel crítico na manutenção da estrutura de uma comunidade ecológica e cujo impacto do seu desaparecimento ou adição é maior do que seria esperado apenas com base na sua abundância relativa ou biomassa total.

O BOM ESTADO AMBIENTAL (BEA)

A definição do bom estado ambiental para o descritor D4 (Cadeias tróficas marinhas) apresenta enormes dificuldades. Em primeiro lugar, as interações que ocorrem dentro de uma teia trófica são complexas e encontram-se em constante alteração, o que impossibilita uma definição geral do que representa um bom estado (Rogers *et al.*, 2010). Além disso, existe uma grande lacuna de conhecimento quanto à avaliação das consequências dessas alterações no ecossistema. Por fim, praticamente todas as teias tróficas marinhas já foram afetadas negativamente pela ação humana, ou seja, não há uma situação de referência geral que possa ser utilizada.

Na Decisão da Comissão nº 447/2010/UE, utilizada na implementação do primeiro ciclo da DQEM, é referido que o bom estado ambiental para este descritor é atingido quando "todos os elementos da cadeia alimentar marinha (…) ocorrem com normal abundância e biodiversidade e a níveis suscetíveis de garantir a abundância das espécies a longo prazo e a manutenção da sua capacidade reprodutiva total".

7.3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

Com base na Decisão da Comissão nº 447/2010/UE e no conhecimento científico atual, Rogers *et al.* (2010) recomendaram que a avaliação do descritor D4 fosse efetuada através de dois atributos principais: os fluxos energéticos e a estrutura da teia trófica.

Um dos conhecimentos base de ecologia trófica é que existe uma relação direta entre a produção primária e a produção de organismos de níveis tróficos superiores. A eficiência deste fluxo energético entre os produtores primários e os consumidores é um fator que pode variar de região para região ou ao longo do tempo. Este fator é preponderante para o estado de uma teia trófica, sendo um claro indicador da sua robustez e estabilidade. Por exemplo, em alguns casos, o fluxo energético passa por uma variedade de organismos e de interações predador-presa, desde a base até ao topo da cadeia trófica. Noutros, uma única espécie pode fazer a ponte entre os níveis inferiores e superiores da teia trófica. Caso haja uma alteração brusca nas condições ambientais, o segundo exemplo é muito mais suscetível de sofrer um colapso.

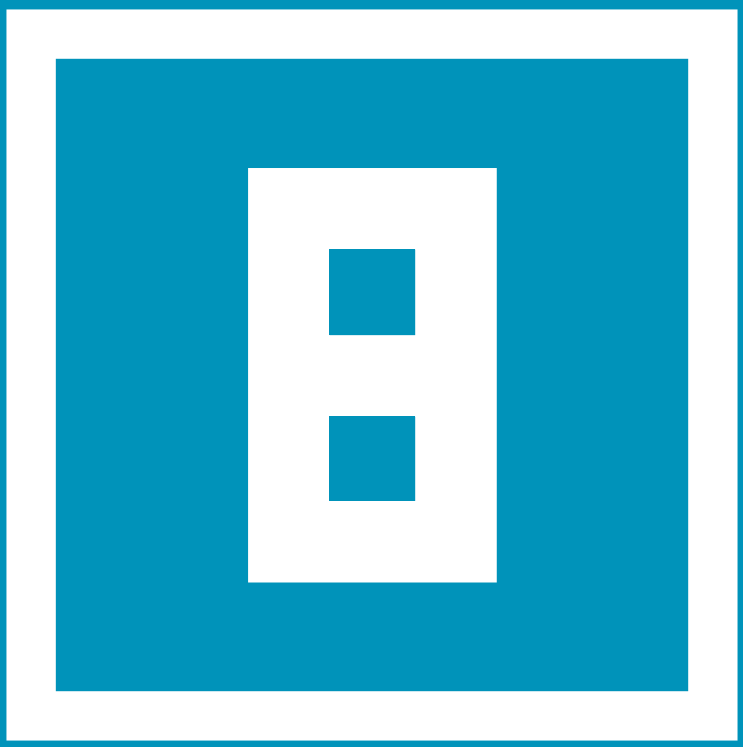
A avaliação do **fluxo energético** numa teia trófica requer a utilização de métricas que englobem vários níveis tróficos. Neste sentido, foram propostos três critérios: 1) rácios de produção entre diferentes níveis tróficos; 2) produtividade de espécies ou grupos-chave; e 3) relações tróficas entre as espécies. Através dos rácios de produção é possível saber se existe uma interrupção na transferência de energia de um nível trófico para outro (*e.g.* entre fito- e zooplâncton. Já a produtividade e o nível trófico são essenciais para avaliar o sucesso de uma determinada espécie ou grupo de espécies, oferecendo uma ideia geral da condição da teia trófica.

Existem vários indicadores que podem ser utilizados no âmbito de cada um dos critérios referidos, nomeadamente, a razão entre a produção de peixes pelágicos e demersais, que revelou ser um bom indicador para diagnosticar alterações na teia trófica (Bundy *et al.*, 2009). Outra opção adequada pode ser a razão entre a produção de zooplâncton requerida pelas capturas e a produção de zooplâncton real (Heath, 2005). Dentro dos restantes critérios, o estudo da produtividade de aves marinhas ou a presa dominante da dieta de um predador-chave são igualmente indicadores já testados e que oferecem uma ideia geral do estado da teia trófica.

Como o nome indica, este atributo engloba a **estrutura base da teia trófica**, dando ênfase à abundância relativa e à dimensão das espécies que a formam. O facto de uma teia trófica ser, em grande parte, composta por interações predador-presa, faz com que a dimensão dos predadores e a abundância das presas sejam determinantes para a funcionalidade da teia. Assim, Rogers *et al.* (2010) recomendaram dois critérios para avaliar este atributo: a dimensão e a abundância ou distribuição espacial.

A dimensão de um organismo, seja através do seu comprimento ou do seu peso, é decisiva para as suas interações na teia trófica, encontrando-se intimamente relacionada com o seu nível trófico. Neste caso, os peixes são dos exemplos mais carismáticos, tendo em conta que a pesca tem efeitos drásticos nos peixes de maior dimensão, alterando a estrutura da população de uma espécie ou, em casos mais graves, da própria comunidade. A escolha de indicadores baseados na dimensão, como a proporção de peixes de maiores dimensões, é uma opção cada vez mais utilizada, tendo também sido recomendada pela OSPAR (OSPAR, 2008).

Por outro lado, a abundância ou a distribuição espacial de espécies ou grupos que sejam considerados componentes chave do ecossistema, também podem servir como bons indicadores. No entanto, de forma a otimizar os esforços deve-se procurar avaliar espécies ou grupos que cumpram alguns dos critérios sugeridos por Fulton *et al.* (2005), *i.e.*, devem responder rapidamente a alterações no sistema, ser alvo de pesca, encontrar-se no topo da cadeia trófica ou estar fortemente ligados a outros níveis tróficos.



CAPÍTULO 8
INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS

8.1 CONCEITOS GERAIS E ENQUADRAMENTO

A introdução de espécies não indígenas nos ecossistemas marinhos, considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade, logo a seguir à destruição de habitats, é um problema global que se tem vindo a agravar nas últimas décadas. Algumas destas espécies são consideradas invasoras, uma vez que podem causar alterações na estrutura das comunidades autóctones, nas cadeias tróficas, em processos fundamentais do ecossistema e substituir espécies nativas (Molnar *et al.*, 2008). Estes impactos podem também ter custos sociais e económicos, já que podem afetar vários setores da economia, desde a indústria pesqueira, à saúde pública.

A definição de espécies não indígenas e de espécies invasoras é, desde logo, a primeira questão controversa, uma vez que existe uma profusão de interpretações distintas dos conceitos a serem utilizados (*e.g.* não indígena, exótica, alóctone). No entanto, tendo em conta a necessidade de diferenciar entre as espécies que têm ou poderão vir a ter impactos, para poder regulamentar a forma como podem ser usadas e as medidas preventivas a implementar, é importante estabelecer definições claras de alguns dos conceitos utilizados, em particular a distinção entre uma espécie não indígena e uma espécie invasora. Um relatório coordenado pelo *Joint Research Center* (JRC) sugeriu algumas definições visando a praticabilidade das medidas propostas para implementação de regulamentação internacional, como a Diretiva Quadro Estratégia Marinha (Olenin *et al.*, 2010):

Espécies exóticas ou não indígenas: espécies, subespécies ou variedades, introduzidas por ação humana fora da sua área de distribuição natural (passada ou presente) e fora da área potencial de dispersão natural.

Espécies invasoras: espécies não indígenas estabelecidas, cujas populações se dispersaram, se encontram em dispersão ou já demonstraram capacidade de dispersão em locais onde foram introduzidas. A sua introdução é uma ameaça para a diversidade biológica, funcionamento do ecossistema, valores socioeconómicos e saúde humana, nas regiões invadidas.

Espécies criptogénicas: espécies cuja origem não é bem conhecida, sendo difícil classificá-las como nativas ou não indígenas. Caso demonstrem características invasoras, deverão ser incluídas nas avaliações.

A existência de informação sobre estas espécies é relevante para a sua classificação, sendo particularmente difícil definir o estatuto de uma espécie quando existe falta de dados históricos ou quando a sua ocorrência pode estar relacionada com a sua dispersão natural, associada a alterações climáticas.

VETORES DE INTRODUÇÃO

Uma das questões-chave no estudo das espécies não indígenas é a identificação das vias e vetores de introdução, ou seja, o meio através do qual a espécie foi introduzida. Dado que é muito complicado eliminar uma espécie não indígena após o seu estabelecimento (Thresher e Kuris, 2004), a prevenção é essencial. Só através do controlo e da minimização dos riscos de introdução será possível combater eficazmente esta problemática e evitar futuros impactos (Carlton e Ruiz, 2005).

1. **Navegação: descarga de águas de lastro.**
2. **Dispersão através de canais de navegação.**
3. **Navegação: incrustação.**
4. **Repovoamentos com espécies com interesse para a pesca desportiva ou comercial.**
5. **Aquariofilia.**
6. **Libertação de organismos vivos com fins alimentares.**
7. **Libertação de isco vivo usado na pesca desportiva.**
8. **Fuga de aquaculturas.**
9. **Descarga de desperdícios vivos.**

Fig. 29 - Vias de introdução de espécies não indígenas.

Tendo em conta que existem inúmeros vetores de introdução (Figura 29), é fundamental identificar os mais relevantes em cada região, com o objetivo de minimizar os potenciais impactos. Molnar *et al.* (2008) concluíram que, a nível mundial, as vias de introdução de espécies não indígenas mais relevantes são a navegação e a aquacultura. Outras vias de introdução com importância mundial incluem a construção de canais, a aquariofilia e o comércio de espécies vivas.

A introdução de espécies não indígenas através da **navegação** é feita principalmente por intermédio das águas de lastro e de incrustação nos cascos de embarcações (Ruiz *et al.*, 2000). O primeiro caso é especialmente preocupante, uma vez que cerca de 7000 espécies marinhas são transportadas diariamente em tanques de lastro (Figura 30), em todo o mundo, e que o tráfego marítimo internacional terá tendência a aumentar no futuro (Carlton, 2001). Quanto à incrustação, esta ocorre principalmente com espécies de substrato rochoso que se fixam nos cascos das embarcações. Uma embarcação de recreio com espécies não indígenas incrustadas no casco pode introduzir estas espécies, por exemplo, ao entrar numa marina, um local favorável ao seu estabelecimento devido ao menor hidrodinamismo e às temperaturas mais elevadas.

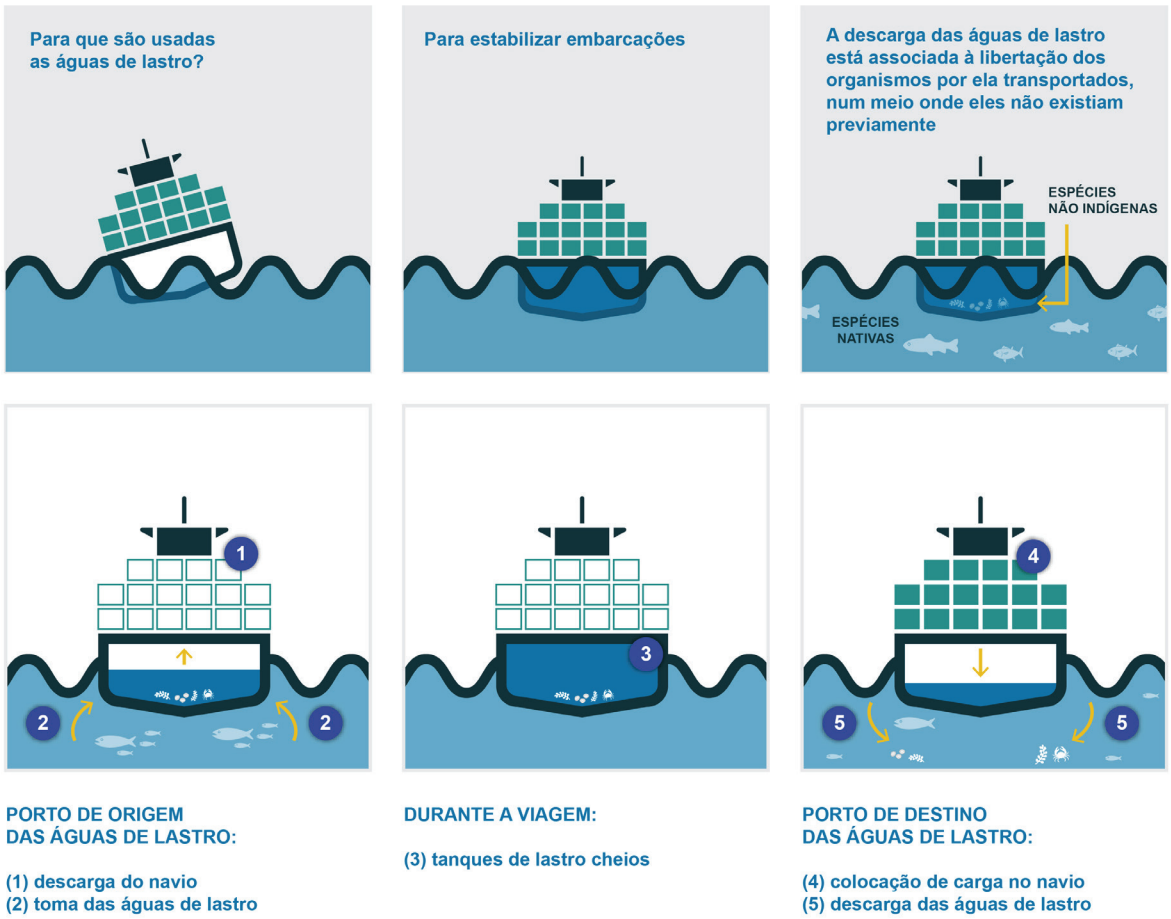


Fig. 30 - Transporte e introdução de espécies não indígenas através das águas de lastro.

