

# Conservação de Cetáceos e Aves Marinhas em Portugal Continental

O projeto LIFE+ MarPro

Conservation of Cetaceans  
and Seabirds in Continental  
Portugal. The LIFE+ MarPro project



CONSERVAÇÃO DE CETÁCEOS E AVES MARINHAS  
EM PORTUGAL CONTINENTAL



# Conservação de Cetáceos e Aves Marinhas em Portugal Continental

O projeto LIFE+ MarPro

Conservation of Cetaceans  
and Seabirds in Continental  
Portugal. The LIFE+ MarPro project

JOSÉ VINGADA  
CATARINA EIRA

**Título:** Conservação de Cetáceos e Aves Marinhas em Portugal Continental

O projeto LIFE+ MarPro

© 2018, Autores

Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Campus de Santiago | 3810-193 Aveiro

www.bio.ua.pt | biologia@ua.pt | marpro@marprolife.org

**Editores:** José Vingada, Catarina Eira

**Ilustração:** Tokio

**Fotografias:** LIFE+ MarPro, Ricardo Guerreiro, João Quaresma, Unlisted Images Fotosearch.com, Lúcia Nicolau, Ana Marçalo, Isabel Oliveira, Pedro Gomes, Paulo Rocha Dreamstime.com, Maria Robles de la Puente Dreamstime.com, Manuel Ribeiro, Dreamstime.com, Diana Feijó, Nuno Oliveira, Shutterstock.

**Parceiros do projeto:** Universidade de Aveiro | Universidade do Minho | Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves | Instituto Português do Mar e da Atmosfera | Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas



**Depósito legal:** 448131/18

**Impressão e acabamento:** Rainho & Neves, Lda. | Santa Maria da Feira  
geral@rainhoeneves.pt

Dezembro de 2017

Co-Financiado pela Comissão Europeia, através do Programa LIFE+  
Com o apoio da Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS)



## Colaboradores / Collaborators

Aleluia Baptista	Emília Silva	Miguel Henriques
Alexandra Silva	Fabiana Gomes	Miguel Neves dos Santos
Alfredo López	Frederico Oliveira	Nuno Barros
Ana Almeida	Gina Duro	Nuno Garrido
Ana Cláudia Fernandes	Glória Araújo	Nuno Grade
Ana Henriques	Helder Araújo	Nuno Oliveira
Ana Luísa Ferreira	Inês Farias	Nuno Pinto
Ana Marçalo	Isabel Oliveira	Nuno Prista
Ana Meirinho	Isidora Katara	Patrícia Medina
Ana Moreno	Ivone Figueiredo	Paula Abreu
Ana Rainho	Joana Andrade	Paula Rito
Ana Silva	Joana Miodonski	Paulo B. Oliveira
Anabela Farinha	Joana Silva	Paulo Fernandes
André Cascalho	Jorge Monteiro	Pedro Ivo Arriegas
André Sobrinho- -Gonçalves	Jorge Santos	Pedro Rodrigues
Andreia T. Pereira	Jorge Vaqueiro	Rogélia Martins
Carina Gomes	José Vingada	Sara Mendes
Carlos Santos	Laura Wise	Sara Sá
Carolina Bento	Leandro Nóbrega	Sílvia Lourenço
Catarina Eira	Lídia Nicolau	Sílvia Monteiro
Catarina Galego	Luís Frazão	Susana Garrido
Cátia Pinheiro	Lurdes Moraes	Tânia Lopes
Cristina Silva	Manuela Azevedo	Teresa Leonardo
Diana Feijó	Manuela Nunes	Tiago Bento
Diana Marujo	Maria Manuel Angélico	Tiago Gomes
Dina Silva	Marina Sequeira	Tiago Malta
Eduardo Soares	Mário Correia	Vitor H. Paiva
Élia Costa	Marisa Ferreira	Vitor Marques
Ema Machado	Marta Coll	
	Miguel Carneiro	

## **Agradecimentos / acknowledgements**

### ***Entidades participantes***

#### **Entidades Nacionais**

Autoridade Marítima Nacional  
Serviço de Proteção da Natureza e do Ambiente – GNR  
Bombeiros Municipais da Figueira da Foz  
Bombeiros Voluntários de Mira  
Bombeiros Voluntários de Peniche  
Câmara Municipal da Figueira da Foz  
Câmara Municipal de Mira  
Câmara Municipal de Almada  
Museu da Baleia da Madeira  
Universidade dos Açores  
Universidade do Algarve  
Universidade do Porto

#### **Entidades do setor das pescas / Fisheries organizations**

#### **Mestres e Pescadores envolvidos em trabalhos cooperativos**

Associação Nacional das Organizações de Produtores da Pesca do Cerco  
Cooperativa de Produtores de Peixe do Centro Litoral, CRL  
Barlapescas  
Organização de Produtores de Pesca do Algarve, CRL  
Artesanal Pesca  
Cooperativa de Produtores de Peixe de Viana do Castelo  
Associação de Pesca Artesanal da Região de Aveiro  
Associação dos Armadores das Pescas Industriais  
Tunipex – Empresa de Pesca de Tunídeos

## **Centros de Reabilitação de Fauna / Wildlife rehabilitation centers**

Parque Biológico de Gaia

Centro de Recuperação de Animais Selvagens de Montejunto

Centro de Recuperação de Animais Silvestres de Lisboa

Centro de Ecologia, Recuperação e Vigilância de Animais Selvagens

Centro de Recuperação de Animais Selvagens de Sto. André

Centro de Recuperação de Investigação Animais Selvagens da Ria Formosa

## **Entidades estrangeiras envolvidas em trabalhos cooperativos / Foreign organizations**

Coordinadora para o Estudo dos Mamíferos Mariños

Laboratori de Parasitologia, Universitat de Barcelona

Centre de Recerca en Sanitat Animal, Universitat Autònoma de Barcelona

Universidade de las Palmas de Gran Canaria

Universidade de La Rochelle

Universidade de St Andrews

Universidade de Aberdeen

Universidade of Groningen

MarLab

Universidade de Bologna

Future Oceans Society

BirdLife

Fundación Biodiversidad

Instituto Espanõl de Oceanografía

Canarias Conservación

Sociedad para el estudio y la conservación de la fauna marina / Itsas faunaren ikerketa eta babeserako

Estación Biológica de Doñana – Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Conservation, Information and Research on Cetaceans

Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía

Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. Junta de Andalucía

Scottish Agricultural College, Veterinary Science Division

International Fund for Animal Welfare

Museum of Natural History, Faroe Islands

UK Cetacean Strandings Investigation Programme, Zoological Society of London  
Centre d'Études Biologiques de Chizé  
Oceanographic Institute. University of São Paulo  
Woods Hole Oceanographic Institution  
Centro de Rehabilitación de Fauna Silvestre de Gran Canaria  
Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas  
Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea  
and contiguous Atlantic area

# Índice

<b>1. Introdução e Objetivos do projeto LIFE+ MarPro</b> .....	13
1. Introduction and objectives .....	16
<b>2. Espécies-alvo do projeto</b> .....	19
2.1. Cetáceos .....	19
2.1.1. Boto ( <i>Phocoena phocoena</i> ) .....	22
2.1.2. Roaz ( <i>Tursiops truncatus</i> ) .....	24
2.2. Aves Marinhas .....	26
2.2.1. Pardela-baleiar ( <i>Puffinus mauretanicus</i> ) .....	30
2. Target species of the project .....	32
2.1. Cetaceans .....	32
2.1.1. Harbour porpoise ( <i>Phocoena phocoena</i> ) .....	32
2.1.2. Bottlenose dolphin ( <i>Tursiops truncatus</i> ) .....	32
2.2. Seabirds .....	33
2.2.1. Balearic shearwaters ( <i>Puffinus mauretanicus</i> ) .....	33
<b>3. Populações das espécies-alvo em Portugal continental</b> .....	37
3.1. Censos de cetáceos .....	37
3.1.1. Resultados .....	39
3.2. Censos de aves marinhas .....	60
3.2.1. Resultados .....	61
3.3. Esforço futuro de monitorização .....	82
3.3.1. Monitorização de Cetáceos .....	82
3.3.2. Monitorização de Aves .....	86
3. Target species populations in mainland Portugal .....	92
3.1. Cetacean census .....	92
3.1.1. Results .....	92
3.1.1.1. Airplane Census .....	92
3.1.1.2. Dedicated ship census .....	92

3.2. Bird Census.....	93
3.2.1. Results.....	93
3.2.1.1. Airplane Census.....	93
3.3. Future monitoring effort.....	94
3.3.1. Cetacean monitoring in Portugal.....	94
3.3.2. Seabird monitoring in Portugal.....	94
<b>4. Ameaças à conservação das espécies-alvo .....</b>	<b>97</b>
4. Threats to the conservation of target species.....	123
<b>5. Capturas acidentais em artes de pesca .....</b>	<b>125</b>
5.1. Potencial de Remoção Biológica .....	128
5.2. Estimativas por frota .....	128
5. Accidental capture in fishing gear.....	132
<b>6. Boas práticas e mitigação de ameaças associadas ao setor pesqueiro .....</b>	<b>135</b>
6.1. Boas práticas .....	135
6.2. Medidas de mitigação .....	137
6.2.1 Medidas para Cetáceos .....	137
6.2.2. Medidas para Aves marinhas .....	149
6. Good practices and mitigation of threats associated with fisheries.....	155
6.1. Measures for Cetaceans.....	155
6.2. Measures for Seabirds.....	155
<b>7. Arrojamentos e reabilitação .....</b>	<b>159</b>
7. Strandings and Rehabilitation.....	

<b>8. Novos Sítios Natura 2000 marinhos e Planos de Gestão</b>	181
8.1. pSIC Maceda – Praia da Vieira	191
8.2. pSIC Costa de Setúbal	197
8.3. SIC Estuário do Sado (alargamento)	203
8.4. SIC Costa Sudoeste (alargamento)	208
8.5. ZPE Aveiro – Nazaré	214
8.6. ZPE Cabo Raso	218
8.7. ZPE Cabo Espichel (alargamento)	221
8.8. ZPE Costa Sudoeste (alargamento)	224
8. New Marine Natura 2000 Sites and Management Plans	227
8.1 pSCI Maceda – Praia da Vieira	229
8.2. pSCI Costa de Setúbal	229
8.3. SCI Estuário do Sado (enlargement)	230
8.4. SCI Costa Sudoeste (enlargement)	230
8.5. SPA Aveiro – Nazaré	230
8.6. SPA Cabo Raso	231
8.7. SPA Cabo Espichel (alargamento)	231
8.8. SPA Costa Sudoeste (alargamento)	231
<b>9. Monitorização da Rede Natura 2000 em meio marinho</b>	233
9. Monitoring the Natura 2000 network in the marine environment	237
<b>10. Principais contributos do projeto LIFE+ MarPro</b>	239
10. Main contributions of the LIFE+ MarPro project	241
<b>Referências</b>	243

# **1. Introdução e Objetivos do projeto LIFE+ MarPro**



A falta de informação sobre as espécies marinhas a proteger foi, no passado, uma das principais limitações ao alargamento da rede Natura 2000 no meio marinho. Em Portugal, a designação de Sítios Natura 2000 em meio marinho foi inicialmente afetada pela falta de dados relevantes para espécies de cetáceos e aves marinhas. Assim, o projeto LIFE+ MarPro surgiu da necessidade urgente de Portugal lidar com a conservação de espécies de cetáceos e aves marinhas com diferentes estatutos de conservação, condicionados por um conjunto de fatores de pressão, sendo a captura acidental em artes de pesca um dos problemas mais relevantes.

Considerando as espécies de cetáceos e aves marinhas com ocorrência na costa Portuguesa, há que salientar os casos particulares do Boto e do Roaz, no caso dos cetáceos, e da Pardela-balear, no caso das aves marinhas. O Boto e o Roaz pertencem ao Anexo II da Diretiva Habitats (92/43/EEC) e a Pardela-balear pertence ao Anexo I da Diretiva Aves (2009/147/EC). Além disso, o Boto e a Pardela-balear representam casos mais críticos de conservação. Os Estados-Membros da União Europeia assumiram o compromisso de definir áreas de proteção apropriadas para estas espécies no âmbito da Rede Natura 2000. Estas áreas deveriam albergar uma percentagem importante da população de cada espécie e deveriam oferecer os recursos necessários que permitam a sua conservação.

## Objetivos

O projeto LIFE+ MarPro visou definir Sítios Natura 2000 para cetáceos e aves marinhas em Portugal Continental. Ao mesmo tempo, o projeto avaliou o problema das capturas acidentais nas artes de Pesca Portuguesas e aumentou a consciencialização sobre a necessidade da conservação dos recursos marinhos e da sua compatibilização com as pescas. Para isso, no projeto LIFE+ MarPro inicialmente foram definidos os seguintes objetivos gerais:

- › elaborar propostas de ZPEs particularmente dedicadas à conservação da Pardela-baleiar (*Puffinus mauretanicus*), e que conduzam à conservação de outras espécies de aves marinhas;
- › elaborar propostas de SICs particularmente dedicados à conservação do Boto (*Phocoena phocoena*) e do Roaz (*Tursiops truncatus*), e que permitam a conservação de outras espécies de cetáceos com ocorrência na costa Portuguesa;
- › elaborar propostas de Planos de Gestão para as áreas marinhas de ZPE e SIC definidas no âmbito do projeto;
- › trabalhar com os pescadores na avaliação das melhores práticas e medidas de mitigação mais bem-sucedidas para diminuir as taxas de captura accidental, uma das ameaças mais relevantes para cetáceos e aves marinhas em Portugal;
- › melhorar as redes de arrojamento de animais marinhos e centros de reabilitação para diminuir o impacto das capturas accidentais das pescarias e produzir dados sobre taxas de mortalidade anuais e mortalidade por captura incidental e;
- › aumentar a consciencialização sobre as ameaças e necessidades de conservação relativas às espécies-alvo do projeto em Portugal.



Pardela-baleiar (*Balearic shearwater*)



Boto (*Harbour porpoise*)



Roaz (*Bottlenose dolphin*)

### Rede Natura 2000 no Meio Marinho

A Diretiva Habitats e a Diretiva Aves, juntamente com a Diretiva Quadro Estratégia Marinha, são de extrema importância para a Política Marítima da UE e para os seus esforços no âmbito das Convenções HELCOM, OSPAR, de Barcelona, e do Mar Negro. Estas Diretivas permitem abordar os desafios ao meio marinho de uma perspetiva mais sustentável e ecossistémica sobre o uso dos recursos marinhos.

A rede Natura 2000 designada nos termos da Diretiva Aves (ZPEs) e da Diretiva Habitats (SACs) representa uma base para as áreas marinhas protegidas na Europa. A rede de áreas marinhas tem como alvo a proteção de uma série de espécies e habitats marinhos vulneráveis, garantindo assim o seu reconhecimento legal e proteção.

Até 2016, foram designados 3149 Sítios Natura 2000 marinhos, que cobrem mais de 7% da área marinha total da UE (mais de 418 mil km<sup>2</sup>). A expansão da rede Natura 2000 para o meio marinho não tem acontecido de forma proporcional nos vários mares regionais. A falta de informação sobre habitats e espécies marinhas, especialmente aqueles com ocorrência mais longínqua da costa, tem dificultado a designação de áreas exclusivamente marinhas.

Para a plena implementação da Diretiva Habitats e da Diretiva Aves o conhecimento ecossistémico deverá ser aumentado com vista à prossecução dos seus objetivos de conservação. Para enfrentar esta situação e apoiar os esforços em curso, o objetivo 1 da Estratégia da UE para a Biodiversidade visa a «implementação plena da Diretiva Aves e Habitats até 2020».

## 1. Introduction and objectives

The LIFE+ MarPro project emerged from an urgent need for Portugal to deal with the conservation of cetaceans and seabirds in Portuguese continental waters. These marine species are conditioned by a set of pressures, particularly incidental capture in fishing gear (bycatch). Special attention was dedicated to the Balearic-shearwater (Annex I, Birds Directive, 2009/147/EC), the Harbour porpoise and the Bottlenose dolphin (Annex II, Habitats Directive, 92/43/EEC). Member States have committed themselves to establishing appropriate protection areas for these species within the Natura 2000 network.

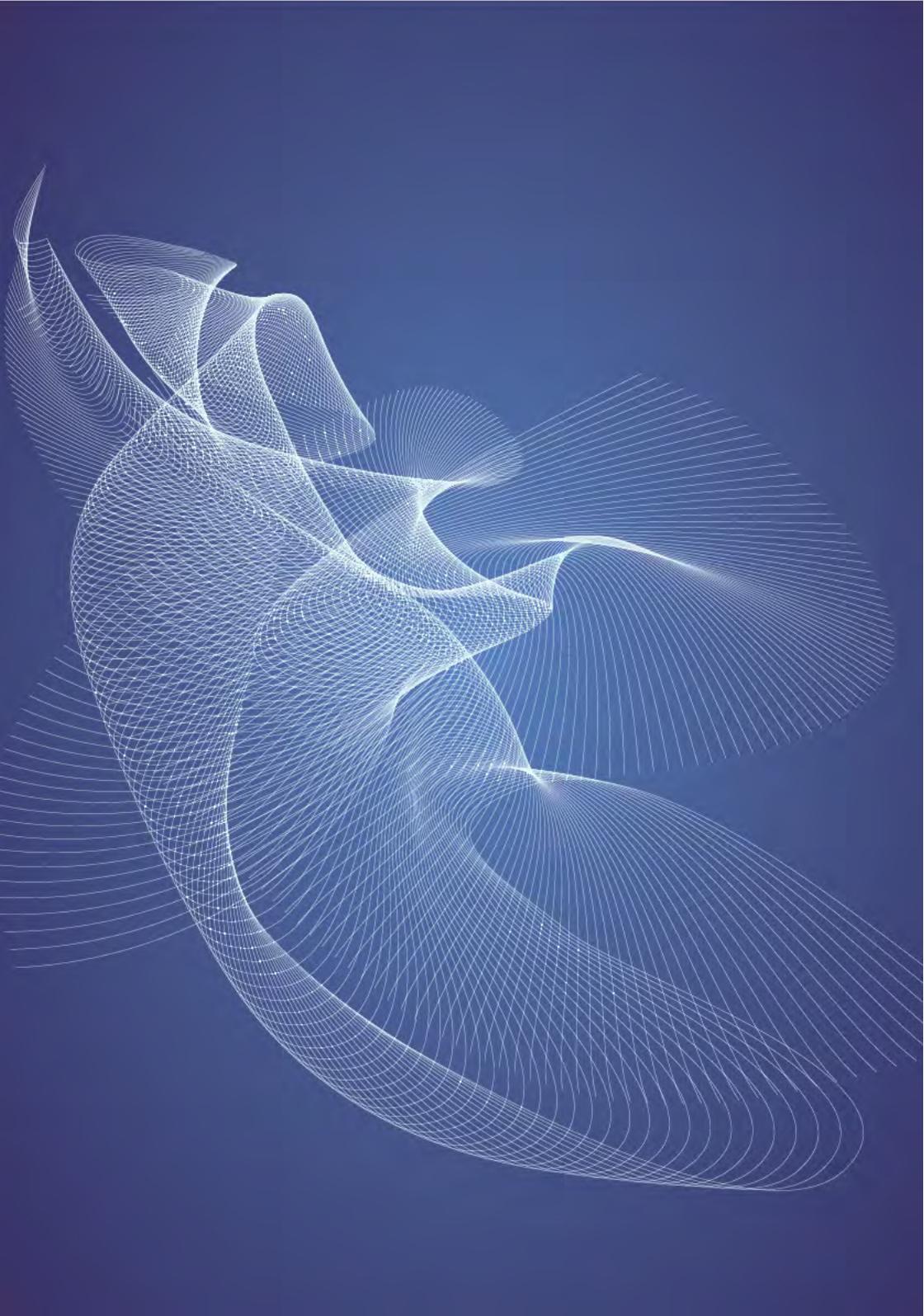
### **The Natura 2000 Network in the marine environment**

The Habitats Directive and the Birds Directive, together with the Marine Strategy Framework Directive, are of the utmost importance for the EU Maritime Policy and its efforts under the HELCOM, OSPAR, Barcelona and Black Sea Conventions. The Natura 2000 network designated under the Birds Directive (SPAs) and the Habitats Directive (SACs) represents a foundation for marine protected areas in Europe. The network of marine areas is aimed at protecting a number of vulnerable marine species and habitats, thus ensuring their legal recognition and protection. The lack of information on marine habitats and species has made it difficult to designate exclusively marine areas. To address this situation and to support on-going efforts, objective 1 of the EU Biodiversity Strategy aims at the «full implementation of the Birds and Habitats Directive by 2020».

## Objectives

The LIFE+ MarPro aimed to define Natura 2000 sites for cetaceans and seabirds in mainland Portugal. At the same time, the project assessed the problem of incidental catches in Portuguese fisheries and raised awareness about the need to conserve marine resources and their compatibility with fisheries. To this end, the following general objectives were initially defined in the LIFE+ MarPro project:

- ) to elaborate proposals for SPAs particularly dedicated to the conservation of Balearic-shearwaters, and other seabirds;
- ) to develop proposals for SCIs (pre-SACs) particularly dedicated to the conservation of Harbour porpoises and Bottlenose dolphins and other cetacean species;
- ) to elaborate Management Plan proposals for the SPAs and SCIs defined in the scope of the project;
- ) to work with fishermen to assess best practices and the most successful mitigation measures to reduce bycatch rates;
- ) to improve marine animal stranding networks and rehabilitation centers to reduce the impact of bycatch and produce data on annual mortality;
- ) to raise awareness about conservation threats and needs for cetaceans and seabirds in Portugal.



## **2. Espécies-alvo do projeto**



## 2.1. Cetáceos

Durante o projeto LIFE+ MarPro, foi possível registar na costa continental portuguesa a ocorrência de 28 espécies de cetáceos, incluindo 21 Odontocetes (cetáceos com dentes) e 7 Mysticetes (cetáceos com barbas). Algumas destas espécies são consideradas residentes, como o Golfinho-comum e o Golfinho-riscado, o Roaz, o Boto, o Grampo, a Baleia-anã e a Baleia-piloto, enquanto outras são migradoras ou de presença ocasional (ver Tabela 2.1). Através de observação direta ou através da análise de indivíduos arrojados, durante o projeto LIFE+ MarPro foi possível confirmar a ocorrência de 5 espécies que nunca tinham sido observadas em Portugal Continental: Cachalote-anão, Baleia-de-bico-de-Sowerby, Baleia-de-bico-de-True, Golfinho-de-Fraser e Golfinho-de-bico-branco.

Para as águas continentais Portuguesas, ainda não foi possível efetuar uma avaliação do estatuto de algumas espécies potencialmente mais raras ou de difícil observação. No que se refere ao estatuto de conservação mencionado no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005), verifica-se que 18 espécies não foram avaliadas em termos de estatuto de conservação, apesar de ocorrerem com frequência nas águas continentais. Das espécies avaliadas, seis estão referidas como tendo informação insuficiente, duas são vulneráveis e três estão classificadas com o estatuto de não preocupante.

Apesar de as espécies-alvo de cetáceos com maior relevância no projeto LIFE+ MarPro serem o Boto e o Roaz, o projeto permitiu recolher informação sobre todas as espécies de cetáceos detetadas.

**Tabela 2.1. Espécies de cetáceos registadas em Portugal Continental. Estatuto de conservação de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al., 2005). \*Espécies registadas pela primeira vez em Portugal pelo projeto LIFE+ MarPro.**

Nome comum	Nome científico	Ocorrência	Estatuto de Conservação
Baleia-anã	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Residente	Vulnerável
Baleia-esardinheira	<i>Balaenoptera borealis</i>	Ocasional	Não avaliado
Baleia-de-Bryde	<i>Balaenoptera edeni</i>	?	Não avaliado
Baleia-azul	<i>Balaenoptera musculus</i>	?	Não avaliado
Baleia-comum	<i>Balaenoptera physalus</i>	Migradora	Não avaliado
Baleia-basca	<i>Eubalaena glacialis</i>	?	Não avaliado
Baleia-de-bossa	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ocasional	Não avaliado
Gofinho-comum	<i>Delphinus delphis</i>	Residente	Pouco preocupante
Baleia-piloto-tropical	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Ocasional	Informação Insuficiente
Baleia-piloto	<i>Globicephala melas</i>	Residente	Informação Insuficiente
Grampo	<i>Grampus griseus</i>	Residente	Informação Insuficiente
Cachalote-pigmeu	<i>Kogia breviceps</i>	Residente	Informação Insuficiente
Cachalote-anão*	<i>Kogia sima</i>	?	Não avaliado

(continua)

Golfinho-de-Fraser*	<i>Lagenodelphis hosei</i>	?	Não avaliado
Golfinho-de-laterais-brancas-do-Atlântico	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	?	Não avaliado
Golfinho-de-bico-branco*	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	?	Não avaliado
Baleia-de-bico-de-Sowerby*	<i>Mesoplodon bidens</i>	?	Não avaliado
Baleia-de-bico-de-Blainville	<i>Mesoplodon densirostris</i>	?	Não avaliado
Baleia-de-bico-de-Gervais	<i>Mesoplodon europaeus</i>	?	Não avaliado
Baleia-de-bico-de-True*	<i>Mesoplodon mirus</i>	?	Não avaliado
Orca	<i>Orcinus orca</i>	Migradora	Informação Insuficiente
Boto	<i>Phocoena phocoena</i>	Residente	Vulnerável
Cachalote	<i>Physeter macrocephalus</i>	Ocasional	Não avaliado
Falsa-orca	<i>Pseudorca crassidens</i>	Ocasional	Não avaliado
Golfinho-riscado	<i>Stenella coeruleoalba</i>	Residente	Pouco preocupante
Golfinho-malhado-do-Atlântico	<i>Stenella frontalis</i>	?	Não avaliado
Roaz	<i>Tursiops truncatus</i>	Residente	Pouco preocupante
Zifio	<i>Ziphius cavirostris</i>	Residente	Informação Insuficiente

### 2.1.1. Boto (*Phocoena phocoena*)

O Boto possui um corpo pequeno mas robusto. Os adultos não costumam exceder 1,70 m de comprimento e os 70 kg de peso, sendo que as fêmeas são ligeiramente maiores que os machos. Na Península Ibérica têm sido registados animais de maiores dimensões, quando comparados com as populações do Mar do Norte, sendo que o animal de maior tamanho correspondeu a uma fêmea de 2,05 metros. A sua coloração pode ser variável mas normalmente é cinzenta escura no dorso clareando até à zona ventral, que é branca. Alguns animais apresentam uma mancha escura no queixo, algumas linhas escuras entre a boca e as barbatanas peitorais e, por vezes, também apresentam algumas manchas cinzentas esbatidas ao longo do corpo. O Boto possui uma barbatana dorsal de forma triangular, situada a meio do corpo. O focinho é curto e não tem bico perceptível (Figura 2.1).

Os indivíduos desta espécie costumam ser avistados sozinhos ou em pequenos grupos de 2 a 5 animais (Figura 2.2). O tamanho do grupo tende a aumentar ligeiramente no fim do verão mas há pouca informação sobre as suas interações sociais, uma vez que o seu comportamento típico não permite observações muito detalhadas. De facto, quando os Botos emergem para respirar, normalmente só é possível reconhecer a sua pequena barbatana dorsal e um pouco do corpo arqueado, uma vez que não emergem muito acima da linha de água e raramente executam grandes saltos.



Figura 2.1. Boto (*Phocoena phocoena*)



Figura 2.2. Boto (*Phocoena phocoena*)

O Boto alimenta-se de peixes demersais e bentônicos, mas também de espécies pelágicas, principalmente no caso de presas com comportamento agregativo em cardume. Em Portugal, estudos recentes mostram que algumas das presas com maior importância para o Boto são a Tainha, a Pescada e o Peixe-lira (Aguiar, 2013; Pinheiro, 2017).

Nesta espécie, a maturidade sexual ocorre bastante cedo, por volta dos 3 ou 4 anos de idade. A gestação é de 10 a 11 meses e as progenitoras permanecem com as crias durante 8 a 12 meses. As fêmeas podem ter crias durante vários anos consecutivos e, por vezes, podem já estar grávidas enquanto amamentam as crias. Na Península Ibérica a maior parte dos nascimentos ocorre entre Maio e Agosto. Em Portugal, ocorre uma mortalidade elevada de fêmeas de Boto ainda imaturas (Camarão, 2017).

Durante muitos anos, esta espécie foi usada não só para a produção de óleo mas também na alimentação humana, principalmente nos países nórdicos. Em Portugal, esta espécie chegou a ser alvo de pesca direcionada, prática que deixou de ser efetuada nos finais dos anos 70. Na nossa costa, as maiores ameaças à sobrevivência desta espécie são as capturas acidentais em artes de pesca. A sua preferência por habitats mais costeiros e menos profundos, bem como as presas mais consumidas, fazem com que esta espécie seja mais vulnerável à interação com a Xávega e redes de emalhar/tresmalho. A captura em redes de pesca ilegais (essencialmente redes de semi-deriva/deriva deixadas próximo da costa) é uma das suas principais causas de morte.

O Boto é mais frequente em águas frias, temperadas e subárticas do hemisfério Norte onde a temperatura ronda os 15°C (Hammond *et al.*, 2008). Contudo, é possível registar a ocorrência de indivíduos ao longo da costa Atlântica de África, especialmente em Marrocos e na Mauritânia (Boisseau *et al.*, 2007). Sendo uma espécie costeira, pode ser facilmente observada em zonas de profundidade inferior a 200 metros, estuários e baías. Também está descrita a existência de populações de Botos no Mar Báltico e no Mar Negro. No Mar Mediterrâneo esta espécie está dada como extinta.

Em Portugal, o Boto distribui-se ao longo de toda a orla costeira embora seja mais frequente na zona Norte, nomeadamente na zona entre o Rio Minho e a Nazaré. A espécie ocorre também de forma habitual ao longo da Costa Vicentina, da Costa de Setúbal e no Algarve, com especial incidência na zona entre Sagres e Lagos.

Estudos recentes de genética (Fontaine *et al.*, 2007, 2010, 2014), envolvendo um elevado número de amostras de Portugal e da Galiza, vieram mostrar que atualmente a população da Península Ibérica e Norte de África se encontra isolada das restantes populações Europeias. Portugal apresenta agora responsabilidades acrescidas na conservação desta espécie, depois do reconhecimento que os Botos Ibéricos representam um ecótipo que poderá vir a ser proposto como uma nova subespécie (*Phocoena phocoena meridionalis*).

### 2.1.2. Roaz (*Tursiops truncatus*)

O Roaz possui uma cabeça robusta, com um bico relativamente curto. Esta espécie apresenta uma coloração predominantemente cinzenta. Apesar do dorso ser ligeiramente mais escuro, não é visível uma delimitação evidente em nenhuma zona, sendo que o cinzento mais escuro estende-se normalmente desde o bico até à ponta posterior da barbatana dorsal, tornando-se cada vez mais claro desde os flancos até à zona ventral, não sendo visível qualquer tipo de marca nos flancos. A barbatana dorsal, situada no centro do corpo, é falciforme e relativamente alta, enquanto as barbatanas peitorais são largas (Figura 2.3).

Os Roazes adultos apresentam um corpo robusto podendo alcançar 2 a 4 metros, ocorrendo dimorfismo sexual relativamente ao tamanho e ao peso (os machos podem atingir 500 kg enquanto que as fêmeas apenas cerca de 260 kg). São conhecidas duas variantes morfológicas desta espécie associadas a habitats distintos: uma variante oceânica, com animais de maiores dimensões, coloração mais escura e com barbatanas peitorais mais pequenas, ao contrário dos animais pertencentes à variante costeira.

Esta espécie apresenta um comportamento gregário. O tamanho dos grupos e o tipo de associações nesta espécie variam ao longo do tempo consoante o habitat, o tipo de atividade em que os animais estão envolvidos, a idade, estado reprodutivo e as ligações familiares dos indivíduos. Como exemplo, verifica-se que a variante costeira tende a formar grupos mais pequenos (2-15 indivíduos), enquanto a variante oceânica pode formar grupos de centenas de indivíduos. De igual modo, verifica-se que fêmeas com crias parecem ocorrer em grupos maiores do que os dos machos. Esta espécie apresenta tipos de associações complexas e diversas, sendo a maioria delas bastante estáveis. Podem formar grupos de fêmeas aparentadas, aos quais se juntam ocasionalmente machos adultos, grupos de machos sub-adultos ou adultos aparentados entre si e grupos de fêmeas adultas com crias. O Roaz pode também associar-se a tartarugas marinhas ou outros cetáceos, como a Baleia-piloto, o Golfinho-comum ou o Grampo e, por vezes, baleias de barbas. Também é conhecida a ocorrência de animais solitários, normalmente machos, que se aproximam de barcos ou banhistas. O Roaz é um nadador ativo, rápido e vigoroso, podendo ser visto a dar saltos e a efetuar batimentos caudais (Figura 2.4).



Figura 2.3. Roaz (*Tursiops truncatus*)



**Figura 2.4.** Roaz (*Tursiops truncatus*)

O Roaz é considerado oportunista uma vez que a dieta varia com a disponibilidade de presas. Alimenta-se de várias espécies de peixes bentónicos e invertebrados, na zona costeira, e de peixes pelágicos e cefalópodes, nas zonas oceânicas. Em Portugal as presas mais consumidas são a Tainha, o Safio, a Pescada e o Verdinho (MarPro database; Pinheiro, 2017). Os Roazes podem caçar sozinhos, no entanto, é mais frequente caçarem em grupo. Utilizam diversas estratégias para capturar as presas, como por exemplo, golpear a presa com a barbatana caudal para a atirar para fora de água ou, em grupo, aprisionar os cardumes de presas junto à superfície da água, junto à costa ou em águas pouco profundas, para conseguir capturá-las mais facilmente.