Uma forma de minimizar introduções biológicas através destes vetores é a limpeza frequente dos cascos das embarcações e o tratamento das águas de lastro antes da sua libertação, tal como preconizado pela Convenção Internacional para o Controle e Gestão das Águas de Lastro e Sedimentos. A monitorização frequente de portos e marinas é outra das medidas essenciais à prevenção de impactos nos ecossistemas, decorrentes das introduções através destes vetores. A deteção precoce da entrada de espécies com potencial invasor permite desencadear uma intervenção imediata para a remoção da espécie numa fase inicial de colonização. A utilização de tintas antivegetativas é igualmente uma solução eficaz para minimizar a incrustação e transporte de espécies não indígenas. Nos últimos anos tem-se observado uma evolução positiva no sentido do desenvolvimento de tintas não tóxicas, reduzindo a utilização de substâncias com impactos graves, como era o caso do tributilestanho (TBT).

A introdução de espécies para **aquacultura** tem sido a fonte de algumas introduções biológicas, quer intencionais, quer involuntárias. Dentro dos casos intencionais, algumas espécies são introduzidas para fomentar a atividade piscatória, como acontece com algumas espécies de bivalves em Portugal, de que são exemplo a ostra-do-Pacífico (*Crassostrea gigas*) e a amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*). Esta última é um caso emblemático em Portugal, tendo sido introduzida na Ria Formosa, onde a sua abundância é limitada, mas também em vários outros sistemas estuarinos (estuários do Tejo e Sado) e lagunares (*e.g.* lagoas de Óbidos e Albufeira, Ria de Aveiro) (Gaspar, 2010). A população no estuário do Tejo atingiu abundâncias bastante elevadas e é alvo de uma pesca intensiva direcionada, praticada, na sua maioria, de forma ilegal (Chainho *et al.*, 2015). A introdução de bivalves pode ainda ser o veículo de introdução de diversas espécies de macroalgas, poliquetas, cnidários e até mesmo agentes patogénicos que estão incrustadas na concha ou que se encontram na água intersticial do interior da concha ou na água de transporte.

REGULAMENTAÇÃO NACIONAL E INTERNACIONAL ASSOCIADA

Apesar de em 1992 já ser referida, na Convenção sobre a Diversidade Biológica, a necessidade de uma compilação de informação acerca de espécies não indígenas, só mais tarde é que foi definida regulamentação específica que permitiu lidar com esta questão, sendo apresentados, de seguida, os principais instrumentos regulamentares.

Em 2004 foi adotada a Convenção Internacional para Controle e Gestão de Águas de Lastro e Sedimentos de Navios, que impõe a criação de planos de gestão das águas e sedimentos de lastro dos navios, assim como livros de registo das águas de lastro e sistemas de tratamento, que visam prevenir, minimizar e eliminar, a transferência de organismos aquáticos e agentes patogénicos potencialmente introduzidos através deste vetor. No entanto, foram necessários doze anos de negociações até que fossem cumpridos os requisitos mínimos para a entrada em vigor da Convenção, nomeadamente o número de

países e a representatividade exigida para a tonelagem da frota mundial. Estas condições foram verificadas em 8 de setembro de 2016, após ratificação pela Finlândia, pelo que as disposições da Convenção entrarão em vigor a 8 de setembro de 2017.

A nível da União Europeia, o Regulamento nº 1143/2014, de 22 de Outubro, definiu a Estratégia Europeia para as Espécies Invasoras. Do seu conteúdo, salienta-se a criação de uma lista geral de espécies invasoras, a identificação das suas vias de introdução e a implementação de um plano de ação para o controlo destas vias. O documento entrou em vigor em janeiro de 2015.

No que diz respeito ao direito português, o Decreto-Lei 565/99, de 21 de dezembro, define restrições à introdução de espécies exóticas, embora as espécies marinhas não constem da lista de espécies exóticas existente. Este decreto-lei encontra-se em revisão, prevendo-se que venha a incluir espécies exóticas, que colonizam os ecossistemas marinhos.

ESTADO ATUAL DO CONHECIMENTO EM PORTUGAL

Até 2009 o registo de espécies não indígenas era feito de forma esporádica, não existindo qualquer inventário sistematizado ou bases de dados a nível nacional, exceto para o arquipélago dos Açores, onde tinha sido compilada uma lista em 2006 (Cardigos *et al.*, 2006). Esta situação resultava numa subavaliação do número de espécies introduzidas em Portugal, em comparação com os restantes países europeus, cuja informação começou a ser compilada mais cedo e se encontra armazenada em bases de dados europeias (*e.g.* DAISIE – *Delivering alien invasive species in Europe*, EASIN – *European Alien Species Information Network*). Todavia, esta lacuna de conhecimento tem vindo a ser preenchida graças a uma série de trabalhos científicos recentes, no âmbito dos quais se realizaram levantamentos bibliográficos exaustivos e campanhas de amostragem dirigidas à deteção e identificação de espécies não indígenas. Atualmente estão registadas 133 espécies não indígenas nos sistemas costeiros, estuarinos e lagunares portugueses (Chainho *et al.*, 2015), incluindo o arquipélago da Madeira (Canning-Clode *et al.*, 2013) e uma atualização da lista de espécies de macroalgas para os Açores (Micael *et al.*, 2014). Destas, a maioria são macroalgas, artrópodes, moluscos, briozoários e tunicados, encontrando-se a respetiva lista em permanente atualização (ICES, 2016).

Sabe-se atualmente que existe uma elevada prevalência de espécies não indígenas nos habitats insulares, ocorrendo ainda elevados números nos ecossistemas estuarinos. Nestes sistemas foi também encontrada uma relação significativa entre o número de espécies não indígenas e o volume de tráfego de navios comerciais, assim como com o número de marinas existentes. Tendo em conta as áreas de ocorrência, as características do ciclo de vida e a presença de potenciais vetores de introdução, a navegação parece ser o principal vetor de introdução em Portugal, estando associado a mais de metade das espécies conhecidas (Chainho *et al.*, 2015).

Relativamente à origem das espécies não indígenas, verificou-se que a maioria é proveniente da região do Indo-Pacífico. Tendo em conta que o tráfego marítimo em Portugal é predominantemente nacional e europeu, conclui-se que a maioria das espécies são fruto de introduções secundárias, ou seja, não foram introduzidas diretamente a partir do seu habitat nativo (Chainho *et al.*, 2015).

Entre os casos mais alarmantes de espécies não indígenas presentes em Portugal, destacam-se a ameijoa-asiática (*Corbicula fluminea*), o caranguejo-chinês (*Eriocheir sinensis*) e a já referida amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*), a primeira, invasora em todas as bacias hidrográficas portuguesas, e as últimas em expansão na bacia hidrográfica do Rio Tejo. O estuário do Mira é um dos sistemas costeiros portugueses onde se regista um menor número de espécies não indígenas, pelo facto de se verificarem menores níveis de pressão humana, incluindo a navegação. No entanto, apesar de não haver navegação comercial neste sistema desde os anos de 1950, o cnidário *Blackfordia virginica* ocorre com elevada abundância durante os períodos de *bloom* sazonal (Marques *et al.*, 2015). No arquipélago dos Açores, o briozoário-esparguete (*Amathia verticillata*) (Figura 31) e a alga *Caulerpa webbiana* são consideradas as espécies invasoras mais preocupantes. No

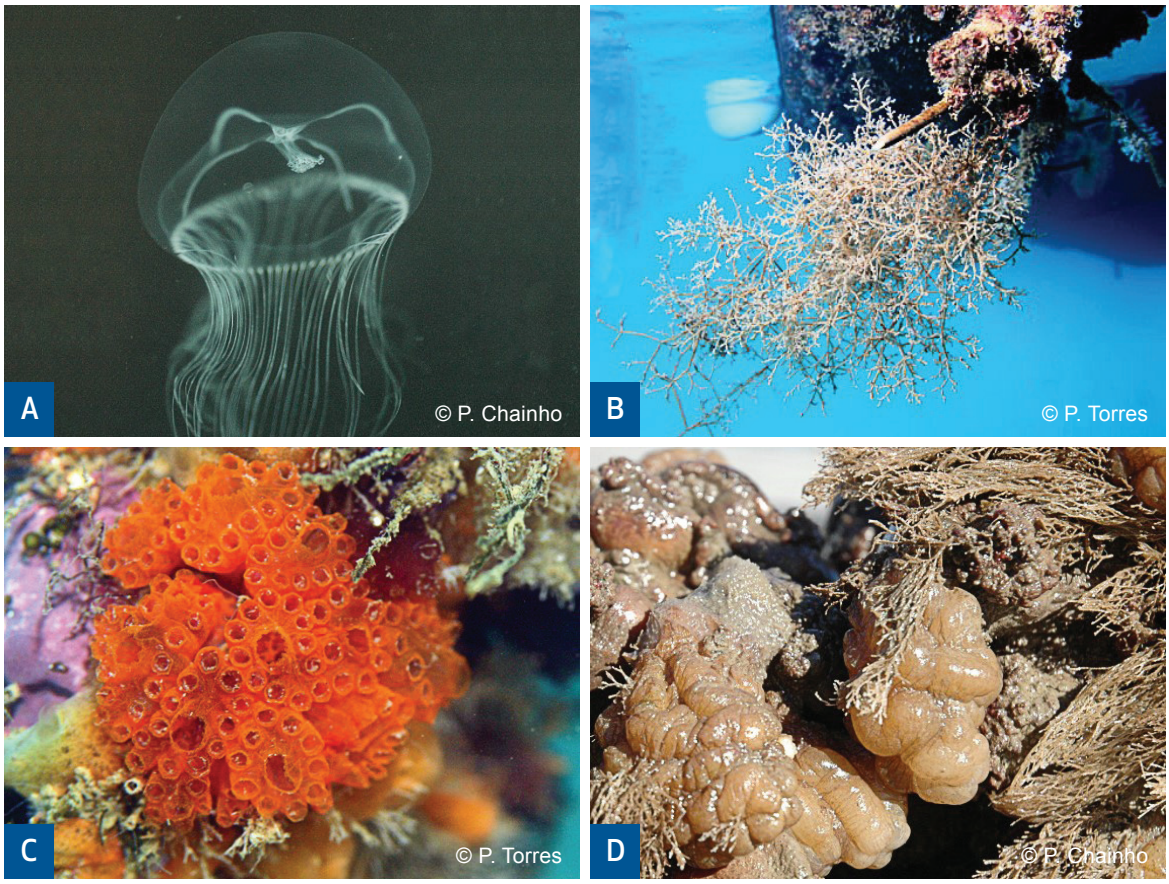


Fig. 31 - Espécies não indígenas introduzidas na costa portuguesa através de águas de lastro, incrustação em cascos de embarcações, ou aquacultura. **A)** Medusa *Blackfordia virginica*; **B)** Briozoário-esparguete (*Amathia verticillata*); **C)** Tunicado *Distaplia corolla*; **D)** Tunicado *Styela plicata*.

arquipélago da Madeira, apesar de a inventariação consistente de espécies não indígenas (Canning-Clode *et al.*, 2013) ser bastante recente, a listagem tem vindo a ser atualizada com regularidade (*e.g.* Ramalhosa *et al.*, 2014; Souto *et al.*, 2016).

8.2 AS ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS NO ÂMBITO DA DQEM

No âmbito da implementação da DQEM, considera-se que o bom estado ambiental é atingido quando as espécies não indígenas introduzidas pelas atividades humanas se situam a níveis que não alteram negativamente os ecossistemas. A avaliação do estado ambiental com base no descritor D2 considera dois critérios: a abundância e caracterização do estado das espécies não indígenas, em particular as invasoras, e o impacto ambiental destas últimas. Ambos os critérios preveem a avaliação de diferentes indicadores, mas a definição e metodologias de implementação dos mesmos ainda se encontram em discussão.

8.3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

ABUNDÂNCIA E CARACTERIZAÇÃO DO ESTADO DAS ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS, EM ESPECIAL DAS INVASORAS

No âmbito deste critério, foi proposto um indicador para avaliação do bom estado ambiental do descritor: tendências em matéria de abundância, ocorrência temporal e distribuição espacial no meio natural das espécies não indígenas, em especial espécies não indígenas invasoras, nomeadamente em zonas de risco, em relação com os principais vetores e vias de propagação dessas espécies.

O resultado de uma análise comparativa entre as diferentes regiões e sub-regiões marinhas, com base nos relatórios de avaliação inicial do estado, revelou uma elevada discrepância entre o número de espécies não indígenas em áreas contíguas (ICES, 2016). Foram diversos os fatores que determinaram essas diferenças, entre os quais o facto de alguns Estados-Membros terem incluído os ecossistemas estuarinos e lagoas

costeiras na avaliação e outros não, mas também a inclusão de espécies criptogénicas por parte de alguns Estados-Membros.

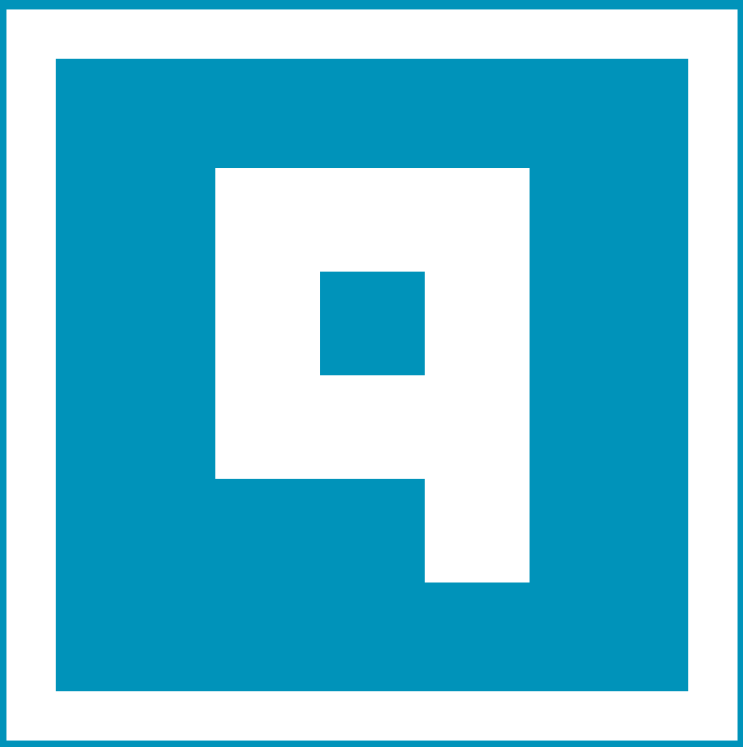
A comparação das tendências em termos de abundância, ocorrência temporal e distribuição espacial foi enviesada pelo facto de terem sido considerados diferentes períodos de avaliação. Alguns Estados-Membros consideraram apenas as datas de primeiro registo, enquanto outros consideraram todas as observações. Para além disso, alguns Estados-Membros avaliaram as tendências de abundância e distribuição espacial para todas as espécies não indígenas, mas outros consideraram apenas as espécies invasoras.

IMPACTO AMBIENTAL DAS ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS INVASORAS

Os indicadores propostos para avaliar este critério incluíram o rácio entre espécies invasoras e espécies nativas em grupos taxonómicos relevantes e o seu impacto ao nível das espécies, habitats e ecossistemas.

A maioria dos Estados-Membros não calculou a razão espécies invasoras/espécies nativas como indicador e, dentro dos que o calcularam, houve uma elevada heterogeneidade nos grupos taxonómicos usados. Outra dificuldade prendeu-se com o facto de esta razão ter sido calculada a nível nacional, o que pode ter contribuído para subestimar os impactos de espécies com elevada abundância em locais específicos. Quanto ao impacto das espécies não indígenas, grande parte dos Estados-Membros indicou o tipo de impacto apenas para algumas espécies, mas sem quantificação do mesmo, o que é revelador do conhecimento ainda deficiente destes impactos.

Apesar das suas limitações, os critérios utilizados para a determinação do bom estado ambiental permitiram obter um panorama da situação geral, nomeadamente a identificação das áreas de maior risco e das lacunas de conhecimento que requerem um maior investimento. Salientam-se algumas recomendações para os futuros ciclos da DQEM (ICES, 2016), tais como i) a inclusão dos sistemas estuarinos e lagoas costeiras na avaliação das espécies não indígenas; ii) a implementação de sistemas de alerta rápido partilhados pelos países vizinhos e regiões; iii) a criação de bases de dados nacionais e regionais georreferenciadas; iv) a definição de áreas mínimas para monitorização operacional e de vigilância; e v) o cálculo da razão espécies invasoras/espécies nativas ao nível local ou em áreas de risco e a utilização de dados de abundância, caso este indicador se mantenha no âmbito da avaliação dos impactos.



CAPÍTULO 9
PESCA E ESPÉCIES COMERCIAIS

9.1 CONCEITOS GERAIS E ENQUADRAMENTO

A pesca tem um papel fundamental na sociedade europeia, algo que é ainda mais acentuado na portuguesa. Apesar de o setor pesqueiro ter contribuído apenas para 0,6% do PIB nacional em 2010 (DGPM, 2013), a verdade é que cada português consumiu uma média anual de 56,7 kg de pescado (FAO, 2013) e a pesca é uma atividade com elevada importância socioeconómica, particularmente em certas zonas costeiras (Figura 32). Como comparação, a Noruega consumiu 54,1 kg de pescado per capita em 2010, mas exporta 95% da sua produção, grande parte para a União Europeia (FAO, 2017). Como consequência, há uma enorme pressão sobre as espécies que tendemos a consumir, ou seja, as espécies com interesse comercial.

Fig. 32 - Embarcação de pesca no porto.

A situação atual dos recursos pesqueiros é já extremamente frágil, uma vez que cerca de 80% das pescarias se encontram totalmente exploradas, sobre-exploradas ou em colapso. Tendo em conta a gravidade da situação, reverter esta tendência revela-se como um dos maiores desafios da implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Para tal, será necessário desenvolver um enorme esforço conjunto por parte dos Estados-Membros, principalmente dos Estados mais ativos no setor da pesca.

DEFINIÇÃO DE MANANCIAIS

A importância da definição de mananciais de espécies marinhas com interesse comercial resulta da necessidade de conhecermos muito bem a realidade com que se está a lidar em termos de biologia populacional, tendo em vista a aplicação de modelos que ajudem a interpretar a evolução dos recursos da pesca.

Pode-se assim, definir um manancial como um subconjunto de organismos de uma dada espécie que tenha os mesmos parâmetros de crescimento e de mortalidade e que frequente as mesmas áreas geográficas. Se esta definição se ajusta a espécies demersais (normalmente mais sedentárias), o mesmo não acontece com espécies migradoras ou mais móveis (grandes e pequenos pelágicos). Das várias definições que foram sugeridas ao longo do tempo, e traduzindo de algum modo a área de estudo do proponente, a de Ihssen e colaboradores, proposta em 1981 (Ihssen *et al.*, 1981), e que define um manancial como “um grupo intraespecífico de indivíduos que ocorrem, ao acaso, no interior de um mesmo quadro temporal ou espacial”, foi melhor aceite pelo carácter geral que demonstra.

Do ponto de vista da avaliação e da gestão de recursos pesqueiros, é importante determinar se populações relativamente próximas constituem uma única unidade de manancial ou, pelo contrário, constituem unidades de manancial separadas. Neste contexto, é importante usar várias ferramentas (técnicas), que vão desde simples estudos de distribuição e abundância da espécie, até técnicas moleculares e que envolvem a análise de características que refletem uma influência genética, ambiental ou mista. Entre as técnicas mais usadas contam-se: análise dos parâmetros de história de vida, análise morfométrica da forma do corpo e do otólito, análise parasitológica e análise da variação genética.

Após identificação do manancial, importa recolher informação sobre a biologia da espécie e sobre a pescaria de que é alvo. Neste último caso, dados de captura total (Y), esforço de pesca (f) e captura por unidade de esforço (CPUE) são ferramentas importantes que poderão ser usadas na avaliação do estado de exploração do manancial. No que concerne aos dados sobre a biologia da espécie, os parâmetros de história de vida, ao reportarem a evolução da população nas suas componentes positivas (reprodução, recrutamento e crescimento) e negativas (mortalidade), são imprescindíveis.

9.2
A PESCA E AS ESPÉCIES COMERCIAIS NO ÂMBITO DA DQEM

De acordo com o texto da DQEM, o bom estado ambiental do descritor é atingido quando as populações de peixes e moluscos explorados comercialmente se encontram dentro dos limites biológicos de segurança, i.e., cada população apresenta uma distribuição da por idade e tamanho, indicativa de um manancial saudável.

O descritor 3 da DQEM, "Peixes e moluscos explorados comercialmente", apresenta três critérios para assegurar o bom estado ambiental: i) nível de pressão da atividade da pesca; ii) capacidade de reprodução da unidade populacional; e iii) distribuição da população por idade e por tamanho.

Relativamente ao primeiro critério, o indicador primário é a estimativa da mortalidade por pesca (F) e o objetivo é manter o nível de pesca igual ou abaixo do F_{MSY}, ou seja, manter o nível capaz de produzir a captura máxima sustentável (em inglês, *Maximum Sustainable Yield*, MSY). A Decisão da Comissão 2010/477/UE (utilizada na implementação do 1º ciclo da DQEM, mas atualmente revogada pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão), indicou que a estimativa da mortalidade por pesca deverá ser efetuada a partir de modelos analíticos de avaliação apropriados, baseados na análise da captura por idade ou por comprimento e informação auxiliar. Quando o conhecimento da dinâmica populacional do manancial não permitir levar a cabo simulações, podem ser usados os valores de F associados à curva de produção por recruta (Y/R), combinados com o desempenho histórico da pescaria ou da dinâmica populacional de mananciais de espécies semelhantes.

Quanto ao segundo critério – capacidade de reprodução da unidade populacional, o indicador principal é a estimativa da biomassa do manancial desovante (em inglês, *Spawning Stock Biomass*, SSB), que deve ser determinada a partir de modelos analíticos de avaliação baseados na análise da captura por idade ou por comprimento e informação adicional sobre as características da espécie. O valor que reflete a capacidade de reprodução total é o SSB_{MSY}.

Para o terceiro critério – distribuição da população por idade e por tamanho, o indicador principal deve basear-se na abundância relativa de peixes maiores, cuja estimativa pode passar pelo cálculo: i) da proporção de indivíduos maiores do que o tamanho à primeira maturação sexual; ii) do valor médio do comprimento máximo para todas as espécies determinado pelos estudos dos cruzeiros de investigação; e iii) de 95% da distribuição de comprimentos observada nesses mesmos cruzeiros.

Neste contexto, o objetivo deste capítulo centra-se nos conceitos para explicar e estimar: i) a mortalidade por pesca; ii) a captura máxima sustentável; iii) a curva de produção por recruta; e iv) a biomassa do manancial desovante.

A aplicação destes critérios pressupõe que haja conhecimento da estrutura populacional da espécie em causa, no sentido de serem definidos os vários mananciais existentes, que deverão ser avaliados e geridos separadamente.

9.3 FUNDAMENTOS TEÓRICOS PARA A AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

ESTIMATIVA DE PARÂMETROS DE HISTÓRIA DE VIDA

Os parâmetros de história de vida podem ser usados, quer para a definição de mananciais, quer na aplicação de modelos de avaliação. Neste contexto, o crescimento e a mortalidade, nas suas componentes da mortalidade por pesca e natural, poderão ser aplicados na estimativa da curva de produção por recruta. Mais ainda, a mortalidade por pesca constitui o indicador principal no critério de avaliação do bom estado ambiental. Finalmente, a reprodução, através de alguns parâmetros reprodutivos, como a estimativa da biomassa do manancial desovante e do comprimento à primeira maturação sexual, dá resposta aos critérios “capacidade reprodutiva do manancial” e “distribuição da população em função da idade e comprimento”, respetivamente.

A descrição detalhada do modo como se estima os parâmetros de crescimento e mortalidade encontra-se disponível para consulta sob o formato de tutorial.

AVALIAÇÃO E GESTÃO DE RECURSOS

Genericamente falando, há dois grandes tipos de modelos: uns que usam apenas a informação da pescaria, nomeadamente os dados de desembarques (capturas) e esforço de pesca – os modelos globais, e outros que se baseiam na estrutura etária da população, pelo que utilizam os dados biológicos em conjunto ou não com dados da pescaria – os modelos estruturais.

Designam-se por **modelos globais** todos aqueles em que o manancial é visto como uma única e enorme unidade de biomassa a que queremos aplicar um modelo sem uma base etária. Pretendem, no fundo, estimar a captura máxima que se pode retirar ao manancial sem afetar de modo irreversível a reprodução e recrutamento futuros. Esta quantidade

é designada por captura máxima sustentável, ou MSY (*Maximum Sustainable Yield*), e o nível de esforço de pesca para o atingir, por f_{MSY}.

No caso de existir um manancial não explorado, a competição intraespecífica pelos recursos (alimento e espaço) resulta num equilíbrio entre a adição (a partir do recrutamento) e a remoção (devido à mortalidade natural). As alterações na biomassa de uma população de um certo período para o seguinte, podem ser escritas da seguinte forma:

9.1

$$Biomassa\ seguinte = última\ biomassa + recrutamento + crescimento - mortalidade\ natural$$

As duas fontes de aumento da população são o recrutamento (nascimento de novos indivíduos) e o crescimento (ganho em peso por parte dos indivíduos já presentes na população). A mortalidade natural é a única fonte de perda. Designa-se por produção o conjunto do recrutamento + crescimento:

9.2

$$Biomassa\ seguinte = última\ biomassa + produção - mortalidade\ natural$$

Se a produção for maior do que a mortalidade natural, a população cresce; se for menor, a população decresce.

Quando um manancial é reduzido em tamanho pela ação da pesca, o nível de competição pelos recursos disponíveis reduz-se e o número de recrutas que entram na pescaria pode aumentar. Por outro lado, os peixes de maiores dimensões e de crescimento mais lento são removidos do manancial (por ação da pesca), permitindo uma maior disponibilidade de alimento e de outros recursos para os indivíduos menores e de crescimento mais rápido. Estes fatores permitem um aumento do excesso capturável (produção – mortalidade) sob condições de exploração. O termo “produção excedentária” é normalmente usado para representar a quantidade (captura) que se poderá obter mantendo a biomassa a um nível constante. A biomassa no ano seguinte será então:

9.3

$$Biomassa\ seguinte = última\ biomassa + produção - captura - mortalidade\ natural$$

A descrição detalhada dos modelos globais mais usados, o modelo de *Schaefer* e o de *Fox*, poderá ser consultada em formato de tutorial.

Os **modelos estruturais** baseiam-se na estrutura etária da população, pelo que é necessário conhecer e desenvolver um modelo de crescimento corporal e estimar os parâmetros de crescimento. Alguns modelos analíticos baseiam-se exclusivamente nas amostragens provenientes das pescarias comerciais, sem que seja conhecido o total das capturas: são os métodos da curva de captura. Com a análise da curva de captura obtém-se uma estimativa da mortalidade total que, combinada com os parâmetros de crescimento e a mortalidade natural, permite tirar conclusões sobre o estado atual do manancial e o seu potencial. Esta análise é feita pelo modelo de produção por recruta de Beverton e Holt (1957).

PLANOS DE GESTÃO A CURTO E A LONGO PRAZO

De uma forma geral, existem dois grandes grupos de avaliações: a curto prazo e a longo prazo. Uma avaliação a curto prazo (*e.g.* captura provável no ano seguinte) depende, inevitavelmente, e em grande parte, do estado atual do manancial e no que é provável que lhe aconteça no próximo futuro (*e.g.* recrutamento imediato). Uma avaliação a longo prazo (*e.g.* estimar o MSY) depende pouco ou nada do estado atual do manancial, mas depende muito dos fatores que o mantêm a longo prazo, tais como os fatores que determinam o recrutamento (relação manancial/recrutamento e parâmetros ambientais).

Os objetivos da avaliação a curto e longo prazo são também diferentes. Uma avaliação a longo prazo está invariavelmente relacionada com a estratégia de gestão e é, em geral, parte de uma tentativa para determinar alguns objetivos para a gestão a longo prazo. Pode envolver a estimativa da mortalidade por pesca que seja consistente com o MSY ou a estimativa do tamanho mínimo do manancial para evitar o colapso da pescaria.

As avaliações a curto prazo relacionam-se, geralmente, com “táticas” que visam implementar uma determinada estratégia. Podem procurar determinar qual a captura ou esforço necessário no futuro imediato, tendo em vista alcançar um objetivo a longo prazo previamente determinado. As previsões a curto prazo de capturas a níveis selecionados de esforço tornaram-se um requisito onde a gestão por quotas de captura foi implementada, como, por exemplo, nas águas da União Europeia. Tais previsões precisam de ser muito exatas para terem utilidade e necessitam de muitos tipos de dados e análises mais profundas.