A maturidade sexual, nesta espécie, varia com o sexo (e também varia consoante a sua distribuição). Parece haver um pico da época de reprodução nos meses mais quentes, no entanto há registo de nascimentos durante todo o ano. O período de gestação dura cerca de um ano e as crias nascem com cerca de 0,9 a 1,3 metros. A amamentação dura entre 12 a 20 meses, fazendo com que o ciclo reprodutor possa durar entre 2 a 3 anos.

As principais ameaças a esta espécie são as capturas acidentais em artes de pesca, sendo especialmente afectadas as populações costeiras que estão também mais vulneráveis a outros tipos de pressões antrópicas como a poluição do meio marinho e o tráfego marítimo. Esta espécie é por vezes responsável pela predação de pescado em artes de pesca (principalmente em palangres e redes de emalhar), facto que gera conflitos com as comunidades de pescadores.

O Roaz é uma espécie amplamente distribuída, podendo ser encontrada em águas temperadas e tropicais dos dois hemisférios, evitando apenas as latitudes mais elevadas. Ocupa diversos tipos de habitats, tanto costeiros como oceânicos. As populações costeiras habitam desde zonas de costa exposta, a lagunas, estuários e recifes, em águas de pouca profundidade mas com elevada disponibilidade de recursos alimentares. Por sua vez, as populações oceânicas habitam águas com elevada produtividade, em profundidades superiores a 1000 metros.

Em Portugal existe uma população residente de Roaz no estuário do Sado, desde a década de 70. Nos finais dos anos 80 estimava-se que esta população rondava os 40 indivíduos, sendo que as estimativas mais recentes referem a ocorrência de apenas 31 indivíduos, dos quais 14 são adultos já com idade avançada (Roazes do Estuário do Sado, [www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/gestao-biodiv/roazes-do-sado](http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/gestao-biodiv/roazes-do-sado)).

## 2.2. Aves Marinhas

Na costa continental portuguesa e segundo o Atlas das Aves Marinhas (Meirinho *et al.*, 2014) ocorrem 69 espécies de aves que podem ser consideradas marinhas. Em Portugal Continental, há poucas espécies consideradas como reprodutoras, havendo um claro domínio das espécies invernantes e migradoras de passagem. Assim, em Portugal Continental ocorre a reprodução de algumas espécies salientando-se a Cagarra, o Roque-de-Castro, e o Corvo-marinho-de-crista que nidificam nas Ilhas Berlengas, a Chilreta que nidifica em vários estuários, pontos de costa e em albufeiras interiores, o Guincho que nidifica no estuário do Sado, no Mondego e em albufeiras interiores, a Gaivina-dos-pauis com reprodução na Ria de Aveiro e no Paul de Boquilobo, o Tagaz com reprodução no Alentejo, a Gaivota-de-patas-amarelas reprodutora em vários pontos da costa e em zonas urbanas, a Gaivota-de-asa-escura com reprodução nas Ilhas Berlengas, Ilha do Pessegueiro e no Algarve, e a Gaivota-de-Audouin com reprodução na Ria Formosa e Castro Marim.

Considerando as espécies não reprodutoras e com ocorrência regular em Portugal, salientam-se concentrações importantes de Pardela-balear, Alcatraz, Negrola e de Alcídeos. Em relação às aves marinhas, verifica-se que no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005), apesar da forte ocorrência de algumas espécies migradoras, apenas 23 espécies foram avaliadas em termos de estatuto de conservação, das quais três estão criticamente em perigo, quatro em perigo, seis vulneráveis, uma quase ameaçada e nove são consideradas com o estatuto de não preocupante (Tabela 2.2).



Moleiro-pequeno (*Parasitic skua*)



Garajau-de-bico-preto (*Sandwich tern*)

Tabela 2.2. Espécies de aves marinhas que ocorrem em Portugal Continental (Meiriño et al., 2014), fenologia e estatuto de conservação (de acordo com Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal – Cabral et al., 2005).

Nome comum	Nome científico	Fenologia	Estatuto de conservação
Torda-mergulheira	<i>Alca torda</i>	Migrador de passagem e invernante	Pouco preocupante
Pardela-de-barrete	<i>Ardenna gravis</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Pardela-preta	<i>Ardenna grisea</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Alma-negra	<i>Bulweria bulwerii</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Cagarra	<i>Calonectris borealis</i>	Estival reprodutora	Vulnerável
Alcaide	<i>Catharacta skua</i>	Migrador de passagem e invernante	Pouco preocupante
Gaivina-dos paulis	<i>Chlidonias hybrida</i>	Estival Reprodutor	Criticamente em perigo
Gaivina-d'asa-branca	<i>Chlidonias leucopterus</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Gaivina-preta	<i>Chlidonias niger</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Pato-rabilongo	<i>Clangula hyemalis</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Papagaio-do-mar	<i>Fratercula arctica</i>	Migrador de passagem e invernante	Pouco preocupante
Fulmar	<i>Fulmarus glacialis</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Mobelha-de-garganta-preta	<i>Gavia arctica</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Mobelha-grande	<i>Gavia immer</i>	Acidental	Não avaliado
Mobelha-pequena	<i>Gavia stellata</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Tagaz	<i>Gelchelidon nilotica</i>	Estival reprodutor e migrador de passagem	Em perigo
Roque-de-Castro	<i>Hydrobates castro</i>	Reprodutor de inverno	Vulnerável
Painho-de-cauda-forcada	<i>Hydrobates leucorhous</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Painho-de-swinhoe	<i>Hydrobates monorhis</i>	Acidental	Não avaliado
Alma-de-Mestre	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Garajau-grande	<i>Hydroprogne caspia</i>	Invernante, migrador de passagem	Em perigo

[continua]

Gaivota-pequena	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	Migrador de passagem e invernante	Não avaliado
Gaivota-prateada	<i>Larus argentatus</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Gaivota-alegre	<i>Larus atricilla</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Gaivota-de-Audouin	<i>Larus audouinii</i>	Estival reprodutor e migrador de passagem	Vulnerável
Gaivota-do-cáspio	<i>Larus cachimans</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Famego	<i>Larus canus</i>	Invernante	Não avaliado
Gaivota-de-bico-riscado	<i>Larus delawarensis</i>	Invernante	Não avaliado
Gaivota-de-asa-escura	<i>Larus fuscus</i>	Invernante, migrador de passagem e reprodutor	Pouco preocupante (pop. nidificante: vulnerável)
Gaivota-de-bico-fino	<i>Larus genei</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Gaivota-branca	<i>Larus glaucooides</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Gaivota-branco	<i>Larus hyperboreus</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Gaivota-real	<i>Larus marinus</i>	Invernante	Não avaliado
Gaivota-de-cabeça-preta	<i>Larus melanocephalus</i>	Migrador de passagem e invernante	Pouco preocupante
Gaivota-de-patas-amarelas	<i>Larus michahellis</i>	Residente	Pouco preocupante
Guincho-americano	<i>Larus philadelphia</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Gaivota-das-pradarias	<i>Larus pipixcan</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Guincho	<i>Larus ridibundus</i>	Reprodutor, migrador de passagem e invernante	Pouco preocupante
Negrola-d'asa-branca	<i>Melanitta fusca</i>	Acidental	Não avaliado
Negrola	<i>Melanitta nigra</i>	Invernante e Migrador de passagem	Em perigo
Alcatraz	<i>Morus bassanus</i>	Migrador de passagem	Pouco preocupante
Casquilho	<i>Oceanites oceanicus</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Garajau-de-dorso-preto	<i>Onychoprion fuscatus</i>	Acidental	Não avaliado
Calca-Mar	<i>Pelagodroma marina</i>	Acidental	Não avaliado
Rabijunco	<i>Phaethon aethereus</i>	Acidental	Não avaliado

[continua]

Gallineta	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Residente e invernante	Vulnerável
Corvo-marinho	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Residente e invernante	Pouco preocupante
Falaropo-de-bico-grosso	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Migrador de passagem e invernante	Não avaliado
Falaropo-de-bico-fino	<i>Phalaropus lobatus</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Freira-do-Bugio	<i>Pterodroma deserta</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Freira-da-Madeira	<i>Pterodroma madeira</i>	Acidental	Não avaliado
Pintainho	<i>Puffinus lherminieri</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Pardeia-balear	<i>Puffinus mauritanicus</i>	Estival, migrador de passagem e invernante	Criticamente em perigo
Fura-bucho-do-Atlântico	<i>Puffinus puffinus</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Gaivota-tridáctila	<i>Rissa tridactyla</i>	Invernante	Pouco preocupante
Éider	<i>Somateria mollissima</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Moleiro-rabilongo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Moleiro-pequeno	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Migrador de passagem e invernante	Não avaliado
Moleiro-do-ártico	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Garajau-rosado	<i>Sterna dougallii</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Garajau-de-forste	<i>Sterna forsteri</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Garajau-comum	<i>Sterna hirundo</i>	Estival reprodutor e migrador de passagem	Em perigo
Garajau-do-ártico	<i>Sterna paradisaea</i>	Migrador de passagem	Não avaliado
Chilreia	<i>Sternula albifrons</i>	Estival reprodutor e migrador de passagem	Vulnerável
Alcatraz-pardo	<i>Sula leucogaster</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Garajau-pequeno	<i>Thalasseus bengalensis</i>	Acidental muito rara	Não avaliado
Garajau-de-bico-preto	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	Invernante, migrador de passagem	Quase ameaçada
Airo	<i>Uria aelge</i>	Invernante	Criticamente em perigo (pop. nidificante: quase ameaçada)
Gaivota-de-Sabine	<i>Xema sabini</i>	Migrador de passagem	Não avaliado

### 2.2.1. *Pardela-balear* (*Puffinus mauretanicus*)

É uma Pardela de pequenas dimensões, com cerca de 33 cm de comprimento e com 85-90 cm de envergadura de asa. O dorso é castanho-acinzentado enquanto o ventre é branco-acastanhado sujo, com pouco contraste entre o escuro e o claro nos flancos, cabeça e peito (Figura 2.5). Existe alguma variação de tons de plumagem dentro desta espécie, podendo ir do quase totalmente escuro, semelhante a uma Pardela-preta (*Ardenna grisea*) embora esta seja de maiores dimensões, a plumagens semelhantes à do Fura-bucho-do-Atlântico *Puffinus puffinus*, mas nunca apresentando o padrão preto e branco.



Figura 2.5. Pardela-balear (*Puffinus mauretanicus*)

É uma espécie que nidifica em pequenas cavidades localizadas em penhascos e pequenas ilhas no arquipélago das Baleares, colocando um ovo em cada época de nidificação. Não se reproduzem até ao terceiro ano de idade. As primeiras aves chegam às colónias de reprodução em setembro, efetuando as posturas entre fevereiro e março, e os juvenis abandonam os ninhos em junho (Ruíz & Martí, 2004). A Pardela-balear alimenta-se de pequenos peixes pelágicos que se movem em cardumes na coluna de água da plataforma continental. É uma espécie mergulhadora que muitas vezes se associa a golfinhos e atuns na perseguição de presas. Por vezes, alimentam-se das rejeições dos barcos de pesca, principalmente durante a época reprodutora.

A Pardela-balear distribui-se pelo Mediterrâneo ocidental na época de reprodução. Durante o período não reprodutor, a espécie distribui-se ao longo da costa Atlântica desde a Noruega até à costa noroeste africana, com destaque para as águas portuguesas (Ruíz & Martí, 2004; Guilford *et al.*, 2012). As estimativas mais

recentes da população de Pardela-baleiar apontam para 25 000 a 30 000 indivíduos (Arcos, 2011). A população desta espécie tem vindo a sofrer uma redução acentuada, estimando-se um declínio anual de 7,4% (Oro *et al.*, 2004). Com base em censos aéreos e para o período pós-reprodutor (final de verão-outono), Araújo *et al.* (2017) estimaram que em Portugal Continental a abundância média para o período de 2010 a 2014 foi de 10 182 indivíduos.

A Pardela-baleiar é a ave marinha mais ameaçada da Europa, com uma tendência populacional muito desfavorável. As principais ameaças identificadas são a predação por mamíferos introduzidos (e.g. gatos e roedores) nas colónias reprodutoras e a captura acidental em diferentes artes de pesca. Em Portugal, as capturas acidentais ocorrem essencialmente durante os períodos de maior concentração de indivíduos, estando registados eventos de captura acidental de Pardela-baleiar principalmente em palangres demersais, em redes de emalhar, em redes de tresmalho e em redes de cerco e ainda em redes ilegais.

A Pardela-baleiar é um dos Procellariiformes mais fáceis de observar ao longo da costa portuguesa (Figura 2.6), mantendo-se frequentemente perto do litoral. Esta espécie é mais comum fora da época de reprodução, entre junho e outubro. A costa portuguesa é um dos locais mais importantes a nível mundial para a invernada desta espécie, com grandes concentrações registadas principalmente nas ZPEs marinhas do Cabo Raso e Aveiro-Nazaré.



**Figura 2.6.** Pardela-baleiar (*Puffinus mauretanicus*)

## 2. Target species of the project

### 2.1. Cetaceans

During the LIFE+ MarPro project, 28 species of cetaceans, including 21 Odontocetes and 7 Mysticetes were recorded in the Portuguese mainland coast. Using direct observations or analyses of stranded individuals, during the LIFE+ MarPro project it was possible to confirm the occurrence of 5 species that had never been recorded in mainland Portugal: Dwarf Sperm Whale, Sowerby's Beaked Whale, True's Beaked Whale, Fraser's Dolphin and White-beaked Dolphin. It has not yet been possible to evaluate the status of some potentially rare or difficult to observe species in Portuguese continental waters. In fact, 18 species have not been evaluated in terms of conservation status, although they often occur in continental waters. With respect to cetaceans, the most important target species of the project were the Harbour porpoise and the Bottlenose dolphin, although information was collected on all species of cetaceans that were observed during the project timeframe.

#### 2.1.1. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)

The Harbour porpoise has a small but sturdy body. Adults do not usually exceed 1.70 m in length and 70 kg in weight. In the Iberian Peninsula, larger animals have been registered when compared to the North Sea populations, and the largest animal corresponded to a 2.05-meter female. Its coloration varies but it is usually dark grey on the back, brightening towards the ventral zone, which is white. The Harbour porpoise has a triangular shaped dorsal fin, located in the middle of the body. The muzzle is short and almost unnoticeable. Individuals are usually sighted alone or in small groups of 2 to 5 animals.

In Portugal, recent studies show that the most important prey for the Harbour porpoise are Mullet, European hake and Common Dragonet (Aguiar, 2013; Pinheiro, 2017).

Sexual maturity occurs quite early, in 3 to 4-year old individuals. In the Iberian Peninsula, most births occur between May and August. In Portugal, mortality of immature Harbour porpoise females is quite high (Camarão, 2017).

The greatest threat to the survival of Harbour porpoises in Portugal is bycatch in fishing gear, mainly beach seines and gill nets, and also illegal fishing nets near the coast.

The Harbour porpoise occurs in cold, temperate and subarctic waters of the Northern Hemisphere (Hammond *et al.*, 2008) throughout the coasts of Morocco and Mauritania (Boisseau *et al.*, 2007), with residual populations in the Black Sea and being extinct in the Mediterranean Sea.

Recent genetic studies (Fontaine *et al.*, 2007, 2010, 2014) show that the population of the Iberian Peninsula and North Africa may be isolated from other European populations.

#### 2.1.2. Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*)

The Bottlenose dolphin has a sturdy head with a relatively short beak, and a predominantly grey coloration. The dorsal fin is relatively tall, while the pectoral fins are broad.

Adults have a robust body 2 to 4 meters long, with sexual dimorphism regarding size and weight (males reach 500 kg, females 260 kg). Bottlenose dolphins are active swimmers, exhibiting a gregarious behaviour.

In Portugal, Bottlenose dolphins feed on Mullet, European conger, European hake and Blue whiting (MarPro database; Pinheiro, 2017). Sexual maturity in this species varies with sex (between 8 to 14 years in males and 5 to 12 years in females). Calves are nursed during 12 to 20 months, so the reproductive cycle can last 2 to 3 years.

The main threat to this species is bycatch, with coastal populations being particularly vulnerable to other types of anthropogenic pressures such as pollution and marine traffic.

This species is sometimes responsible for the predation of fish in fishing gear (mainly on longlines and gill nets), which creates conflicts with fishing communities.

Bottlenose dolphins are widely distributed and can be found in temperate to tropical waters of both hemispheres, avoiding the highest latitudes. In Portugal, there is a resident Bottlenose dolphin population in the Sado estuary since the 70's and the most recent estimates refer to only 31 individuals (Roazes do Estuário do Sado).

## 2.2. Seabirds

According to Meirinho *et al.* (2014), 69 seabird species occur in the Portuguese continental coast, with a clear dominance of wintering and migratory species, although some species reproduce in a few specific sites. Considering non-breeding species with a regular occurrence in Portugal, particular importance is given to Balearic shearwaters, Northern gannets, Common scooters and Alcids species. According to the Portuguese Vertebrate Red Book (Cabral *et al.*, 2005), despite the strong occurrence of some migratory seabird species, only 23 species were evaluated in terms of conservation status, of which three are considered critically endangered, four endangered, six vulnerable and one nearly-threatened.

### 2.2.1. Balearic shearwaters (*Puffinus mauretanicus*)

This small shearwater is about 33 cm long with an 85-90 cm wingspan. The back is greyish brown while the belly is dull brownish white with little contrast between dark and light on the flanks, head and chest. Along the Portuguese coast it is most common between June and October.

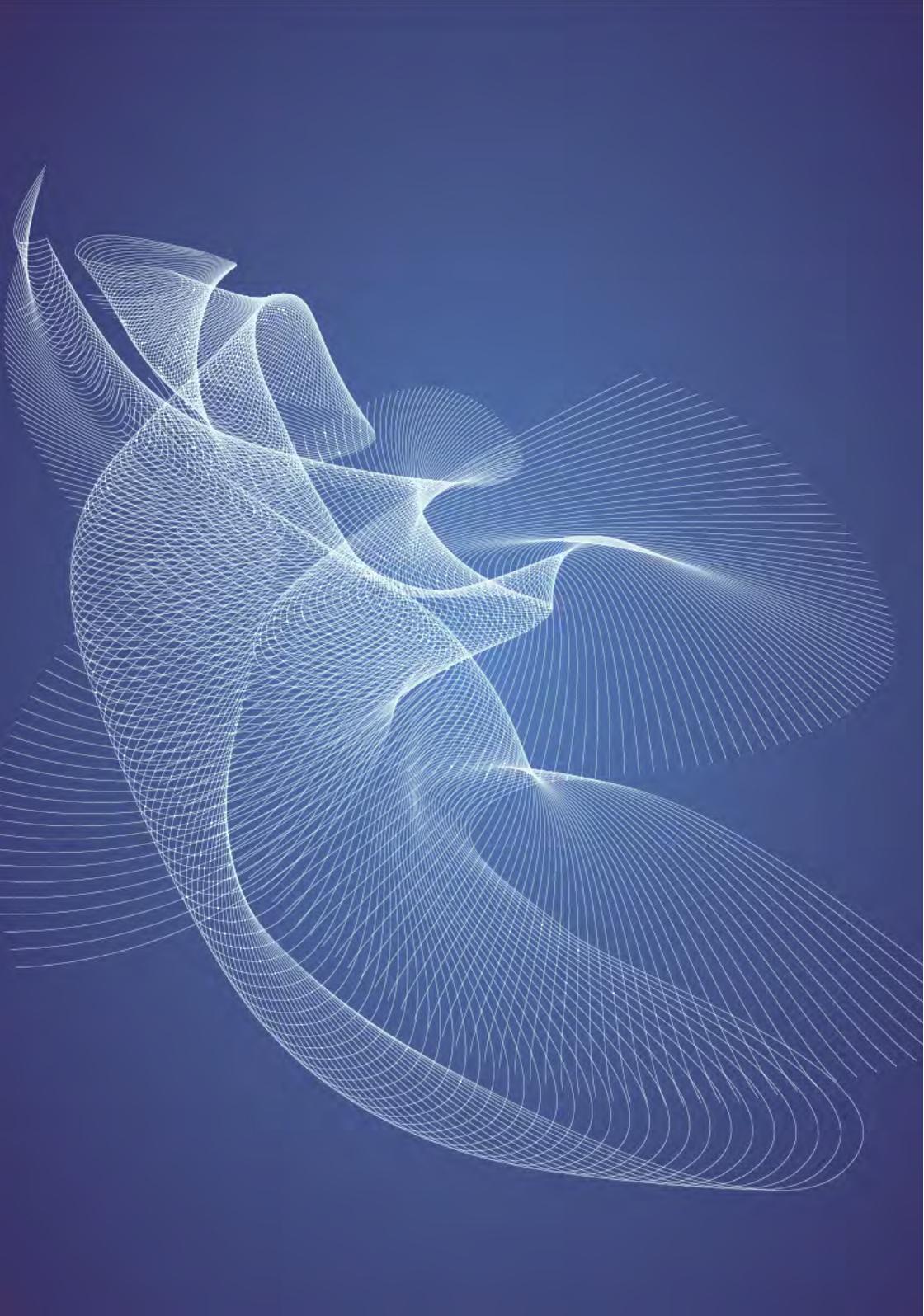
This species nests in small cavities located on cliffs and small islands in the Balearic archipelago. They do not reproduce until the third year of age. The first birds arrive at the breeding colonies in September, egg-laying occurs between February and March, and juveniles leave the nests in June (Ruíz & Martí, 2004). During the non-breeding period, the species is distributed along the Atlantic coast, from Norway to the northwest coast of Africa.

The Balearic shearwater feeds on small pelagic fish and on fisheries discards, especially during the breeding season.

The Balearic shearwater is the most threatened seabird in Europe, with a population estimated at 25 000 to 30 000 individuals (Arcos, 2011) and an estimated annual decline of 7.4% (Oro *et al.*, 2004). Araújo *et al.* (2017) estimated an average abundance of 10 182 individuals in Continental Portugal between 2010 and 2014. The Portuguese coast is one of the most important sites worldwide for Balearic shearwater wintering, with large concentrations mainly in the Cabo Raso SPA and Aveiro-Nazaré SPA.

The main threats to this species are predation by introduced mammals in breeding colonies (e.g. cats and rodents) and bycatch. In Portugal, Balearic shearwater bycatch occurs in demersal longlines, gillnets, trammel nets, purse seines and illegal nets.





### **3. Populações das espécies-alvo em Portugal continental**



No contexto do LIFE + MarPro, monitorização define-se como a avaliação planificada e replicável para detetar alterações na abundância relativa e distribuição de uma população, informando sobre o estado de conservação de uma determinada espécie ou grupo de espécies em águas nacionais.

### 3.1. Censos de cetáceos

Existe uma grande variedade de razões que justificam a realização de ações de monitorização de cetáceos. A informação recolhida contribui para compreender a distribuição e abundância das espécies alvo, que se constitui como indispensável ao Estado Português por forma a assegurar a realização do Relatório Nacional de Aplicação da Diretiva Habitats, previsto no seu artigo 17°. Adicionalmente, esta informação torna-se a base de todos os processos de gestão e conservação, sendo crucial para a definição de áreas marinhas protegidas (Sítios de Interesse Comunitário e futuras Zonas Especiais de Conservação). Esta informação é também a base que permite definir os limites de capturas acidentais de espécies ameaçadas que as pescarias nacionais poderão atingir.

Antes de realizar qualquer tipo de monitorização em populações animais, é importante definir os objetivos. No projeto LIFE+ MarPro foi possível determinar o melhor método de monitorização de abundância e distribuição a nível nacional para as espécies-alvo, com especial atenção para o Boto (*Phocoena phocoena*) e o Roaz (*Tursiops truncatus*). A maioria das espécies de cetáceos ocorrem geralmente em baixas densidades e são altamente móveis sendo que por vezes, em determinadas regiões ou épocas, podem ocorrer em densidades anormalmente elevadas. Uma grande parte destas espécies são de difícil deteção e seguimento no seu meio natural, mesmo quando existem condições ideais de monitorização, o que obriga ao uso de métodos mais sofisticados e refinados, com logísticas mais pesadas comparativamente às utilizadas na monitorização de espécies terrestres.

Desta forma, durante o LIFE+ MarPro a estimativas de abundância foram obtidas através de censos aéreos baseados em métodos de *Distance Sampling* definidos segundo padrões internacionais (Thomas *et al.*, 2010; Panigada *et al.*, 2011; Hammond *et al.*, 2013, 2017). Adicionalmente, efetuou-se uma campanha de censos dedicada a partir de uma embarcação. Esta campanha teve como objetivo cobrir as áreas entre as 50 e as 200 milhas náuticas. Para tal, também se usaram métodos de *Distance Sampling* mas com protocolos aplicados a censos em embarcações (Thomas *et al.*, 2010; Hammond *et al.*, 2013, 2017).

Para reforçar os dados de distribuição, foram implementados censos a partir de pontos de costa (Evans *et al.*, 1996; Pierce *et al.*, 2010; Dolman *et al.*, 2014) e censos a partir de plataformas de oportunidade (Evans & Hammond, 2004; Santoro *et al.* 2015). Estes tipos de censos raramente conseguem produzir estimativas de abundância precisas, mas são ferramentas importantes para gerar dados de distribuição mais precisos.

O LIFE+ MarPro beneficiou adicionalmente de dados de censos costeiros que já vinham a ser implementados desde o ano 2000, de dados obtidos em plataformas de oportunidade implementados desde 2008 e de censos aéreos implementados em 2010 e 2011 no projeto SafeSea (Vingada *et al.*, 2012).

Os mapas produzidos projetam os avistamentos e respectivo número de animais quantificados durante campanhas com observadores dedicados e experientes



Veleiro Santa Maria Manuela: permitiu o censo de cetáceos e aves marinhas até às 200 milhas náuticas | Sailing boat Santa Maria Manuela: Cetacean and seabird census until the 200 nautical m les limit



Censos de avião: utilização de aviões bimotores | Airplane Census: use of twin engine airplanes



Censos de avião: vista da janela-bolha | Airplane census: bubble window view



Observadores de pontos costeiros | Observations from coastal points



Avistamento de Baleia-anã realizado por observador a bordo para monitorização de interações (navio de pesca polivalente) | Minke whale sighting by fisheries observer (polyvalent fishing boat)

em censos dedicados, censos em plataformas de oportunidade, censos costeiros e observadores a bordo de embarcações de pesca. Dados obtidos por pescadores, voluntários pouco experientes e outros usuários do meio marinho só foram incluídos mediante prova de observação. Os mapas baseados na estimativa de densidade de Kernel (KDE), têm como objetivo mostrar a concentração de avistamentos das diferentes espécies (e não número de indivíduos), de forma a facilitar a visualização de zonas de maior ocorrência de avistamentos.

### 3.1.1. Resultados

#### 3.1.1.1. Censos aéreos

Devido a especificidades bio-ecológicas, a área de amostragem para o Boto difere da área de amostragem das restantes espécies. Desta forma, enquanto os censos gerais foram efetuados até às 50 milhas náuticas, os censos de Boto ficaram restritos à batimétrica dos 200 metros.

Com este projeto foi possível reunir uma série temporal contínua de 6 anos (2010 a 2015), com o esforço apresentado na Tabela 3.1. Os resultados das campanhas aéreas permitiram estimar a abundância das espécies alvo durante o período estudado, bem como das espécies com distribuição mais frequente nas águas continentais.

**Tabela 3.1.** Esforço de amostragem anual com campanhas aéreas: para o Boto, área de amostragem até à batimétrica dos 200 metros = 25053 km<sup>2</sup>/ano; para outros cetáceos, área de amostragem = 62716 km<sup>2</sup>/ano.

Período	Esforço de Amostragem (km)	
	Boto	Outros cetáceos
2010	1334,2	1398,30
2011	1445,3	1705,43
2012	1482,4	1683,01
2013	1482,4	1723,4
2014	1408,3	1510,80
2015	1482,4	1547,78
Total	8635,0	9568,72

Ao longo dos anos com censos aéreos e para as 6 espécies mais representadas foi possível efetuar 853 avistamentos de grupos de cetáceos, com uma estimativa de 17992 indivíduos (Tabela 3.2). A espécie mais avistada foi o Golfinho-comum, seguida do Boto e do Golfinho-riscado. O Golfinho-comum foi a espécie com o maior número de indivíduos observados, seguida do Golfinho-riscado e do Roaz.

**Tabela 3.2.** Número total de avistamentos nas campanhas aéreas e número de animais avistados das espécies para as quais foi possível estimar abundâncias

Espécie	Avistamentos	Indivíduos
	n	n
Boto	66	111
Roaz	40	579
Golfinho-comum	624	14746
Golfinho-riscado	53	1831
Baleia-anã	34	39
Baleia-comum	36	55
Totais	853	17992

## Boto

No caso do Boto, a espécie está distribuída por toda a faixa costeira nacional (Figura 3.1), embora ocorra uma concentração de avistamentos a Norte da Nazaré (Figura 3.2).



Figura 3.1. Localização dos avistamentos de Boto.



Figura 3.2. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Boto.

Para o período de 6 anos de censos, a abundância de Boto foi de 1531 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 156 indivíduos em 2010 e 3020 em 2013 (Tabela 3.3). A densidade foi de 0,061 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os valores obtidos são superiores aos registados no projeto SCANS II em 2005 mas muito similares aos obtidos pelo SCANS III em 2016 (Hammond *et al.*, 2013, 2017).

**Tabela 3.3.** Estimativas de abundância e densidade de Boto (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	156	0,006	1,01
2011	991	0,039	0,49
2012	2416	0,096	0,30
2013	3020	0,077	0,37
2014	1493	0,059	0,41
2015	1859	0,074	0,40
2010-2015	1531	0,061	0,31

Os valores de abundância mostram que ocorrem flutuações significativas na ocorrência de Botos em Portugal. Parte destas flutuações resultam da mortalidade decorrente da captura accidental, mas também podem estar associadas a mecanismos de deslocação dentro das águas ibéricas.

## Roaz

Em Portugal, os dados evidenciam que o Roaz evoluiu para uma distribuição mais ampla (Figura 3.3), com um incremento de observações a norte do Cabo Raso, especialmente na zona de Peniche-Nazaré e na zona entre a Figueira da Foz e o Porto (Figura 3.4), confirmando-se a sua presença ao longo de toda a costa Continental

Para o período de 6 anos de censos, a abundância de Roaz foi de 2306 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 736 indivíduos em 2010 e 5615 em 2013 (Tabela 3.4). A densidade foi de 0,037 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os valores obtidos são similares aos registados no SCANS II (Hammond *et al.*, 2013) e no SCANS III em 2016 (Hammond *et al.*, 2017), denotando que em Portugal Continental não tem havido um incremento populacional desta espécie, mas uma estabilização dos efetivos desde 2005.



Figura 3.3. Localização dos avistamentos de Roaz.



Figura 3.4. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Roaz.

**Tabela 3.4.** Estimativas de abundância e densidade de Roaz (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	736	0,012	0,60
2011	2521	0,040	0,61
2012	1063	0,017	0,88
2013	5615	0,089	0,61
2014	3529	0,056	0,92
2015	1252	0,020	0,43
2010-2015	2306	0,037	0,35

Os valores de abundância obtidos mostram que ocorrem flutuações anuais na ocorrência de Roazes em Portugal. Parte destas flutuações podem ficar a dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas para fora das 50 mn. Podem também ocorrer deslocações sazonais dentro das águas ibéricas e também entre Portugal e águas do Norte de África.

## Golfinho-comum

Os dados de observação mostram que o Golfinho-comum tem uma ampla distribuição (Figura 3.5), com alguma preferência por zonas entre a costa e o talude da plataforma continental (Figura 3.6), mas também ocorre entre o talude e as 50 mn. Para fora das 50 mn a sua distribuição é mais esparsa.

O Golfinho-comum é a espécie mais abundante até ao limite das 50 mn. Para o período de 6 anos de censos, a abundância de Golfinho-comum foi de 45179 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 17067 indivíduos em 2010 e 99429 em 2014 (Tabela 3.5). A densidade foi de 0,720 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os valores de densidade obtidos são muito superiores aos observados no SCANS II (Hammond *et al.*, 2013) e inferiores aos do SCANS III em 2016 (Hammond *et al.*, 2017).

Os valores de abundância obtidos também demonstram flutuações anuais na ocorrência de Golfinho-comum em Portugal. Parte destas flutuações estão fortemente associadas a eventos de captura acidental, já que esta espécie é aquela que apresenta um maior número de interações com as pescas (especialmente com artes fundeadas). Outra parte destas flutuações pode ficar a dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas para fora das 50 mn. Contudo, para esta espécie é de esperar que para além de deslocações dentro das águas ibéricas, ocorram deslocações entre águas ibéricas e as zonas do mar Celta e sul de França, que



Figura 3.5. Localização dos avistamentos de Golfinho-comum.