CAPÍTULO 10
FERRAMENTAS INOVADORAS AO SERVIÇO DA AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL

Os planos de monitorização existentes nos Estados-Membros devem apoiar a implementação da DQEM, permitindo a avaliação do estado ambiental das suas águas. No âmbito desses planos, a realização de colheitas é invariavelmente onerosa e, por esse motivo, têm surgido técnicas, habitualmente ao serviço de outras ciências, que se mostraram expeditas e apresentam vantagens comparativamente aos convencionais métodos de monitorização.

10.1 ISÓTOPOS ESTÁVEIS

Os isótopos estáveis têm sido frequentemente utilizados em estudos ambientais terrestres e aquáticos, como por exemplo, na análise de cadeias e interações tróficas (ver a revisão Boecklen *et al.*, 2011). A utilização dos isótopos estáveis de carbono e azoto permitem obter informação importante sobre as fontes de alimento, assim como identificar os níveis tróficos dos consumidores das cadeias tróficas aquáticas (Peterson e Fry, 1987). Os isótopos são, por isso, considerados uma ferramenta muito útil e adequada em estudos de ecologia trófica e na avaliação da estrutura, funcionamento e dinâmica das teias alimentares, permitindo a análise das dietas e das relações tróficas entre organismos (Fry, 2008). São, pois, uma importante metodologia para a monitorização e avaliação das Cadeias tróficas marinhas (D4), no apoio aos critérios referidos na DQEM e na Decisão da Comissão 2010/477/EU, relativa aos critérios e normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas.

FUNDAMENTO TEÓRICO

Os isótopos são formas, de um mesmo elemento químico, com igual número de protões (Z, carga positiva) e de eletrões (carga negativa), mas com diferente número de neutrões (N, carga neutra). Assim, diferentes isótopos têm diferentes massas atómicas, o que geralmente confere diferenças ao nível dos processos ambientais e fisiológicos, resultando em variações naturais na respetiva abundância relativa. Os isótopos estáveis, ao contrário dos isótopos radioativos, são isótopos que, após serem formados, permanecem na mesma forma por um período de tempo muito longo. Cada elemento químico pode ter várias formas isotópicas que possuem as mesmas características químicas, no entanto, têm afinidades diferentes, levando a que se gerem, nos vários processos em que estão envolvidos, diferentes proporções (fracionamento) entre os isótopos de um mesmo elemento. Não são perigosos para a saúde humana e não causam riscos ambientais, oferecendo assim vantagens sobre outras técnicas. Na verdade, os isótopos estáveis são muito abundantes e fazem naturalmente parte de cada um dos nós. Um isótopo é considerado estável quando a razão Z/N tem um valor compreendido ente 1 e 1,5.

A transferência de energia e massa ao longo da teia trófica provoca um fracionamento na razão dos isótopos do consumidor relativamente ao seu recurso alimentar, permitindo deste modo identificar a dieta e a posição trófica de um consumidor, comparando as suas relações isotópicas com as de outras espécies da sua cadeia alimentar. Este método torna-se mais rigoroso e informativo quando várias proporções de isótopos são estudadas simultaneamente (Harvey *et al.*, 2002).

As razões para as diferenças nas taxas de reação dos isótopos (fracionamento isotópico) e dos seus compostos são discutidas por Sulzman (2007). O princípio da análise dos isótopos estáveis tem sido aplicado às interações tróficas, sendo baseada nas diferenças das razões isotópicas de certos átomos entre as fontes de alimento disponíveis e os seus consumidores e o facto da composição isotópica dos organismos se encontrar em permanente alteração. As alterações na composição isotópica de todos os seres vivos ocorrem devido ao crescimento de tecido novo e à perda deste devido ao metabolismo em si (Fry e Arnold, 1982). É comum usar a expressão "os isótopos revelam o que comemos, mas também onde o fizemos". O estudo das teias tróficas através de isótopos compreende a análise *top-down*, de cima para baixo, e aquela que começa na base da teia trófica e acaba nos consumidores, a *bottom-up*. O estudo *bottom-up* pretende identificar o grupo de produtores primários que serve de suporte aos níveis tróficos seguintes. Os estudos *top-down* são, por vezes, mais interessantes, pois os desafios são maiores. O estudo de ambos os efeitos *bottom-up* e *top-down* é importante, contudo existem outras influências que não são tão fáceis de caracterizar, tais como os efeitos da variação espacial na estruturação de teias alimentares ou os efeitos das espécies não indígenas.

Em geral, os isótopos estáveis mais usados têm massa atómica baixa e uma grande diferença de massa entre o isótopo raro e abundante (Sulzman, 2007). As razões isotópicas dos bioelementos, especialmente os formados por carbono ($^{13}C/^{12}C = \delta^{13}C$), hidrogénio ($^{2}H/^{1}H = \delta^{2}H$), oxigénio ($^{18}O/^{16}O = \delta^{18}O$), azoto ($^{15}N/^{14}N = \delta^{15}N$) e enxofre ($^{34}S/^{32}S = \delta^{34}S$), são os mais utilizados em ecologia por permitirem avaliar o fluxo de energia nos ecossistemas (Jardine *et al.*, 2006). Na ecologia marinha, o azoto e o carbono são os elementos base da análise de isótopos estáveis.

IDENTIFICAÇÃO DO NÍVEL TRÓFICO

Em ambientes marinhos, a disponibilidade de azoto regula a produtividade biológica (produção por unidade de biomassa – primeiro critério da DQEM para o D4, com o indicador "Evolução das principais espécies de predadores, utilizando a sua produção por

unidade de biomassa"). Deste modo, a distribuição dos isótopos estáveis de azoto nos ecossistemas marinhos pode fornecer informações importantes sobre as fontes e vias necessárias à sua produção, assim como, os mecanismos de transferência do azoto através desses ecossistemas (Montoya, 2007). O $\delta^{15}N$ nos tecidos animais tem sido frequentemente utilizado como um indicador da posição trófica nas teias alimentares marinhas (Peterson e Fry, 1987; Post, 2002).

IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE ALIMENTO

Comparado com o isótopo estável do azoto, há muito menos enriquecimento de carbono estável por nível trófico, no entanto, a relação entre ^{13}C e ^{12}C pode ser usada para avaliar a composição da dieta e o fluxo de carbono em direção aos consumidores, especialmente nos casos em que as fontes da dieta têm diferenças relativamente grandes, principalmente de $\delta^{13}C$ (Post, 2002). Em particular, a existência de diferenças nos valores de $\delta^{13}C$, em espécies costeiras, pode evidenciar a utilização de fontes alimentares terrestres ou marinhas, dependendo da origem da contribuição da energia.

NICHOS ISOTÓPICOS *VERSUS* NICHO ECOLÓGICO

A análise de nichos isotópicos é uma abordagem potencialmente útil para investigar os nichos ecológicos (Newsome *et al.*, 2007). Tanto o nicho ecológico, como o nicho isotópico, são comparáveis, uma vez que são influenciados, tanto pela dieta do consumidor, como pelo habitat em que ele vive (Newsome *et al.*, 2007). À semelhança do que acontece com o nicho ecológico, o nicho isotópico pode ser definido como um espaço multidimensional (por exemplo, $\delta^{13}C$ versus $\delta^{15}N$) com coordenadas que são diretamente influenciadas pela dieta e pelo habitat. A identificação de alterações de nicho através da análise de isótopos estáveis pode ter implicações importantes para a conservação de habitats (Newsome *et al.*, 2007) e pode ser assim uma abordagem muito útil de apoio à implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha.

No contexto da implementação da DQEM em Portugal, estudos como os realizados por Vafeiadou *et al.* (2013; 2014), que identificaram as fontes de alimento e a posição trófica de nemátodes e copépodes marinhos bentónicos (meiobentos), podem ajudar a compreender melhor as interações existentes entre as espécies e, consequentemente, a monitorizar o Descritor 4 - Cadeias tróficas marinhas, de forma mais eficiente.

A determinação da razão isotópica é realizada através da utilização de um espectrómetro de massa acoplado a um analisador de elementos. A composição isotópica da amostra é depois comparada com um padrão conhecido.

O padrão usado para o hidrogénio com massa dois (^2H), conhecido como deuterium, é a "*Standard Mean Ocean Water*" (SMOW); para o carbono, o padrão é a rocha do fóssil *Belemnitella* americana da formação PeeDee (PDB) da Carolina do Sul, EUA; para o oxigénio é usado, tanto o SMOW, como o PDB; o azoto tem como padrão o gás atmosférico (N_2); e para o enxofre é usado o mineral Troilite da cratera do meteorito do "*Canyon Diablo*" (CDT), situado no Arizona, EUA.

10.2 TÉCNICAS MOLECULARES

A biodiversidade é um descritor da DQEM de avaliação complexa. Desde logo, a identificação correta das espécies nem sempre é possível utilizando métodos tradicionais baseados em características morfológicas. Nas últimas décadas desenvolveram-se diversas técnicas moleculares que, pela sua vulgarização, rapidez e precisão, têm vindo a ser introduzidas, como rotina, na descrição, avaliação e conservação da biodiversidade, especialmente devido ao avanço nas tecnologias de sequenciação de alto rendimento (Valentini *et al.*, 2009). Estas abordagens têm permitido um avanço muito significativo no estudo da biodiversidade e no conhecimento sobre a história evolutiva dos organismos. No entanto, ainda não substituem a abordagem clássica, sendo complementares. Na maioria dos casos continua a ser indispensável a combinação da informação proveniente das duas áreas do conhecimento.

Nos últimos anos foram desenvolvidas as técnicas de *DNA-barcoding* (código de barras do DNA - *Deoxyribonucleic acid*) e de DNA-*metabarcoding*, as quais têm potencial para aumentar a velocidade, precisão e resolução da identificação de espécies, permitindo uma redução de custos na monitorização (Ji *et al.*, 2013). O DNA-*barcoding* baseia-se na utilização, como marcador genético taxonómico, de sequências genéticas curtas conservadas, de DNA nuclear ou de outros organitos celulares, como a mitocôndria ou o cloroplasto. Na abordagem DNA-*metabarcoding*, a análise estende-se à identificação de uma coleção de espécies de grupos taxonómicos muito diversos, incluindo diferentes filos. Apesar de mais complexa, esta análise viabiliza a avaliação da biodiversidade ambiental numa só amostra. Por conseguinte, esta última pode substituir a dependência de um pequeno número de espécies indicadoras para inferir os efeitos das alterações na biodiversidade global. Na base destas duas abordagens experimentais de *barcoding*, está a técnica de PCR (*Polymerase Chain Reaction*), que revolucionou a biologia molecular e o estudo do DNA, e que permite a criação de cópias de DNA (amplificação) de um marcador genético de interesse. A PCR utiliza sequências curtas de DNA, de elevada especificidade (*primers*), que permitem delimitar

a região a ser amplificada (marcador genético), devendo esta região ser adequada às espécies-alvo em estudo (Leray *et al.*, 2013). O procedimento da PCR encontra-se disponível em formato de tutorial, visto tratar-se da técnica-base para o estudo da diversidade genética.

***Primers*:** São pequenas sequências de DNA de cadeia simples (oligonucleótidos) necessárias à iniciação da replicação do DNA *in vitro*.

Reação de polimerização em cadeia (*Polymerase Chain Reaction* – PCR): Advém das propriedades de uma das componentes utilizadas na reação: a DNA polimerase. Esta enzima amplifica, isto é, cria cópias de DNA, por replicação *in vitro*, de um segmento de DNA – DNA molde – que se localiza entre dois *primers*. O produto final tem uma dimensão que corresponde à distância entre as extremidades dos *primers*. É uma técnica económica, com elevada especificidade e de fácil execução.

Assim, se o objetivo é descrever a diversidade de espécies de um grupo taxonómico preciso (*e.g.* todas as diatomáceas existentes no fitoplâncton de uma determinada área), os *primers* devem ser específicos desse grupo de indivíduos. Se o objetivo é de larga escala, como uma análise abrangente de uma amostra ambiental contendo espécies de diversos filos (*e.g.* todos os organismos do plâncton e os seus parasitas), já se deverá utilizar uma abordagem diferente, que pode envolver a utilização de diferentes *primers* específicos (Leray *et al.*, 2013; Prosser *et al.*, 2013). Uma vez obtidas as sequências, a primeira etapa é compará-las com uma "biblioteca de referência" que possui a correspondência entre as sequências e a classificação taxonómica (Kress *et al.*, 2015).

A construção das bibliotecas de genes, que não são mais do que coleções de sequências de DNA de várias espécies de organismos, surge devido à necessidade de armazenar a imensa quantidade de informação genómica já existente. Estas bibliotecas são bancos de dados públicos disponíveis *online* e estão constantemente a ser atualizadas por todos os que trabalham na área da genómica, transcriptómica, proteómica, metabolómica ou outras ciências relacionadas. Existem bancos de dados primários, que são formados pela deposição direta de sequências de nucleótidos (ácidos nucleicos), de aminoácidos ou de estruturas de proteínas sem qualquer processamento ou análise (*e.g.* o GenBank do National Center for Biotechnology Information (NCBI), o EBI-European Bioinformatics Institute e o DNA-Data Bank do Japão (DDBJ), todos parceiros da iniciativa International Nucleotide Sequence Database Collaboration - INSDC). Existem também bancos de dados secundários, como o PIR (Protein Information Resource) e o InterPro (Protein sequence analysis and classification), que derivam dos primários, e que associam à informação sobre as sequências, informação sobre as suas funções específicas.

A disponibilização de sequências genéticas sequenciadas a toda a comunidade científica tem provocado um aumento no volume de informação, gerando dificuldades de armazenamento e manipulação, que exigem recursos computacionais cada vez mais eficientes e recursos humanos cada vez mais capacitados na análise dos dados gerados. A análise detalhada e a correta interpretação da informação existente é uma das áreas da bioinformática sem a qual não seria possível gerir a quantidade de informação produzida.

Os dados disponíveis nos bancos anteriormente referidos e as sequências geradas são depois trabalhados recorrendo a programas específicos, que dependem dos objetivos. Alguns exemplos incluem os programas BLAST (Basic Local Alignment Search Tool), ClustalW ou Multialin.

Bioinformática: É o ramo da ciência que trata da análise computacional de grandes conjuntos de dados biológicos. A bioinformática é integradora de informação na área das ciências biológicas.

O grande desafio das novas ferramentas moleculares, em especial no que se refere à avaliação da biodiversidade, é que permitam reconstruir uma relação de parentesco entre espécies (sistemática molecular). A representação gráfica da proximidade das espécies é feita na forma de árvores filogenéticas e baseia-se na semelhança entre as sequências selecionadas para a análise. Também neste caso existem diferentes programas que permitem tratar a informação e que usam diferentes métodos para agrupar (cluster) as sequências ou partes destas (*e.g.* o Clustal X, PAUP* 4.0 (*Phylogenetic Analysis Using Parsimony and other methods*), PHYLIP (*Phylogeny Inference Package*), MEGA (*Molecular Evolutionary Genome Analysis*) e o Treeview – um software gratuito para edição gráfica e impressão de árvores filogenéticas).

Presentemente, e apesar de existirem estudos que, através da informação obtida nas sequências, geraram verdadeiros catálogos de biodiversidade genómica e de espécies (*e.g.* o projeto *Barcode of Life*), este tipo de análise ainda não foi formalmente incluído nos programas de avaliação do estado ambiental em ecossistemas marinhos. O *Barcode of Life* é um projeto internacional que envolve 25 países que, em conjunto, gerem o banco de dados *International Barcode of Life* (iBOL). O objetivo é gerar sequências do gene mitocondrial (*COI* – citocromo c oxidase subunidade I) como auxiliar da filogenética e catalogação da biodiversidade. Na primeira fase das operações (2010-2015), os colaboradores do iBOL determinaram o *barcode* de cinco milhões de espécimes, representativas de 500 000 espécies.

No contexto da implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha, é importante referir que uma parcela significativa dos organismos presentes nos ecossistemas é de reduzida dimensão (<20 μm). Para alguns destes casos, as técnicas moleculares podem representar a única ferramenta eficaz para a sua monitorização. Um outro exemplo da utilização de ferramentas moleculares é o caso do descritor D2, Espécies não indígenas. A análise genética pode permitir identificar uma espécie não indígena, a sua origem geográfica e o seu padrão de invasão, bem como reconhecer as vias e vetores que podem ter estado envolvidos na sua propagação. Técnicas como o DNA-*barcoding* podem ajudar a compreender os fatores antropogénicos associados à transferência e dispersão de espécies não indígenas (Ojaveer *et al.*, 2014).

10.3 DETEÇÃO REMOTA

A observação da Terra pelos satélites permite a obtenção de imagens com uma elevada cobertura geográfica (mais detalhes em Sutcliffe *et al.*, 2016). Alguns destes satélites permitem avaliar a cor do oceano que, principalmente em mar aberto, pode ser relacionada com a concentração de clorofila *a*, muito utilizada como índice universal de biomassa para o fitoplâncton. Os satélites mais usados para estudar a cor do oceano são os satélites com órbita polar, que produzem imagens com uma resolução temporal quase diária e uma resolução espacial de cerca de 1 km (ver Sutcliffe *et al.*, 2016). O potencial de utilização destas imagens para a gestão do meio marinho é assim muito valioso. A clorofila *a* é um dos indicadores que pode ser usado na avaliação do descritor D5 (Eutrofização). Com efeito, através da concentração em clorofila *a*, pode-se quantificar a comunidade de fitoplâncton (biomassa) que constitui a base das cadeias tróficas marinhas, objeto de estudo do descritor D4. Além disso, é ainda possível processar regionalmente a informação obtida pelos satélites, de forma a conseguir representar os diferentes grupos taxonómicos presentes, contribuindo para a avaliação do descritor Biodiversidade (D1).

Os sensores de cor a bordo dos satélites medem a radiação nos comprimentos de onda do visível (400 a 700 nm). O sinal recebido pelos sensores é convertido em valores de clorofila *a* mediante algoritmos que foram previamente desenvolvidos e validados com base em dados *in situ*. Na base do *rationale* de muitos destes algoritmos está o espectro típico de absorção do fitoplâncton, em que a absorção nos comprimentos de onda correspondentes ao verde é sempre reduzida e a banda correspondente ao azul é proporcional à quantidade de pigmentos presentes (e consequentemente de organismos fotossintéticos). Note-se que há uma relação inversa entre a absorção e a refletância,

e que são os valores de refletância que são detetados pelos satélites. A razão entre as bandas azul/verde é assim proporcional à concentração em clorofila a à superfície da coluna de água, sendo esta a base dos algoritmos mais simples (Figura 33).

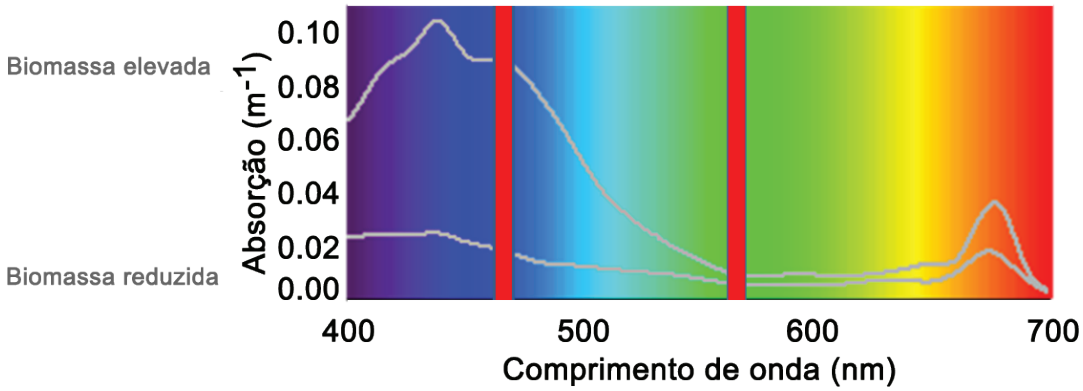


Fig. 33 - Espectro de absorção de duas comunidades de fitoplâncton (biomassa elevada *vs* biomassa reduzida), e localização das bandas no azul e no verde (Adaptação de imagem cedida por Emmanuel Devred, Bedford Institute of Oceanography, Canadá).

Os fotões luminosos quando penetram na coluna de água podem ser difundidos (*scattered*) ou absorvidos. Os raios ascendentes que chegam do interior da coluna de água para a superfície dependem da absorção/difusão das moléculas de água, assim como dos seus outros constituintes. Entre estes estão as partículas inorgânicas em suspensão (sedimentos), as partículas orgânicas em suspensão, como é o caso do fitoplâncton, assim como a matéria orgânica dissolvida. De acordo com as suas propriedades óticas, podem definir-se dois tipos de águas. Nas águas Tipo 1, geralmente águas oceânicas, a cor da água do mar está diretamente relacionada com as moléculas de água e com as células de fitoplâncton. Nas águas Tipo 2, características das zonas costeiras, a cor da água do mar depende também das outras componentes enumeradas. Os algoritmos que se baseiam nas razões das refletância da água na região do azul/região verde são mais fiáveis em águas Tipo 1. A determinação da clorofila *a* em águas costeiras com elevado conteúdo em sedimentos e/ou matéria orgânica, é objeto de intensa investigação por parte da comunidade científica, tendo sido desenvolvidos outros tipos de algoritmos, que não dependem apenas deste pigmento. Neste contexto, há que chamar a atenção para os potenciais utilizadores das imagens de satélite, no sentido de se assegurarem qual o algoritmo indicado para cada tipo de água.

Os satélites apenas têm capacidade de estimar a clorofila *a* presente na camada fótica superficial do mar (Zopt). A relação entre esta camada e a zona eufótica (Zeu) é definida pela seguinte relação: Zopt = Zeu/4,6. Assim, por exemplo, se a zona eufótica tiver 100 m de profundidade, o satélite "vê" até aos 21 m de profundidade. Esta é uma importante desvantagem desta metodologia, dado que, por vezes, o pico máximo de clorofila *a*, DCM (*Deep Chlorophyll Maximum*), está abaixo do limite inferior da camada ótica superficial.

Atualmente, existem alguns projetos que permitem uma análise a longo prazo de dados globais de clorofila *a* obtidos por satélite. O projeto Ocean *Colour Climate Change Initiative* (OC-CCI) é um exemplo (Figura 34). Os dados (de 1997 a 2015) podem ser vistos e trabalhados no portal do referido projeto. Através deste portal podem ser obtidas séries mensais ou diárias para a costa Portuguesa, ou qualquer outra região, com uma resolução espacial de 4 km. O tutorial para a utilização deste portal está disponível para consulta. Para saber mais sobre esta matéria deverá consultar o trabalho de Sutcliffe *et al.* (2016).

Em resumo, a deteção remota de cor do oceano é uma ferramenta que pode ser extremamente útil, mas que necessita de ser utilizada com conhecimento sobre os constrangimentos metodológicos. No âmbito da DQEM, esta metodologia pode ser relevante para: a) Apoiar a gestão de pescas; b) Identificar processos de eutrofização; c) Identificar e caracterizar *blooms* de algas tóxicas; e d) Delinear zonas extremamente produtivas que poderão ser áreas de biodiversidade elevada. A monitorização dos ecossistemas a longo prazo, com vista a estudar alterações climáticas poderá dar um importante contributo, no futuro.

Fig. 34 - *Portal Ocean Colour Climate Change Initiative*. (© Ocean Colour Climate Change Initiative website, Plymouth Marine Laboratory).

10.4 DEVOTOOL - CATÁLOGO DE INDICADORES DA BIODIVERSIDADE MARINHA

Em todo o mundo existem diversas iniciativas para avaliar a integridade e biodiversidade dos ecossistemas marinhos. Neste contexto alargado, inúmeros indicadores foram desenvolvidos ao longo das últimas décadas, resultado de investigação científica e, frequentemente, impulsionados por políticas ambientais.
O Projeto Europeu DEVOTES teve como principal objetivo apoiar a implementação da Diretiva Quadro Estratégia Marinha em águas europeias, investindo, para tal, em melhorar a compreensão sobre os efeitos adversos das atividades humanas e das alterações climáticas na biodiversidade marinha.

Para apoiar este processo e otimizar o uso do conhecimento existente foi produzido um catálogo de indicadores (Teixeira *et al.*, 2016) que compila grande parte dos métodos de avaliação da integridade ecológica existentes e desenvolvidos pela comunidade científica no contexto da biodiversidade e ecossistemas marinhos.

Dada a dimensão e complexidade dos dados gerados, desenvolveu-se uma aplicação informática para armazenar e disponibilizar facilmente este catálogo. O software DEVOTool (Figura 35) surgiu assim com o principal objetivo de facilitar a consulta desta base de dados por utilizadores externos ao projeto, disponibilizando à comunidade científica, a entidades públicas, a gestores e consultores ambientais ou qualquer outra entidade interessada na avaliação da qualidade ambiental, um repositório de indicadores específicos para o ambiente marinho.

Fig. 35 - DEVOTool (© DEVOTES Project).

Ao nível local, esta ferramenta facilita a seleção de indicadores para criar, complementar ou reajustar programas de monitorização. Por outro lado, esta ferramenta potencia a transferência de capacidades técnicas e científicas entre regiões marinhas europeias, contribuindo para aumentar a comparabilidade regional das avaliações ambientais.

No âmbito do projeto DEVOTES, este inventário serviu, inicialmente, de base à identificação de lacunas no conjunto de indicadores disponíveis (Berg *et al.*, 2015; Teixeira *et al.*, 2016), permitiu refinar e desenvolver novos indicadores (Heiskanen *et al.*, 2016), bem como testar uma nova proposta para analisar a qualidade de indicadores (Queirós

et al., 2016). Esta última oferece a possibilidade de comparar a robustez entre diferentes tipos de indicadores de um modo sistematizado.

O CONTEÚDO DO CATÁLOGO DE INDICADORES

O catálogo contém atualmente 611 indicadores (versão 7), desenvolvidos no âmbito de diferentes iniciativas (*e.g.* políticas UE, projetos investigação), em contextos nacionais e internacionais (*e.g.* avaliações iniciais dos Estados-Membros para a DQEM, Convenções Regionais Marinhas, avaliações ambientais em mares não-Europeus). Cobrindo uma porção significativa dos diferentes tipos de indicadores disponíveis, reflete a atual capacidade científica para lidar com os desafios na área da avaliação do estado ambiental, sobretudo no que diz respeito à biodiversidade das águas marinhas.

Neste catálogo encontram-se, essencialmente, indicadores relacionados com quatro dos onze descritores da DQEM: (D1) Biodiversidade, (D2) Espécies não indígenas, (D4) Cadeias tróficas e (D6) Integridade dos fundos marinhos. Indicadores relacionados com (D5) Eutrofização, (D3) Peixes e moluscos explorados comercialmente e (D7) Condições hidrográficas, podem também ser encontrados, mas a cobertura destes tópicos pelo catálogo não é tão exaustiva.

Com o DEVOTool é possível navegar pelo catálogo, pesquisando o tipo de indicadores existentes e acedendo à descrição sucinta e objetivo de cada um, bem como o seu grau de desenvolvimento, o tipo de dados necessários para calcular cada indicador, os métodos de amostragem aconselhados, o custo associado e ainda a complexidade de cálculo do indicador. Para cada indicador é também referida a sua cobertura geográfica, os habitats para os quais foram desenvolvidos ou o tipo de componentes da biodiversidade, características do habitat ou ecossistema a que se refere. É ainda elencado o tipo de pressões para as quais o método é um indicador (no caso dos indicadores de pressão) ou às quais o componente/aspeto do ecossistema que o indicador avalia é particularmente sensível (no caso dos indicadores de estado). Finalmente, para muitos dos indicadores deste catálogo é possível consultar os programas de monitorização ambiental, nacionais e/ou internacionais, em que foi ou é atualmente adotado. Para saber mais detalhes sobre o indicador e a sua aplicação são fornecidas referências bibliográficas, rapidamente acessíveis através dos *links* disponibilizados.

Para facilitar a pesquisa de indicadores no contexto específico da DQEM, sempre que possível, foi feita uma correspondência entre os indicadores do catálogo e os descritores, critérios e indicadores enunciados na Decisão da Comissão sobre os critérios e normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas (2010/477/UE). Esta correspondência pretende facilitar a identificação de indicadores com maior potencial para responder aos requisitos desta Diretiva.

FUNCIONALIDADES DA APLICAÇÃO DEVOTOOL

Pela primeira vez, uma ferramenta inteiramente dedicada à biodiversidade permite extrair listas de indicadores com maior potencial para preencher critérios pré-definidos, permitindo aos utilizadores encontrar o(s) método(s) mais adequado(s) para, por exemplo, avaliar o estado de um habitat ou monitorizar os efeitos de uma determinada pressão numa área marinha de interesse.