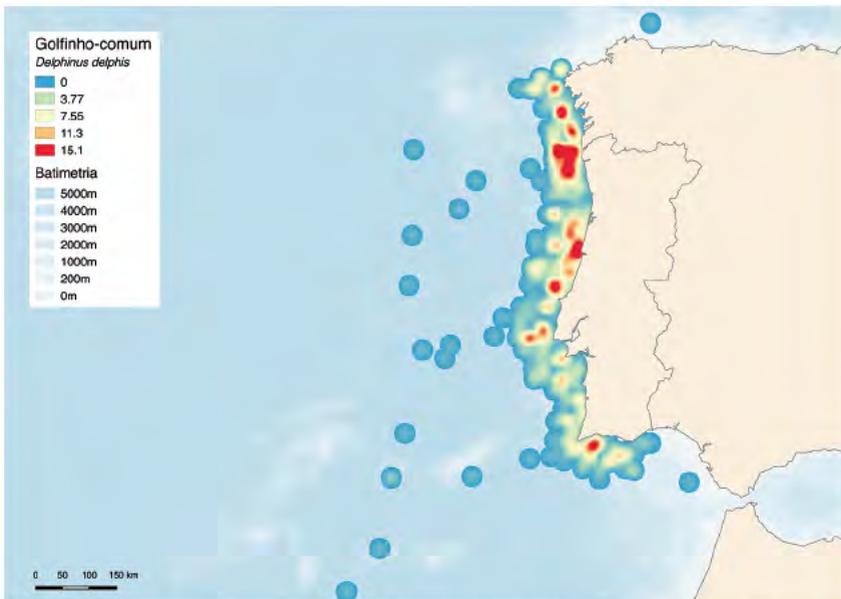


Figura 3.6. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Golfinho-comum.

representam, juntamente com Portugal, as áreas Europeias de maior concentração de Golfinho-comum (Hammond *et al.*, 2017).

**Tabela 3.5.** Estimativas de abundância e densidade de Golfinho-comum (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	17067	0,272	0,24
2011	34195	0,545	0,27
2012	33608	0,536	0,25
2013	56791	0,906	0,26
2014	99429	1,585	0,26
2015	52632	0,839	0,27
2010-2015	45179	0,720	0,25

## Golfinho-riscado

Os dados de observação mostram que o Golfinho-riscado tem uma ampla distribuição em Portugal (Figura 3.7) com preferência por áreas de maior profundidade para fora do talude da plataforma continental. Contudo, em zonas onde ocorrem canhões submarinos próximos da costa (Nazaré, Espichel e Sagres) esta espécie ocorre também junto à costa (Figura 3.8), por vezes associada a grupos de Golfinho-comum. É também a espécie mais observada para fora das 50 mn.

Para o período de 6 anos de censos a abundância de Golfinho-riscado foi de 19473 indivíduos em águas continentais Portuguesas, sendo a segunda espécie mais abundante nas águas Portuguesas até às 50 mn. Os valores variaram entre um mínimo de 2300 indivíduos em 2015 e 49381 em 2011 (Tabela 3.6). A densidade foi de 0,311 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os valores de densidade obtidos são similares aos observados no SCANS III em 2016 (Hammond *et al.*, 2017), sendo que no SCANS II não foi possível estimar valores de abundância para esta espécie. Os valores de abundância obtidos também mostram alguma estabilidade nos anos de 2012 a 2014, mas foram precedidos em 2011 por um ano com uma elevada abundância. Em oposição, o ano de 2015 traduziu-se numa redução muito drástica dos efetivos.

Esta espécie é particularmente sensível a morbilivirus (Bento *et al.*, 2016), o que poderá contribuir para algumas alterações na sua abundância. Para esta espécie as flutuações anuais podem também dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas para fora das 50 mn. Contudo, para esta espécie para além de deslocações dentro das águas ibéricas, podem ocorrer deslocações entre águas

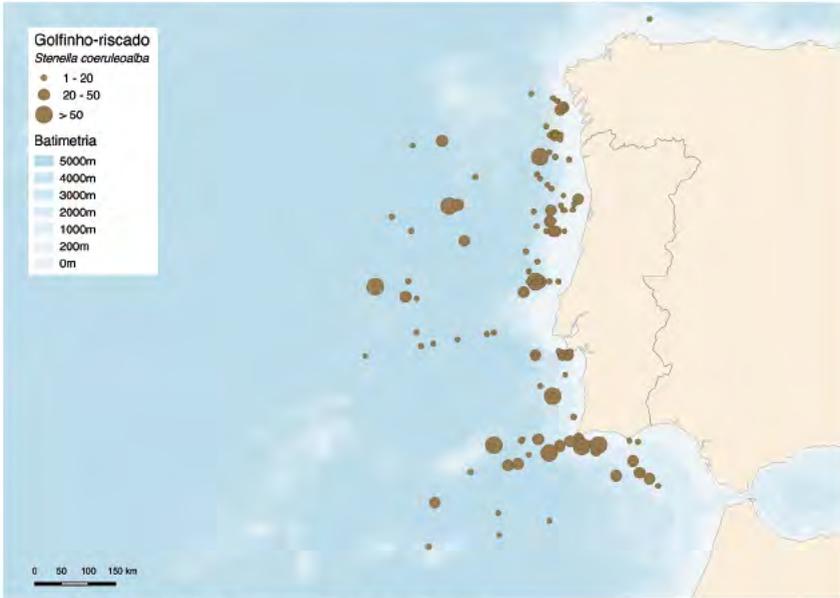


Figura 3.7. Localização dos avistamentos de Golfinho-riscado.

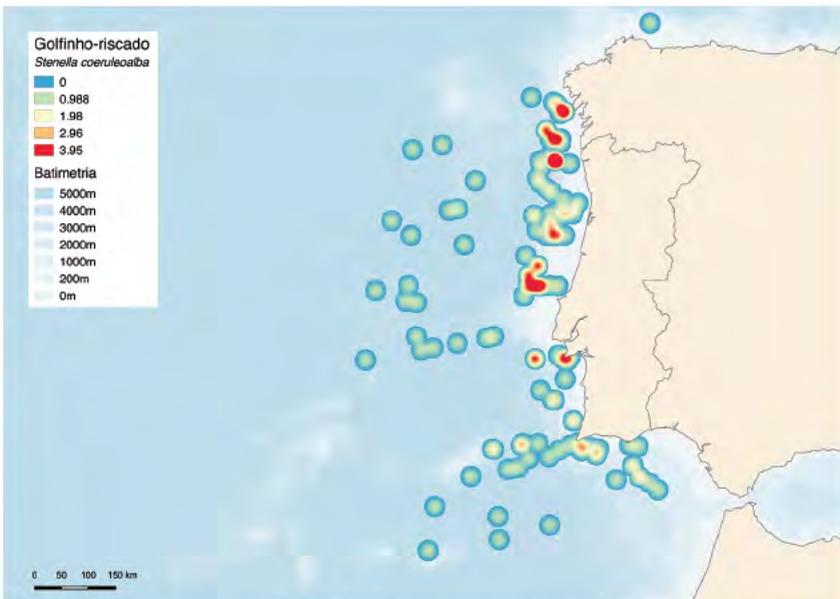


Figura 3.8. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Golfinho-riscado.

ibéricas e zonas *offshore* do mar Celta e sul de França. Estas são, juntamente com Portugal, as áreas Europeias de maior concentração de Golfinho-riscado (Hammond *et al.*, 2017).

**Tabela 3.6.** Estimativas de abundância e densidade de Golfinho-riscado (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade. nd, estimativas não disponíveis.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	nd	nd	nd
2011	49381	0,787	0,39
2012	18045	0,288	0,51
2013	12956	0,207	0,45
2014	14164	0,226	0,34
2015	2300	0,037	1,24
2010-2015	19473	0,311	0,44

## Baleia-anã

A Baleia-anã tem uma ampla distribuição ocorrendo tanto junto à costa (por vezes detetada a partir de pontos de costa) como em águas mais profundas (Figura 3.9). Os dados de observação mostram que a Baleia-anã apresenta um maior número de observações ao longo do talude da plataforma continental (Figura 3.10).

Para o período de 6 anos de censos a abundância de Baleia-anã foi de 1406 indivíduos em águas continentais Portuguesas, sendo a espécie de baleia de barbas mais abundante nas águas Portuguesas até às 50 mn. Os valores variaram entre um mínimo de 440 indivíduos em 2010 e 2469 indivíduos em 2011 (Tabela 3.7). A densidade foi de 0,022 indivíduos por km<sup>2</sup>.

Os valores de densidade obtidos são muito superiores aos observados no SCANS III em 2016 (Hammond *et al.*, 2017) para águas costeiras e foi também superior às estimativas para as águas *offshore* da Galiza. No SCANS II não foi possível estimar valores de abundância para esta espécie. Esta diferença entre os resultados de vários projetos pode dever-se a deslocações sazonais desta espécie em relação à época do ano em que as campanhas de censos foram realizadas. Enquanto que no SCANS II e III as campanhas foram realizadas no final da primavera, as campanhas do LIFE+ MarPro foram realizadas no final do verão/início do outono. Os valores de abundância obtidos também mostram alguma estabilidade nos anos de 2011 a 2014, com valores mais reduzidos nos anos de 2010 e 2015.



Figura 3.9. Localização dos avistamentos de Baleia-anã.

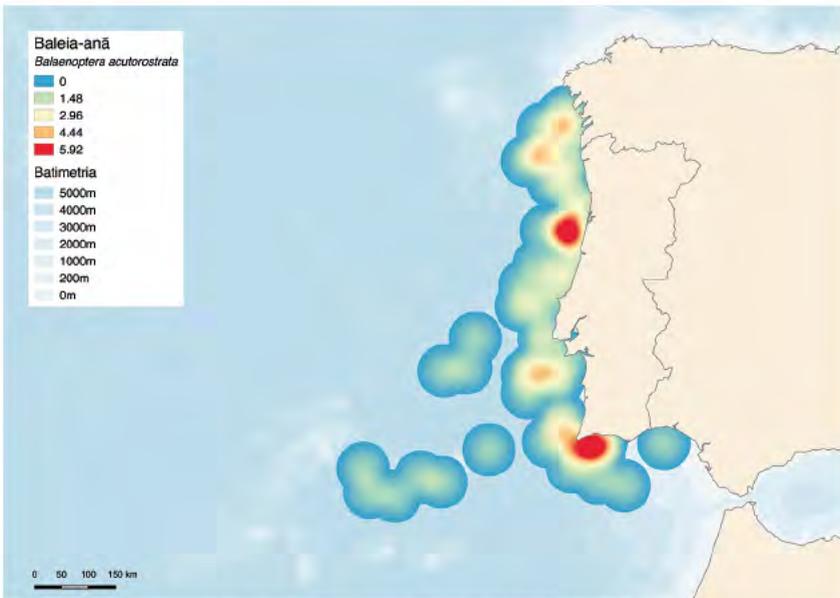


Figura 3.10. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Baleia-anã.

Para a Baleia-anã as flutuações anuais podem estar associadas aos fenómenos de deslocação entre águas do mar do Norte e áreas mais a sul e/ou para o Mediterrâneo. Sendo uma espécie que prefere alimentar-se em zonas mais costeiras, verifica-se que ocorrem deslocações entre as zonas mais costeiras e zonas *offshore*, que também podem influenciar as estimativas anuais. Durante o LIFE+ MarPro foi possível confirmar que no caso da Baleia-anã ocorrem nascimentos e juvenis ainda dependentes da progenitora nas águas Continentais Portuguesas.

**Tabela 3.7.** Estimativas de abundância e densidade de Baleia-anã (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	440	0,007	0,54
2011	2469	0,039	0,46
2012	1509	0,024	0,60
2013	1711	0,027	0,48
2014	1948	0,031	0,45
2015	893	0,014	0,59
2010-2015	1406	0,022	0,48

## Baleia-comum

Os dados de observação mostram que Baleia-comum ocorre essencialmente para fora do talude continental em águas entre os 200 e os 3000 metros de profundidade (Figura 3.11). A zona com maior concentração de observações ocorre associada aos canhões existentes entre Lisboa e Setúbal. As poucas observações costeiras ocorreram nas zonas de S. Pedro de Moel, no Cabo Espichel, em Sagres e no Guadiana (Figura 3.12).

Para o período de 6 anos de censos a abundância de Baleia-comum foi de 627 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 64 indivíduos em 2010 e 2278 em 2014 (Tabela 3.8). A densidade foi de 0,009 indivíduos por Km<sup>2</sup>.

O Life+ MarPro conseguiu pela primeira vez estimar a abundância de Baleia-comum em águas costeiras do Atlântico (até às 50 mn) não havendo estimativas anteriores decorrentes do SCANS II e III. No entanto, as densidades são mais reduzidas quando comparadas com os dados obtidos pelo SCANS III, para os blocos *offshore* da Península Ibérica (Hammond *et al.*, 2017). Esta diferença entre projetos pode dever-se às diferentes épocas de amostragem, uma vez que as campanhas do SCANS II e III foram realizadas no final da primavera e as campanhas do LIFE+ MarPro decorreram no final do verão / início de outono.



Figura 3.11. Localização dos avistamentos de Baleia-comum.

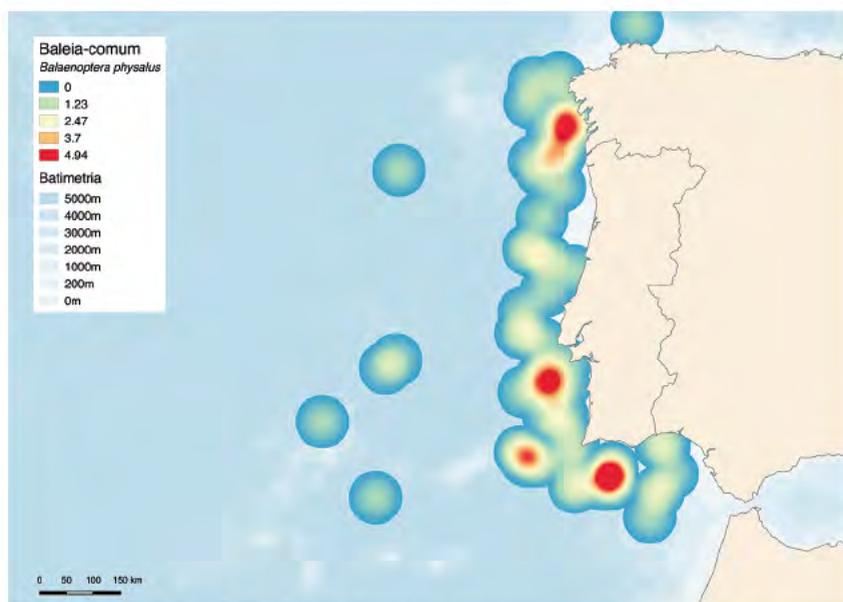


Figura 3.12. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Baleia-comum.

As flutuações interanuais aparentam estar associadas a diferenças durante a passagem de indivíduos migradores para zonas mais a sul ou para o Mar de Alboran no Mediterrâneo. Estas diferenças podem dever-se a um desfasamento temporal entre o período do censo e o período de deslocação dos indivíduos ou a um desfasamento espacial, com os animais a deslocarem-se por áreas fora das 50 mn. A observação de pares mãe-cria e a ocorrência de indivíduos muito jovens prova que as águas Portuguesas são usadas por esta espécie como zona de cria e alimentação de juvenis.

**Tabela 3.8.** Estimativas de abundância e densidade de Baleia-comum (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	64	0,001	0,52
2011	441	0,007	0,57
2012	990	0,016	0,72
2013	176	0,028	0,54
2014	2278	0,036	0,61
2015	345	0,006	0,52
2010-2015	627	0,009	0,48

### 3.1.1.2. Censo dedicado em embarcação

De forma a cobrir a área *offshore* entre as 50 e as 200 mn, em 2011 foi implementado um censo dedicado a partir de embarcação. O esforço de amostragem desta campanha foi de 3137 Km e a área amostrada incluiu 252883 km<sup>2</sup>.

Neste censo foram identificadas 13 espécies/géneros com 88 avistamentos e 858 indivíduos observados. Por se ter efetuado apenas uma campanha, os coeficientes de variação são mais elevados do que os observados nas campanhas aéreas, mas estão dentro dos limites observados em campanhas similares (CODA e SCANS III; Hammond *et al.*, 2009, 2017) para o mesmo tipo de plataforma de censos.

De acordo com os valores de abundância obtidos, entre as 50 e as 200 mn, o Golfinho-riscado foi a espécie mais abundante seguida do Golfinho-pintado-do-Atlântico. O Roaz foi a terceira espécie mais abundante na zona *offshore* de Portugal Continental (Tabela 3.9).

No que se refere ao Roaz, foi possível estimar uma abundância de 3798 indivíduos com uma densidade de 0,015 indivíduos por km<sup>2</sup>. No SCANS III não foi possível estimar a abundância de Roaz para o bloco *offshore* imediatamente a norte de Portugal, mas a densidade obtida no LIFE+ MarPro foi similar à observada na Baía de Biscaia e inferior ao bloco *offshore* do Norte da Galiza (Hammond *et al.*, 2017).

**Tabela 3.9** Estimativas de abundância e densidade de cetáceos (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir da campanha dedicada em ambiente *offshore*. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Espécie	Abundância	Densidade	CV
Roaz	3798	0,015	0,88
Golfinho-comum	2406	0,010	0,75
Golfinho-riscado	20684	0,082	0,50
Golfinho-pintado-do-Atlântico	5773	0,023	0,90
Zífi	1390	0,006	1,49
<i>Mesoplodon</i> sp.	871	0,003	1,35
Baleia-comum	664	0,003	0,72
Outros <i>Balaenoptera</i> sp.	906	0,004	0,56

Em relação ao Golfinho-comum para as águas *offshore* observou-se uma abundância de 2406 indivíduos com uma densidade de 0,010 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os valores de densidade em águas nacionais são inferiores aos registados no CODA (Hammond *et al.*, 2009) e aos registados nos três blocos Espanhóis (Hammond *et al.*, 2017).

Para o Golfinho-riscado foi registada uma abundância de 20684 indivíduos e uma densidade de 0,082 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os valores de densidade em águas nacionais são inferiores aos registados no CODA para o Noroeste Ibérico (Hammond *et al.*, 2009) e muito inferiores aos registados nos três blocos do Norte da Península Ibérica durante o SCANS III (Hammond *et al.*, 2017).

Em relação ao Golfinho-pintado-do-Atlântico foi registada uma abundância de 5773 indivíduos e uma densidade de 0,023 indivíduos por km<sup>2</sup>. A campanha do LIFE+ MarPro foi a primeira a obter estimativas de abundância para esta espécie, sendo que nem o CODA nem o SCANS III, recolheram observações suficientes para efetuar estimativas de abundância desta espécie. O Golfinho-pintado-do-Atlântico só foi observado em áreas muito afastadas da costa (Figura 3.13), embora tenham sido registados arrojamentos no sul de Portugal e observações pontuais em zonas da plataforma continental.

Também para o Zífi foi possível efetuar estimativas de abundância pela primeira vez em Portugal. Para esta espécie, pertencente ao grupo das Baleias-de-bico, foi obtida uma abundância de 1390 indivíduos e uma densidade de 0,006 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os Zífi ocorreram essencialmente a Sul da Nazaré, com uma preferência por zonas de elevada profundidade, podendo também ocorrer na zona do talude ou em áreas mais costeiras onde a Plataforma Continental tem uma extensão mais reduzida (Figura 3.14).

Foi possível registar Baleias-de-bico do género *Mesoplodon* em áreas afastadas mas também em zonas relativamente costeiras onde a Plataforma Continental tem uma extensão reduzida (Figura 3.15). Na zona para fora das 50 mn, foi possível



Figura 3.13. Localização dos avistamentos de Golfinho-pintado, Cachalote pigmeu/ano, Golfinho-branco-do-Atlântico, Golfinho-de-focinho-branco, Baleia-sardinha e Falsa-orca.



Figura 3.14. Localização dos avistamentos de Zífo.



Figura 3.15. Localização dos avistamentos de Baleias-de-bico.

estimar 871 indivíduos com uma densidade de 0,003 indivíduos por km<sup>2</sup>. Nos projetos CODA e SCANS III foram apenas efetuadas estimativas para todas as espécies de Baleia-de-bico. Em relação ao CODA (Hammond *et al.*, 2009), os valores de abundância para o Noroeste Ibérico foram superiores aos observados em Portugal continental (conjugando todas as Baleias-de-bico) mas, durante a campanha do SCANS III (Hammond *et al.*, 2017), os valores observados para o bloco imediatamente adjacente a Portugal, resultaram em valores muito similares aos observados em Portugal Continental.

Em relação a baleias de barbas, durante a campanha *offshore* do LIFE+ MarPro apenas foi possível estimar a abundância de Baleia-comum, apesar de terem sido observadas mais duas espécies: a Baleia-anã e a Baleia-de-bossas. Por diversas vezes foram avistadas baleias a grandes distâncias da embarcação, não tendo sido possível efetuar uma identificação fidedigna. É provável que a maioria destas observações não identificadas correspondam a indivíduos de Baleia-comum. Para a Baleia-comum foi estimada uma abundância de 664 indivíduos, e uma densidade de 0,003 indivíduos por km<sup>2</sup>. No que se refere a Baleias-de-barbas não identificadas, foi possível quantificar 906 indivíduos com uma densidade de 0,004 indivíduos por km<sup>2</sup>.

Em relação ao CODA (Hammond *et al.*, 2009) verificou-se que as densidades de Baleia-comum e de Baleias-de-barbas não identificadas no Noroeste ibérico foram muito similares às densidades observadas para Portugal. Contudo, durante o SCANS III (Hammond *et al.*, 2017), as densidades observadas nos setores Espanhóis foram muito superiores às observadas em Portugal durante o LIFE+ MarPro (mesmo considerando a maioria das Baleias-de-barbas não identificadas como Baleias-comuns).

Embora não tenha sido possível obter valores de abundância para o Grampo, a Baleia-piloto e a Orca, nas próximas figuras apresentam-se os mapas de distribuição e de kernel obtidos nos censos do LIFE+ MarPro. O Grampo encontra-se distribuído por toda a costa portuguesa (Figura 3.16) apresentando algumas concentrações na zona Sul (Figura 3.17). A Baleia-piloto também foi detetada em toda a costa Portuguesa (Figura 3.18) com concentrações associadas à plataforma da costa norte de Portugal (Figura 3.19). A Orca foi detetada principalmente na zona Sul do país mas também no bordo da plataforma continental na costa centro (Figuras 3.20 e 3.21). O Cachalote foi detetado principalmente em zonas de elevada profundidade (Figura 3.22.).



Figura 3.16. Localização dos avistamentos de Grampo.

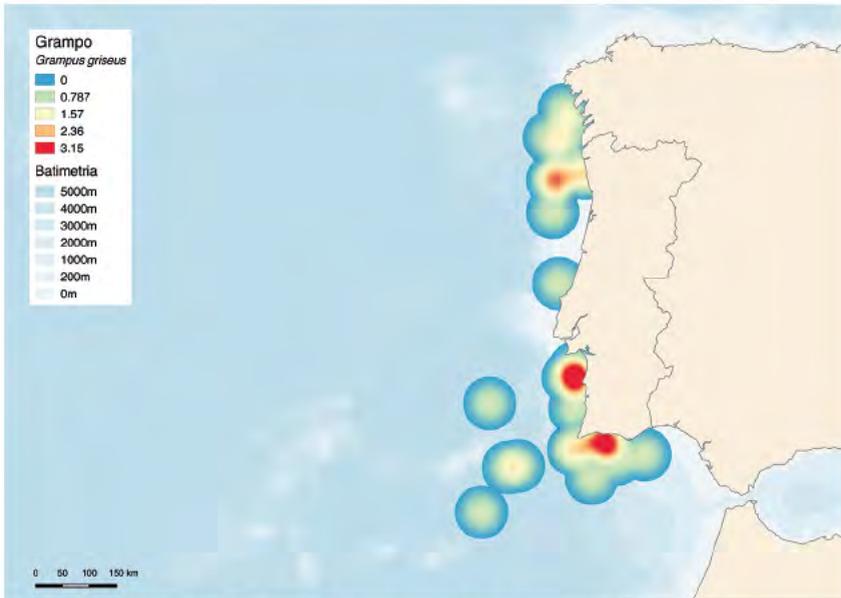


Figura 3.17. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Grampo.



Figura 3.18. Localização dos avistamentos de Baleia-piloto.

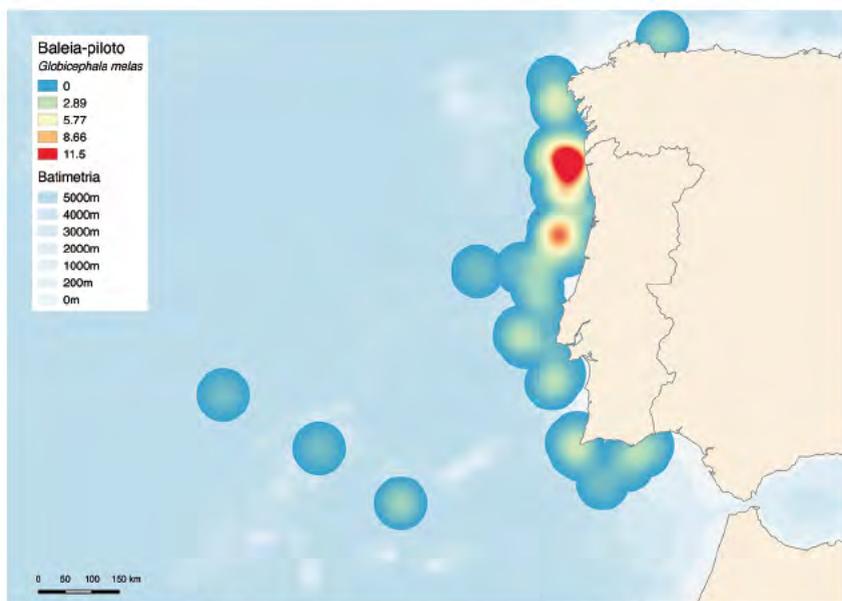


Figura 3.19. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Baleia-piloto.



Figura 3.20. Localização dos avistamentos de Orca.

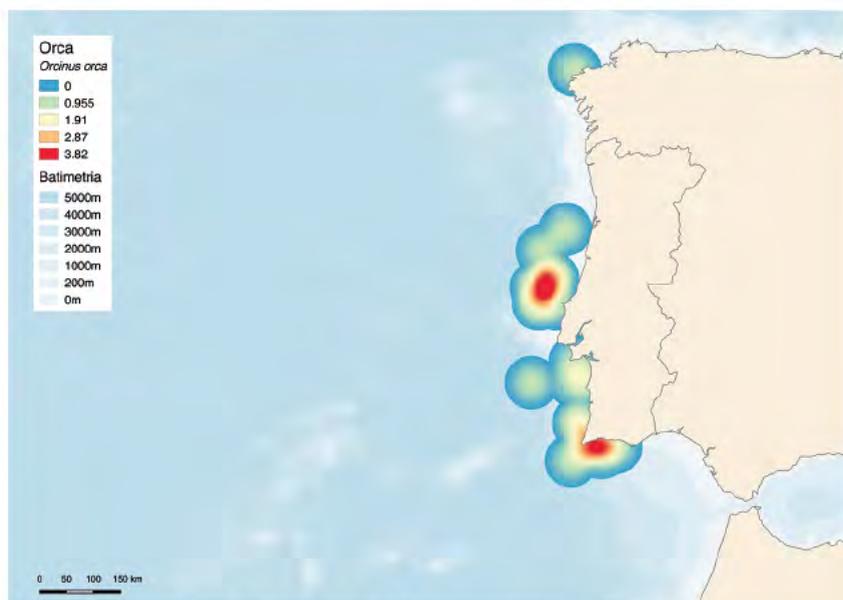


Figura 3.21. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Orca.



Figura 3.22. Localização dos avistamentos de Cachalote.

### 3.2. Censos de aves marinhas

A realização de censos sistemáticos de aves marinhas é crucial para a gestão destas espécies, especialmente se for possível obter valores precisos associados a estimativas de erro fiáveis. No projeto LIFE+ MarPro, através da comparação de vários métodos foi possível determinar o melhor método de monitorização de abundância e distribuição a nível nacional para as espécies-alvo do projeto, com especial atenção para a Pardela-baleare (*Puffinus mauretanicus*).

A informação recolhida contribuiu para compreender a distribuição e abundância das populações de aves marinhas com ocorrência em Portugal, o que se constituiu como indispensável ao Estado Português por forma a assegurar a realização do Relatório Nacional de Aplicação da Diretiva Aves, previsto no seu artigo 12º. Adicionalmente, esta informação torna-se a base de todos os processos de gestão, sendo crucial para a definição de áreas marinhas protegidas (Zonas de Proteção Especial no âmbito da Rede Natura 2000), sendo também a base para a definição dos limites de capturas acidentais de espécies ameaçadas que as pescarias nacionais poderão atingir.

A maioria das espécies de aves marinhas que ocorrem em Portugal são migradoras ou invernantes. Assim, algumas espécies estão presentes em baixas densidades durante longos períodos do ano, mas em períodos mais específicos podem ocorrer em abundâncias muito elevadas. Neste caso, as estimativas de abundância apresentadas foram obtidas através de censos aéreos realizados durante o projeto LIFE+ MarPro. O desenho do censo aéreo é baseado em métodos de *Distance Sampling* definidos segundo padrões internacionais (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010; Araújo *et al.*, 2017). Os censos foram aplicados no final do verão/início do outono de forma a coincidir como período de maior abundância de Pardela-baleare em Portugal.

Para reforçar os dados de distribuição, foram implementados censos a partir de pontos de costa, utilizando métodos similares aos descritos em Mateos-Rodríguez *et al.* (2012), Arroyo *et al.* (2014) e Elmberg *et al.* (2016) e censos a partir de plataformas de oportunidade utilizando métodos similares aos descritos em Hyrenbach *et al.* (2007) e Dawson *et al.* (2015). Estes tipos de censos raramente conseguem produzir estimativas de abundância precisas, associadas a coeficientes de variação e limites de confiança, mas são duas ferramentas importantes para a recolha de dados adicionais que contribuem para gerar dados de distribuição mais precisos.

Os mapas produzidos projetam os avistamentos e respectivo número de animais quantificados durante campanhas com observadores dedicados e experientes em censos dedicados, censos em plataformas de oportunidade, censos costeiros e observadores a bordo de embarcações de pesca. Dados obtidos por pescadores, voluntários sem experiência e outros usuários do meio marinho só foram incluídos

mediante prova de observação. Os mapas de densidade de Kernel (Kernel Density Estimator, KDE) têm como objetivo mostrar a concentração de avistamentos das diferentes espécies (e não número de indivíduos), de forma a facilitar a visualização de zonas de maior ocorrência de avistamentos.

### 3.2.1. Resultados

#### 3.2.1.1. Censos aéreos

A área de amostragem dos censos aéreos para as aves marinhas foi similar à área usada para a amostragem de cetáceos, sendo que os censos foram efetuados entre a costa e as 50 milhas náuticas. Com este projeto foi possível produzir uma série temporal contínua de 6 anos (2010 a 2015), com o esforço apresentado na Tabela 3.10. Os resultados das campanhas aéreas permitiram estimar a abundância das espécies-alvo, bem como das espécies com distribuição mais frequente nas águas continentais.

**Tabela 3.10.** Esforço de amostragem durante os censos de aves marinhas em cada ano com campanhas aéreas (área de amostragem = 62716 km<sup>2</sup>)

Ano	Esforço de amostragem (km)
2010	1398,30
2011	1705,43
2012	1683,01
2013	1723,40
2014	1510,80
2015	1547,78
2010-2015	9568,72

Ao longo dos anos com censos aéreos, foram observadas 19 espécies de aves tendo sido possível efetuar 7564 avistamentos, correspondendo a uma estimativa de 31358 indivíduos (Tabela 3.11). A espécie mais avistada foi o Alcatraz, seguida da Cagarra, Negrola e Pardela-baleare. Devido à variabilidade associada aos períodos migratórios, só foi possível ter estimativas anuais para algumas espécies (Pardela-baleare, Cagarra, Alcatraz, Alcaide e família Hydrobatidae). Para as restantes foi apenas possível estimar um valor médio de abundância para o período em estudo.

**Tabela 3.11.** Número total de avistamentos e estimativa do número de animais avistados nas campanhas aéreas. \*Espécies para as quais foi possível estimar abundâncias.

Espécie	N.º de avistamentos	N.º de indivíduos
Pardela-balear*	299	3238
Fura-bucho-do-atlântico	29	54
Pardela-de-barrete*	102	385
<i>Puffinus</i> sp*	129	462
Cagarra*	1568	6149
Alcatraz*	4083	13786
Gaivota-de-Sabine*	152	272
Gaivota-tridáctila*	91	329
Gaivota-de-cabeça-preta	6	27
Guincho	40	72
Garajau-comum	11	76
<i>Sterna</i> sp	32	72
Alcaide*	310	384
Moleiro-do-ártico	3	3
Moleiro-pequeno	2	2
Hydrobatidae*	386	1569
Falaropo-de-bico-grosso*	125	415
Negrola	196	4063
Totais	7564	31358

## Pardela-balear

Os dados obtidos evidenciam uma distribuição ao longo de toda a costa continental Portuguesa (Figura 3.23), sendo que durante o final do verão/outono ocorre uma concentração de avistamentos entre a Nazaré e o Porto (Figura 3.24).

Para o período de 6 anos de censos a abundância de Pardela-balear foi de 13632 indivíduos nas águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 2338 indivíduos em 2010 e 23221 em 2012. A densidade foi de 0,182 indivíduos por km<sup>2</sup> (Tabela 3.12).