A aplicação DEVOTool permite navegar facilmente no catálogo de indicadores, filtrando a informação com base nas necessidades do utilizador. O utilizador pode: a) Efetuar questionários, usando os dados do catálogo como filtros, e extrair listas de indicadores que correspondam a uma série de critérios pré-definidos; b) Seriar e classificar os indicadores com base num ou mais critérios (selecionados livremente pelo utilizador entre os campos existentes na base de dados); c) Obter um resumo estatístico básico acerca de cada lista extraída; d) Guardar e/ou exportar as listas de indicadores em tabelas personalizadas, às quais se podem acrescentar campos de informação; e) Editar a informação relativa a indicadores pré-existentes na base de dados, atualizando, por exemplo, novas áreas de aplicação para um dado indicador ou novos valores de referência após calibração local; e finalmente, f) é possível acrescentar novos indicadores ao catálogo, construindo a própria base de dados.

O *software* da aplicação DEVOTool foi desenvolvido por Torsten Berg, investigador de MariLim - um dos parceiros institucionais do Projeto FP7 DEVOTES.

DESENVOLVIMENTOS RECENTES: NEAT

O DEVOTool funciona como uma aplicação independente, mas está também incorporada numa outra ferramenta desenvolvida pelo projeto DEVOTES, a NEAT – *Nested Environmental status Assessment Tool* (Figura 36). Esta segunda aplicação tem por objetivo avaliar o estado ambiental da biodiversidade marinha no âmbito da DQEM, mas também em outros contextos. A NEAT apresenta uma estrutura modular baseada numa visão hierarquizada dos indicadores de biodiversidade, da qual o catálogo de indicadores é um dos vários módulos. Regras de agregação de indicadores podem ser definidas de modo a respeitar especificidades regionais de funcionamento e características dos ecossistemas. A ferramenta calcula ainda a incerteza associada ao resultado de avaliação ambiental. A NEAT pode ser útil para as avaliações ambientais (de biodiversidade e outros tópicos) a realizar pelos Estados-Membros, Convenções Regionais Marinhas e mesmo consultores ambientais. A aplicação NEAT (atualmente na versão 1.2), bem como o manual e vídeos tutoriais, podem ser descarregados gratuitamente no website do DEVOTES.

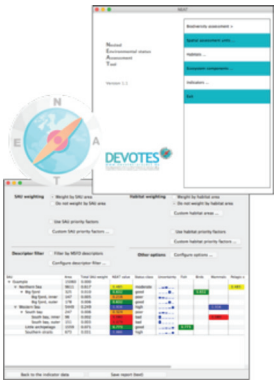
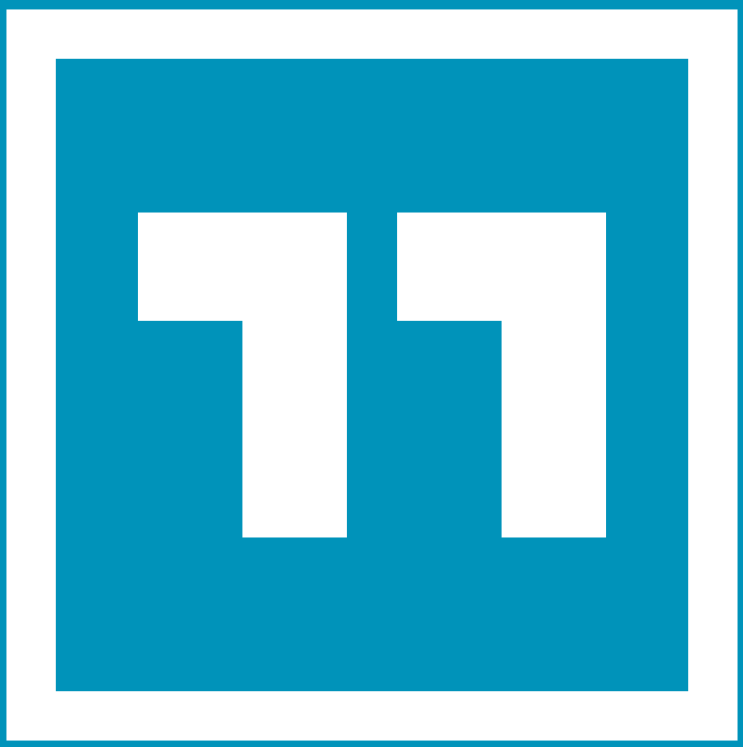


Fig. 36 - Imagem do software NEAT (*Nested Environmental status Assessment Tool*; versão 1.2; © DEVOTES Project).



CAPÍTULO 11
ANÁLISE DA IMPLEMENTAÇÃO DA DQEM EM PORTUGAL

11.1 ESTRATÉGIAS MARINHAS

O primeiro ciclo de implementação da DQEM contemplou a elaboração de estratégias marinhas. A primeira fase destas estratégias incluiu a preparação dos "Relatórios iniciais", submetidos à Comissão Europeia, dos quais constam os seguintes elementos:

- A avaliação inicial das suas águas marinhas e do impacto ambiental das atividades humanas nessas águas, nos termos do artigo 8º;
- A definição do bom estado ambiental das águas em causa, nos termos do nº 1 do artigo 9º;
- O estabelecimento de um conjunto de metas ambientais e indicadores associados, nos termos do nº 1 do artigo 10º, para alcançar o bom estado ambiental até 2020.

Portugal possui uma extensa área de águas marinhas no seu território, o que constitui um desafio para a avaliação, monitorização e estabelecimento de medidas para a sua recuperação. No entanto, atendendo às especificidades das suas águas e ao facto de estas se integrarem em duas sub-regiões marinhas distintas, o diploma nacional que transpõe a DQEM (Decreto-Lei n.º 108/2010, de 13/10, na sua atual redação) determina que sejam elaboradas estratégias marinhas para cada uma das quatro subdivisões marinhas do território marinho português: Continente (MAMAOT, 2012a), Plataforma Continental Estendida (MAMAOT, 2012b), Açores (SRMCT, 2014) e Madeira (SRA, 2014). As estratégias marinhas para o 1º ciclo da DQEM foram concluídas com a elaboração, e consequente submissão à Comissão Europeia em novembro de 2014, do Programa de Monitorização (artigo 11.º da DQEM) e o Programa de Medidas (artigo 13.º da DQEM). Estes dois programas foram consubstanciados num único documento que integra as quatro subdivisões marinhas nacionais (MAM, SRMCT, SRA (2014)).

A avaliação inicial das águas marinhas portuguesas, que teve em consideração uma análise das principais pressões e impactes no estado ambiental, e das especificidades e características essenciais do estado ambiental dessas águas, foi realizada recorrendo à compilação da informação existente.

Em cumprimento do disposto no nº 1 do Artigo 9º da DQEM, os Estados Membros devem definir um conjunto de características correspondentes a um bom estado ambiental das suas águas marinhas, com base em 11 descritores qualitativos, constantes do Anexo I da Diretiva. Para as subdivisões nacionais, foi efetuada a avaliação do estado ambiental para os vários descritores, sempre que a informação disponível o permitiu, tendo-se

verificado que, nalguns casos, a determinação do BEA não foi possível. A informação relativa à caracterização inicial das águas marinhas portuguesas pode ser consultada nas estratégias marinhas referidas acima (MAMAOT, 2012a; 2012b; SRA, 2014; SRMCT, 2014).

Relativamente ao estabelecimento de metas ambientais e indicadores associados para alcançar o bom estado ambiental até 2020, conforme previsto no nº 1 do artigo 10º da DQEM, Portugal estabeleceu 18 metas ambientais para cada uma das subdivisões do Continente e dos Açores, 11 para a subdivisão da Madeira e 15 para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. A maior parte são metas operacionais, ou seja, metas relacionadas com ações de gestão, tendo sido estabelecidas 7 para a subdivisão do Continente, 9 para a subdivisão da Madeira, 10 para a subdivisão dos Açores e 15 para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida.

11.2 PLANOS DE MONITORIZAÇÃO E MEDIDAS

Apesar de as datas de submissão do programa de monitorização e do programa de medidas (PMo e PMe) à Comissão Europeia estarem previstas para os anos de 2014 e de 2015, respetivamente, Portugal optou por elaborar em simultâneo os dois Programas, consubstanciados num documento único para as quatro subdivisões marinhas nacionais (MAM, SRMCT, SRA, 2014). Esta opção prendeu-se com o facto da contribuição do **PMe** para o bom estado ambiental das águas marinhas depender, em grande medida, da própria evolução dos projetos de monitorização a desenvolver, e da capacidade destes para aferir e detetar aproximações ou afastamentos, relativamente ao bom estado ambiental dos vários descritores, estando, assim, diretamente relacionados. Desta forma, pretendeu-se com esta abordagem assegurar melhor coerência dos objetivos, e ao mesmo tempo permitir estimar e reduzir os custos globais envolvidos, garantindo, assim, uma visão integrada e programas exequíveis e custo-eficazes.

Os critérios que nortearam a elaboração do Programa de Monitorização incluíram o disposto no Anexo V da DQEM (Programas de monitorização), a existência de riscos significativos para o ambiente e a aplicação do Princípio da Precaução. Assim, tendo em consideração estes critérios e as necessidades decorrentes da avaliação inicial o **PMo** foi estruturado tendo por base quatro eixos:

1) **Eixo I -** Monitorização dos contaminantes das espécies de interesse comercial para consumo humano;
2) **Eixo II -** Monitorização dos descritores que foram considerados como não tendo atingido o bom estado ambiental;
3) **Eixo III -** Monitorização dos descritores para os quais existam evidências de que poderão afastar-se do bom estado ambiental nos próximos 5 anos;
4) **Eixo IV** - Monitorização das atividades humanas suscetíveis de afetarem negativamente as áreas marinhas protegidas e outras áreas marinhas sensíveis de elevado valor natural.

No total, foram planeados 21 projetos de monitorização, seis dos quais partilhados entre duas ou mais subdivisões. Entre os projetos exclusivos de cada subdivisão, há quatro destinados à subdivisão do Continente, oito destinados à subdivisão dos Açores, dois destinados à subdivisão da Madeira e, por fim, apenas um destinado à subdivisão da Plataforma Continental Estendida. De todos os projetos planeados, 16 são novos esforços de monitorização. A título de exemplo, na Tabela 2, são apresentados, de uma forma simplificada, os projetos de monitorização para a subdivisão do Continente.

Tabela 2 - Projetos de Monitorização para a subdivisão do Continente (adaptado de MAM, SRMCT, SRA, 2014)

FICHA DE MONITORIZAÇÃO -EIXO	DESCRITOR	BREVE DESCRIÇÃO	TIPO DE MONITORIZAÇÃO
Ficha de monitorização MO01-I	D9	**CEIC -** Contaminantes químicos em espécies de interesse comercial da área marítima portuguesa	Nova
Ficha de monitorização MO02-II/III.	D3	**PNAB/DCF -** Programa de amostragem biológica	Existente (PCP)
Ficha de monitorização MO03-II	D8	**CSS -** Monitorização da contaminação de sedimentos superficiais na zona costeira entre Peniche e Sines	Nova
Ficha de monitorização MO04-III	D1 e D4	**MONITAVES -** Monitorização de espécies da Diretiva Aves.	Existente (Diretiva Aves/Habitats)
Ficha de monitorização MO05-III	D1, D4	**MONIMAMIFEROS -** Monitorização de espécies da Diretiva Habitats (mamíferos marinhos)	Nova
Ficha de monitorização MO06-III	D1, D4 (D2, D6)	**DIVTROFICA -** Monitorização dos habitats pelágicos e bentónicos e das teias tróficas	Nova

Tabela 2 - Projetos de Monitorização para a subdivisão do Continente (adaptado de MAM, SRMCT, SRA, 2014) (Continuação)

FICHA DE MONITORIZAÇÃO -EIXO	DESCRITOR	BREVE DESCRIÇÃO	TIPO DE MONITORIZAÇÃO
Ficha de monitorização MO07-III	D2 (D1, D4, D6)	**MONIEXOTICAS/NISPOR -** Monitorização da abundância e do impacte de espécies não indígenas na costa portuguesa	Nova
Ficha de monitorização MO08-III	D3	**ARTESANAL -** Estudo de populações de peixes e moluscos explorados pela pesca artesanal e lúdica	Nova
Ficha de monitorização MO09-III	D10	**DELIXOMAR -** Propriedades e distribuição espacial do lixo marinho e impactes na vida marinha	Nova
Ficha de monitorização MO10-IV	D1, D3	**PESCA LÚDICA -** Monitorização da pesca lúdica em AMP e outras áreas marinhas sensíveis do litoral português	Nova

O Programa de Medidas teve em conta as metas ambientais estabelecidas nas Estratégias Marinhas para cada subdivisão e medidas já contempladas no âmbito de outra legislação e/ou acordos internacionais. Assim, foi seguida uma abordagem sequencial composta por 5 passos:

1) Identificar a meta ambiental estabelecida na Estratégia Marinha;
2) Verificar a existência de alguma medida contemplada em instrumentos legislativos e/ou acordos internacionais que dê resposta à meta ambiental identificada;
3) Se sim, analisar se essa medida é adequada ou robusta o suficiente para dar resposta à meta ambiental. Caso não o seja, deve-se optar pela criação de uma nova medida, neste caso adicional;
4) Caso a meta ambiental não seja contemplada por uma medida já existente, deve-se igualmente optar pela criação de uma nova medida;
5) Avaliar qual o impacto das novas medidas estabelecidas.

Para além destas medidas baseadas nas metas ambientais definidas anteriormente – **Medidas DQEM**, o PMe inclui ainda outros dois conjuntos de medidas: as **Outras Medidas** e as **Medidas de Proteção Espacial**. As primeiras incluem medidas cujo objetivo não é responder, pelo menos de uma forma direta ou imediata, às metas ambientais definidas nas Estratégias Marinhas, mas sim às metas consideradas relevantes para a manutenção e consecução do bom estado ambiental do meio marinho, em cumprimento do Artigo 1.º da DQEM. Assim, estas medidas procuram colmatar lacunas de conhecimento reconhecidas

anteriormente ou contribuir para a área da educação e sensibilização para a sustentabilidade do meio marinho e os objetivos previstos pela Diretiva. As Outras Medidas incluem ainda medidas existentes provenientes de outros instrumentos legislativos e/ou acordos internacionais consideradas relevantes na abordagem inicial às metas ambientais. Por fim, as Medidas de Proteção Espacial visam contribuir para o estabelecimento de uma rede de áreas marinhas protegidas no território marítimo português.

Ao todo, são apresentadas 38 Medidas DQEM, quatro das quais partilhadas entre, pelo menos, duas subdivisões. Das medidas exclusivas a cada subdivisão, a subdivisão do Continente apresenta dez Medidas DQEM, enquanto as subdivisões dos Açores e da Madeira apresentam doze e dez medidas, respetivamente. Por fim, encontram-se planeadas duas medidas exclusivas para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. As medidas abrangem praticamente todos os descritores definidos pela Diretiva, sendo o descritor Biodiversidade (D1) o mais focado. Como exemplo, as Medidas DQEM planeadas para a subdivisão do Continente encontram-se expostas na Tabela 3.