Os valores de abundância obtidos mostram que surgem flutuações anuais na ocorrência de Pardela-balear em Portugal conforme reportado em Araújo *et al.* (2017). Parte destas flutuações pode dever-se à mortalidade decorrente da captura accidental. No entanto, as flutuações poderão dever-se principalmente aos mecanismos de deslocação entre o Mediterrâneo e águas do Atlântico mais a norte da Península Ibérica (França e sul do Reino Unido), havendo anos em que as aves ocorrem com maior permanência em águas nacionais e outros anos em que se deslocam mais para norte.

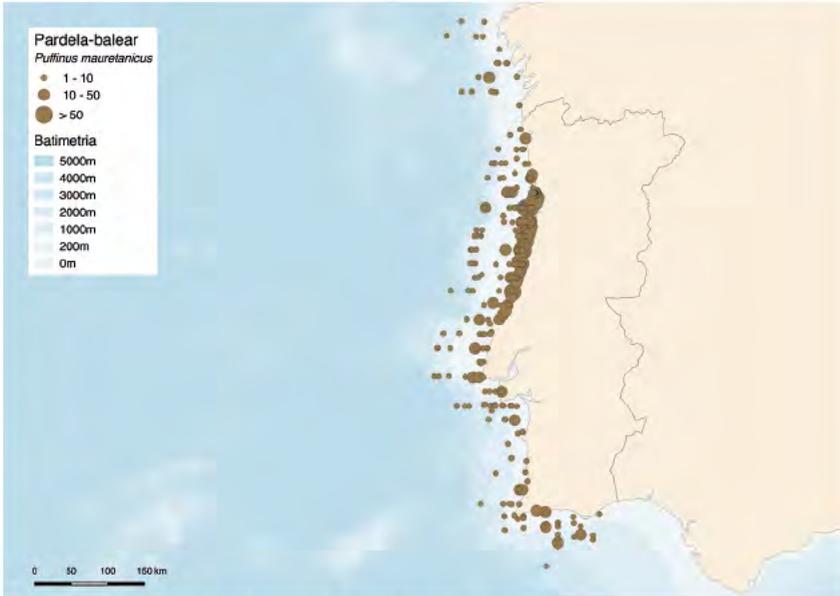


Figura 3.23. Localização dos avistamentos de Pardela-balear.

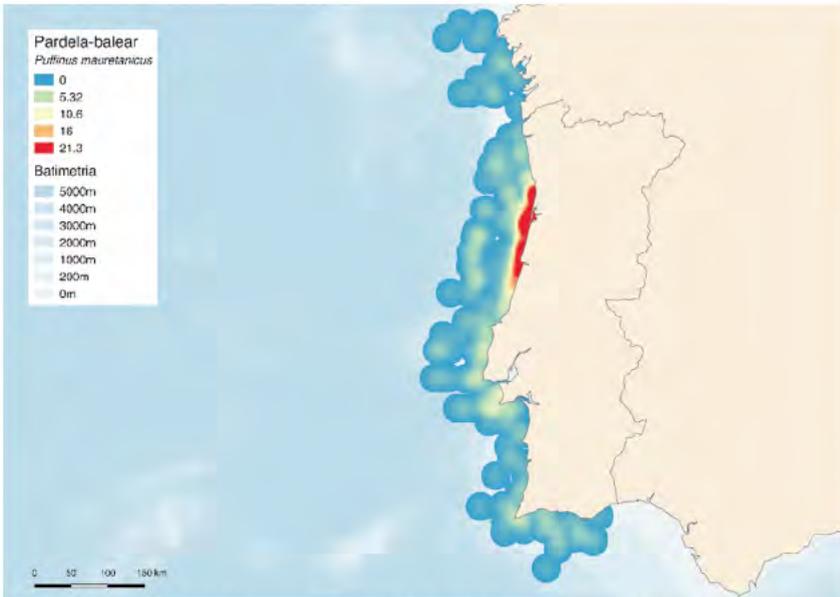


Figura 3.24. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Pardela-balear.

**Tabela 3.12.** Estimativas de abundância e densidade de Pardela-baleiar (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	2338	0,037	0,35
2011	6250	0,100	0,35
2012	23221	0,370	0,40
2013	8053	0,128	0,83
2014	9783	0,156	0,34
2015	10182	0,162	0,27
Valor médio 2010-2015	13632	0,182	0,21

Durante os censos por vezes não é possível identificar qual a espécie de pardela observada, sendo estes indivíduos identificados até ao género. Assume-se que a maioria dos indivíduos devem corresponder a Pardela-baleiar, visto que a maioria das observações foram registadas na zona de maior ocorrência desta espécie. No entanto, nestes casos opta-se por apresentar uma estimativa à parte. Para o período de 6 anos de censos, a abundância de *Puffinus* sp. foi de 6758 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 1119 indivíduos em 2014 e 23102 em 2011. A densidade foi de 0,090 indivíduos por km<sup>2</sup> (Tabela 3.13).

**Tabela 3.13.** Estimativas de abundância e densidade de *Puffinus* sp. (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV é o coeficiente de variação da abundância e da densidade. nd, estimativas não disponíveis.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	7424	0,099	0,32
2011	23102	0,309	0,24
2012	nd	nd	nd
2013	2250	0,030	0,44
2014	1119	0,015	0,76
2015	5169	0,069	0,33
Valor médio 2010-2015	6758	0,090	0,21

## Cagarra

Os dados mostram que a Cagarra tem uma ampla distribuição ocorrendo ao longo de toda a costa continental Portuguesa (Figura 3.25). Contudo, para o período de final de verão/outono há concentrações em algumas regiões como na Berlenga, Cabo Raso/Espichel, e Sudoeste Alentejano/Costa Algarvia (Figura 3.26).



Figura 3.25. Localização dos avistamentos de Cagarra.

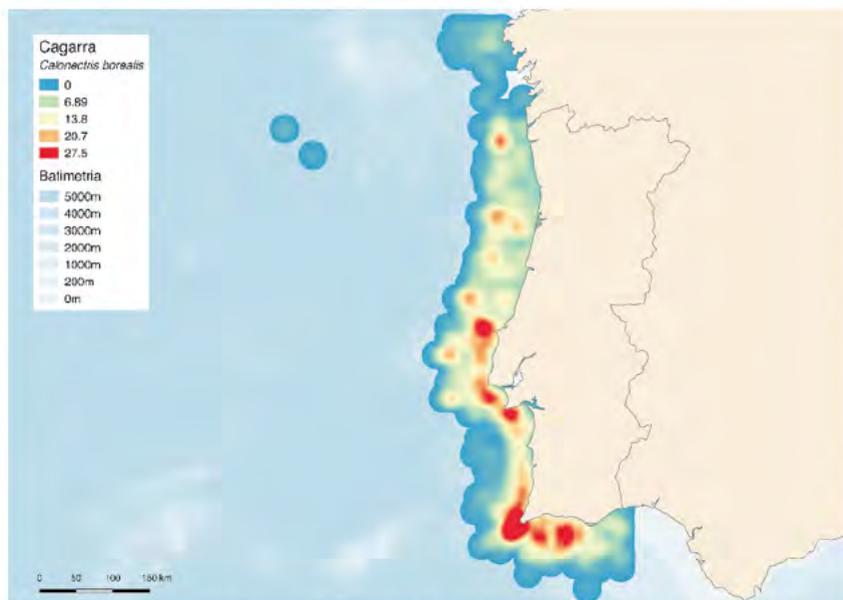


Figura 3.26. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Cagarra.

Para o período de 6 anos de censos a abundância de Cagarra foi de 25044 indivíduos em águas continentais Portuguesas, sendo a segunda espécie mais abundante nas águas Portuguesas até às 50 mn. Os valores variaram entre um mínimo de 580 indivíduos em 2010 e 57216 em 2015 (Tabela 3.14). A densidade foi de 0,311 indivíduos por km<sup>2</sup>.

Os valores de abundância obtidos mostram uma elevada variabilidade interanual, com anos de abundância baixa (2010 e 2013), seguidos de anos de elevada abundância de indivíduos (2012 e 2015). Para esta espécie, as flutuações anuais podem dever-se a movimentos dos animais entre águas mais costeiras e zonas para fora das 50 mn, nas suas deslocações de procura de alimento. Contudo, os períodos de passagem desta espécie por águas nacionais podem variar, pelo que se a campanha de censos não coincide com a passagem das aves, a sua abundância poderá ser subestimada.

**Tabela 3.14.** Estimativas de abundância e densidade de Cagarra (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	580	0,008	0,49
2011	13462	0,787	0,39
2012	41641	0,288	0,51
2013	6327	0,207	0,45
2014	25036	0,226	0,34
2015	57216	0,037	1,24
Valor médio 2010-2015	25044	0,311	0,44

## Alcatraz

Os dados de observação mostram que o Alcatraz, tem uma ampla distribuição ocorrendo preferencialmente junto à costa (Figura 3.27). As zonas de maior concentração de avistamentos foram Nazaré/Aveiro, Costa de Setúbal e o Sudoeste Alentejano/Costa Algarvia (Figura 3.28). O Alcatraz foi a espécie com maior abundância observada no período dos censos (verão/outono). Para o período de 6 anos de censos, a abundância de Alcatraz foi de 89930 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 58010 indivíduos em 2014 e 128140 em 2015 (Tabela 3.15). A densidade foi de 1,201 indivíduos por km<sup>2</sup>.

Os valores de abundância obtidos mostram alguma estabilidade anual sendo que as maiores flutuações foram observadas entre 2013 e 2015. Para esta espécie

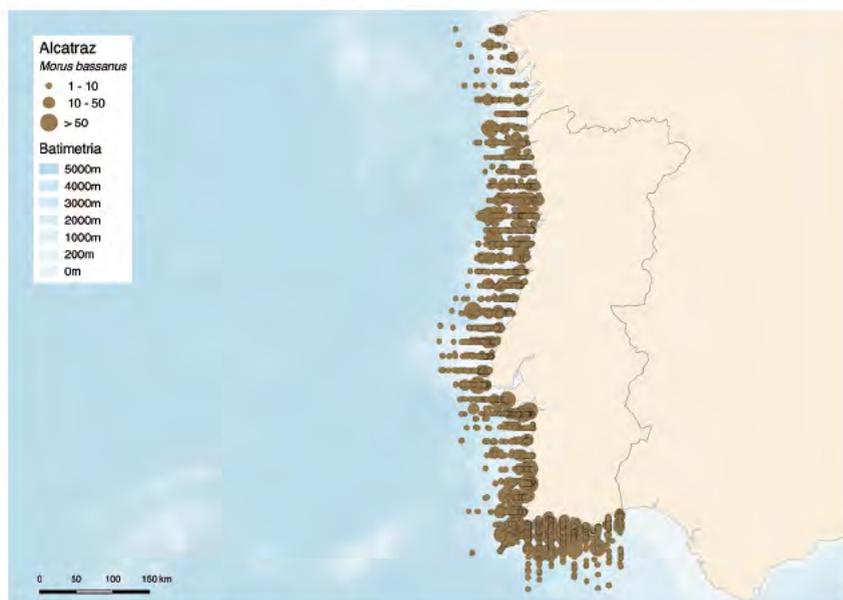


Figura 3.27. Localização dos avistamentos de Alcatraz.

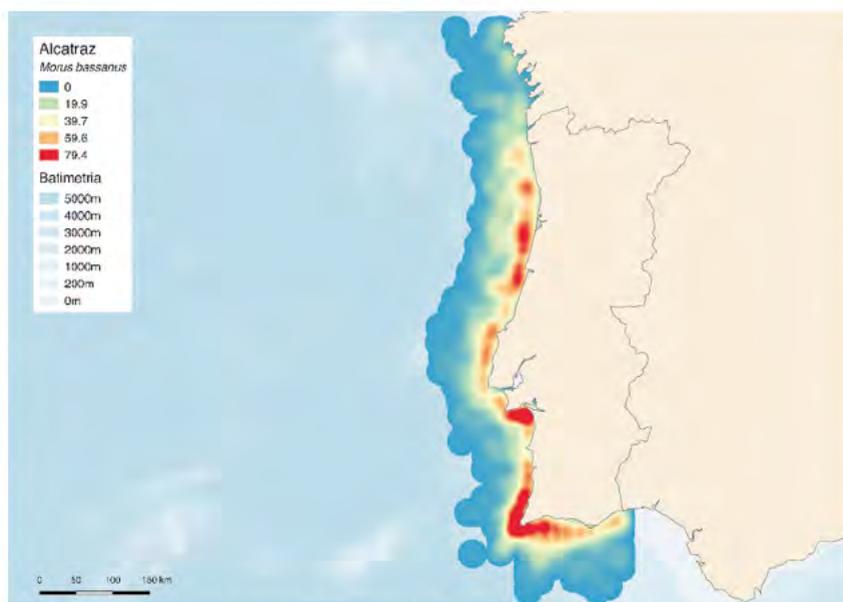


Figura 3.28. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Alcatraz.

as flutuações anuais podem estar associadas às elevadas taxas de captura accidental, bem como a movimentos entre as águas nacionais e o Norte de África. Ao mesmo tempo, as condições meteorológicas na zona das colónias reprodutoras podem influenciar o início dos movimentos para as águas mais a sul.

**Tabela 3.15.** Estimativas de abundância e densidade de Alcairaz (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	82664	1,104	0,11
2011	74446	0,994	0,22
2012	85273	1,139	0,10
2013	107290	1,433	0,11
2014	58010	0,775	0,13
2015	128140	1,711	0,11
Valor médio 2010-2015	89930	1,201	0,06

## Alcaide

Os dados de observação mostram que o Alcaide ocorre ao longo de toda a costa continental Portuguesa (Figura 3.29), com uma preferência por águas costeiras mas podendo ocorrer em águas mais profundas. As zonas de maior concentração ocorrem entre Figueira da Foz e Porto, Costa de Arrábida/Setúbal e Costa Algarvia (Figura 3.30). Para o período de 6 anos de censos a abundância de Alcaide foi de 7218 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 4111 indivíduos em 2014 e 10538 em 2015 (Tabela 3.16). A densidade foi de 0,096 indivíduos por km<sup>2</sup>.

As flutuações interanuais aparentam estar associadas a diferenças durante a passagem de indivíduos migradores para as zonas mais a sul. Sendo esta espécie conhecida pelo seu comportamento de clepto-parasitismo, estas flutuações podem estar associadas à variação da presença das espécies que normalmente são parasitadas. Contudo, as diferenças podem também dever-se a um desfasamento temporal entre o período do censo e o período de deslocação dos indivíduos ou a um desfasamento espacial, com os animais a deslocarem-se para áreas fora das 50 mn.



Figura 3.29. Localização dos avistamentos de Alcaide.

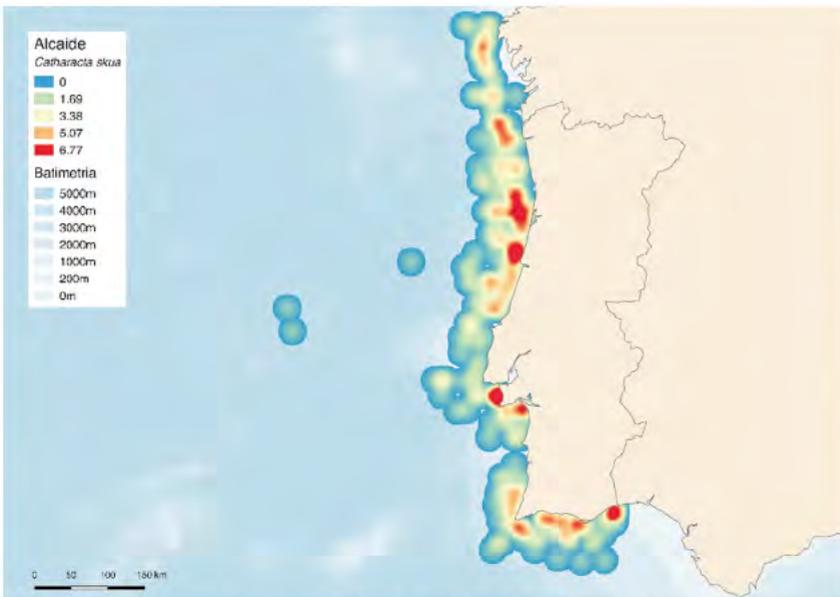


Figura 3.30. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Alcaide.

**Tabela 3.16** Estimativas de abundância e densidade de Alcaide (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	4182	0,056	0,24
2011	7219	0,096	0,23
2012	8261	0,110	0,19
2013	7795	0,104	0,23
2014	4111	0,055	0,24
2015	10538	0,141	0,22
Valor médio 2010-2015	7218	0,096	0,15

## Hydrobatidae

Os dados de observação mostram que as espécies pertencentes a esta família ocorrem em toda a extensão da costa Continental Portuguesa, desde zonas costeiras até águas mais profundas (Figura 3.31). Contudo, denota-se uma preferência por zonas mais próximas do talude continental especialmente na região do Minho, Figueira da Foz, costa de Setúbal e costa Algarvia. Existem também zonas de maior concentração próximo da costa, nomeadamente em Aveiro/Porto, Peniche, e Sagres (Figura 3.32).

Para o período de 6 anos de censos a abundância de Hydrobatidae foi de 42194 indivíduos em águas continentais Portuguesas. Os valores variaram entre um mínimo de 9203 indivíduos em 2011 e 99831 em 2013 (Tabela 3.17). A densidade foi de 0,564 indivíduos por km<sup>2</sup>.

**Tabela 3.17.** Estimativas de abundância e densidade de Hydrobatidae (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Ano	Abundância	Densidade	CV
2010	12981	0,173	0,33
2011	9203	0,123	0,58
2012	31455	0,420	0,28
2013	99831	1,333	0,23
2014	66520	0,888	0,24
2015	34657	0,462	0,27
Valor médio 2010-2015	42194	0,564	0,20

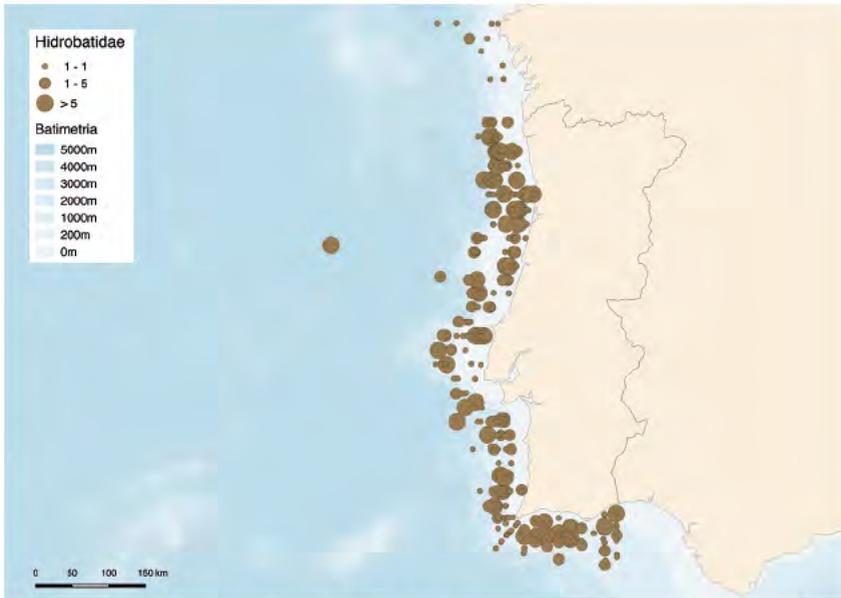


Figura 3.31. Localização dos avistamentos de Hydrobatidae.

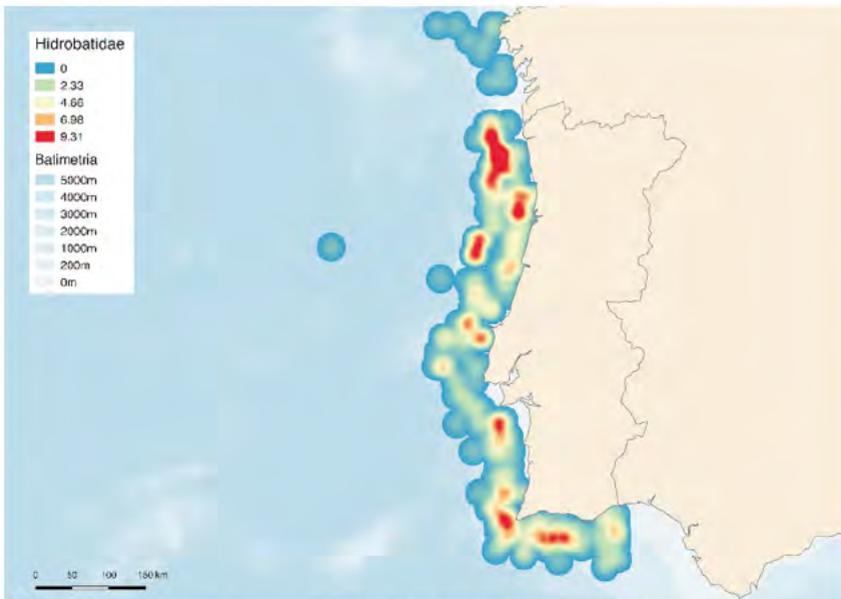


Figura 3.32. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Hydrobatidae.

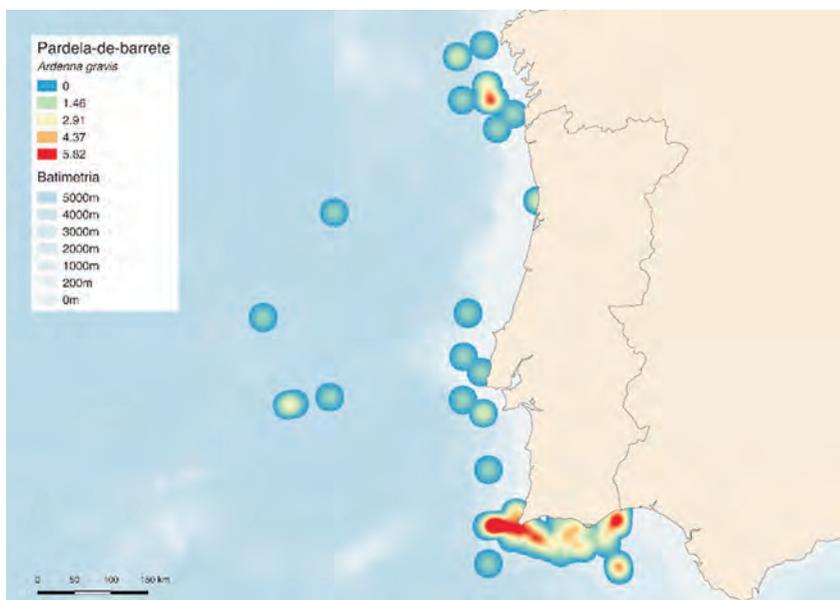
Várias espécies desta família podem ocorrer em águas continentais, sendo que algumas são frequentemente observadas mais junto a costa e outras preferem águas mais profundas. As flutuações anuais observadas, podem estar associadas a uma maior presença ou ausência de uma determinada espécie, ou a deslocamentos de indivíduos para fora da área das 50 mn. Estas espécies não são muito afetadas por capturas acidentais, mas as condições climáticas e oceanográficas podem contribuir para a sua maior ou menor presença na área de estudo.

## Pardela-de-barrete

Para o período de 6 anos de censos, não foi possível efetuar estimativas de Pardela-de-barrete em 2010 e 2011. Nos quatro anos restantes, a abundância de Pardela-de-barrete foi de 11706 indivíduos em águas continentais Portuguesas (Tabela 3.18). A densidade foi de 0,156 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os dados evidenciam que esta espécie, pode ocorrer em toda a extensão das águas continentais e até em ambiente *offshore* (Figura 3.33). Contudo, durante o final do verão/outono há uma clara concentração de avistamentos na região Algarvia (Figura 3.34).



Figura 3.33. Localização dos avistamentos de Pardela-de-barrete.



**Figura 3.34.** Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Pardela-de-barrete.

## Gaivota-de-Sabine

No caso da Gaivota-de-Sabine não foi possível estimar abundâncias em 2010 e 2011, sendo que a abundância para o período 2012-2015 foi de 2390 indivíduos em águas continentais Portuguesas (Tabela 3.18), com uma densidade de 0,032 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os dados mostram que esta espécie ocorre ao longo de toda a extensão de costa de Portugal Continental (Figura 3.35), mas com uma clara preferência por zonas associadas ao talude da plataforma continental, havendo poucos registos em águas com profundidade inferior a 200 metros. As zonas de maior concentração no período do final do verão/início de outono, foram Peniche/Figueira da Foz, os canhões submarinos associados à costa de Setúbal e a região Algarvia associada a Sagres (Figura 3.36).

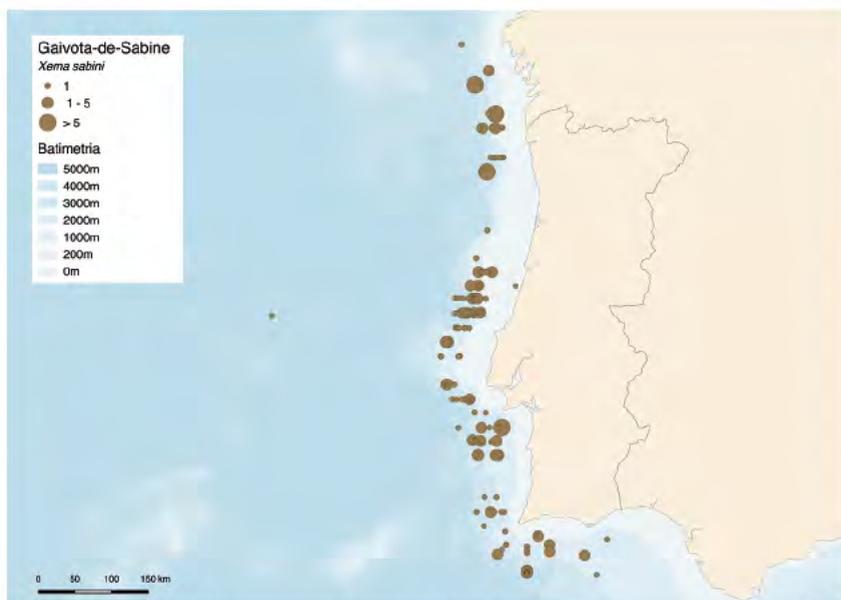


Figura 3.35. Localização dos avistamentos de Gaivota-de-Sabine.



Figura 3.36. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Gaivota-de-Sabine.

## Gaivota-tridáctila

Para o período de 6 anos de censos, apenas foi possível estimar valores abundância de Gaivota-tridáctila nos anos 2011 e 2013, obtendo-se abundância de 255 indivíduos em águas continentais Portuguesas (Tabela 3.18), com uma densidade de 0,003 indivíduos por km<sup>2</sup>. Os dados de observação mostram que esta espécie, tal como a Gaivota-de-Sabine, ocorre associada ao talude continental havendo poucos registos em águas menos profundas (Figura 3.37). A espécie ocorre ao longo de toda a costa continental Portuguesa, com zonas de maior concentração na zona *offshore* do Cabo Raso, Sudoeste Alentejano e zona *offshore* de Portimão (Figura 3.38).

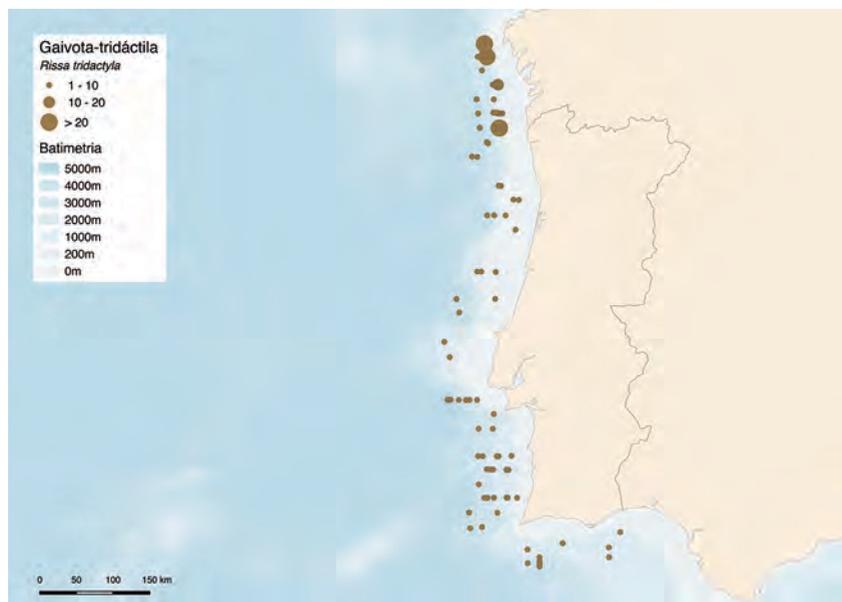


Figura 3.37. Localização dos avistamentos de Gaivota-tridáctila.

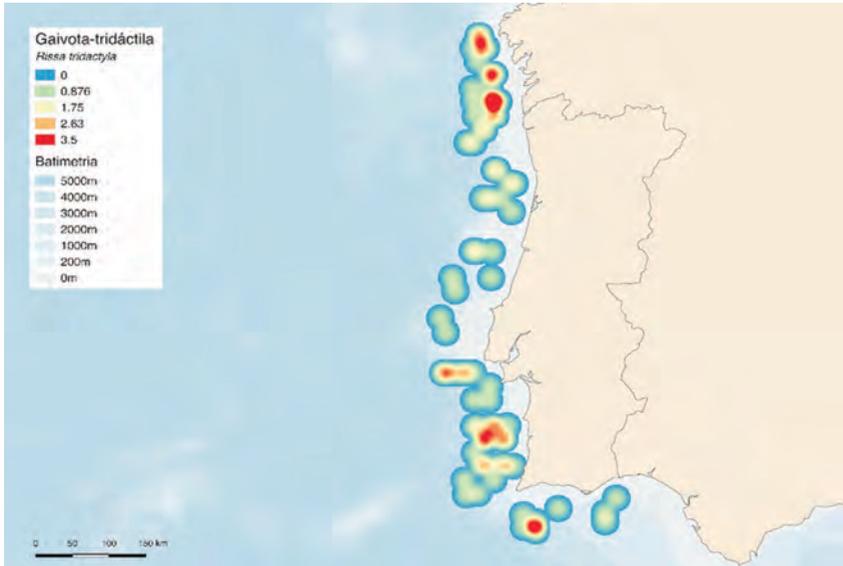


Figura 3.38. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Gaivota-tridáctila.

### Falaropo-de-bico-grosso

Para o período de 6 anos de censos, não foi possível efetuar estimativas de Falaropo-de-bico-grosso em 2010 e 2011. A abundância foi de 5067 indivíduos em águas continentais Portuguesas (Tabela 3.18), e a densidade foi de 0,068 indivíduos por Km<sup>2</sup>. Os dados de observação mostram que esta espécie ocorre ao longo de toda a costa continental Portuguesa com preferência por zonas associadas ao talude continental (Figura 3.39). As exceções a este comportamento são as Rias Baixas, a Zona da Figueira e do Rio Guadiana, com uma maior concentração de observações costeiras. As zonas de maior concentração de observações para o período do final

**Tabela 3.18.** Estimativas de abundância e densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos aéreos para Pardela-de-barrete, Gaivota-de-Sabine, Gaivota-tridáctila e Falaropo-de-bico-grosso. CV, coeficiente de variação da abundância e da densidade.

Espécie	Abundância	Densidade	
		Valor médio 2010-2015	
Pardela-de-barrete	11706	0,156	0,41
Gaivota-de-Sabine	2390	0,032	0,23
Gaivota-tridáctila	255	0,003	0,78
Falaropo-de-bico-grosso	5067	0,068	0,24

do verão/início do outono foram as zonas *offshore* desde a Figueira da Foz até Santa Cruz e desde Setúbal a Sines (Figura 3.40).

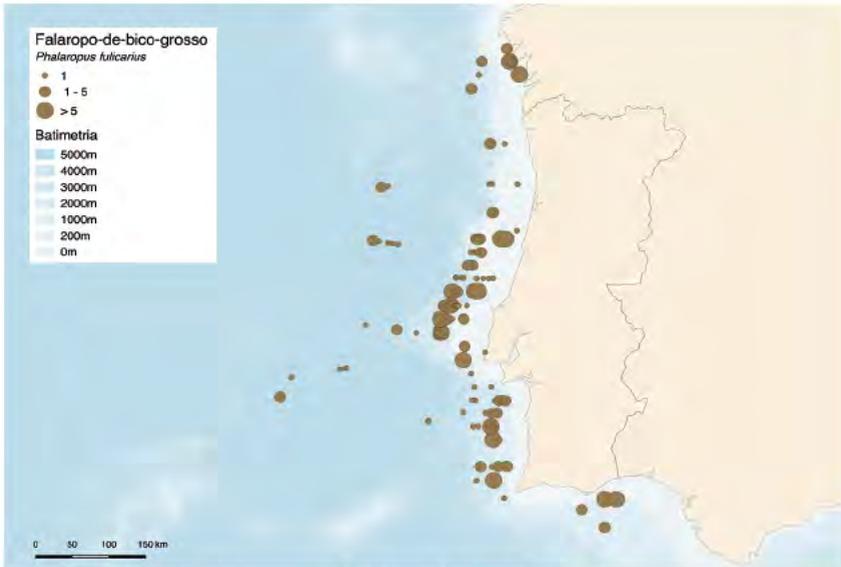


Figura 3.39. Localização dos avistamentos de Falaropo-de-bico-grosso.

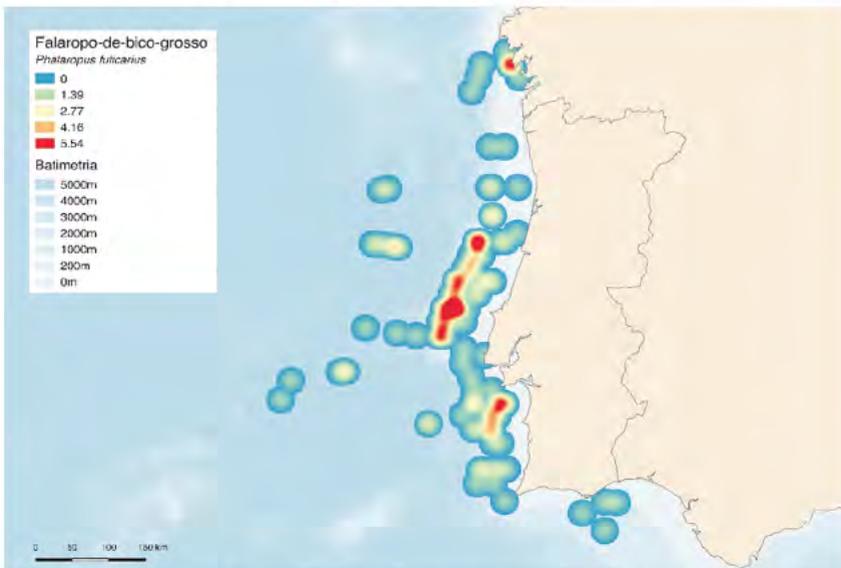


Figura 3.40. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Falaropo-de-bico-grosso.

No caso do Guincho, do Fura-bucho-do-Atlântico e da Negrola, apesar dos registos obtidos ao longo dos vários métodos utilizados, não foi possível obter valores de abundância através dos censos aéreos. No entanto, podemos dizer que o Guincho foi detetado preferencialmente junto à costa no centro de Portugal (Figura 3.41, 3.42). No caso do Fura-bucho-do-Atlântico, a sua presença foi detetada ao longo de toda a costa com alguma preferência para as zonas de talude da plataforma continental (Figura 3.43, 3.44).



Figura 3.41. Localização dos avistamentos de Guincho.



Figura 3.42. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Guincho.

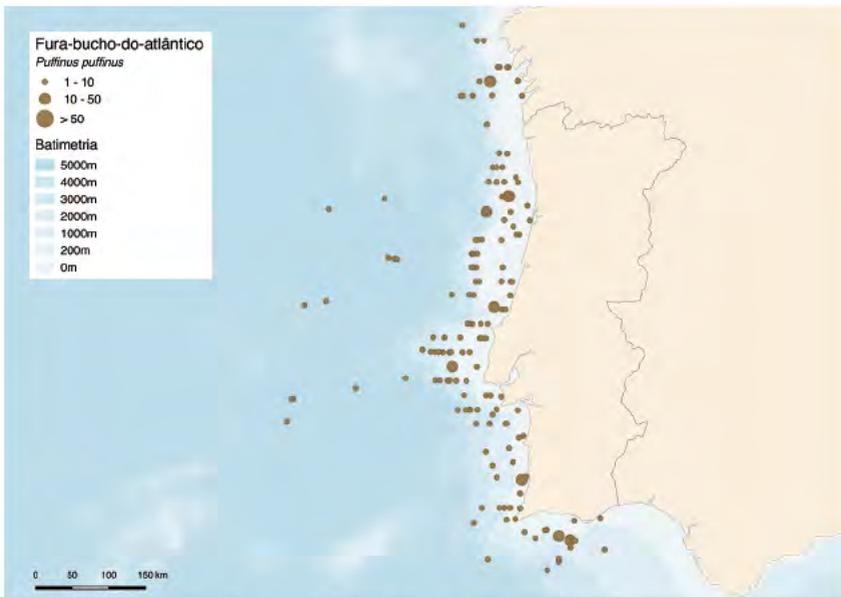


Figura 3.43. Localização dos avistamentos de Fura-bucho-do-Atlântico.

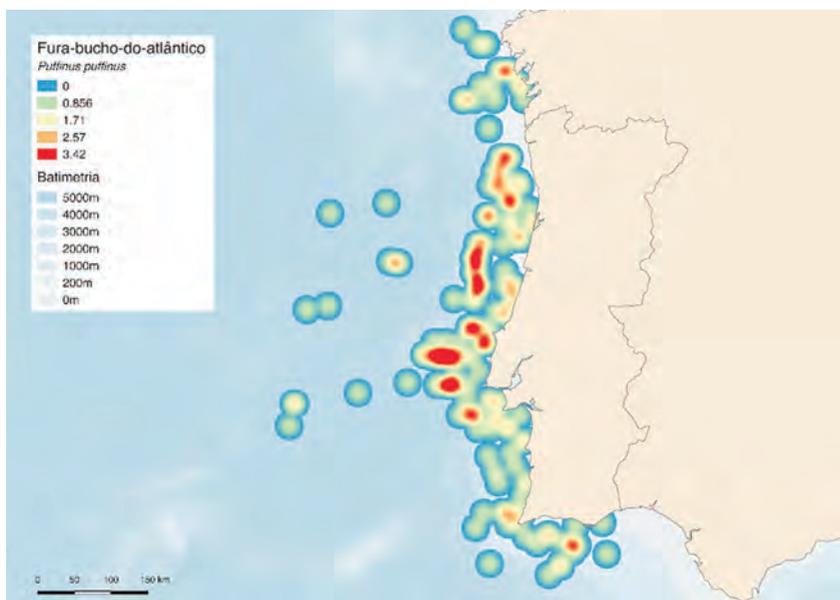


Figura 3.44. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Fura-bucho-do-Atlântico.

### 3.2.1.2. O caso da Negrola

A através de campanhas de pontos costeiros (utilizando a metodologia de “Double Observer”) entre Nazaré e Porto nos Invernos de 2011/2012 até 2015/2016, a abundância de Negrola para a zona amostrada foi de 14757 indivíduos (Tabela 3.19), e a densidade foi de 10,93 indivíduos por km<sup>2</sup>). Os valores de abundância foram relativamente constantes, excepto no inverno de 2014/2015. Este inverno foi marcado por uma forte ondulação costeira e múltiplas tempestades, algo que poderá ter obrigado as Negrolas a deslocarem-se para sul da área amostrada.

**Tabela 3.19.** Estimativas de abundância e densidade de negrola (indivíduos/km<sup>2</sup>) obtidas a partir de censos costeiros com “Double Observer” na zona entre Nazaré e Porto. EP, erro padrão da abundância.

Inverno	Abundância	EP	Densidade
2011/2012	17091	417,67	16,14
2012/2013	20789	233,03	19,63
2013/2014	17719	144,37	16,73
2014/2015	5333	147,01	5,04
2015/2016	12852	226,94	12,14
Valor médio	14757	233,80	10,93

Considerando os pontos costeiros e os censos aéreos é possível dizer que durante as épocas de amostragem a Negrola foi detetada maioritariamente acima de Peniche até ao Norte de Portugal com uma preferência acentuada para a zona entre o Norte da Figueira da Foz e o Furadouro (Figura 3.45, 3.46). No entanto, é uma espécie que pode ocorrer ao longo de todo o Portugal Continental, especialmente em zonas onde ocorram Bancos de Areia a baixa profundidade e com abundância de moluscos.



Figura 3.45. Localização dos avistamentos de Negrola.



Figura 3.46. Mapa baseado na densidade de Kernel para todos os avistamentos de Negrola.

### 3.3. Esforço futuro de monitorização

#### 3.3.1. Monitorização de Cetáceos

Com o projeto LIFE+ MarPro foi possível estimar pela primeira vez o esforço necessário para detetar uma alteração significativa nas populações de cetáceos em Portugal continental. Para conseguir tal estimativa e efetuar recomendações úteis aos decisores e especialmente ao ICNF, optou-se por uma abordagem analítica similar à usada pelo SCANS II (Berggreen *et al.*, 2008a,b) com adaptações à realidade de amostragem usada durante o LIFE+ MarPro, e conforme outros estudos com objetivos similares (Thomas & Krebs, 1997; Forcada, 2000; Galimberti, 2002; Fortuna *et al.*, 2014). A análise baseia-se na utilização de métodos de Poder Estatístico em estudos de conservação e biologia da vida selvagem (Taylor & Gerrodette 1993, Gibbs *et al.* 1998).

Os resultados obtidos mostram que sem um investimento na monitorização continuada e padronizada, Portugal não conseguirá produzir informação válida sobre a tendência populacional das espécies de cetáceos. É também evidente que será mais fácil detetar qualquer problema na tendência populacional de espécies

mais abundantes, como o Golfinho-comum. Para espécies menos abundantes, como o Boto e o Roaz, só com 2 censos anuais será possível antecipar a deteção de situações preocupantes (Tabela 3.20).

**Tabela 3.20.** Estimativa de esforço mínimo em anos para detetar uma alteração de 10% na população alvo.

	Anos de esforço	
	1 censo anual	2 censos anuais
<b>Até às 50 mn</b>		
Boto	10,5	8
Roaz	15	12
Golfinho-comum	8	7
<b>Entre as 50 e as 200 mn</b>		
Golfinho-riscado	12	10
<i>Balaenoptera</i> sp	12	10

As dificuldades na deteção de tendências populacionais não estão relacionadas com os métodos de amostragem usados. O maior problema está em as estimativas de variância e coeficientes de variação não permitirem a deteção de pequenas flutuações populacionais (por exemplo, na ordem dos 5% ao ano). Perante núcleos populacionais de espécies com elevados domínios vitais, é expectável que pequenas alterações interanuais estejam associadas a fenómenos intrínsecos das populações ou então a alterações geográficas periódicas (movimentos para fora das 50 mn ou para fora das águas Portuguesas) que podem condicionar as estimativas.

Para conseguir assegurar um bom programa de monitorização, há que avaliar os custos dos diferentes métodos que podem ser utilizados para monitorizar tendências populacionais de cetáceos (censos aéreos e censos dedicados em embarcação). Esta análise varia com o custo de aluguer da plataforma (embarcação ou avião), a contratação de observadores, equipamentos disponíveis e número de horas disponíveis para observações e tratamento de dados.

As estimativas de custos (ver Tabela 3.21) foram baseadas nos custos reais da implementação de censos durante os projetos SafeSea e Life+ MarPro. Para além das metodologias implementadas no LIFE+ MarPro, foram incluídas também estimativas para campanhas acústicas dedicadas (não utilizadas no âmbito do MarPro), que poderão ser úteis na monitorização de espécies de profundidade, como Baleias-de-bico e Cachalotes.

**Tabela 3.21.** Estimativas do custo de diferentes métodos de monitorização de tendências populacionais de cetáceos até às 50 mn.

	Método de Censo Dedicado		
	Avião Distance Sampling	Embarcação Distance Sampling + acústica	Embarcação acústica
<b>Aluguer da plataforma<sup>1</sup></b>	27 500 €	210 000 €	70 000 €
<b>RH<sup>2</sup></b> (n.º mínimo de técnicos)	(4) 3 000 €	(8) 33 600 €	(1) 2 100 €
<b>Outros custos</b> (deslocações, estadias, etc.)	3 500 €	2 000 €	2 000 €
<b>Custos de análise de dados</b> (custos anuais)	5 000 €	10 000 €	7 500 €
<b>Custos fixos</b> (e.g. equipamentos)	5 000€	25 000 €	20 000 €
<b>n.º de anos necessários<sup>3</sup></b>	8	9	9
<b>Custo global<sup>4</sup></b>	<b>317 000 €</b>	<b>2 325 400 €</b>	<b>754 400 €</b>

<sup>1</sup> O número de horas de esforço foi baseado no desenho de amostragem definido pelo programa *Distance* considerando uma velocidade média de 10 nós na embarcação e 100 nós no avião.

<sup>2</sup> Os custos com pessoal são baseados no salário médio para observadores com ajudas de custo.

<sup>3</sup> número de anos com monitorização necessários para atingir um valor de Poder Estatístico de 0,6 de probabilidade para rejeitar a hipótese nula.

<sup>4</sup> O custo global corresponde aos custos anuais multiplicados pelo número de anos necessários.

A análise de custos efectuada na Tabela 3.21 refere-se a custos mínimos, já que há valores difíceis de estimar por diversos factores: custos das plataformas variam de ano para ano, custos que dependem da quantidade de dados recolhidos e flutuações anuais dos custos de pessoal. Considerando esta aproximação dos custos reais praticados na atualidade, é evidente que o método menos dispendioso a longo prazo é o recurso a censos aéreos. A implementação de censos dedicados em embarcação apresenta custos muito elevados e só poderá ter uma aplicação esporádica, seguindo a abordagem do projeto CODA e SCANS III (uma campanha a cada 10 anos).

Das duas metodologias mais adequadas para censos de cetáceos a nível nacional, ambas têm capacidade para detetar tendências populacionais no menor espaço de tempo possível e ambas estão baseadas em desenhos de amostragem de *Distance Sampling*. No entanto, diferem ao nível das plataformas utilizadas: avião ou barco. Esta diferença de plataforma resulta em custos operacionais que fazem com que os censos em avião sejam a metodologia que apresenta a melhor relação custo-benefício (Tabela 3.22).

**Tabela 3.22.** Síntese das vantagens e desvantagens no uso das diferentes metodologias de censos de cetáceos após a análise dos dados recolhidos.

Tipo de metodologia	Vantagens	Desvantagens
Censos dedicados de avião com Distance Sampling	Estimativa de densidades absolutas Campanhas realizadas em poucos dias Melhor relação custo benefício Tendências populacionais – 8 anos	Dificuldades em encontrar aviões adequados Custo intermédio
Censos dedicados em embarcação com Distance Sampling e acústica	Estimativa de densidades absolutas Possibilita o uso de diversos métodos em simultâneo Tendências populacionais – 9 anos	Dificuldades em encontrar navios adequados Custo elevado Necessidade de equipas grandes Problemas devido às condições climatéricas
Censos em embarcação com acústica	Estimativa de densidades absolutas Apenas necessita de um operador para a implementação do método Método mais eficaz para monitorização de espécies de águas mais profundas Tendências populacionais – 9 anos	Dificuldades em encontrar navios adequados Custo elevado Dificuldades no tratamento de dados e na identificação acústica de espécies

Recomendações para a padronização da monitorização de cetáceos em Portugal:

- › Há dois métodos (censos dedicados de avião e em embarcação) com capacidade para produzir estimativas de densidades absolutas e respectivas estimativas de erro (Tabela 3.22). Os dois métodos detetam tendências populacionais num período de tempo inferior a 10 anos e baseiam-se em metodologias utilizadas em toda a Europa, facilitando a comparação de dados. Devido a questões económicas, só os censos de avião poderiam ser implementados anualmente, havendo potencial para que esta metodologia seja usada em duas épocas;
- › Deve ser efectuado um esforço de encontrar uma plataforma aérea que permita censos para fora das 50 mn em condições de segurança;
- › Deve haver um esforço para melhorar e otimizar as metodologias de censos costeiros, especialmente dirigidas ao Boto. A possibilidade de se usarem metodologias de *Distance Sampling* ou de *Double-Observer* podem gerar valores de densidade absoluta com estimativa de erros associados aos valores estimados, facto que favorece a qualidade dos dados recolhidos;
- › Para todas as espécies, a metodologia de monitorização deve ser mantida o mais consistente possível (plataforma, época do ano, condições meteorológicas e oceanográficas, observadores, etc.) nas diferentes campanhas, de forma a reduzir a variabilidade por factores não controlados e consequentemente aumentar o poder de detetar tendências;
- › Os métodos acústicos rebocáveis apresentam elevado potencial para o Boto, Cachalotes e Baleias-de-bico, com o potencial de gerarem dados de qualidade com custos reduzidos se for possível contratar uma plataforma adequada e de

baixo custo (normalmente um veleiro). As características acústicas do navio devem ser testadas de forma a encontrar plataformas pouco ruidosas, por forma a minimizar a interferência na recolha de dados com hidrofones;

- ) Censos em embarcações para fora das 50 mn devem fazer uso de diferentes metodologias e combinar censos visuais com monitorização acústica no mesmo navio. Devido ao seu custo elevado, campanhas nesta plataforma só podiam ser efectuadas a cada 10 anos. Portugal deveria efetuar o esforço de colaborar no esforço Europeu implementado pelo SCANS/CODA, sendo que nem em 2005 nem em 2016, as águas Portuguesas *offshore* foram monitorizadas.

### 3.3.2. Monitorização de Aves

A quantificação do esforço necessário em termos de censos é necessária para obter uma estimativa válida e comparável temporalmente, e que permita detetar alterações a longo prazo. Para conseguir tal aproximação e efetuar recomendações que possam ser úteis aos decisores (especialmente o ICNF), tal como no caso dos cetáceos, optou-se por uma abordagem similar à usada pelo SCANS II (Berggreen *et al.* 2008a,b). De forma a quantificar o número de anos com censos necessários para detetar alterações nas populações, fez-se uso dos métodos de Poder Estatístico em estudos de conservação e biologia da vida selvagem (Taylor & Gerrodette, 1993; Gibbs *et al.*, 1998). Estas estimativas (ver Tabela 3.23) só foram possíveis para censos aéreos, já que o método em causa implica que haja uma estimativa do Coeficiente de Variação, algo que não é possível noutros métodos frequentemente usados para determinar abundâncias.

**Tabela 3.23.** Estimativa de esforço necessário para detetar uma alteração de 10% na população alvo, baseada em censos aéreos.

	Anos de esforço	
	1 censo anual	2 censos anuais
Pardela-baleiar	8	7
Cagarra	6	5
Alcatraz	6	5
Alcaide	9	7

Pela primeira vez foi possível estimar o número de anos necessário com censos de aves marinhas para que seja possível calcular uma estimativa de tendências populacionais. Os resultados mostram que a deteção de alterações numa população a nível nacional não é possível em ciclos de monitorização curtos. Sem um investimento numa monitorização contínua e padronizada, não será possível produzir

informação válida sobre a tendência populacional das espécies de aves marinhas que ocorrem em Portugal.

É também evidente que será mais fácil detetar alterações na tendência populacional das espécies mais abundantes. Contudo, para espécies menos abundantes ou com maiores flutuações interanuais, será apenas possível antecipar a deteção de situações preocupantes através da utilização de 2 censos anuais. As estimativas de variância e coeficientes de variação dos censos efectuados não permitem a deteção de pequenas flutuações populacionais (por exemplo, na ordem dos 5% ao ano). Perante espécies migradoras, com elevados domínios vitais, com presenças não contínuas em águas nacionais, é expectável que as alterações interanuais estejam associadas a fenómenos intrínsecos das próprias populações ou então a alterações geográficas periódicas (como movimentos para fora das 50 mn ou para fora das águas Portuguesas) que podem condicionar as estimativas.

A diversidade de métodos de monitorização de aves marinhas não tem sofrido grandes alterações desde que se iniciaram os esforços de monitorização seguindo as metodologias ESAS (Camphuysen & Garthe, 2004; Camphuysen *et al.*, 2004), implementadas em Portugal desde o LIFE IBAS Marinhas (Ramirez *et al.*, 2008). Assim, de uma forma geral os métodos disponíveis são:

- 1 – Censos visuais dedicados a partir de embarcações;
- 2 – Censos visuais a partir de avião;
- 3 – Censos visuais a partir de pontos em terra;
- 4 – Censos a partir de plataformas de oportunidade.

Para assegurar um bom programa de monitorização devemos avaliar os custos dos diferentes métodos que podem ser utilizados para monitorizar tendências populacionais de aves marinhas. Esta análise varia com o custo da plataforma (embarcação ou avião), a contratação de observadores, equipamentos disponíveis e número de horas disponíveis para observações e tratamento de dados (ver Tabela 3.24). Para as estimativas e custos apresentados, usou-se informação referente aos custos reais da implementação de censos durante os projetos SafeSea e LIFE+ MarPro.

Uma das primeiras dificuldades nesta comparação é que não existe uma metodologia única capaz de estimar com precisão a abundância de todas as espécies de aves marinhas. Assim, será sempre necessário implementar várias metodologias em simultâneo de forma a ser possível alcançar os melhores resultados possíveis. Uma outra dificuldade refere-se à impossibilidade de estimar o poder estatístico para algumas das metodologias (ESAS e pontos costeiros com metodologia RAM), por apresentarem valores de CV muito elevados ou por não permitirem estimar valores de densidade por km<sup>2</sup>. Para estas metodologias, assumiu-se que serão precisos pelo menos 10 anos de dados para a deteção de tendências.

A análise de custos efectuada na Tabela 3.24 refere-se a custos mínimos, uma vez que os custos das plataformas e de pessoal podem variar de ano para ano, e alguns custos dependem da quantidade de dados recolhidos. Em censos dedicados em embarcação assumiu-se 6 técnicos para implementarem pelo menos dois métodos em simultâneo. No censos RAM assumiu-se a monitorização de 15 pontos costeiros, com um técnico contratado por ponto e os restantes voluntários. Considerando estes valores uma aproximação dos custos reais praticados na atualidade, é evidente que o método menos dispendioso a longo prazo refere-se aos censos ESAS em plataformas de oportunidade, seguidos dos censos dedicados em avião.

Contudo, em relação ao primeiro método, são condicionantes importantes as incertezas em relação ao número de anos necessários para detetar tendências e em relação à precisão das estimativas. Os censos costeiros apresentam custos elevados (mesmo com recurso a voluntários) associados aos equipamentos, ao número de coordenadores por ponto e às deslocações. Este método é também efetuado muitas vezes por voluntários o que, dependendo da experiência de cada um, pode afectar a qualidade dos dados recolhidos. Assim, é necessário utilizar voluntários muito experientes, para prevenir a diminuição da qualidade e validade dos dados recolhidos (Krebs, 1989; McCallum, 2000; MacKenzie, 2006).

Com base na análise do poder estatístico para detetar alterações populacionais e na relação custo / benefício para os diferentes métodos em implementação (ver Tabela 3.25), a seguir apresentamos algumas recomendações para uma padronização de metodologias de monitorização de aves marinhas em Portugal:

- ) Há apenas um método (censos dedicados de avião) com capacidade para produzir densidades absolutas e respectivas estimativas de erro. Contudo, este método não pode ser aplicado para todas as espécies de aves devido a dificuldades de identificação de espécies similares. Este método é capaz de detetar tendências populacionais em menos de 9 anos e poderá produzir valores de tendência populacional em períodos inferiores a 6 anos se forem implementados dois censos por ano;
- ) O método mais económico é o uso de censos com metodologia ESAS em plataformas de oportunidade. Contudo, o desenho de amostragem pode não ser eficaz a cobrir a totalidade da área e está dependente de muitos fatores externos. Deverá haver um esforço de usar dois tipos de métodos de censos a partir de plataformas de oportunidade (ESAS e métodos baseados em *Distance Sampling*);
- ) É necessário encontrar para Portugal uma embarcação pouco dispendiosa para realizar censos dedicados, com os requisitos técnicos necessários e que permita a implementação de diversas metodologias de censos (ESAS, *Distance Sampling*, etc.). Este seria o método mais adequado para a generalidade das espécies, mas necessita de esforços adicionais ao nível do tratamento de dados (especialmente os dados obtidos por ESAS);

- › As metodologias de censos costeiros devem ser optimizadas e especialmente dirigidas a espécies costeiras. A utilização de metodologias de *Distance Sampling* ou de *Double-Observer* podem gerar valores de densidade absoluta com estimativa de erro associado, o que favorece a qualidade dos dados recolhidos;
- › Para todas as espécies, a metodologia de monitorização deve ser consistente (plataforma usada, época do ano a amostrar, condições meteorológicas e oceanográficas, observadores, etc.) ao longo das diferentes campanhas, de forma a reduzir a variabilidade por factores não controlados e aumentar o poder de detetar tendências;
- › Deve haver um esforço de incrementar o número de campanhas em águas profundas, especialmente com recurso a vários métodos em simultâneo.

Tabela 3.24. Estimativas do custo (€) do uso de diferentes métodos de monitorização de tendências populacionais em aves marinhas até as 50 m.

Método de Censo:					
	Dedicado avião	Dedicado Embarcação várias metodologias	Costeiros RAM	Plataformas de oportunidade ESAS	
	Método dirigido para:				
	Pardela-baleiar, Cagarra, Alcatraz, Moleirão-grande	Todas as espécies	Espécies costeiras	espécies com uso frequente até à batimétrica dos 200m	
Aluguer da plataforma <sup>1</sup>	27 500 €	210 000 €	0 €	0 €	
RH <sup>2</sup> (n.º mínimo de técnicos)	3 000 € (4)	25 200 € (6)	27 000 € (15)	9 000 € (2)	
Outros custos, deslocações, estadias, etc.	3 500 €	2 000 €	18 000 €	2 000 €	
Análise de dados, custos anuais	5 000 €	5 000 €	3 500 €	3 500 €	
Custos fixos, e.g. equipamentos	5 000 €	5 000 €	30 000 €	5 000 €	
n.º de anos necessários (1 campanha anual) para detetar tendências populacionais <sup>3</sup>	8 anos	10 anos	10 anos	10 anos	
Custo global <sup>4</sup>	317 000 €	2 427 000 €	515 000 €	150 000 €	

<sup>1</sup> O número de horas de esforço foi baseado no desenho de amostragem definido pelo *Distance* considerando uma velocidade média de 10 nós na embarcação e 100 nós no avião. Nos censos ESAS em plataformas de oportunidade, o esforço baseia-se no desenho de amostragem definido pela embarcação.

<sup>2</sup> Os custos com pessoal são baseados no salário médio para observadores com ajudas de custo.

<sup>3</sup> Número de anos com monitorização necessários para atingir um valor de Poder Estatístico de 0,8 de probabilidade para rejeitar a hipótese nula

<sup>4</sup> O custo global corresponde aos custos anuais multiplicados pelo número de anos necessários.

Tabela 3.25. Síntese das vantagens e desvantagens no uso das diferentes metodologias de censos de aves marinhas após a análise dos dados recolhidos.

	Vantagens	Desvantagens
<b>Censos dedicados: avião</b>	<p>Estimativa de densidades absolutas</p> <p>Campanhas curtas</p> <p>Melhor relação custo-benefício</p> <p>Método menos dependente das condições de mar</p> <p>Confirmação de tendências populacionais: 8 anos</p> <p>Estimativa de densidades relativas e absolutas</p> <p>Permite diversos métodos em simultâneo com o método ESAS</p>	<p>Dificuldade em encontrar aviões adequados</p> <p>Custo intermédio das plataformas</p> <p>Não permite obter informação para todas as espécies</p>
<b>Censos dedicados: embarcação, várias metodologias</b>		<p>Nunca implementado em Portugal</p> <p>Dificuldade em obter navios adequados</p> <p>Custo elevado das plataformas</p> <p>Necessidade de equipas numerosas</p> <p>Método muito dependente das condições de mar</p> <p>Necessidade de melhorar as estimativas de erro</p>
<b>Censos costeiros: formato RAM</b>	<p>Estimativa de densidades relativas</p> <p>Útil na estimativa de fluxos migratórios</p> <p>Útil para detetar flutuações temporais na ocorrência de aves ao longo do ano em zonas costeiras</p>	<p>Cobertura apenas de áreas costeiras</p> <p>Dificuldade na identificação de algumas espécies</p> <p>Necessidade de avaliar os efeitos das condições ambientais nos censos simultâneos</p> <p>Necessidade de avaliar os benefícios de censos simultâneos em condições ambientais diferentes em cada local de amostragem.</p>
<b>Censos em plataformas de oportunidade: ESAS</b>	<p>Estimativa de densidades relativas</p> <p>Baixo custo de implementação</p>	<p>Elevada variabilidade nos dados recolhidos</p> <p>Por vezes dados recolhidos por apenas 1 observador</p> <p>Método muito dependente das condições de mar</p> <p>Não estima densidades absolutas</p> <p>Necessidade de melhorar as estimativas de erro</p>

### 3. Target species populations in mainland Portugal

#### 3.1. Cetacean census

Understanding the distribution and abundance of the project target species is vital for the National Report on the Application of the Habitats Directive (Article 17), for management and conservation processes, and for the definition of protected marine areas (Sites of Community Interest and Special Areas of Conservation). This information is also the basis for defining the admissible bycatch limits for national fisheries.

During the LIFE+ MarPro, abundance estimates were obtained through airplane censuses based on Distance Sampling methods. In addition, an offshore census campaign (50-200 nm) was carried out on a dedicated vessel and censuses were also implemented from coastal points and opportunity platforms (coastal points data were used since the year 2000, opportunity platforms data since 2008, and aerial censuses data from 2010 and 2011). Sightings registered by dedicated and experienced observers during campaigns were plotted. The maps based on Kernel density estimates (KDE) show the zones with higher occurrence of sightings.

##### 3.1.1. Results

###### 3.1.1.1. Airplane Census

While the general censuses were carried out up to the 50 nm limits, the harbor porpoise censuses were restricted to the 200-meter bathymetric line. It was possible to produce species abundance values from a continuous 6-year time series (2010 to 2015).

Species	Abundance (n)
Harbour porpoise	1531
Bottlenose dolphin	2306
Common dolphin	45179
Striped dolphin	19473
Minke whale	1406
Fin whale	627

###### 3.1.1.2. Dedicated ship census

In order to cover a more offshore area (50 to 200 nm), a dedicated census was implemented in 2011 using the Santa Maria Manuela sailing boat. The sampling effort of this campaign was 3137 km and the sampled area included 252883 km<sup>2</sup>. In this census 13 species/genera were identified. The Striped-dolphin was the most abundant species followed by the Atlantic-spotted-dolphin.

Species	Abundance (n)
Bottlenose dolphin	3798
Common dolphin	2406
Striped dolphin	20684
Atlantic spotted dolphin	5773
Cuvier's beaked whale	1390
Other Beaked whales	871
Fin whale	664
Whales ni	906

### 3.2. Bird Census

Conducting systematic surveys of seabirds is crucial for the management of these species, especially if it is possible to obtain accurate values associated with reliable error estimates. In the LIFE+ MarPro project, by comparing several methods, it was possible to determine the best method of monitoring national abundance values and distribution for the target species of the project, with special attention to the Balearic shearwater.

The information is indispensable to ensure the National Report on the Application of the Birds Directive (Article 12), to management processes and to allow for the definition of protected marine areas (Special Protection Areas within the Natura 2000 Network). It is also the basis for the definition of admissible bycatch limits.

The abundance estimates were obtained through aerial surveys conducted during the LIFE+ MarPro project, during late summer/early fall to coincide with the period of greatest abundance of Balearic shearwaters in Portugal. The design of the aerial census was based on Distance Sampling. Censuses were also implemented from coastal points and from opportunity platforms. Sightings registered by dedicated and experienced observers during campaigns were plotted. The maps based on Kernel density estimates (KDE) show the zones with higher occurrence of sightings.

#### 3.2.1. Results

##### 3.2.1.1. Airplane Census

The sampling area of the aerial surveys for seabirds was similar to the area used for cetacean sampling, with census data being taken between the coast and the 50 nm limit. It was possible to produce species abundance values from a continuous 6-year time series (2010 to 2015).

Species	Abundance (n)
Balearic shearwater	3238
<i>Puffinus</i> sp.	462
Cory's shearwater	6149
Northern gannet	13786
Sabine's gull	272
Black-legged kittiwake	329
Great skua	384
Hydrobatidae	1569
Grey phalarope	415

### 3.3. Future monitoring effort

#### 3.3.1. Cetacean monitoring in Portugal

- ) There are two methods (dedicated airplane and ship censuses) to estimate densities and the respective amount of error. Both detect population trends in less than 10 years and are used throughout Europe, making data comparisons easier. Financially, only airplane census could be implemented annually.
- ) An aerial platform is necessary to allow censuses beyond the 50 nm limit;
- ) Coastal censuses methods should be optimized, introducing Distance Sampling or Double-Observer methodologies to generate absolute densities with errors;
- ) For all species, the monitoring methodology should be kept as consistent as possible in different campaigns to increase the power to detect trends;
- ) Towable acoustic methods may generate quality data for some species at a reduced cost if a suitable low cost platform is available;
- ) Censuses in vessels outside the 50 nm should use visual and acoustic monitoring simultaneously. These campaigns are costly so they could only be carried out every 10 years.

#### 3.3.2. Seabird monitoring in Portugal

- ) There is only one method (dedicated airplane censuses) able to produce densities and error estimates, although it cannot be applied to all bird groups because some similar species are difficult to discern. This method detects population trends in less than 9 years (less than 6 years if two censuses are implemented per year);
- ) Censuses using ESAS methodology in platforms of opportunity are the most inexpensive. However, sampling design may not cover a suitable area and is dependent on many external factors. Both ESAS and Distance Sampling methods should be used simultaneously in opportunity platforms;

- › An inexpensive vessel to carry out dedicated censuses could allow the implementation of various census methodologies (ESAS, Distance Sampling, etc.) being the most appropriate for most species, while requiring additional data processing efforts;
- › Coastal census methodologies should target coastal species, using Distance Sampling or Double-Observer methodologies to generate absolute densities and error estimates;
- › For all species, the monitoring methodology should be consistent throughout the different campaigns in order to reduce variability and increase the power to detect trends;
- › There should be an effort to increase the number of campaigns in deep waters, especially using several methods at the same time.