Tabela 3 - Medidas DQEM para a subdivisão do Continente (adaptado de MAM, SRMCT, SRA, 2014)

FICHA DE MONITORIZAÇÃO -EIXO	DESCRITOR	BREVE DESCRIÇÃO	TIPO DE MEDIDA
-	D3	Plano de gestão para a pesca da sardinha	Existente
-	D3	Plano de recuperação da pescada	Existente (PCP)
-	D8	Medidas de proteção do tamboril branco na fase de desova	Existente (PCP)
-	D3	Plano Plurianual PCP	Existente (PCP)
-	D3	Plano de desenvolvimento para a frota de palangre	Existente
Ficha de medida ME02-D10	D10	BDLixLit – Desenvolver uma base de dados sobre lixo marinho no litoral	Nova
Ficha de medida ME06-DT	Todos	DQEMdata – Implementar e gerir sistema de partilha de dados de monitorização	Nova
Ficha de monitorização MO01-I	D9	CEIC – Monitorizar os contaminantes químicos em espécies de interesse comercial	Nova
Ficha de monitorização MO03-II	D8	CSS – Monitorizar a contaminação de sedimentos superficiais na zona costeira Peniche - Sines	Nova

Tabela 3 - Medidas DQEM para a subdivisão do Continente (adaptado de MAM, SRMCT, SRA, 2014) (Continuação)

FICHA DE MONITORIZAÇÃO -EIXO	DESCRITOR	BREVE DESCRIÇÃO	TIPO DE MEDIDA
Ficha de monitorização MO09-III	D10	DELIXOMAR – Determinar as propriedades e distribuição espacial de lixo marinho e estimar o impacte no meio marinho	Nova
Ficha de medida ME04-D10	D10	LiMar – Determinar bioindicadores para o lixo marinho	Nova
Ficha de medida ME05-D11	D11	CAASPER – Caraterizar o ambiente acústico submarino português e efeitos do ruído	Nova
Ficha de medida ME12-D1	D1	MEDAVES – Medidas de proteção das populações de aves marinhas na costa continental portuguesa	Nova
Ficha de medida ME-13-D1	D1	MEDMAMÍFEROS – Medidas na proteção das populações de cetáceos na costa continental portuguesa	Nova

Em relação às Outras Medidas apresentadas no Programa de Monitorização e de Medidas, são identificadas mais de 80 medidas complementares ou decorrentes de outros instrumentos legislativos e/ou acordos internacionais. Entre estas medidas, foram incluídas ações relevantes previstas na Diretiva Quadro da Água, na Convenção OSPAR e em instrumentos de gestão territorial, como os Planos de Ordenamento da Orla Costeira. Algumas destas medidas, para a subdivisão do Continente, são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Outras Medidas para a subdivisão do Continente (adaptado de MAM, SRMCT, SRA, 2014)

FICHA DE MONITORIZAÇÃO -EIXO	DESCRITOR	BREVE DESCRIÇÃO	TIPO DE MEDIDA
Ficha de medida ME09-D0	D1, D3 e D10	EduMar – Educar e sensibilizar para o meio marinho	Nova[1]
Ficha de medida ME10-DV	D1, D6	MONINTEGRID PLUS – Caraterizar a macrofauna bentónica e a integridade dos fundos marinhos	Nova[1]
Ficha de medida ME11-D5	D5	NUTRI – Identificar fontes de nutrientes e vetores de introdução no meio marinho	Nova[1]
-	D5 e D8	DQA – Planos de Gestão de Bacia; Planos de Gestão de Região Hidrográfica; Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos	Existente (Diretiva-Quadro da Água)[2]
-	D1, D2, D3, D4 e D6	OSPAR – Acompanhamento dos trabalhos do Comité da Biodiversidade	Existente (Convenção OSPAR)[2]

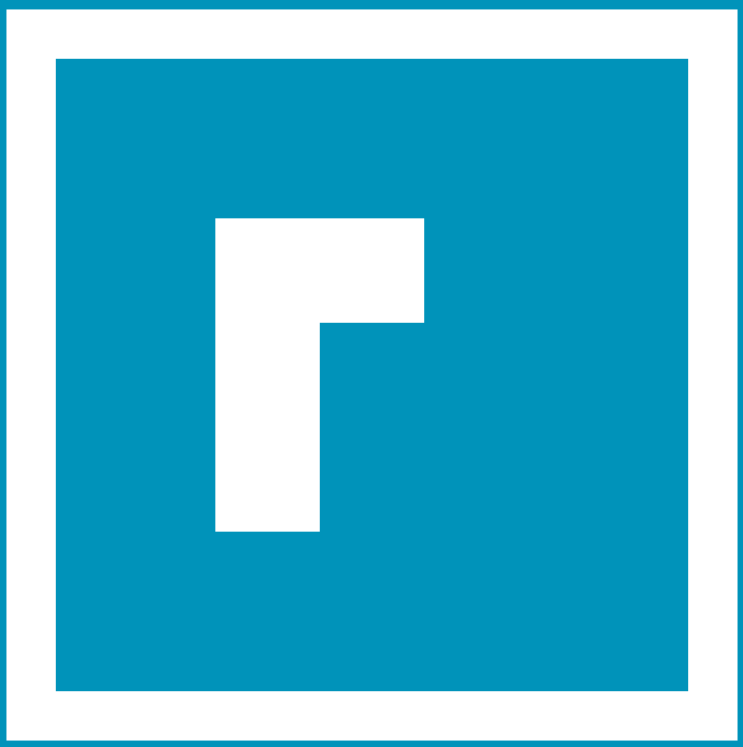
[1] Medida complementar.
[2] Medida decorrente de outro instrumento legislativo e/ou acordo internacional.

Por fim, são apresentadas as duas **Medidas de Proteção Espacial**, incluídas no **PMe**:

1) Designar áreas marinhas protegidas no espaço marítimo português (DesignAMP – Ficha ME01-DV);

2) Criar um SIC (Sitio de Interesse Comunitário) para o golfinho-roaz (*Tursiops truncatus*) e outros cetáceos nas águas costeiras do arquipélago da Madeira (HOME.SIC – Ficha MEMAD07-01).

Estas medidas não só concorrem para os objetivos previstos pela Diretiva Quadro Estratégia Marinha, como também permitem assegurar metas e compromissos previstos na Convenção da Diversidade Biológica e nas Diretivas Aves e Habitats. Para além disso, a criação de áreas marinhas protegidas de cariz oceânico permite a proteção de um dos habitats mais prominentes do espaço marítimo português: os montes submarinos.



Referências

Berg T., Fürhaupter K., Teixeira H., Uusitalo L. e Zampoukas N. (2015). The Marine Strategy Framework Directive and the ecosystem-based approach–pitfalls and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, **96**: 18-28.

Beverton R.J.H. e Holt S.J. (1957). On the Dynamics of Exploited Fish Populations, *Fishery Investigations Series II*, 19:1-533.

Boecklen W.J., Yarnes C.T., Cook B.A. e James A.C. (2011). On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **42**: 411-440.

Borja A., Franco J. e Pérez V. (2000). A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 1100-1114.

Borja A., Elliot M., Andersen J.H., Cardoso A.C., Carstensen J., Ferreira J.G., Heiskanen A., Marques J.C., Neto J.M., Teixeira H., Uusitalo L., Uyarra M.C. e Zampoukas N. (2013). Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? *Marine Pollution Bulletin*, **76**: 16-27.

Borja A., Prins T.C., Simboura N., Andersen J.H., Berg T., Marques J.C., Neto J.M., Papadopoulou N., Reker J., Teixeira H. e Uusitalo L. (2014). Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Frontiers in Marine Science*, **1**: 72.

Bundy A., Heymans J.J., Morissette L. e Savenkoff C. (2009). Seals, cod and forage fish: A comparative exploration of variations in the theme of stock collapse and ecosystem change in four Northwest Atlantic ecosystems. *Progress in Oceanography*, **8**: 188-206.

Cabral M.J. (coord.), Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queirós A.I., Rogado L. e Santos-Reis M. (eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 659 pp.

Canning-Clode J., Fofonoff P., McCann L., Carlton J.T. e Ruiz G.M. (2013). Marine invasions on a subtropical island: fouling studies and new records in a recent marina on Madeira Island (Eastern Atlantic Ocean). *Aquatic Invasions*, **8**: 261-270.

Cardigos F., Tempera F., Ávila J., Gonçalves J., Colaço A. e Santos R.S. (2006). Non-indigenous marine species of the Azores. *Helgoland Marine Research*, **60**: 160-169.

Carlton J.T. e Ruiz G.M. (2005). Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks. In: H.A. Mooney, R.N. Mack, J.A. McNeely, L.E. Neville, P.J. Schei e J.K Waage (eds.), *Invasive alien species: a new synthesis*, Island Press, Washington D.C., 36-58.

Carlton J.T. (2001). *Introduced species in U.S. coastal waters: environmental impacts and management priorities*. Pew Oceans Commission, Arlington, VA, 28 pp.

Catsiki V. e Florou H. (2006). Study on the behavior of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn and 137Cs in an estuarine ecosystem using *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator species: the case of Thermaikos gulf, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*, **86**: 31-44.

Chainho P., Fernandes A., Amorim A., Ávila S.P., Canning-Clode J., Castro J.J., Costa A.C., Costa J. L, Cruz T., Gollasch S., Grazziotin-Soares C., Melo R., Micael J., Parente M.I., Semedo J., Silva T., Sobral D., Sousa M., Torres P., Veloso V. e Costa M.J. (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **167**: 199-211.

Cochrane S.K.J., Connor D.W., Nilsson P., Mitchell I., Reker J., Franco J., Valavanis V., Moncheva S., Ekebom J., Nygaard R., Serrão Santos R., Naberhaus I., Packeiser T., van de Bund W., Cardoso A.C. (2010). Marine Strategy Framework Directive - Task Group 1 Report Biological diversity. JRC Scientific and Technical Reports, EUR 24337 EN. 111 pp.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. e van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.

Costanza R., de Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S. e Turner R.K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, **26**: 152-158.

Cury P.M., Shin Y.J., Planqu, B., Durant J.M., Fromentin J.M., Kramer-Schadt S., Stenseth N.C., Travers M., Grimm V. (2008). Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**: 338-346.

Decisão da Comissão 2010/477/UE relativa aos critérios e às normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas. *Jornal Oficial da União Europeia*, **L232**:14-24.

Decreto nº 21/93 de 21 de Junho. *Diário da República – I Série-A*, nº 143. Lisboa.

Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro. *Diário da República – I Série-A*, nº 295:9100-9114. Ministério do Ambiente, Lisboa.

Decreto-Lei nº 108/2010, de 13 de Outubro. *Diário da República – I Série*, Nº 199. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, Lisboa.

Decreto-Lei n.º 136/2013 de 7 de Outubro. *Diário da República – I série*, N.º 193. Ministério da Agricultura e do Mar. Lisboa.

Dellinger T. (2008). Tartarugas marinhas. In: (Loureiro A., Ferrand de Almeida N., Carretero M.A. e Paulo O.S. eds). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade, Lisboa.193-209.

DGPM. (2013). *Estratégia Nacional para o Mar 2013-2020*. Direção-Geral de Política do Mar, Governo de Portugal. 72 pp.

Directiva 79/409/CEE do Conselho de 2 de Abril de 1979 relativa à conservação das aves selvagens. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, **L103/1**.

Directiva 91/676/CEE do Conselho de 12 de Dezembro de 1991 relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, **L375**:1-8.

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. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, **L206**:7-50.

Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial da União Europeia*, **L327**:1-72.

Directiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de Junho de 2008 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política para o meio marinho (Directiva-Quadro da Estratégia Marinha). *Jornal Oficial da União Europeia*, **L164**: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.

Elliot M., Borja A. McQuatters-Gollop A., Mazik K., Birchenough,S., Andersen J.H., Painting S. e Peck M. (2015). Force majeure: Will climate change affect our ability to attain Good Environmental Status for marine biodiversity? *Marine Pollution Bulletin*, **95**: 7-27.

FAO. (2013). *Fishery and Aquaculture Statistics*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 76 pp.

FAO. (2017). FAO Fisheries & Aquaculture – National Aquaculture Sector Overview – Norway [ONLINE]. Disponível em: http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_norway/en [Acedido a 7 de janeiro de 2017].

Fehling J., Stoecker S. e Baldauf S.L. (2007). Photosynthesis and the eukaryote tree of life, In: Falkowski P.G. e Knoll A.H. (eds.). *Evolution of Primary Producers in the Sea*. Elsevier, Amsterdam. 75-107.

Fry B. (2008). *Stable Isotope Ecology*. Springer-Verlag, New York. 308 pp.

Fry B. e Arnold C. (1982). Rapid $^{13}C/^{12}C$ turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). *Oecologia*, **54**: 200-204.

Fulton E.A., Smith A.D.M. e Punt A.E. (2005). Which ecological indicators can robustly detect the effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, **62**: 540-551.

Gaspar M.B. (2010). *Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoa-japonesa* (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório do IPIMAR, 6 pp.

Harvey C.J., Hanson P.C., Essington T.E., Brown P.B. e Kitchell J.F. (2002). Using bioenergetics models to predict stable isotope ratios in fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**: 115-124.

Heath M.R. (2005). Regional variability in the trophic requirements of shelf sea fisheries in the Northeast Atlantic, 1973-2000. *ICES Journal of Marine Science*, **62**: 1233-1244.

Heiskanen A.S., Berg T., Uusitalo L., Teixeira H., Bruhn A., Krause-Jensen D., Lynam C.P., Rossberg A.G., Korpinen S., Uyarra M.C. e Borja A. (2016). Biodiversity in marine ecosystems – European developments toward robust assessments. *Frontiers in Marine Science*, **3**: 184.

Hönisch B., Ridgwell A., Schmidt D.N., Thomas E., Gibbs S.J., Sluijs A., Zeebe R., Kump L., Martindale R.C., Greene S.E., Kiessling W., Ries J., Zachos J.C., Royer D.L., Barker S., Marchitto T.M., Moyer R., Pelejero C., Ziveri P., Foster G.L. e Williams B. (2012). The geological record of ocean acidification. *Science*, **335**: 1058-1063.

ICES. (2016). *Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO)*, 16–18 March 2016, Olbia, Italy. ICES CM 2016/SSGEPI:10. 201 pp.

Ihssen P.E., Booke H.E., Casselman J.M., McGlade J.M., Payne N.R. e Utier F.M. (1981). Stock identification: materials and methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Science*, **38**: 1838-1855.