## **4. Ameaças à conservação das espécies-alvo**



Ao longo do projeto e principalmente durante os esforços para a definição de planos de gestão no âmbito do LIFE+ MarPro, foram identificadas as ameaças, pressões e atividades que potencialmente podem produzir impactos nos valores da Rede Natura 2000 no meio marinho português. Estas ameaças, pressões e atividades foram selecionadas a partir da listagem que consta no portal de referência para a Rede Natura 2000 ([http://bd.eionet.europa.eu/activities/Natura\\_2000/reference\\_portal](http://bd.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/reference_portal)). Para cada ameaça, a seguir apresenta-se uma síntese das razões que levaram à identificação dessas ameaças como tendo um potencial impacto sobre cetáceos e aves marinhas, especialmente no caso das espécies-alvo: Boto, Roaz e Pardela-baleiar.

## **Levantamento geotécnico e sonares**

As prospeções sísmicas ajudam a localizar depósitos de crude ou gás sob o fundo marinho. O levantamento sísmico inicia-se com a geração de ondas de choque elásticas, através de fontes artificiais, que se propagam pela água e para o fundo oceânico, e retornam à superfície, onde são captadas por hidrofones rebocados à superfície. A análise desta informação permite obter o perfil de reflexão sísmica e, assim, identificar jazidas. O ruído de um só sonar de prospeção sísmica usado para detetar depósitos de petróleo ou gás pode estender-se por uma área de mais de 300,000 km<sup>2</sup>, aumentando 100 vezes o nível de ruído de fundo continuamente, durante semanas ou meses (IWC, 2007). A atividade de prospeção sísmica acarreta ainda um aumento do nível de ruído antrópico proveniente do aumento do tráfego marítimo (embarcações) e aéreo (helicópteros de apoio) e dos métodos utilizados.

A monitorização de impactes especificamente direcionada para atividades de prospeção sísmica é ainda incipiente a nível nacional. Outros países (UK, EUA) já possuem legislação e procedimentos detalhados sobre a monitorização destas

atividades, especialmente no que se refere a cetáceos. Algumas organizações, como por exemplo a ASCOBANS, também propõem boas práticas para a monitorização destas atividades nas suas áreas de influência.

Sendo a comunicação vital para a história de vida e reprodução de alguns cetáceos, os potenciais efeitos deste aumento de poluição sonora poderão ser muito negativos, sendo as grandes baleias as espécies mais afetadas. Em geral, os efeitos da prospeção sísmica nos mamíferos marinhos incluem perda de audição (temporária ou permanente), alterações fisiológicas de resposta a situações de stress, alterações de comportamento como o evitamento de certas zonas, alterações nas vocalizações, etc. (Gordon *et al.*, 2004). O som gerado pela prospeção sísmica é extremamente elevado, com picos momentâneos de até 259dB na fonte, intercalados a cada 10 minutos durante várias semanas ou meses (Udoinyang & Igboekwe, 2011). Nos cetáceos, a exposição a impulsos sonoros superiores a 180dB podem ser graves e com efeitos comportamentais a níveis sonoros mais baixos (Cucknell *et al.*, 2015).

Existem poucos estudos focados no Boto e no Roaz. No entanto, Tougard *et al.* (2015) estudaram a resposta de Botos a fontes de ruído marinho e verificaram reações de perturbação por fontes de ruído de baixas frequências até distâncias de 20 km da fonte. Finneran *et al.* (2005) referiram alterações do comportamento e desempenho auditivo de Roazes sujeitos a pulsos entre 3 e 20kHz e de >195dB (ver Weillgart, 2013).

Os efeitos potenciais sobre botos são perda auditiva (temporária ou permanente), dissimulação do ruído natural, aumento dos níveis de *stress* ou abandono de habitats cruciais para a espécie. A perturbação é o efeito mais observado, com um efeito significativo se os animais tiverem que abandonar áreas importantes para a alimentação, reprodução ou criação. Não são expectáveis impactos significativos diretos desta atividade sobre as aves marinhas, exceptuando a perturbação e exclusão temporária em algumas zonas, durante os trabalhos de prospeção.



Navio de prospeção sísmica a operar no pSIC Maceda-Praia da Vieira | Seismic survey vessel at the pSCI Maceda-Praia da Vieira

## Produção de energia eólica

Durante a construção poderá ocorrer o aumento da turbidez temporária da água, movimentações no substrato e coluna de água e ruído. O ruído subaquático é produzido na construção, e na fase de operação e desmantelamento de parques. No caso de estruturas flutuantes, o ruído está associado à colocação dos sistemas de ancoragem e à presença de navios de manutenção, existindo o risco de embate contra a densa rede de cabos que fixa a estrutura ao solo. Durante a fase de operação das turbinas, ocorre o aumento da perturbação decorrente de atividades de manutenção e inspeção dos parques (aumento de embarcações). No caso do Boto, a construção do Nysted Offshore Wind Farm (Henriksen *et al.*, 2003) levou a uma diminuição mensurável e temporária na atividade de Botos na área da construção e verificou-se que os níveis populacionais de Boto eram 5 vezes menores do que na fase de pré-construção (Tougaard *et al.*, 2005). Num estudo a norte do Firth of Forth (Escócia, Mar do Norte), o impacto cumulativo de ruído decorrente das atividades de estaqueamento foi considerado moderado a importante provocando deslocação de dimensões e duração elevadas no Roaz (Near na Gaoithe Offshore Wind Farm, Mainstream renewable power).

No caso das aves marinhas, a costa portuguesa apresenta áreas de elevada vulnerabilidade devido às abundâncias registadas de Pardela-baleiar (elevada sensibili-



Torre eólica | Wind tower

dade a impactos de parques eólicos marinhos) e concentrações elevadas de *Negrola* (Christel, 2012). As aves são particularmente vulneráveis devido à diminuição do habitat disponível para alimentação e repouso, perigo de colisão e alteração dos movimentos naturais. Estes efeitos podem levar a uma redução na abundância de aves marinhas, nomeadamente para o Alcatraz, Torda-mergulheira e Airo (Vanermen *et al.*, 2015a,b). Espécies que caracteristicamente voam a maiores altitudes apresentam maior risco de colisão, principalmente o Alcatraz, os larídeos e os moleiros (Furness *et al.*, 2013). Os parques eólicos podem atuar como barreiras durante os processos de migração e deslocação resultando em alterações no uso do espaço ou obrigando a gastos energéticos mais elevados, com implicações na sua sobrevivência.

## Exploração de outras fontes de energia renovável

A exploração de energia das ondas encontra-se numa fase inicial de desenvolvimento e teste. Como tal, a recolha de informação sobre impactes destas estruturas baseia-se na comparação com outras infraestruturas e atividades, como a energia eólica e pescas (ICES WGMME, 2012). A exploração de energia das ondas no mar utiliza vários tipos de conversores de energia: Absorção Pontual, Atenuador, Diferenciais de Pressão Submergidos, Galgamento, Corpos Oscilantes e Coluna de Água Oscilante.

No caso dos cetáceos, as possíveis interações com estes dispositivos incluem risco de colisão, emaranhamento, perturbação/exclusão de habitat por ruído, associados à operação ou instalação destes projetos, e alterações químicas do meio (Simmonds



& Brown, 2011). Também foi assinalada a relação entre áreas favoráveis para a implantação destes projetos e áreas de alimentação de cetáceos. Os potenciais riscos para cetáceos de carácter genérico decorrem da cablagem, presença de barcos de manutenção, ancoragem e exclusão de pescas, sendo que a maioria dos riscos relevantes dependerá das particularidades de cada tipo de dispositivo (ICES WGMME, 2012; Murphy *et al.*, 2012).

O ruído subaquático neste caso é produzido durante a construção, operação e desmantelamento de parques. Colisão e emaranhamento com estruturas aboia-das, poitas, cabos de ancoragem e cabos de condução de energia podem ocorrer na fase de operação, montagem e desmontagem de estruturas (maior presença de embarcações e cabos de ancoragem). O aumento de turbidez da água e de ruído de fundo podem aumentar estes riscos, especialmente na fase de construção. O risco de perturbação/exclusão de habitat por aumento de ruído associado às fases de montagem e remoção de estruturas, decorrerá essencialmente da circulação de embarcações e da utilização de maquinaria. Neste momento não existem estudos que descrevam a forma como os cetáceos responderão a este tipo de dispositivos.

No caso das aves marinhas, os dispositivos apresentam um perfil vertical reduzido, normalmente menor que 4m em relação à superfície do mar, mas alguns possuem componentes móveis, à superfície e/ou submergidos, com riscos para animais em voo baixo ou em mergulho (colisão em voo, colisão subaquática, captura accidental e perturbação/exclusão). Relativamente ao risco de colisão em voo, a Pardela-baleiar (efetua voos rasantes à superfície do mar), o Alcatraz (alimentação envolve mergulhos em voo picado) ou a Negrola (concentram-se em bandos pousados na água, designados por jangadas) poderão ser sensíveis a este tipo de estruturas. Além disso, as ancoragens, conversores de energia e cablagem são difíceis de evitar por serem muito móveis com riscos de colisão subaquática, especialmente para aves mergulhadoras (a profundidades dentro do seu perfil de mergulho). Dependendo do dispositivo de exploração, poderá existir um risco de captura accidental no interior de turbinas. As aves marinhas podem também ser afetadas negativamente pela perda e modificação de áreas de repouso e de alimentação (Grecian *et al.*, 2010).

## Derrames de hidrocarbonetos

Devido à sua localização geográfica associada a importantes corredores de navegação, Portugal Continental é um dos países Europeus com maior risco de acidentes marítimos devido a derrames. Além do risco de derrame devido a acidente ou naufrágio, tem ocorrido o aumento de eventos crónicos como pequenos derrames, descargas ou lavagens em alto mar. A EMSA (European Maritime Safety Agency), no âmbito do programa de monitorização CleanSeaNet, revelou que a Península



Papagaio-do-mar petroleado | Oiled Puffin



Derrame de hidrocarbonetos | Oil spill

Ibérica é uma das zonas de forte concentração de derrames, constituindo uma ameaça crónica, com um nível de risco elevado e constante. Em termos de resposta a eventos de Derrames, a Autoridade Marítima Nacional através do Programa Mar-Limpo está preparada para eventos que ocorram a nível nacional.

As aves marinhas são o grupo faunístico normalmente mais afetado por derrames de crude ou derivados de petróleo (ITOPF, 2011). Os impactos na fauna incluem danos nas penas e fisiológicos, danos ao nível da reprodução, alterações comportamentais, e morte. O nível dos impactos e risco pode variar de acordo com a época do ano em que tipicamente as diferentes espécies ocorrem em Portugal. No caso dos cetáceos, a mortalidade devido a derrames é baixa. Estas espécies têm tendência a evitar as zonas afetadas mas em derrames extensos algumas espécies (mais costeiras ou com populações residentes) poderão ser fortemente afetadas. Os principais impactos decorrem de efeitos indiretos, como destruição de habitats críticos, diminuição de recursos alimentares, exclusão, aumento dos níveis de contaminantes, etc., sendo que alguns dos danos poderão ser duradouros (ITOPF, 2011) com consequências a médio e longo prazo.

## Macropoluentes

O lixo marinho leva ao ferimento, contaminação e morte de espécies marinhas como resultado da ingestão ou do emalhamento e aprisionamento nos

plásticos. Além disso, pode ocasionar o transporte de espécies marinhas não-nativas e impedir as trocas gasosas dos fundos marinhos criando sedimentos artificiais (*hard-grounds*). Uma grande parte do lixo acumulado nos oceanos tem origem em atividades que ocorrem no próprio oceano (e.g., tráfego marítimo comercial ou turístico e atividade pesqueira) ou nos rios, praias, esgotos, águas pluviais e ventos. Em relação aos plásticos, a maioria degrada-se lentamente no meio marinho devido à exposição reduzida a radiações UV e às baixas temperaturas, sendo fragmentados em partículas muito pequenas (microplásticos), que entram nas cadeias alimentares marinhas através de organismos filtradores ou que vivem no sedimento. Os plásticos levam à contaminação dos animais e podem provocar o bloqueio do trato digestivo ou causar uma falsa saciação e subnutrição. Em Portugal foi já relatada a frequência de ocorrência elevada de lixo marinho ingerido em tartarugas-comuns arrojadas (Nicolau *et al.*, 2016).



Alcatraz emaranhado em saco de rede de plástico | Northern gannet entangled in net plastic bag

No que se refere a lixo marinho flutuante na zona *offshore* da costa portuguesa (entre as 50 e as 200 mn) o plástico é o material mais prevalente, proveniente das pescas, como redes e linhas descartadas (Sá *et al.*, 2016). Em Portugal, foram analisadas várias espécies de aves marinhas arrojadas na costa ocidental, sendo que 26% apresentavam detritos no estômago, na sua maioria plásticos de uso doméstico e quotidiano (Araújo, 2015). O Alcatraz apresentou uma elevada probabilidade de ingestão de detritos. Além disso, o número de aves marinhas admitidas no Centro de Reabilitação de Animais Marinhas vítimas de emaranhamento ou interação quase exclusivamente com material de pesca é também elevado, particularmente no caso de alcatrazes e tordas-mergulheiras. O termo rede fantasma refere-se a material de pesca perdido ou abandonado. Este material pode ser responsável pela morte de cetáceos e aves marinhas que ficando emaranhados, perdem mobilidade e capacidade de alimentação. O significado da ameaça representada pela ingestão de plásticos e outro lixo marinho é ainda pouco claro, particularmente ao nível das populações de cetáceos. A ingestão ou emaranhamento de lixo marinho foi já relatada em várias espécies de cetáceos (13 *Mysticetes*, 65 *Odontocetes*). Esta avaliação ainda não foi feita para cetáceos arrojados na costa portuguesa.

## Poluição de águas marinhas



Exposição a substância oleosa | Exposure to oily substance

No que se refere a compostos orgânicos, um estudo recente detetou a presença dos congêneres PCB-138, -153 e -180, e de 4.4-DDE em todos os indivíduos de Pardela-baleare analisados na costa de Portugal (Costa *et al.*, 2017). O Sudoeste da Península Ibérica, incluindo a costa portuguesa, é considerado um «hotspot» de PCBs, com elevado risco de toxicidade para roazes, provavelmente produzindo impactos significativos ao nível da supressão da reprodução e subsequente recruta-

mento (Jepson *et al.*, 2016). Botos arrojados na costa oeste portuguesa (entre 2005 e 2013) revelaram que os PCBs mais preocupantes são os congêneres PCB-138, -153 e -180 (Projeto FCT GETSENTI – RECI/AAG-GLO/0470/2012). Um estudo anterior reporta níveis de PCBs para cinco espécies de cetáceos arrojados na costa norte de Portugal e Galiza sendo o Roaz e o Boto as espécies com os níveis mais elevados (Méndez-Fernandez *et al.*, 2014). A zona marinha sob a influência do Rio Tejo recebe emissões de compostos organoclorados, nomeadamente PCBs e DDTs. Os níveis de DDT podem indicar alguma preocupação ecotoxicológica ao nível dos sedimentos (Mil-Homens *et al.*, 2016).

No que se refere a compostos inorgânicos, a concentração de mercúrio nas penas de Pardela-baleares na costa de Portugal foi considerada preocupante (Costa *et al.*, 2016), uma vez que os valores reportados podem estar associados a efeitos sub-letais a nível da locomoção, termorregulação, comportamental e de reprodução (Burger & Gochfeld, 2000; Eisler, 1987). Além disso, a concentração de mercúrio nas penas das Pardelas-baleares analisadas é o dobro da detetada nas penas de Torda-mergulheira (Ribeiro *et al.*, 2009), e mais próxima das detetadas em Alcatrazes (Mendes *et al.*, 2008) na costa Portuguesa. Além disso, as concentrações hepáticas de mercúrio nas Tordas-mergulheiras arrojadas na costa portuguesa são mais elevadas do que em congêneres de outras regiões (Savinov *et al.*, 2003; Pérez-López *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2009). Considerando apenas Tordas-mergulheiras adultas, as concentrações hepáticas de mercúrio (Mendes *et al.*, 2008) ultrapassam os limites associados a efeitos adversos em aves (Burger & Gochfeld, 2000; Eisler, 1987). Considerando botos arrojados na costa oeste portuguesa entre 2005 e 2013, os níveis hepáticos de mercúrio são dos mais elevados a nível da Europa (Ferreira *et al.*, 2016) nesta espécie. Já os Roazes arrojados na costa Oeste e Sul de Portugal (Monteiro *et al.*,



Proliferação de algas marinhas potencialmente tóxicas | Potentially harmful algal bloom (HABs)

2016), revelaram níveis hepáticos muito elevados de mercúrio, apenas excedidos por níveis registados no Mediterrâneo e Adriático.

Os emissários submarinos podem também representar fontes de poluição e têm sido avaliados em termos de *inputs* de compostos orgânicos persistentes e elementos inorgânicos, esteroides antropogénicos (Atkinson *et al.*, 2003) e parasitas patogénicos (Fayer *et al.*, 2004).

Em relação às biotoxinas, o aumento de HABs (*blooms* de algas tóxicas) pode ser atribuível a alterações climáticas, eutrofização e transferência de lastros de navios. A produção das biotoxinas varia desde uma exagerada proliferação de microalgas ao ponto de se observar uma alteração na cor da água, as denominadas “marés vermelhas”, até concentrações muito discretas de células, mas com toxinas altamente potentes (ácido domóico, saxitoxinas, brevetoxinas, ácido ocadáico, etc).

Os eventos de HABs e biotoxinas foram já associados à mortalidade de peixes, mamíferos, aves e tartarugas marinhas (Bossart *et al.*, 1998; Flewelling *et al.*, 2005; Kreuder *et al.*, 2002; Redlow *et al.*, 2003; Fauquier *et al.*, 2013). A contaminação pode ocorrer diretamente na coluna de água ou através da ingestão de presas contaminadas (Flewelling *et al.*, 2005). Noutras partes do mundo, foi já possível verificar impactos no Roaz (e.g Twiner *et al.*, 2012) e no Boto na Califórnia (Wilkin *et al.*, 2012).

Em Portugal, a maior parte da costa está ameaçada e o número de eventos com biotoxinas, o seu impacto ecológico e os custos associados têm aumentado drasticamente (Vale & Sampayo, 2001; Vale *et al.*, 2008; Vale, 2011). No entanto, a avaliação do impacto destas biotoxinas em animais marinhos que habitam a costa atlântica da Península Ibérica é limitada, com apenas alguns dados sobre o polvo-comum (Costa *et al.*, 2004). No caso das aves marinhas, a intoxicação por biotoxinas representa sazonalmente uma das causas de entrada mais elevadas de aves marinhas em centros de reabilitação de animais marinhos (SPVS, 2015).

## Observação de vida selvagem

A perturbação provocada pela atividade de observação de aves marinhas pode ser verificada através de alterações comportamentais incluindo a dispersão das jangadas, com voos evasivos (Barbieri & Pinna, 2005), a interrupção de alimentação no mar, aproximação ou fuga causada por estímulo externo ou voo desorientado pela presença de iluminação excessiva (Dubois & Fraser, 2013; Orams, 2002; Platteuw & Henkens, 1997; Velando & Munilla, 2011). Quando uma ave marinha sofre perturbações repetidas tem um acréscimo de dispêndio de energia, levando à deterioração da sua condição física.



Atividades marítimo-turísticas | Maritime-tourism boats

O fornecimento de alimento («chum») é usado por turistas e operadores de turismo para promover a observação e interação com os animais no meio selvagem. O fornecimento deliberado de alimento a animais provoca uma alteração de comportamentos naturais e constitui uma fonte artificial de alimento que pode provocar lesões ou doenças. Também pode resultar em dependência dos animais do alimento forne-

cido, habituação ao contacto humano, promover stress nutricional e agressões inter e intraespecíficas.

A observação de cetáceos, se não seguir um conjunto de regras definidas, pode provocar danos diretos através da colisão entre embarcações e animais, e danos indiretos através de alterações comportamentais, incluindo a inibição de alimentação e descanso, eventualmente levando à diminuição de taxas reprodutoras. No que se refere ao Roaz, foi já comprovado que a presença de barcos de observação influencia a duração e frequência de diferentes comportamentos (descanso, alimentação, deslocação, comunicação) bem como a estrutura dos grupos (grupos menores na presença de embarcações). No Estuário do Sado verificou-se que a presença de embarcações diminuiu a frequência respiratória e aumentou o tempo de mergulho dos Roazes (Arcangeli & Crosti 2009; Bejder *et al.*, 2006; Cascão, 2001; Constantine *et al.*, 2004; Fandel *et al.*, 2015; Parsons, 2012). Assim, mesmo o turismo de pequena escala pode influenciar de forma significativa as populações de cetáceos residentes, fechadas e pequenas, ou ameaçadas. O Boto normalmente apresenta respostas repulsivas em relação a embarcações. Contudo, com o recurso a embarcações mais potentes há registo de perseguição ativa de Botos. Assume-se que o impacto da observação turística poderá ter consequências mais graves nesta espécie.

## Atividades e desportos náuticos motorizados

As atividades e desportos náuticos motorizados podem ser prejudiciais para cetáceos e aves marinhas, uma vez que os veículos utilizados percorrem trajetórias erráticas e possuem motores potentes que produzem um nível de ruído intenso. Alguns dos possíveis efeitos sobre estas espécies podem ser similares aos efeitos já documentados para o tráfego marítimo e para atividades de empresas marítimo-turísticas. Os efeitos das atividades e desportos náuticos nas aves marinhas podem ser diretos (colisão) ou indiretos (afastamento, perda e modificação de áreas de repouso e de alimentação). Apesar da carência de estudos nesta área, o risco desta ameaça será relativamente baixo para aves marinhas, exceto para a Pardela-balear, por se agregar em áreas de repouso e alimentação muito próximo da costa (Platteeuw & Henkens, 1997).

A perturbação acústica provocada pelos desportos náuticos motorizados podem ter efeitos no comportamento acústico dos cetáceos podendo alterar a sua capacidade para encontrar comida, navegar e comunicar. Além dos efeitos acústicos os cetáceos costeiros estão sujeitos aos impactos diretos das embarcações motorizadas (colisão). Para evitar o risco de colisão, os cetáceos necessitam de receber informação acústica suficiente da embarcação de modo a determinar a sua direção e velocidade, o que é difi-



Atividades náuticas motorizadas | Motorized Nautical activities

cultado pela elevada velocidade do veículo. Os impactos indiretos incluem a deslocação dos animais para fora da zona da perturbação, alteração do seu domínio vital e do comportamento das suas interações dentro do grupo. Algumas destas alterações foram verificadas em Roazes na presença de embarcações (Pirota *et al.*, 2015) e motos de água (Koschinski, 2008) e também em Botos (Evans *et al.*, 1993) na proximidade de barcos com motores potentes.

## Obras hidráulicas marinhas

As obras hidráulicas marinhas (emissários, enrocamentos, portos e marinas, condutas submersas) podem produzir impactos durante a fase de construção e de operação, incluindo o aumento de ruído e tráfego marítimo, o aumento de poluição



Transporte marítimo | Maritime transport

por hidrocarbonetos associados a essas atividades (incluindo derrames de grande escala), o aumento de turbidez e suspensão de sedimentos e destruição dos fundos.

No que se refere a emissários e condutas submersas (Cardoso & Palma, 2005; Santos *et al.*, 2011; Kersten & Smedes, 2002), durante a sua construção ocorre o aumento de turbidez com efeitos indiretos na produtividade, presas disponíveis e na cobertura dos fundos e fauna associada. Adicionalmente, os emissários marinhos descarregam no oceano desperdícios líquidos previamente tratados, que podem influir a distribuição e intensidade dos blooms de algas, com cargas de metais e compostos orgânicos persistentes (Cardoso & Palma, 2005) e agentes patogênicos antrópicos.

Mais especificamente, as potenciais ameaças sobre aves são o aumento de contaminantes ambientais (incluindo surfactantes, que levam à permeabilização das penas) e agentes patogênicos, a redução da disponibilidade de presas e a perturbação. Para os cetáceos, além do aumento de contaminantes ambientais e agentes patogênicos, da redução da disponibilidade de presas e da perturbação, acresce o incremento do ruído sub-aquático. Durante a fase de construção, o aumento da turbidez da água piora as condições de procura de alimento de algumas aves marinhas mergulhadoras incluído os Alcídeos, levando ao seu afastamento. O maior risco relacionado com condutas submersas (livres ou enterradas no substrato) é a possibilidade de originarem derrames de substâncias oleosas. Uma pequena exposição a substâncias oleosas pode ser fatal para as aves marinhas (perda de impermeabilidade das penas e efeitos de toxicidade). Existem vários exemplos de rupturas em condutas (e.g., Point Arguello, 1997; oleoduto no Porto de Dalian, 2010; Refugio Oil Pipeline, 2015) atingindo um número elevado de aves e mamíferos marinhos.

A construção de enrocamentos e esporões leva à alteração dos processos de transporte de sedimentos e a alteração das correntes, a nível local, poderão alterar os recursos tróficos usuais, afetando por exemplo a disponibilidade de presas para as espécies alvo (especialmente as mais costeiras como o Boto, os Alcídeos e a Negrola). Durante a fase de construção, impactes indiretos poderão ocorrer sobre

as populações locais de cetáceos, de forma cumulativa, devido ao aumento de ruído que poderá resultar no afastamento temporário ou permanente de Boto.

Em relação a novas marinas, obras de ampliação de portos e suas estruturas de acesso ao mar, não há informação sobre os efeitos destas atividades em aves marinhas não reprodutoras. Os maiores riscos, em particular para o Boto e Roaz, decorrentes da construção de marinas estarão principalmente relacionados com impactes indiretos, como aumento da poluição sonora, degradação da qualidade da água por poluição química, perda física/degradação de habitat e interações/colisões, essencialmente por aumento do tráfego marítimo (Clark *et al.*, 2010). As marinas podem funcionar como um fator agregador e potenciador de ocorrência de impactes cumulativos. A operacionalidade diária de portos principalmente terminais de hidrocarbonetos criam uma situação de exposição crónica a essas substâncias, com efeitos nas presas de cetáceos e aves marinhas.

## Dragagens e Deposição de dragados

As dragagens (de corredores de navegação) e a extração de areia, gravilha, rocha, mineral, e deposição de materiais dragados, podem ocasionar o aumento de turbidez, derrames de hidrocarbonetos dos navios e equipamentos das dragas e perda de habitat. No caso das aves marinhas, o aumento da turbidez representa um impacto de curta duração, localizado, com algum impacto em áreas de alimentação.



Dragagem | dredging

Os possíveis derrames de hidrocarbonetos (pequena escala) levam à contaminação e morte (perda de impermeabilidade, hipotermia, intoxicação) por exposição a óleos superficiais. No caso de grupos densos de aves marinhas poderá ocorrer perturbação ou afastamento. Este efeito pode durar semanas ou meses durante a operação contínua no local de dragagem (Michel *et al.*, 2013). Das espécies consideradas, a negrola poderá ser a espécie mais susceptível.

No que se refere aos cetáceos (Anderwald *et al.*, 2013; Diederichs *et al.*, 2010; Michel *et al.*, 2013; Pirota *et al.*, 2013; Richardson *et al.*, 1995; Todd *et al.*, 2015), as dragagens podem ter impactos na distribuição e abundância locais, através do aumento do ruído e turbidez (diminuição da disponibilidade de presas), introdução de espécies exóticas, trauma físico (colisão) e afastamento, degradação e redução de habitat. O risco de colisão é maior durante as deslocamentos das dragas, quando a velocidade é mais elevada. O ruído das dragagens sobrepõe-se ao espectro auditivo dos mamíferos marinhos, particularmente no caso de Baleias que comunicam em frequências mais baixas.

Existem vários tipos de navios-dragas e dragas que necessitam da assistência de rebocadores, que produzem vários níveis de ruídos durante a sua operação (escavação, transporte, deposição do material dragado) dependendo também do tipo de solo alvo da atividade. O afastamento (efeito temporário) de botos foi já documentado em áreas de extração de areia, e o afastamento de roazes foi relacionado com o aumento de dragagens numa zona portuária.

## Introdução de doenças

Um estudo em mamíferos e aves marinhas no Noroeste do Atlântico (Bogomolni *et al.*, 2008) revelou que estes grupos podem ser reservatórios de agentes potencialmente zoonóticos de *Brucella* sp., *Leptospira* sp., *Giardia* sp. e *Cryptosporidium* sp., além de um amplo conjunto de bactérias resistentes a antibióticos. O mesmo estudo revela que os agentes com potencial zoonótico nestes grupos de vertebrados podem resultar de contaminação por emissários ou outras drenagens (incluindo resíduos de origem agrícola e industrial).

No caso dos cetáceos, vários agentes patogénicos como Morbillivirus, *Brucella* sp. e *Toxoplasma* sp. podem interferir na abundância das populações através de elevada mortalidade, reduzido sucesso reprodutivo ou atuando em sinergia, levando ao aumento da intensidade de outras patologias.

Uma primeira análise num Golfinho-riscado arrojado em Portugal revelou alguns *taxa* com potencial patogénico (Alves *et al.*, 2015; Godoy-Vitorino *et al.*, 2017). Em geral, a análise revelou o impacto de bactérias de origem humana no microbioma dos cetáceos. O rastreio de Morbillivirus (MV) em cetáceos arrojados

na costa portuguesa e galega revelou a maior prevalência detetada em Golfinho-riscado seguida do Golfinho-comum (Bento *et al.*, 2016). A presença de Herpesvirus foi detetada em 9.84% dos Golfinhos-comuns testados, em 12.5% dos Botos e em 16.67% dos Golfinhos-riscados (Canha, 2015). *Giardia sp.* e *Cryptosporidium sp.* foram detetados em Golfinhos-comuns arrojados na Galiza (Reboredo-Fernandez *et al.*, 2014), passando a ser considerados reservatórios destes parasitas. Pensa-se que o aumento do tráfego marítimo tenha contribuído para a dispersão destes parasitas para o meio marinho mas os emissários submarinos também podem aportar protozoários parasitas patogénicos provenientes do meio terrestre com influência Humana (Fayer *et al.*, 2004). Em Portugal as patologias associadas a aves marinhas são pouco conhecidas.

### Pesca com redes fundeadas (emalhar/tresmalho)

As redes fundeadas (emalhar ou tresmalhos) são operadas em embarcações polivalentes. Mundialmente, as redes apresentam dos maiores níveis de captura acidental de espécies classificadas (Žydelis *et al.*, 2013), embora existam diferenças regionais para o risco de captura de espécies classificadas. Em Portugal, as redes fundeadas são a arte mais usada, por serem operadas por uma frota bastante extensa e por corresponderem a elevadas extensões de rede, em função do



Captura acidental de Golfinhos-comuns | Common dolphin bycatch



Pardelas-baleares arrojadas devido a captura acidental | Balearic shearwaters stranded dead due to bycatch

tamanho do barco. Em 2015 estavam registadas 1802 embarcações com licenças para redes fundeadas (de acordo com a base de dados da DGRM acedida em 2015).

As redes de nylon estão associadas a um incremento de mortalidade, já que este material é mais resistente e aparentemente menos detetável pelas aves e cetáceos (Munilla *et al.*, 2007). A largada e alagem da rede são os períodos mais críticos para eventos de captura. Na largada, a rede demora a afundar e fica na coluna de água durante várias centenas de metros, acrescentando a atração de aves e cetáceos para restos de peixe do evento de pesca anterior. Na alagem, há uma atração das aves e cetáceos para a zona de recolha das redes, que se traduz num risco acrescido de captura acidental.

As redes fundeadas apresentam a maior diversidade de espécies de aves marinhas capturadas acidentalmente, com ênfase para a Pardela-balear e o Alcatraz (Oliveira *et al.*, 2015, SafeSea, FAME e Marpro). No caso do Boto, as redes fundeadas são um fator de mortalidade relevante, especialmente em embarcações menores do que 12 m e na zona Maceda-Praia da Vieira. No caso do Roaz, o risco é baixo com um número reduzido de capturas observadas, mas com uma tendência para o incremento especialmente na região do Algarve (Vingada *et al.*, 2012; MarPro).

## Pesca com rede de cerco

Nas embarcações de cerco a espécie mais capturada é a Pardela-balear. O risco é mais significativo a Norte da Nazaré entre Maio e Junho e de Setembro a Novembro

(Oliveira *et al.* 2015, SafeSea, FAME e MarPro) coincidindo com os períodos de passagem de aves, após o período de reprodução e na fase de retorno ao Mediterrâneo. A maior concentração de aves ocorre quando as embarcações operam ao início da manhã, recolhendo peixe de tamanho reduzido (Sardinha, Biqueirão, e Cavala), recursos que de outra forma estariam indisponíveis para as Pardelas-baleares. Há registos de mais de 200 indivíduos capturados em eventos únicos na zona da Figueira da Foz, Aveiro e Porto. No caso do Boto e do Roaz, o risco de captura é baixo.

## Pesca de pequeno cerco

Para estas embarcações (com menos de 15 metros, licenciadas exclusivamente com artes de cerco, ou embarcações polivalentes que operam artes de cerco em certos períodos do ano) não existe, até à data, esforço de monitorização, uma vez que operam de forma irregular e imprevisível, dificultando a implementação de um programa de monitorização. Por vezes, estas embarcações operam muito próximo de costa, em áreas utilizadas por um elevado número de espécies ETP, especialmente Pardela-balear, Alcídeos e Negrolas. A atividade desta arte é mais intensa no fim da primavera e durante o verão, pelo que o risco de captura incide essencialmente sobre a Pardela-balear. Com base nos resultados dos inquéritos aos Mestres destas embarcações, assume-se que as capturas de Pardela-Balear e/ou de Cagarra poderão ser tão ou mais elevadas que nas cercadoras com mais de 15 m que operam exclusivamente cerco.