Instituto Hidrográfico. (2017). Marés - Instituto Hidrográfico [ONLINE]. Disponível em: http://www.hidrografico.pt/glossario-cientifico-mares.php [Acedido a 7 de janeiro de 2017].

Jardine T.D., Kidd K.A. e Fisk A. (2006). Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science & Technology*, **40**: 7501–7511.

Ji Y., Ashton L, Pedley S.M., Edwards D.P., Tang Y., Nakamura A., Kitching R., Dolman P.M., Woodcock P., Edwards F.A., Larsen T.H., Hsu W.W., Benedick S., Hamer K.C., Wilcove D.S., Bruce C., Wang X., Levi T., Lott M., Emerson B.C. e Yu D.W. (2013). Reliable, verifiable and efficient monitoring of biodiversity via metabarcoding. *Ecology Letters*, **16**: 1245-57.

Kaiser M.J., Attrill M.J., Jennings S., Thomas D.N., Barnes D.K.A., Brierley A.S., Hiddink J.G., Kaartokallio H., Polunin N.V.C. e Raffaelli D.G. (2011). *Marine Ecology: Processes, Systems and Impacts*. Oxford University Press Inc., New York. 501 pp.

Kress W.J., García-Robledo C., Uriarte M. e Erickson D.L. (2015). DNA barcodes for ecology, evolution, and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, **30**: 25 35.

Leray M., Yang Y.J., Meyer P.C., Mills C.S., Agudelo N., Ranwez V., Boehm J.T. e Machida R.J. (2013). A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in Zoology*, **10**: 1-34.

Levinton J.S. (2013). *Marine Biology: Function, Biodiversity, Ecology*. Oxford University Press, Oxford. 576 pp.

MAM, SRMCT e SRA. (2014). *Estratégias marinhas para as águas marinhas portuguesas – Programa de Monitorização e Programa de Medidas da Diretiva Quadro Estratégia Marinha*. Ministério da Agricultura e do Mar, Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais. 192 pp.

MAMAOT. (2012a). *Estratégia Marinha para a subdivisão do Continente. Diretiva Quadro Estratégia Marinha*. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. 906 pp.

MAMAOT. (2012b). *Estratégia Marinha para a subdivisão da Plataforma Continental Estendida. Diretiva Quadro Estratégia Marinha*. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. 200 pp.

Marques F., Chainho P., Costa J.L., Domingos I., e Angélico M.M. (2015). Abundance, seasonal patterns and diet of the non-native jellyfish *Blackfordia virginica* in a Portuguese estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **167**: 212-219.

Meirinho A., Barros N., Oliveira N., Catry P., Lecoq M., Paiva V., Geraldes P., Granadeiro J.P., Ramírez I. e Andrade J. (2014). *Atlas das Aves Marinhas de Portugal*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. 231 pp.

Micael J., Parente M.I. e Costa A.C. (2014). Tracking macroalgae introductions in North Atlantic oceanic islands. *Helgoland Marine Research*, **68**: 209-219.

Molnar J.L., Gamboa R.L., Revenga C. e Spalding, M.D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **6**: 485–492.

Montoya J.P. (2007). Natural abundance of 15N in marine planktonic ecosystems. In: Michener, R. e Lajtha, K. (eds.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Willey-Blackwell, Hoboken, New Jersey. 176-201.

Nelson J.S., Grande T.C. e Wilson M.V.H. (2016). *Fishes of the World. John Wiley & Sons*, Inc., Hoboken, New Jersey. 707 pp.

Newsome S.D., Martinez del Rio C., Bearhop S., Phillips D.L. (2007). A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**: 429–436.

Ojaveer H., Galil B.S., Minchin D., Olenin S., Amorim A., Canning-Clode J., Chainho P., Copp G.H., Gollasch S., Jelmert A., Lehtiniemi M., McKenzie C., Mikuš J., Miossec L., Occhipinti-Ambrogi A., Pećarević M., Pederson J., Quilez-Badia G., Wijsman J.W.M. e Zenetos A. (2014). Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Marine Policy*, **44**: 160–165.

Olenin S., Alemany F., Cardoso A. C., Gollasch S., Goulletquer P., Lehtiniemi M., McCollin T., Minchin D., Miossec L., Ambrogi A. O., Ojaveer H., Jensen K. R., Stankiewicz M., Wallentinus I. e Aleksandrov B. (2010). *Marine Strategy Framework Directive – Task Group 2 Report Non-indigenous species*. EUR 24342 EN, Joint Research Centre, 73 p.

OSPAR, (2008). OSPAR Background Document on the EcoQO on changes in the proportion of large fish and evaluation of the size-based indicators. *Biodiversity Series*, **356/2008**. 9 pp.

OSPAR. (2012). *Finding common ground towards regional coherence in implementing the Marine Strategy Framework Directive in the North-East Atlantic region through the work of the OSPAR Commission*. OSPAR Commission, London. 34 pp.

Pankhurst N.W. e Porter M.J.R. (2003). Cold and dark or warm and light: variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry*, **28**: 385-389.

Pereira L. e Neto J.M. (2014). *Marine Algae: Biodiversity, Taxonomy, Environmental Assessment, and Biotechnology*. CRC Press, Boca Raton, Florida. 398 pp.

Peterson B.J. e Fry B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **8**:293-320

Pickard G.L. e Emery W.J. (1990). *Descriptive physical oceanography*. Pergamom Press, New York. 320 pp.

Post D.M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, **83**: 703–718.

Prosser S.W.J., Velarde-Aguilar M.G., Leon-Regagnon V., Hebert P.D.N. (2013). Advancing nematode barcoding: A primer cocktail for the cytochrome c oxidase subunit I gene from vertebrate parasitic nematodes. *Molecular Ecology Resources*, **13**: 1108-15.

Queirós A.M., Strong J.A., Mazik K., Carstensen J., Bruun J., Somerfield P.J., Bruhn A., Ciavatta S., Flo E., Bizsel N., Özaydinli M., Chuševė R., Muxika I., Nygard H., Papadopoulou N., Pantazi M. e Krause-Jensen D. (2016). An Objective Framework to Test the Quality of Candidate Indicators of Good Environmental Status. *Frontiers in Marine Science*, **3**:73.

Racault M., Platt T., Sathyendranath S., Ağirbaş E., Vicente V.M., Brewin R. (2014). Plankton indicators and ocean observing system: support to the marine ecosystem state assessment. *Journal of Plankton Research*, **36**:621-629.

Ramalhosa P., Camacho-Cruz K., Bastida-Zavala R. e Canning-Clode J. (2014). First record of *Branchiomma bairdi* McIntosh, 1885 (Annelida: Sabellidae) from Madeira Island, Portugal (northeastern Atlantic Ocean). *BioInvasions Records*, **3**: 235–239.

Ramírez I., Geraldes P., Meirinho A., Amorim P. e Paiva V. (2008). *Áreas Marinhas Importantes para as Aves em Portugal*. Projeto LIFE04NAT/PT/000213 – Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves, Lisboa. 240 pp.

Rasmussen A.R., Murphy J.C., Ompi M., Gibbons J.W. e Uetz P. (2011) Marine Reptiles. *PLoS ONE*, **6**: e27373.

Raven P.H., Evert R.F. e Eichhorn S.E. (2005). *Biology of Plants*. W.H. Freeman and Co., New York. 686 pp.

Redfield A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, **46**:205-221.

Regoli F. e Orlando E. (1993). *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator of lead pollution: biological variables and cellular responses. *Science of the Total Environment*, **134**:1283-1292.

Regulamento nº 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho de 22 de outubro de 2014 relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras. *Jornal Oficial da União Europeia*, **L317**:35-55.

Resolução da Assembleia da República nº60-B/97, aprova, para ratificação, a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar e o Acordo Relativo à Aplicação da Parte XI da mesma Convenção. *Diário da República – I Série-A*, nº 238. Assembleia da República, Lisboa.

Ribeiro M.C. (2016). Direito do Mar, Proteção do Ambiente Marinho e Legislação Europeia. DGRM, Lisboa. E-book disponível em www.sophia-mar.pt.

Rice J., Arvanitidis C., Borja A., Frid C., Hiddink J., Krause J., Lorance P., Ragnarsson S. Á., Sköld M. e Trabucco B. (2010). *Marine Strategy Framework Directive – Task Group 6 Report Seafloor integrity*. EUR 24334 EN, Joint Research Centre, 73 pp.

Rice J., Arvanitidis C., Borja A., Frid C., Hiddink J.G., Krause J., Lorance P., Ragnarsson S.Á., Sköld M., Trabucco B., Enserink L. e Norkko A. (2012). Indicators for sea-floor integrity under the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*, **12**: 174–184.

Rogers S., Casini M., Cury P., Heath M., Irigoien X., Kuosa H., Scheidat M., Skov H., Stergiou K., Trenkel V., Wikner J. e Yunev O. (2010). *Marine Strategy Framework Directive – Task Group 4 Report Food webs*. EUR 24343 EN, Joint Research Center, Luxembourg, 55 pp.

Ruiz G.M., Fofonoff P.W. Carlton J.T., Wonham M.J. e Hines A.H. (2000). Invasions of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **31**: 481-531.

Segar, D.A. (2012). *Introduction to Ocean Sciences*. Wadsworth Publishing Company, Washington. 497 pp.

Sigman, D. M. e Hain, M. P. (2012). The biological productivity of the ocean. Nature Education Knowledge, 3:21.

Shurin J.B., Borer E.T., Seabloom E.W., Anderson K., Blanchette C.A., Broitma, B. e Halpern B.S. (2002). A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. *Ecology Letters*, **5**: 785-791.

Souto J., Ramalhosa P. e Canning-Clode J. (2016). Three non-indigenous species from Madeira harbors, including a new species of *Parasmittina* (Bryozoa). *Marine Biodiversity*, **1**-10.

Spalding M.D., Fox H.E., Allen G.R., Davidson N., Ferdaña Z.A., Finlayson M., Halpern B.S., Jorge M.A., Lombana A., Lourie S.A., Martin K.D., McManus E., Molnar J., Recchia C.A. e Roberton J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, **57**:573-583.

SRA (2014). *Estratégia Marinha para a subdivisão da Madeira: Diretiva Quadro Estratégia Marinha*. Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais, 461 pp.

SRMCT (2014). *Diretiva Quadro Estratégia Marinha: Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores*. Secretaria Regional dos Recursos Naturais, 767 pp.

Sulzman E.W. (2007). Stable isotope chemistry and measurement: a primer. In: Michener, R. e Lajtha, K. (eds.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Willey-Blackwell, Hoboken, New Jersey. 1-18.

Sutcliffe A., Brito A.C., Sá C., Sousa F., Boutov D., Brotas V. (2016). Observação da Terra: uso de imagens de temperatura da superfície do mar e cor do oceano para a monitorização de águas costeiras e oceânicas. DGRM, Lisboa. E-book disponível em www.sophia-mar.pt.

Talley L.D., Pickard G.L., Emery W.J. e Swift J.H. (2011). *Descriptive Physical Oceanography: An Introduction*. Elsevier, Boston. 560 pp.

Tanaka K., Mugiya Y. e Yamada J. (1981). Effects of photoperiod and feeding on daily growth patterns in otoliths of juvenile *Tilapia nilotica*. *Fishery Bulletin*, **79**: 459-466.

Teixeira H., Berg T., Fürhaupter K., Uusitalo L., Papadopoulou N., Bizsel K. C., Cochrane S., Churilova T., Heiskanen A., Uyarra M. C., Zampoukas N., Borja A., Akcali B., Andersen J. H., Beauchard O., Berzano M., Bizsel N., Bucas M., Camp J., Carvalho S., Flo E., Garces E., Herman P., Katsanevakis S., Kavcioglu R., Krause-Jensen D., Kryvenko O., Lynam C., Mazi K., Moncheva S., Neville S., Ozaydinli M., Pantazi M., Patricio J., Piroddi C., Queirós A. M., Ramsvatn S., Rodriguez J. G., Rodriguez-Ezpeleta N., Smith C., Stefanova K., Tempera F., Vassilopoulou V., Verissimo H., Yilmaz E. C., Zaiko A. & Zenetos A. (2014). Existing biodiversity, non-indigenous species, food-web and seafloor integrity GEnS indicators. DEVOTES – WP 3: Deliverable 3.1, 198 pp.

Teixeira H., Berg T., Uusitalo L., Fürhaupter K., Heiskanen A., Mazik K., Lynam C.P., Neville S., Rodriguez J.G., Papadopoulou N., Moncheva S., Churilova T., Kryvenko O., Krause-Jensen D., Zaiko A., Veríssimo H., Pantazi M., Carvalho S., Patrício J., Uyarra M.C. e Borja A. (2016). A Catalogue of Marine Biodiversity Indicators. *Frontiers in Marine Science*, **3**: 207.

Thresher R.E. e Kuris A.M. (2004). Options for managing invasive marine species. *Biological Invasions*, **6**: 295–300.

Vafeiadou A-M., Materatski P., Adão H., Troch M. e Moens T. (2014). Resource utilization and trophic position of nematodes and harpacticoid copepods in and adjacent to *Zostera noltii* beds. *Biogeosciences*, **11**: 4001–4014.

Vafeiadou A-M., Materatski P., Adão H. Troch M. e Moens T. (2013). Food sources of macrobenthos in an estuarine seagrass habitat (*Zostera noltii*) as revealed by dual stable isotope signatures. *Marine Biology*, **160**: 2517 2523.

Valentini A., Pompanon F. e Taberlet P. (2009). DNA barcoding for ecologists. *Trends in Ecology & Evolution*, **24**: 110-7.

Wang D., Gouhier T.C., Menge B.A. e Ganguly A.R. (2015). Intensification and spatial homogenization of coastal upwelling under climate change. *Nature*, **518**: 390-394.

Washburn T., Rhodes A.E.C. e Montagna P.A. (2016). Benthic taxa as potential indicators of a deep-sea oil spill. *Ecological Indicators*, **71**:587–597.

FOTOGRAFIAS

Ana Amorim – MARE
Carla Gameiro – MARE
Jorge Gonçalves – CCMAR
José Pedro Granadeiro – CESAM
Miguel P. Pais – MARE
Paula Chainho – MARE
Paulo Torres - CIBIO
Sofia Henriques – MARE
Teresa Catry – CESAM
Thomas Dellinger – CIBIO
Vera Sequeira – MARE

AGRADECIMENTOS

À Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT), através de:
Projeto estratégico UID/MAR/04292/2013, concedido ao MARE;
Programa Investigador IF/00331/2013, concedido a Ana C. Brito.

Promotores e Parceiros

Financiamento

Entidades Participantes

Apoios e Colaborações

SOPHIA

CONHECIMENTO PARA A GESTÃO DO AMBIENTE MARINHO