Uma análise detalhada de inquéritos realizados em 2010/11 mostra evidências de capturas acidentais de Botos a sul do Douro e na zona de Aveiro, e de Roazes na zona do Algarve e Aveiro, por embarcações de pequeno cerco. Contudo, os Mestres reportam que a maioria dos animais é libertada viva. Os valores reportados nos inquéritos mostram que a taxa de captura acidental de cetáceos no pequeno cerco é maior do que a observada em embarcações acima de 15 metros. O pequeno cerco,



Pesca de pequeno cerco | Small size purse-seiners

uma arte cujo esforço de pesca é menor (menos embarcações e dias de mar), poderá resultar em mais capturas acidentais do que as registadas no Cerco.

## **Pesca com palangre de profundidade**

O palangre de profundidade é uma arte utilizada em embarcações polivalentes, que em Portugal continental está essencialmente dirigida para a captura de Peixe-espada. Esta arte é operada em áreas *offshore*. No palangre de profundidade não há evidências de predação de peixe por aves marinhas. Contudo, em determinados períodos do ano há registo de captura acidental de Alcatrazes durante a largada do palangre (Oliveira *et al.*, 2015; MarPro), o que resulta na perda significativa de iscos e reduz a captura das espécies alvo da arte.

Com base em declarações de Mestres e observadores, há registos de cetáceos (Roaz, Orcas e Falsas-orcas) observados a remover oportunisticamente Peixe-espada durante a alagem. No caso específico do Roaz, há evidências que indicam que a predação pode ser significativa em determinados períodos do ano nalgumas zonas. Esta situação resulta da deterioração de atitudes dos pescadores em relação aos Roazes, o que poderá afetar também outras espécies.

Dados provenientes de inquéritos e de observadores, reportam a captura de Golfinho-comum, Golfinho-riscado, Roaz, Baleia-piloto e uma baleia de barbas não identificada, na sua maioria emaranhados nos cabos e não devido à ingestão de anzóis.

## **Pesca com palangre demersal**

O palangre demersal refere-se a embarcações polivalentes que operam artes de palangre de fundo dirigido a espécies demersais. Nesta arte é difícil quantificar o esforço de pesca (problema transversal a toda a frota polivalente), sob a forma do número de anzóis ou sob a forma do número de dias em que a arte é operada, condicionando a estimativa de remoção potencial da frota de pesca.

Muita da informação disponível refere-se a palangres de pelágicos que operam no Mediterrâneo (Arcos *et al.*, 2008), existindo muito poucos dados sobre palangre em Portugal. O risco de captura está relacionado com aspetos operacionais, como a hora de largada da arte (se de noite ou de dia), o tipo e tamanho de anzol, o tipo de isco, o tempo que o anzol está próximo da superfície, etc. Estes aspetos operacionais influenciam qual a espécie mais suscetível à captura. As espécies mais capturadas pelo palangre demersal são as Cagarras e os Alcatrazes (Oliveira *et al.*, 2015; SafeSea; FAME e MarPro).

A monitorização das interações e captura accidental de cetáceos em palangre demersal é ainda incipiente. Com base em arrojamentos vivos e mortos, há registos da recolha de animais emaranhados em palangres demersais, mas o emaranhamento pode ter acontecido numa arte ativa ou em palangres perdidos e à deriva (Vingada *et al.*, 2012; MarPro).

## Pesca de arrasto de fundo

Por pesca por arte de arrasto de fundo (de vara ou com portas) entende-se a arte de arrasto de média ou grande dimensão, rebocada por embarcação, que se desloca em contacto com o fundo. A frota é constituída por cerca de 80 licenças para arrasto de fundo com portas para espécies demersais (opera para fora das 6 mn) e de crustáceos (opera a profundidades de > 150m no SW e S de Portugal). O arrasto de vara captura o camarão da costa ou camarão de Espinho (*Palaemon serratus*) e é uma pesca local muito costeira no Norte de Portugal.

Verificaram-se níveis baixos de captura accidental em arrasto de fundo, envolvendo apenas o Alcatraz (Oliveira *et al.*, 2015, SafeSea, FAME, MarPro). Para a maioria das aves, esta arte tem um risco baixo e não é considerada problemática. Os eventos de mortalidade registados resultaram do embate de animais contra a rede ou cabos, quando a rede estava próximo da superfície, a ser recolhida pela embarcação.

Para cetáceos, alguns Mestres de embarcações de arrasto de fundo reportaram a captura de Golfinho-comum, Golfinho-riscado, Roaz, Baleia-piloto, Orcas e Baleias-



Pesca de arrasto fundo | Trawler

-de-barbas não identificadas. Todos os Mestres também informaram que estes casos são raros, sendo a espécie mais afetada o Golfinho-comum, tendo existido situações de captura de 20 a 40 animais num só dia (Vingada *et al.*, 2012; MarPro). Não há evidências de que o arrasto de fundo resulte em mortalidades preocupantes de Boto e Roaz. Acresce que esta é uma frota relativamente pequena, sujeita a restrições no número de dias que pode operar, pelo que o seu impacto global na conservação destas espécies será relativamente baixo.

No que se refere a embarcações de origem Espanhola que operam em determinados meses na costa Portuguesa, as redes operadas têm formatos diferentes (maior entrada do saco) e podem resultar em capturas mais elevadas. Contudo, esta componente da frota de pesca que opera em águas nacionais não tem estado acessível a esforços de monitorização.

## **Pesca com armadilhas fixas e aquacultura marinha**

Este tipo de infraestruturas está em fase de expansão em meio marinho. Há pouca informação sobre os potenciais impactes de captura acidental e danos nos ecossistemas, sendo que em Portugal continental o único caso de monitorização foi o acompanhamento do LIFE+ MarPro junto de uma armadilha de atum no Algarve.

No caso das aves marinhas, não foram registadas evidências de capturas acidentais de aves. No que se refere a cetáceos em Portugal continental, entre 2010 e 2015, foram registadas capturas acidentais de Golfinho-comum, Golfinho-riscado, Roaz, Grampo, Baleia-piloto e Baleia-anã, em armações fixas. Ocorreu apenas a morta-



Pesca com armadilhas | Fish-traps fishing

lidade de um Golfinho-comum. No caso do Roaz, desde 2010 foram capturados 19 animais, mas todos libertados com vida (Marçalo *et al.*, 2016).

Salienta-se a necessidade de uma melhor avaliação do impacto de instalações de bivalves sobre aves mergulhadoras. Uma elevada densidade de cabos concentrados numa área poderá resultar em embates de aves, como Alcatrazes, Gaivinas, Andorinhas-do-mar e outras espécies com comportamentos de alimentação que envolvam voos picados e/ou mergulho ativo. Tendo em conta o potencial de implementação de projetos de exploração comercial no futuro, há que realçar o risco de emaranhamento de grandes cetáceos, nomeadamente Baleia-anã e Baleia-comum (EU N2K Group, 2015).

## Pesca / recolha ilegal de fauna marinha

As atividades de pesca INN (ilegal, não declarada, não regulamentada) detetadas ao longo do projeto MarPro, envolveram o uso de redes de emalhar ou tresmalhos em zonas interditas, ou redes de emalhar ou tresmalho alteradas para permanecerem à superfície. No entanto, há também relatos do uso de palangres de forma ilegal (sem bóias de identificação e deixados à superfície, como palangres pelágicos ou em zonas interditas). Estas artes são usadas para a captura de espécies de elevado valor comercial (Sável, Savelha, Lampreia, Robalo, Sargo e Pargo).

No caso das redes alteradas, estas artes ilegais são usualmente designadas como redes aboiadas ou alvoradas e há registos de capturas massivas de aves marinhas desde os anos 80 (Teixeira, 1986; Granadeiro, 1997; MarPro). Tendo em conta a



Pesca INN (pesca ilegal, não reportada, não regulamentada) | IUU Fishing (illegal, unreported and unregulated fishing)



Tordas-mergulheiras arrojadas devido a captura acidental em pescas INN | Stranded Razorbills due to bycatch in IUU fishing

percentagem de embarcações (do segmento polivalente e com menos de 10 metros) a desenvolver pescas INN, esta poderá ser o principal fator de ameaça para diversas espécies, sendo um fator de mortalidade significativa de Alcídeos, Negrola e também Pardela-baleiar.

Estas práticas resultam em taxas de captura accidental elevadas de Boto e também de Golfinho-comum sendo uma componente operacional das pescas nacionais que tem escapado a uma monitorização efetiva.

## Pesca desportiva

A pesca desportiva abrange um conjunto diversificado de práticas que estão legisladas e regulamentadas e que se enquadram como atividade desportiva ou lúdica. No que se refere à pesca à linha, o aumento de praticantes de pesca desportiva foi associado a um incremento de evidências de interações como aves emaranhadas em fios de pesca, iscos artificiais ou anzóis, ingestão de anzóis, comunicação de capturas em alto mar de aves que tentaram ingerir iscos ou peixe capturado pelos pescadores e comunicação de situações de embate contra fios de pesca à cana. É frequente a recolha de aves marinhas emaranhadas em restos de fios, anzóis, boias, iscos, chumbeiras e outras partes dos aparelhos de pesca que foram descartados pelos pescadores ou que se perderam durante a pesca.



Captura de ave marinha devido a pesca desportiva | Seabird bycatch due to recreational fishing

Em vários locais têm sido detetadas aves marinhas com ferimentos significativos relacionados com comportamentos de alimentação oportunista associados à pesca desportiva (alimentar aves com restos do peixe pescado) (McPhee *et al.*, 2002; Abraham *et al.*, 2010; Carapetis *et al.*, 2014). Em Portugal não há ainda estudos dedicados a esta problemática. Contudo, ao longo do MarPro, verificou-se um aumento considerável do número de aves admitidas no Centro de Reabilitação de Animais Marinhos com indícios de interação com pesca desportiva (emaranhadas, ingestão ou embate), envolvendo um elevado número de espécies.

Tal como nas aves, existe pouca informação sobre as interações entre pesca desportiva e cetáceos. No entanto, os níveis de interação e conflito podem ser importantes, especialmente devido aos impactes decorrentes da perda ou descarte de material de pesca desportiva. Linhas de pesca desportiva e outros materiais, como iscos, boias, anzóis perdidos ou descartados representam um risco análogo ao da “pesca fantasma” resultante da perda/abandono de artes de pesca. Na Flórida, foi já reportado o aumento de eventos de emaranhamento e mortalidade numa população residente de Roazes, associados à pesca desportiva (Wells *et al.*, 1998; Powell & Wells, 2011).

### **Atividades de caça, pesca ou recolha não referidas anteriormente (arte-xávega)**

A arte-xávega utiliza uma rede envolvente-arrastante largada a partir de uma embarcação e manobrada e alada a partir de terra (para a praia) normalmente com tratores ou manualmente. Este tipo de pesca artesanal é pouco seletivo e opera em áreas muito costeiras. A arte-xávega é sazonal e dependente das condições de mar que possibilitem a saída das embarcações.



Captura acidental de Boto em xávega | Harbor porpoise bycatch in Beach seine

Em relação às aves marinhas, o risco de captura é baixo, já que o principal período de atividade da arte ocorre em épocas de baixa densidade de Torda-mergulheira e Airo (espécies com maior potencial de captura devido ao seu comportamento). No entanto, no final de verão e no outono a arte-xávega coincide com a presença de uma elevada quantidade de aves migradoras como a Negrola e a Pardela. Devido ao reduzido tamanho da frota, este valor não é problemático para as aves marinhas (Oliveira *et al.*, 2015; SafeSea, FAME e MarPro). Em relação aos cetáceos, o risco de captura acidental de Boto é elevado, já que a arte opera na zona mais usada por esta espécie.

Tem havido um aumento significativo de capturas de Boto, especialmente nos meses de Julho e Agosto. Considerando que a arte-Xávega representa poucas embarcações e que só opera em parte do ano, o valor de remoção de Botos é bastante elevado (Vingada *et al.*, 2012; MarPro). Até à presente data não foi observada mortalidade de Roazes por arte-xávega, ainda que tenha sido reportada uma captura de Roaz. Assume-se que o impacto desta arte sobre o Roaz será muito baixo.

## **Redução dos stocks peixe / menor disponibilidade alimentar**

A diminuição/depleção de stocks pode ter origem em fatores de pressão Humana ou fatores climáticos, oceanográficos, etc., e a validação dos seus possíveis impactes é dificultada pela falta de séries temporais longas de dados. Os pequenos pelágicos são espécies chave na dieta dos predadores marinhos como os cetáceos e as aves. A redução das presas principais de grandes predadores pode resultar na degradação da condição física dos animais, falhas reprodutivas, incremento de doenças oportunistas, aumento da mortalidade por causas naturais, aumento da predação de adultos e crias, diminuição dos efetivos populacionais, alterações comportamentais e alterações no uso do espaço.

Assume-se que a depleção e/ou alteração dos stocks de peixe poderão traduzir-se num risco elevado para a conservação de diversas espécies marinhas. Por exemplo, alterações na distribuição de diversas espécies de peixe no Atlântico Nordeste, devido maioritariamente a alterações climáticas, tiveram repercussões nos grandes predadores (Sveegaard *et al.*, 2012) nomeadamente ao nível do possível isolamento da população ibérica de Boto (Fontaine *et al.*, 2007, 2010, 2014).

Vários trabalhos indicam que o sucesso reprodutivo das aves marinhas está relacionado com a abundância de alimento e que nalguns casos, podem estabilizar o seu desempenho reprodutor através do aumento de esforço de procura de alimento em áreas mais longínquas ou na procura de presas secundárias (Furness, 2007; Barrett, 2015; Paiva *et al.*, 2013). Em Portugal, apesar do recente declínio do *stock* de sardinha não houve evidências de alterações nas populações pós-reprodutoras de Pardela-balear, Alcatraz e Alcídeos. Num estudo de dieta de Tordas-mergulheiras

capturadas acidentalmente entre Peniche e Aveiro durante os anos de 2012 e 2014 (período de forte declínio do stock de Sardinha), verificou-se que as presas incluíam predominantemente Clupeidae (na sua maioria, pequena sardinha), seguido de espécies de Ammodytidae, como a Galeota (Gomes, 2015).

A avaliação do ICES para 2016 recomendava para a sardinha uma diminuição de 94% em relação às capturas estimadas em 2014 enquanto que para a pescada (presa muito importante para o Boto e para o Roaz) recomendava a redução de pesca, considerando a menor dimensão do stock reprodutor. No caso da galeota (presa muito importante para Alcídeos), não existe avaliação para esta espécie em águas nacionais.

### Pescas, cetáceos e aves marinhas – competição sobre pequenos pelágicos

A pesca de cerco portuguesa opera principalmente em áreas costeiras e apresenta capturas anuais médias de 70000 toneladas, essencialmente pequenos peixes pelágicos. Devido à importância dos pequenos pelágicos nas águas Continentais Portuguesas, pode ocorrer uma competição potencial de recursos entre a pesca com cerco e algumas espécies de mamíferos e aves marinhas, de acordo com as capturas acidentais registadas. Para as espécies diretamente afetadas pelas pescarias, a sua distribuição espacial e a da frota pesqueira são peças de informação chave para o planeamento e gestão espacial.

Wise *et al.* (submetido) verificaram entre 2010 e 2014 uma baixa competição potencial entre seis espécies de predadores marinhos e a pesca de cerco. A sobreposição espacial entre todas as espécies consideradas e a pescaria também foi reduzida e apenas duas espécies (Golfinhos-comuns e Cagaras) apresentam uma sobreposição espacial elevada com a pesca do cerco. Verificou-se uma maior sobreposição entre o consumo de pequenos pelágicos e a pesca do cerco, sendo que os predadores poderão consumir quantidades de pequenos pelágicos similares às removidas pela pesca do cerco.

Malta *et al.* (submetido), desenvolveu um modelo de Ecopath que inclui 33 grupos funcionais que representam todos os níveis tróficos dos domínios pelágico, demersal e bentónico associados à plataforma continental Portuguesa. Os principais fluxos tróficos foram identificados entre os grupos de níveis tróficos inferiores, enfatizando a importância do controle «Bottom-Up» da estrutura do ecossistema, em que um nível trófico na base da cadeia afeta de forma indireta um nível trófico superior. Os cefalópodes, a Baleia-anã e os peixes piscívoros demersais foram identificados como grupos chave do ecossistema, enquanto vários grupos de níveis tróficos inferiores e médios foram destacados como grupos dominantes no ecossistema (p.e., plâncton, macrozoobentos, sardinha, cavala e peixes demersais e bentopelágicos que se alimentam de invertebrados). A sardinha foi identificada como uma espécie-chave numa possível estrutura de controlo trófico do tipo «wasp-waist» (cintura-de-vespa). Numa estrutura de controlo trófico do tipo «wasp-waist», alterações na abundância de espécies de níveis tróficos intermédios afectam os seus predadores e as suas presas. Neste caso, a sardinha, representará o principal elo entre os níveis tróficos superior e inferior.

A diminuição da biomassa da sardinha observada nos últimos anos poderá afetar o funcionamento do ecossistema, afectando especialmente a Baleia-anã e aves marinhas que utilizam a sardinha como presa principal, afectando também a cavala, anchova e outras espécies com quem partilham o espaço e alimento nas águas costeiras. Efeitos similares poderão ocorrer na frota de cerco, em que as capturas são sempre direccionadas para espécies de maior valor comercial, como a sardinha.

#### 4. Threats to the conservation of target species

Throughout the project LIFE+ MarPro and especially during the elaboration of the Site management plans, it was possible to identify those threats, pressures and activities that potentially could produce impacts on each Sites' natural values. These threats, pressures and activities have been selected from the list contained in the reference portal for the Natura 2000 Network ([bd.eionet.europa.eu/activities/Natura\\_2000/reference\\_portal](http://bd.eionet.europa.eu/activities/Natura_2000/reference_portal)):

- ) Geotechnical surveys and Sonars
- ) Wind power energy production at sea
- ) Exploitation of other sources of renewable energy at sea
- ) Oil spills in the sea
- ) Macro-pollutants (plastics, foams, ghost nets)
- ) Pollution of marine waters (biotoxins)
- ) Pollution of marine waters (heavy metals, pesticides, pharmaceuticals)
- ) Wildlife observation (whale watching and seabird watching activities)
- ) Motorised activities and water sports
- ) Transport and linear services (emissaries, rockfills, ports and marinas, pipelines)
- ) Dredging and Deposition of dredged materials
- ) Introduction of diseases (introduction and dispersion of diseases and parasites)
- ) Fishing with anchored nets (gill / trammel net)
- ) Fishing with purse seines
- ) Fishing with small sieve
- ) Bottom trawling
- ) Fixed trap fishing and marine aquaculture
- ) Fishing / illegal collection of marine fauna
- ) Sport fishing
- ) Reduction of fish stocks / lower food availability
- ) Fishing with arte-Xávega
- ) Noise pollution (including Sonars)
- ) Bottom longline
- ) Demersal longline

##### Fisheries, small cetaceans and seabirds – copetion for small pelagic fish

Wise *et al.* (submitted) verified a low potential competition between six species of marine predators and purse-seine fishery between 2010 and 2014. The spatial overlap between all the considered species and the fishery was also reduced and only two species (Common dolphins and Cory's shearwaters) show a high spatial overlap with purse seine fishery. Malta *et al.* (submitted) identified the main trophic flows among lower trophic levels, emphasizing the importance of bottom-up control of the ecosystem structure. The sardine was identified as a key species in a possible wasp-waist trophic control structure. In this case, the sardine will represent the main link between the upper and lower trophic levels (their predators and their prey). Similar effects may occur in the purse seine fleet, where catches are always directed at species of higher commercial value, such as sardines.

**5.**

## **Capturas acidentais em artes de pesca**



A frequência e intensidade das interações entre cetáceos e artes de pesca têm aumentado, em grande parte como resultado da modernização da pesca e do aumento da exploração dos recursos marinhos para sustentar uma população mundial em crescimento contínuo (Read *et al.*, 2006). Em consequência, uma maior atenção tem sido prestada à maneira como as pescas afectam as populações de cetáceos e aves marinhas e como os animais marinhos competem com várias pescarias (Northridge, 1991; Lewison & Crowder, 2003; Read *et al.*, 2006). Em Portugal Continental, interações entre as pescas e cetáceos/aves marinhas acontecem em quase todas as artes de pesca com consequências negativas tanto para as pescas, através de danos económicos, como para a conservação de várias espécies de cetáceos/aves marinhas devido à sua captura.

A captura accidental é compreendida como a captura de espécies que não são alvo da pescaria em questão. Refere-se a espécies sem valor ou com reduzido valor comercial tais como alguns peixes, cefalópodes, crustáceos e inúmeras espécies de grupos ameaçados tais como tartarugas, aves e mamíferos marinhos. Os conflitos cetáceos/aves marinhas e pescas têm duas componentes, uma operacional, em que por exemplo os animais ficam presos nas artes de pesca levando por vezes à morte accidental ou a danos nas artes, e outra biológica em que os cetáceos/aves marinhas competem com a pescaria, consumindo os recursos e/ou danificando a captura (depredação). Ambas as componentes (operacional e biológica) acontecem na maioria das vezes em simultâneo, o que implica que a mitigação do conflito a nível operacional contribui muitas vezes para a solução da segunda tipologia de conflitos.

As estimativas de mortalidade accidental em artes de pesca podem ser obtidas a partir de inquéritos, observadores a bordo de embarcações de pesca, sistemas de monitorização electrónica ou através de declarações voluntárias de pescadores. A relação entre estes valores e as estimativas populacionais para cada espécie de cetáceo/ave marinha, em conjunto com modelos estatísticos complexos que envolvem vários factores permitem o cálculo do valor máximo de remoção de animais de uma determinada espécie por captura accidental, abaixo do qual a captura accidental

não deverá comprometer a população a nível biológico. Os factores a ter em conta nos modelos envolvem, ente outros, os valores de captura accidental, o tamanho da população, o ritmo de crescimento da população na ausência de captura accidental e o tamanho a que a população pode chegar na ausência de captura accidental.

Em Portugal, a monitorização de interações entre cetáceos e algumas artes de pesca decorre já há alguns anos (e.g. Silva & Sequeira, 2003; Ferreira, 2007; Wise *et al.*, 2007). No que se refere às interações com aves e as artes de pesca, a informação disponível era muito escassa e foi aumentando com a implementação do projeto FAME (2009). Como membro da União Europeia, Portugal deve obter dados científicos sobre captura accidental de cetáceos (Regulamento do Conselho, 812/2004) e de aves marinhas (COM 665/2012). Através do LIFE+ MarPro, Portugal apresenta os primeiros 5 anos de monitorização continuada de interações entre cetáceos/aves marinhas e pescas, permitindo a tomada de decisões baseadas em dados credíveis, contribuindo para a gestão correta dos recursos pesqueiros e para a conservação de espécies marinhas com estatuto de conservação.

Existem diferentes metodologias para avaliar as capturas acidentais. Internacionalmente assume-se que o recurso a observadores embarcados seria a metodologia de referência, apesar da variabilidade da qualidade dos observadores, da alteração de comportamentos dos pescadores com observadores a bordo, da dificuldade em embarcar observadores nas embarcações menores e do esforço reduzido, uma vez que os custos associados levam à redução dos esforços de monitorização. No Life + MarPro foram implementados vários métodos para maximizar a quantidade de informação recolhida, aumentando o esforço de cobertura das frotas e garantindo a possibilidade de validação das metodologias. Assim, foram utilizados observadores a bordo, conjugando esforços dos projetos SafeSea, FAME e LIFE+ MarPro e do PNAB (no caso do Cerco), que permitiram analisar diários de declaração voluntária (*log-books*), arrojamentos e causas de morte, dados dos sistemas electrónicos de monitorização e dos inquéritos aos Mestres de embarcações.

**Observadores a bordo:** Foi usada informação de embarques do Programa Nacional de recolha de dados da pesca (IPMA – PNAB/RNB, ver Feijó *et al.*, 2012; Jardim *et al.*, 2012, Prista *et al.*, 2012) e embarques dedicados à avaliação das interações entre pescas e cetáceos e aves marinhas segundo as recomendações definidas para o Programa de Vigilância e Monitorização das Ações Concretas do LIFE+ MarPro ([www.marprolife.org](http://www.marprolife.org)). Para além dos dados reco-



Observadora de pescas | Fisheries observer

lhidos pelos observadores foram também compilados outros dados (Henriques *et al.*, 2013; Katara *et al.*, 2013; Marçalo *et al.*, 2010, 2012; Vingada *et al.*, 2012).

**Log-books:** Em embarcações de Mestres cooperantes, os Mestres registam a informação sobre as capturas (data, local, espécie envolvida e o número de animais capturados) e sobre as descargas efetuadas, tendo por base uma relação de confiança entre os Mestres e a equipa de trabalho.

**Análise de arrojamentos:** Foram realizadas prospeções periódicas (sempre que possível em conjunto com a Autoridade Marítima) e respostas a alertas de arrojamentos para recolha dos animais arrojados seguida de necrópsias pormenorizadas incluindo um exame específico para detetar captura acidental em artes de pesca.

**Monitorização electrónica:** Esta técnica inovadora que envolve a gravação de imagem durante a operação de pesca permite a remoção do observador a bordo e a diminuição dos custos e dos erros associados ao observador. Contudo, é necessário um técnico analisador das imagens (deteção automática ainda em desenvolvimento) e duplas verificações.

**Inquéritos:** A realização de inquéritos aos Mestres de embarcações permite obter uma informação generalizada sobre o impacto das pescas na captura de cetáceos e aves marinhas. Para Portugal, com os projetos SafeSea e FAME, foi definido um esquema de questões sobre a operacionalidade das pescas, esforço e capturas acidentais e interações. Um dos problemas destes inquéritos decorre da dificuldade na quantificação dos eventos.



Arrojamento de Golfinho-comum | Stranded Common dolphin



Golfinho comum libertado do cerco pelos pescadores | Common-dolphin released from seine by fishers

## 5.1. Potencial de Remoção Biológica

Devido à reduzida informação disponível sobre a maioria das espécies de aves marinhas (efetivos populacionais, taxas de crescimento, dados de reprodução, mortalidade natural, etc.) é muito difícil avaliar que percentagem da população pode ser removida por atividades Humanas sem consequências para as populações. Contudo, para os cetáceos houve um esforço internacional para definir uma abordagem simples e pragmática, acessível aos usuários do meio marinho.

A estimativa do potencial de remoção biológica «Potential Biological Removal – PBR» é uma das abordagens usadas para quantificar a mortalidade de uma determinada espécie causada por atividades Humanas (Wade, 1998). O valor do PBR baseia-se nas recomendações da ASCOBANS em 2000 e 2006, e corresponde a um limite de mortalidade “conservativa” (1% da mortalidade estimada em relação à melhor estimativa populacional). Em 1997, a ASCOBANS já tinha recomendado como limites “inaceitáveis” um valor máximo de mortalidade anual de 1,7% da melhor estimativa populacional.

Com base nos dados de abundância e respectivo coeficiente de variação (permitem efetuar uma estimativa de população mínima), dados de taxa máxima de produtividade teórica ou estimada e considerando fatores de recuperação, no LIFE+ MarPro foi possível quantificar o limite anual máximo admissível de remoção de indivíduos por atividades Humanas. Os valores obtidos são mais elevados para as espécies mais abundantes (Golfinho-comum e Golfinho-riscado), sendo bastante baixos para espécies ameaçadas ou com reduzidos efetivos (Tabela 5.1).

**Tabela 5.1** Valores de PBR máximo para diferentes espécies de cetáceos para as quais existem estimativas de abundância populacional.

Espécie	PBR máximo admissível (n.º de indivíduos)
Boto	17
Golfinho-comum	442
Golfinho-riscado	173
Roaz	22
Baleia-anã	14
Baleia-comum	1

## 5.2. Estimativas por frota

Segundo recomendações da ASCOBANS (1997), o valor de remoção biológica potencial (Potential Biological Removal, PBR), não deve ultrapassar 1,7% da popula-

ção nacional de uma determinada espécie de cetáceo. No LIFE+ MarPro, as capturas acidentais por frota para o período 2010-2015 foram estimadas combinando, sempre que possível, os diferentes métodos de monitorização implementados.

Pela primeira vez, foi possível efetuar um esforço de monitorização relevante em termos de cobertura da frota nacional (Tabela 5.2). Este esforço diminui os erros associados às amostragens e demonstra que para produzir estimativas de remoção adequadas é necessário recorrer a diversas metodologias que devem ser implementadas em simultâneo.

**Tabela 5.2.** Número de eventos de pesca ou dias monitorizados (esforço) para avaliar as taxas de captura acidental.

Arte de pesca	unidade	Esforço para cetáceos	Esforço para aves
Cerco	evento de pesca	6177	5167
Polivalente – redes fundeadas	evento de pesca	13626	9839
Arrasto de fundo	dias de pesca	529	529
Palangre de profundidade	dias de pesca	128	128
Arte-Xávega	evento de pesca	6996	6996

De acordo com as estimativas extrapoladas para o esforço da frota para o período 2010-2015 (Vingada *et al.*, 2015):

- › a frota do cerco capturou em média 321 cetáceos por ano, incluindo 17 Botos, 287 Golfinhos-comuns e 17 Roazes. Com base nas estimativas de captura acidental, a frota de cerco contribui para a remoção de 1,08% da população de Boto, 0,64% da população de Golfinho-comum e 0,72% de Roaz. Os valores de % de captura acidental em função da melhor estimativa populacional estão abaixo do limite de 1,7%.
- › a frota polivalente capturou em média 3639 cetáceos por ano, incluindo 203 Botos, 3318 Golfinhos-comuns e 118 Roazes, assumindo um cenário mínimo de esforço (10% da frota nacional não opera anualmente; número médio de 180 dias no mar). No futuro, é importante avaliar o esforço real (número de artes, extensão de redes, tempo de permanência no mar) de forma a conseguir estimativas de mortalidade mais precisas. A frota de polivalente, devido ao seu tamanho pode ser considerada a mais preocupante, já que contribui para a remoção de 13,24% da população de Boto, 7,34% de Golfinho-comum e 5,10% de Roaz. Para todas as espécies com capturas, os valores de % de captura acidental estão acima do limite de 1,7%.
- › a frota de arrasto de fundo capturou em média 437 cetáceos por ano, incluindo 414 Golfinhos-comuns e 23 Roazes. Com base nas estimativas de captura aci-

dental, a frota de arrasto de fundo contribui para a remoção de 0,92% da população de Golfinho-comum e 1% de Roaz. Para todas as espécies com capturas, os valores de % de captura acidental estão abaixo do limite dos 1,7%.

- › a frota do palangre de profundidade capturou em média 231 cetáceos por ano, incluindo 46 Golfinhos-comuns, 139 Golfinhos-riscados e 46 Roazes. As capturas no palangre de profundidade são raras, mas a frota apresenta um esforço de pesca muito elevado, o que se traduz num número potencial de capturas muito elevado. Esta frota contribui para a remoção de 0,10% da população de Golfinho-comum, 0,44% de Golfinho-riscado e 0,70% de Roaz. Para todas as espécies com capturas os valores de PBR estão abaixo do limite de 1,7%.
- › a frota de arte-xávega capturou em média 47 cetáceos por ano, dos quais 26 Golfinhos-comuns e 21 Botos. No norte e centro de Portugal, a Xávega contribui para a remoção de 1,4% da população de Boto e 0,06% de Golfinho-comum. Para todas as espécies com capturas, os valores de % de captura acidental em função da melhor estimativa populacional estão abaixo do limite dos 1,7%. No caso do Boto, os valores são muito elevados para uma arte sazonal e que atua apenas em algumas zonas do país.

Para a avaliação das capturas acidentais de aves marinhas, não foi possível usar a informação proveniente de Monitorização Electrónica. Também não se efetuou monitorização de mortalidade em pesca de palangre demersal (embarcações de pequeno tamanho, raramente permitindo observadores a bordo). Esta arte está identificada como estando frequentemente envolvida em práticas ilegais de pesca INN (Ilegal, Não Declarada e Não Regulamentada) com o uso de palangres em zonas ilegais e à superfície. Dados de observadores e *log-books* evidenciam que:

- › na frota do cerco, as capturas acidentais são pouco frequentes, mas cada evento envolve um elevado número de aves, estimando-se que anualmente esta arte captura 646 aves marinhas (47 Cagarras, 156 Alcatrazes, 35 alcídeos, 16 Negrolas e 24 corvos-marinhos). As capturas de Pardelas-baleares são as mais significativas e ocorrem nas zonas com maior esforço de pesca do cerco. Para a Pardela-balear a taxa de mortalidade acidental foi de 0,0182 correspondendo a 368 Pardelas-baleares capturadas por ano;
- › na frota polivalente ocorreu a maior diversidade de espécies capturadas e os níveis mais elevados de captura acidental, estimando-se uma remoção anual de 7380 aves marinhas (95 Cagarras, 1357 Alcatrazes, 1382 alcídeos, 141 Negrolas, 772 gaivotas, 1385 corvos-marinhos, 516 *Sterna* sp. e guinchos e 69 moleiros). A remoção de Pardela-balear é muito elevada, com uma taxa de mortalidade acidental de 0,007 correspondendo a 1663 Pardelas-baleares capturadas por ano;

- › na frota de arrasto de fundo as interações são muito casuais e não previsíveis, tendo sido registada apenas a mortalidade de Alcatrazes. A taxa de mortalidade acidental foi de 0,0227 correspondendo a 276 Alcatrazes capturados por ano, sendo que todos eventos decorreram devido ao embate contra cabos ou contra a rede quando estava à superfície;
- › na frota do palangre de profundidade foram verificados poucos eventos de captura acidental mas envolvendo um elevado número de indivíduos (estimativa de remoção de 3705 aves marinhas por ano). A captura de alcatrazes ocorre aquando do lançamento da linha com o isco, havendo ingestão de anzóis (a taxa de mortalidade acidental de 0,320 corresponde a 2341 Alcatrazes capturados por ano). No caso dos larídeos, verificaram-se situações de ingestão de isco e anzol, e emaranhamento nas linhas (taxa de mortalidade acidental de 0,305 correspondendo a 2227 larídeos capturados por ano);
- › a frota de arte-xávega não produz um elevado impacto nas aves marinhas (remoção de 63 aves por ano), mas afecta especialmente a Negrola, uma vez que as suas principais zonas de ocorrência coincidem com zonas de arte-xávega, e a Pardela-baleiar, durante setembro/outubro, quando se concentram junto à costa em repouso ou alimentação. A taxa de mortalidade acidental de Negrola de 0,008 corresponde a 45 aves capturadas por ano e a taxa de mortalidade acidental de Pardela-baleiar de 0,0016 corresponde a 9 aves capturadas por ano. Para além destas espécies foi registada a captura de gaiotas (4 indivíduos) e de *Sterna* sp. ou guinchos (5 indivíduos);

Globalmente as capturas de Pardela-baleiar em Portugal continental podem ser consideradas preocupantes, porque os dados obtidos mostram uma remoção potencial de mais de 2000 indivíduos por ano. Considerando, que a população mundial rondará os 25000 indivíduos, Portugal é responsável pela mortalidade de 8,2% da população. Este valor é mais preocupante se tivermos em conta a população média que ocorre em águas nacionais durante o período pós-reprodutor (Araújo *et al.*, 2017). Neste caso as pescarias Portuguesas removem 20,0% da população média que ocorre em águas nacionais.

## 5. Accidental capture in fishing gear

In mainland Portugal, interactions between fisheries and cetaceans/seabirds occur in almost all fishing gears with negative consequences for fisheries and for the conservation status of the accidentally captured species. Estimates of accidental mortality in fisheries can be obtained from surveys, observers on board fishing vessels, electronic monitoring systems or through voluntary declarations from fishermen and strandings analyses. The relationship between these values and population estimates for each species of cetacean/seabird yields the maximum admissible value of removal of animals of a given species by accidental catch, which should not compromise the population at biological level.

As a member of the European Union, Portugal must obtain scientific data on the incidental capture of cetaceans (Council Regulation 812/2004) and seabirds (COM 665/2012). With the LIFE+ MarPro project, Portugal presents the first 5 years of continuous reliable monitoring of interactions between cetaceans/seabirds and fisheries. For the first time in Portugal, it was possible to carry out an analysis covering the national fleet. According to the extrapolated estimates for the fleet effort, for the period 2010-2015 (Vingada et al., 2015):

- › The purse seine fleet captured an average of 321 cetaceans per year, contributing to the removal of 1.08% of the Harbour porpoise population, 0.64% of the common dolphin population and 0.72% of Bottlenose dolphin population. The PBR values are below the limit of 1.7%.
- › The polyvalent fleet captured a total of 3639 cetaceans per year, assuming a minimum effort scenario (10% of the national fleet does not operate annually, average 180 days at sea). It contributes to the removal of 13.24%, 7.34% and 5.10% of the Harbour porpoise, common dolphin and Bottlenose dolphin populations, respectively. For all species, PBR values are well above the limit of 1.7%.
- › the bottom trawler fleet captured an average of 437 cetaceans per year. It contributes to the removal of 0.92% of the common dolphin population and 1% of the Bottlenose dolphin population. For all species with catches, PBR values are below the 1.7% limit.
- › the deep-sea longline fleet captured an average of 231 cetaceans per year. This fleet contributes to the removal of 0.10% of the common dolphin population, 0.44% of Striped dolphin population and 0.70% of the Bottlenose population. For all species with captures, PBR values are below the limit of 1.7%.
- › the beach seine fleet (xávega) captured on average 47 cetaceans per year. Xávega contributes to the removal of 1.4% of the Harbour porpoise population and 0.06% of the common dolphin population. PBR values are below the 1.7% limit. However, considering that beach seine is a seasonal activity operating only in some areas of the country, values for Harbour porpoise are considered very high.

For the assessment of incidental catch of seabirds, it was not possible to use the information derived from Electronic Monitoring. There was also no mortality monitoring in demersal longline fishing (small vessels, rarely allowing onboard observers, sometimes involved in IUU fishing). Data from observers and log books show that:

- › the purse-seine fleet captured an estimated 646 seabirds per year. For the Balearic shearwater the accidental mortality rate was 0.0182 corresponding to 368 birds caught per year;
- › in the polyvalent fleet captured an estimated 7380 seabirds per year. For the Balearic shearwater the accidental mortality rate was 0.007 corresponding to 1663 birds caught per year;
- › in the bottom trawl fleet, the accidental mortality rate was 0.0227 corresponding to 276 captured northern gannets per year;
- › the deep-water longline fleet has an estimated removal of 3705 seabirds per year, with an mortality rate of 0.320 corresponding to 2341 captured northern gannets per year.
- › Beach seine (xávega) removal estimates correspond to 63 birds per year. It is more problematic for common scoters (mortality rate=0.008; 45 birds/year) and Balearic shearwaters (mortality rate=0.001; 9 birds/year), due to the operating areas in the centre of Portugal where these species concentrate.

The rate of Balearic shearwater captures is problematic and Portugal is responsible for the mortality of 8.2% of its population. Portuguese fisheries remove 20.0% of the average annual population in national waters during the post-breeding period estimated by Araújo et al. (2017).

**6.**

**Boas práticas e mitigação de ameaças associadas ao setor pesqueiro**



## 6.1. Boas práticas

As medidas associadas às Boas Práticas podem ser de dois tipos. As medidas operacionais (Tabela 6.1) obrigam essencialmente a uma mudança ou alteração de costumes durante as operações de pesca, sem qualquer adaptação das artes, mas sim das manobras. As medidas não operacionais (Tabela 6.2) resultam na modificação das artes ou da embarcação, e visam tornar as artes menos susceptíveis a interações com as espécies ETP (ex., alteração de materiais para que as artes se tornem mais visíveis, uso de alarmes acústicos, etc.).

Foram planeados ensaios das várias medidas não operacionais, consideradas como medidas de mitigação, que poderiam ser aplicadas nas embarcações de pesca nacionais. Contudo, depois de diversas reuniões com os Mestres que voluntariamente iriam aplicar as medidas, foi possível concluir que algumas medidas não seriam adequadas ao barco ou colocariam em risco a própria embarcação. Uma das medidas foi inicialmente ensaiada e abandonada por se ter verificado que colocava em risco as próprias aves (Tabela 6.3).

Assim, dentro do conjunto de Boas Práticas identificadas, e considerando as medidas não operacionais possíveis, foram realizados ensaios de medidas de mitigação que envolviam a utilização de pingens e redes acusticamente melhoradas, para o caso de cetáceos, e a utilização de dispositivos de afastamento por laser e de afastamento acústico, no caso das aves.

**Tabela 6.1.** Medidas operacionais por tipo de frota

	Cerco	Polivalente	Arrasto	Palangre	Xávega
Comunicação no mar: alerta de ocorrência de espécies ameaçadas	X	X	X	X	X
Trabalhar em modo cooperativo	X	X	X	X	X
Evitar interações antes da largada	X	X	X	X	X
Evitar destombar a rede	X				
Promover a largada noturna de palangres demersais		X		X	
Lançamento lateral de palangres		X		X	
Utilização de isco descongelado		X		X	
Largar as rejeições fora do período de alagem ou largada da arte	X	X	X	X	X
Evitar envolver bandos de aves, com a largada das artes	X				X
Afugentar as aves antes da largada da arte	X				X
Afugentar os cetáceos antes da largada da arte	X	X		X	X
Parar/diminuir velocidade da alagem da arte					X

**Tabela 6.2.** Medidas não operacionais por tipo de frota.

	Cerco	Polivalente	Arrasto	Palangre	Xávega
Uso de repelentes odoríferos para aves	X	X			
Canhão de água	X	X	X	X	X
Uso de linhas espanta-aves	X	X			
Aumento de peso no palangre para afundamento rápido		X		X	
Largada do palangre através de um funil submerso		X		X	
Cortina espantadora de aves		X		X	
Utilização de isco tingido		X		X	
Linhas espantadoras de aves		X	X	X	
Colocação de linhas coloridas nos cabos de arrasto			X		
Colocação de cones de plástico nos cabos de arrasto			X		
Utilização de anzóis alternativos para evitar captura de aves marinhas		X		X	
Utilização de lasers para aves	X	X	X	X	
Utilização de dispositivos de afastamento acústico	X	X		X	
Uso de redes acusticamente melhoradas		X			
Uso de pingens	X	X		X	X

**Tabela 6.3.** Medidas não operacionais recusadas para ensaios.

Medida	Razões para recusa
Uso de repelentes odoríferos para aves	Os óleos com odores de predadores contribuíam para alguma perda de impermeabilização das aves
Canhão de água	Não foi possível encontrar um modelo adequado
Uso de linhas espanta-aves	Recusado pelos Mestres: implica modificações no barco
Largada do palangre através de um funil submerso	Recusado pelos Mestres: implica modificações no barco e coloca em risco a própria embarcação
Cortina espantadora de aves	Recusado pelos Mestres: implica modificações no barco e dificulta as manobras de atracagem
Linhas espantadoras de aves	Recusado pelos Mestres: implica modificações no barco
Colocação de linhas coloridas nos cabos de arrasto	Recusado pelos Mestres: implica compra de novos cabos e desmontagem das artes já preparadas
Colocação de cones de plástico nos cabos de arrasto	Recusado pelos Mestres: implica a desmontagem das artes já preparadas
Utilização de anzóis alternativos	Recusado pelos Mestres: reduz as capturas das espécies alvo

## 6.2. Medidas de mitigação

### 6.2.1 Medidas para Cetáceos

De uma forma geral, os pescadores (especialmente os Mestres) reconhecem a captura acidental de cetáceos como um problema. Também reconhecem que as interações com os cetáceos podem provocar danos nas artes, e por isso existe todo o interesse em evitar as capturas acidentais. Assim, ao longo do projeto LIFE+ MarPro os Mestres mostraram interesse em usar e ensaiar medidas de mitigação e até alterar práticas que poderiam ser mais problemáticas. Todos os ensaios apresentados, foram efetuados de forma voluntária, com o apoio dos Mestres e pescadores das embarcações envolvidas.

### Implementação de medidas de mitigação

Em Portugal, segundo o Decreto-Lei n. 263/1981 de 3 de Setembro, é expressamente proibida a pesca, captura ou abate de qualquer espécie de mamífero marinho. É igualmente proibida, em lotas, mercados ou outro qualquer local, a comercialização de mamíferos marinhos, mesmo os que forem encontrados mortos nas artes ou aparelhos de pesca ou cujos cadáveres sejam encontrados arroja-

dos na costa. O mesmo regulamento refere ainda que a raridade de algumas das espécies de mamíferos marinhos nos mares de Portugal continental, bem como o decréscimo acentuado nas populações de outras espécies, apontam claramente no sentido da necessidade de adopção de medidas eficazes de proteção que evitem tanto quanto possível o agravamento da situação. Assim, o reconhecimento da necessidade de medidas de conservação nesta área tem vindo a aumentar ao longo dos anos.

Em Abril de 2004 foi estabelecido, pelo conselho da UE, o regulamento que determina medidas destinadas a limitar as capturas acidentais de cetáceos. Este implica obrigatoriedade relativa ao Mar do Norte, Mar Celta, e uma parte do mar Báltico. O Regulamento (CE) n. 812/2004 do Conselho de 26.4.2004 estabelece medidas relativas às capturas acidentais de cetáceos no exercício das atividades de pesca e altera o Regulamento (CE) n. 88/1998. De uma forma geral, este regulamento estabelece as seguintes recomendações:



Sistema de alerta acústico (Pinger) para cetáceos em rede de cerco | Sound alert system for cetaceans (Pinger) in net

- › Utilização de observadores a bordo dos navios acima de 15 metros com o objetivo de controlar as capturas acidentais de cetáceos e recolher os dados necessários para extrapolar as capturas acidentais observadas para o conjunto da pescaria em causa;
- › Utilização de dispositivos acústicos de dissuasão (pingers), sendo que nos navios com um comprimento igual ou maior que 12 metros é proibido o uso de redes de emalhar e tresmalho fundeadas se não forem simultaneamente utilizados dispositivos acústicos de dissuasão. Estes dispositivos devem obedecer a uma série de especificações técnicas e condições de utilização definidas pelo mesmo regulamento (Tabela 6.4).

**Tabela 6.4.** Especificações dos *pingers* impostos pelo regulamento (CE) n. 812/2004.

		Série 1	Série 2
Características de sinal	Tipo de Sinal	Digital	Analogico
	Tonalidade/banda larga	Banda larga/tonalidade	Tonalidade
	Níveis na fonte (máx-min) re 1 mPa@1m	145 dB	30-150 dB
	Frequências fundamentais	a) Varrimentos em banda larga 20-160 KHz b) 10 KHz tonalidade	10 KHz
	Harmónicas de alta frequência	Sim	Sim
	Duração (nominal) dos impulsos	300 ms	300 ms
	Intervalo entre impulsos	a) 40-30 segundos aleatório b) 4 segundos	4 segundos
Características de aplicação	Espaçamento máximo entre dois pingers ao longo das redes	200 m, com um pinger fixo em cada extremidade da rede (ou combinação de redes interligadas)	100 m, com um pinger fixo em cada extremidade da rede (ou combinação de redes interligadas)

A captura acidental de cetáceos em redes fundeadas (emalhar ou tresmalho) tem sido estudada em várias pescarias (Tregenza *et al.*, 1997; Vinther & Larsen 2004; López *et al.*, 2003). A maioria dos ensaios dirigidos a várias espécies de cetáceos (Franse, 2005) colocam a hipótese de a deteção acústica das redes de pesca por parte dos cetáceos ser limitada. Assim, é possível que os cetáceos não detetem a rede atempadamente e acabem por ser capturados. Consequentemente, a investigação feita nesta área tem-se focado em medidas de mitigação acústicas, aumentando as propriedades acústicas das redes, ou alertando acusticamente os animais para a sua presença (Ross & Isaac, 2004).

Existem várias sugestões para diminuir as capturas acidentais de cetáceos em artes de pesca. Uma sugestão consiste na tentativa de impregnar o nylon das redes de pesca com óxido de bário ou óxido de ferro, por forma a melhorar a visibilidade acústica da rede (Trippel *et al.*, 2003; Koschinski *et al.*, 2006). No entanto, a aplicação do óxido de ferro mostrou uma redução nas capturas da espécie alvo (Larsen *et al.*, 2007).

Uma alternativa a esta solução seria tornar as redes de pesca mais visíveis para os cetáceos, por forma a reduzir a captura acidental sem prejudicar as capturas «alvo» da pesca. Para tal, poderia ser utilizado um método passivo, que consiste na utilização de refletores passivos nas redes de pesca, aumentando assim a deteção acústica da rede pelos cetáceos (Rowe, 2007). No entanto, algumas desvantagens têm sido registadas. Por um lado, a deteção acústica destes refletores pelos cetáceos

parece ser variável (Cox & Read, 2004; Trippel *et al.*, 2003) e por outro lado, pode constituir um método dispendioso (Cox & Read, 2004). Por último, a utilização de refletores passivos nas redes de pesca pode ainda interferir com a alagem e calagem da rede, e com a sua fluatuabilidade e rigidez (Larsen *et al.*, 2002).

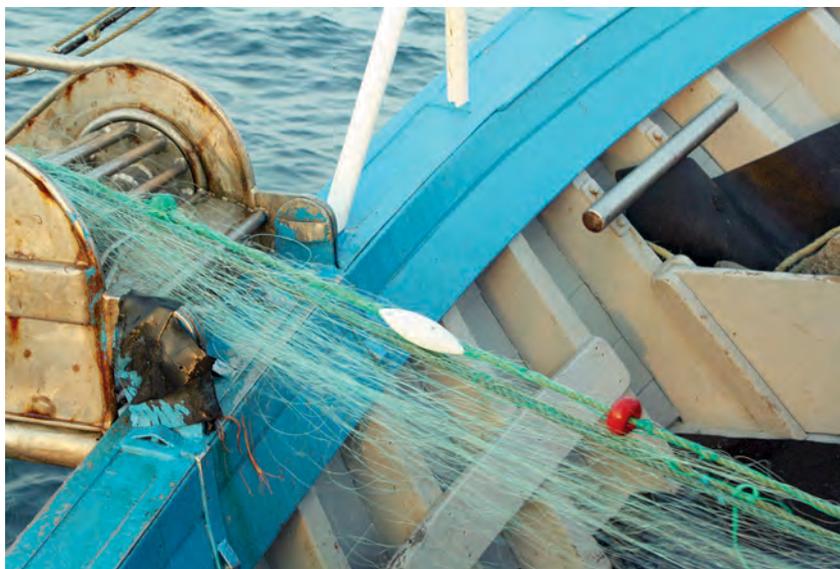
Alternativamente, pode usar-se um método ativo que consiste na colocação de dispositivos acústicos de dissuasão nas redes de pesca, os «pingers». Estes dispositivos acústicos permitem que as redes se tornem acusticamente detetáveis (Franse, 2005; Read, 2000). Vários estudos realizados com estes dispositivos acústicos na América do Norte, na Nova Zelândia e na Europa, mostraram em geral uma redução de até 92% na captura acidental de cetáceos (Kraus *et al.*, 1997; Dawson *et al.*, 1998; Barlow & Cameron, 2003; Larsen *et al.*, 2002). Um dos primeiros estudos com pingers realizou-se no final de 1980 com o intuito de reduzir a captura acidental de Baleias-de-bossa em armadilhas de bacalhau na região do Canadá (Lien, 1992). Este estudo revelou uma grande eficácia no uso dos pingers para esta espécie, já que nas redes sem pingers foram capturados 129 animais enquanto nas redes com pingers foram capturados apenas 37 animais.

Outras experiências realizadas no Golfo do Maine demonstraram que os pingers também são eficazes em reduzir as capturas acessórias de Botos na pesca com redes de emalhar (Kraus *et al.*, 1997). Assim, a maioria dos dispositivos acústicos começaram a ser concebidos para Botos, mas com os desenvolvimentos ao longo do tempo passaram a ser usados também para outros cetáceos (Culik *et al.*, 2001). O objetivo destes dispositivos é a produção de um som de alerta para que os cetáceos detetem a presença das redes, mantendo assim os animais longe das redes de pesca e evitando a captura acidental (Reeves *et al.*, 2001; Franse, 2005; Dawson *et al.*, 2013) podendo ainda ser eficazes na redução da depredação das capturas (Gazo *et al.*, 2008; Buscaino *et al.*, 2009).

Para que o uso dos pingers seja eficaz estes deverão emitir numa determinada frequência dentro da faixa de audição das espécies para que são concebidos, já que cada espécie pode apresentar faixas de audição diferentes (Kastelein *et al.*, 1997; Franse, 2005). Os pingers devem também emitir uma amplitude suficiente para que os sons sejam notórios a uma distância suficiente de modo a permitir a deteção atempada da rede. Estes dispositivos não deverão emitir em frequências que prejudiquem a captura alvo da pescaria (ou seja, deverão emitir frequências acima dos 5KHz), deverão produzir o menor ruído possível (de forma a evitar o máximo de poluição sonora) e deverão emitir som dentro da faixa de audição humana para que algum possível problema seja mais facilmente detetado (Kastelein *et al.*, 1997).

O Pinger Fumunda 10KHz foi concebido especialmente para Boto (*Phocoena phocoena*) enquanto que o Fumunda 70 KHz emite sons que estão dentro da faixa de audição de Golfinho-comum (*Delphinus delphis*) (futureoceans.com). Read e Waples (2009) sugerem o uso mais frequente do Fumunda 70 KHz e que emite uma frequência de 70 KHz e 142dB. O design dos pingers FUMUNDA permite a

sua incorporação diretamente na rede, o que facilita o retirar a rede do mar, não sendo necessário remover os pingers. A sua forma aerodinâmica minimiza (Figura 6.1) também o risco de emaranhamento durante a alagem e calagem da rede. Os pingers FUMUNDA estão descritos não só como sendo os mais fáceis de adaptar na rede mas também como os que apresentam menos impacto nas operações de pesca, tendo uma maior resistência às pressões exercidas durante a operação das artes (Read & Waples, 2009).



**Figura 6.1.** Aspecto dos pingers utilizados nos ensaios.

No entanto, foram também reportadas algumas desvantagens da utilização destes dispositivos como medida de mitigação de capturas acidentais de cetáceos em redes de pesca. Os pingers podem ser considerados um equipamento dispendioso, podem interferir na alagem e calagem da rede e podem necessitar de manutenção periódica (Dawson *et al.*, 1998). Além disso, são mencionados outros efeitos que contrariam o objetivo inicial da utilização destes dispositivos acústicos, nomeadamente a exclusão de habitat (Franse, 2005; Culik *et al.*, 2001; Carlström *et al.*, 2002), a habituação depois de uma utilização prolongada (Franse, 2005; Cox *et al.*, 2001) que poderá conduzir a que o som emitido pelo pinger seja ignorado pelos animais, danos a nível auditivo, já que diferentes espécies têm diferentes níveis ótimos de audição, e o denominado «Dinner bell-effect» em que os cetáceos são atraídos pelo som emitido, uma vez que indicam um local onde poderão encontrar comida (Franse, 2005).

## CÓDIGO BOAS PRÁTICAS



Código de boas práticas  
para a mitigação de  
interações das pescarias  
portuguesas com  
cetáceos e aves marinhas



Código de Boas Práticas para mitigação  
de interações | Code of Good Practices for  
mitigation of interactions with fisheries

É ainda de realçar que uma medida de mitigação eficaz para uma espécie de cetáceo numa determinada pescaria pode não funcionar para outras espécies e/ ou para outras pescarias. Nos Estados Unidos, as estratégias de redução de capturas acidentais, criadas e aplicadas por volta da década de 90, resultam de uma combinação de várias medidas para resolver cada problema (Read, 2000). Em Portugal, as medidas de mitigação têm sido implementadas em simultâneo com a implementação de um Código de Boas Práticas e respetivos manuais de boas práticas.

### 6.2.1.1. Ensaios com pingens

No âmbito do LIFE+ MarPro foram desenvolvidos ensaios de mitigação com pingens em embarcações de cerco, embarcações polivalentes a operar redes fundeadas e em arte-xávega. Todos os ensaios efetuados contaram com os armadores, Mestres e pescadores que estiveram envolvidos nos ensaios de forma voluntária. Os resultados obtidos podem ser analisados em termos de interação entre redes com pingens e redes controlo ou em função da mortalidade observada:

- › a interação dá informação da forma como os cetáceos interagem com as artes de pesca, sendo possível que uma arte de pesca com pingens seja abordada da mesma forma que uma rede sem pingens,
- › a mortalidade demonstra uma interação negativa onde os cetáceos envolvidos não detetaram a arte de pesca ou não consideraram a arte de pesca como uma ameaça.

## Desenho Experimental Pesca do Cerco

O desenho experimental colocado em prática em embarcações de cerco está sintetizado na Tabela 6.5. A Pesca do Cerco necessita de poucos pingens, porque é

uma rede relativamente pequena e largada de forma circular. O uso destes sistemas segue o esquema da Figura 6.2.

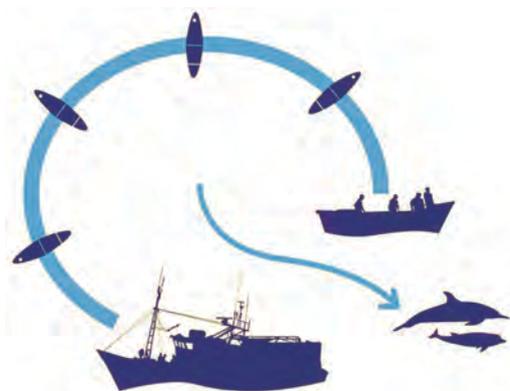


Figura 6.2. Distribuição dos pingings em redes de pesca do cerco.

Tabela 6.5. Desenho experimental dos ensaios na Pesca do Cerco.

Pesca do Cerco	
Pingings F10 e F70	5 a 7 Pingings intercalados. 1 no início da rede junto à Chalandra, 1 no final e os restantes espaçados $\pm 100$ metros
Área geográfica	Toda a costa Portuguesa
Duração	Variável entre embarcações, ensaios de 3 a 19 meses razões para paragem do ensaio: troca de redes, paragem da embarcação, avaria nos pingings, desinteresse dos Mestres e troca de armador
Tipo de recolha de dados	Observadores a bordo e <i>log-books</i> de declaração voluntária
<b>eventos (lanços) de pesca</b>	<b>sem pingings (controlo) 551</b>
	<b>com pingings 496</b>

## Desenho experimental Pesca Polivalente

O desenho experimental colocado em prática em barcos polivalentes que fazem uso de redes fundeadas está sintetizado na Tabela 6.6. A Pesca Polivalente com redes fundeadas necessita de muitos pingings (1 pinger a cada 100 metros), porque em certas embarcações as redes podem ter 4 ou mais km, o que resulta na necessidade de se usarem 42 pingings. O uso destes sistemas segue o esquema da Figura 6.3.

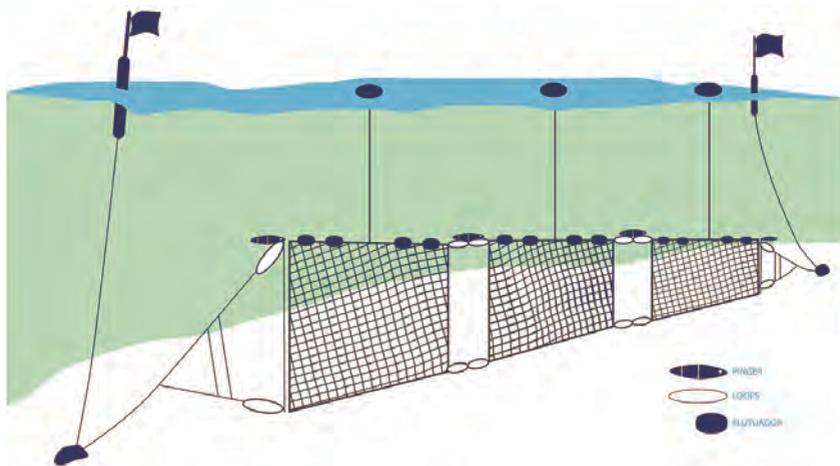


Figura 6.3. Distribuição dos pingings em redes fundeadas.

**Tabela 6.6.** Desenho experimental dos ensaios na Pesca Polivalente – Redes Fundeadas.

Pesca Polivalente	
Pingings F10 e F70	Pingings intercalados. Inicialmente F70, seguido de F10. Com o evoluir do tempo, o intercalar entre tipo de pingings deixou de ser efetivo à medida que as redes eram reparadas e pingings avariados eram substituídos. Espaçamento de 100 metros entre Pingings
Área geográfica	Do Minho a Sesimbra
Duração	Variável entre embarcações, com ensaios desde 1 mês até 25 meses. Razões para paragem do ensaio: perda de redes no mar, troca de redes, paragem da embarcação, avaria nos pingings, desinteresse dos Mestres
Tipo de recolha de dados	Observadores a bordo e <i>log-books</i> de declaração voluntária
<b>eventos (lanços) de pesca</b>	<b>sem pingings (controlo) 773</b>
	<b>com pingings 627</b>

## Desenho Experimental na Arte-Xávega

No caso da arte-xávega o desenho experimental colocado em prática está sintetizado na Tabela 6.7. A arte-xávega, tal como a Pesca do Cerco, necessita de poucos pingings, porque são usadas redes relativamente pequenas. Usando o sistema da Figura 6.4, o objetivo é evitar que os animais fiquem na zona interior das asas e posteriormente fiquem presos no saco.

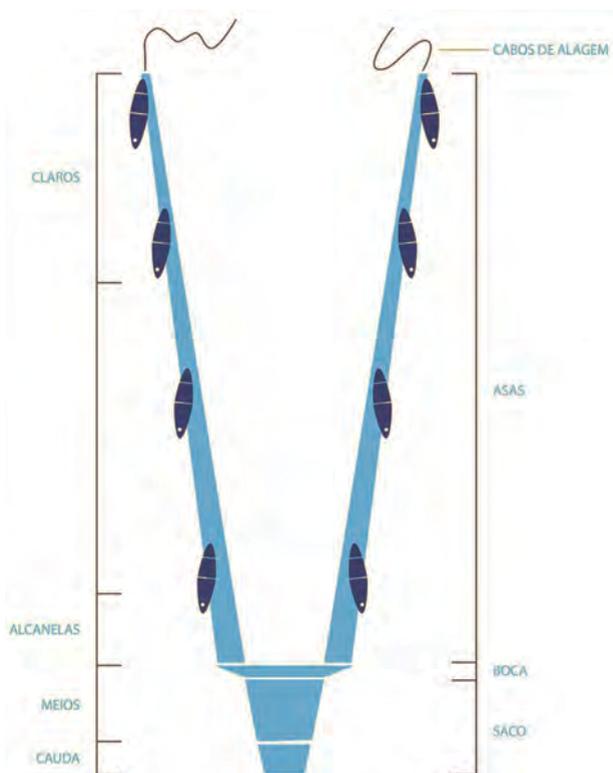


Figura 6.4. Distribuição dos pingings em redes de arte-xávega.

Tabela 6.7. Desenho experimental dos ensaios na arte-xávega.

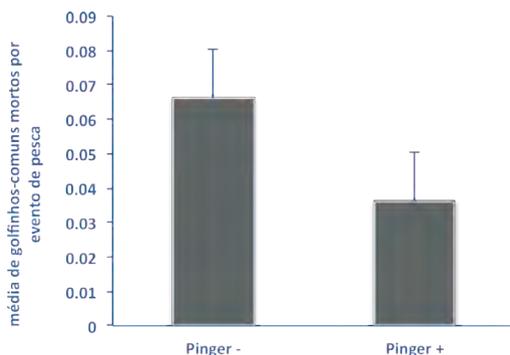
<b>Arte Xávega</b>	
Pingings F10 e F70	7 a 9 Pingings F70 e F10 intercalados (depende do tamanho das asas). intercalar os tipos de pingings deixou de ser efetivo à medida que as redes eram reparadas e os pingings avariados substituídos. Espaçamento de 100 metros entre pingings, acrescido de 1 pinginger à entrada do saco. Cada embarcação usou redes com pingings e sem pingings, usadas de modo intercalado
Área geográfica	Do Furadouro a Vieira de Leiria
Duração	Variável entre embarcações, com ensaios de 1 a 12 meses durante a primavera, verão e início do outono. Razões para paragem do ensaio: troca de redes, paragem da embarcação, avaria nos pingings, desinteresse dos Mestres, esgotamento das baterias
Tipo de recolha de dados	Observadores e <i>log-books</i> de declaração voluntária
<b>eventos (lanços) de pesca</b>	<b>sem pingings (controlo) 3093</b>
	<b>com pingings 1068</b>

## Resultados obtidos

### Pesca do cerco

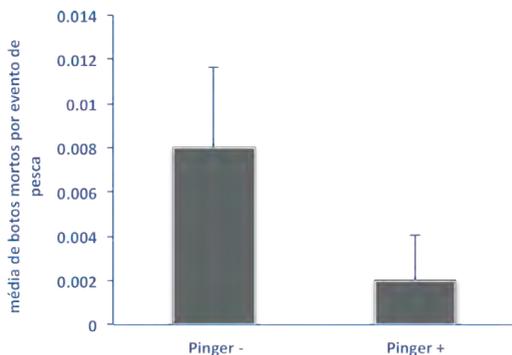
A presença de Pingers não alterou os valores de interação dos cetáceos com a pesca do cerco. Esta interação, resulta essencialmente na proximidade de cetáceos junto à embarcação ou à rede, explorando a concentração de peixe e aproveitando-se de peixe que foge da rede do cerco. Por vezes foi observada a presença dos animais no interior da área a cercar, que entretanto conseguiram sair antes da arte ser fechada. As interações são elevadas, o que demonstra que quer os cetáceos quer os pescadores estão a explorar recursos similares.

Em termos de mortalidade, durante os ensaios apenas se verificou mortalidade envolvendo duas espécies: Golfinho-comum e Boto. Na análise por espécie, a mortalidade do Golfinho-comum foi menor nas redes com pingers, sendo que essa redução foi de aproximadamente 45% (Figura 6.5).



**Figura 6.5.** Mortalidade de Golfinho-comum por evento de pesca durante os ensaios com pingers em redes de cerco.

Já no caso do Boto (uma espécie com um menor nível de interação com redes de cerco) a redução de mortalidade foi muito mais evidente, com uma redução de 75% (Figura 6.6). Este fato já tinha sido comprovado noutros locais, onde se verificou que os Botos respondem de forma mais eficaz à presença de pingers, sendo que este tipo de sistemas de alerta é mais eficaz para esta espécie.



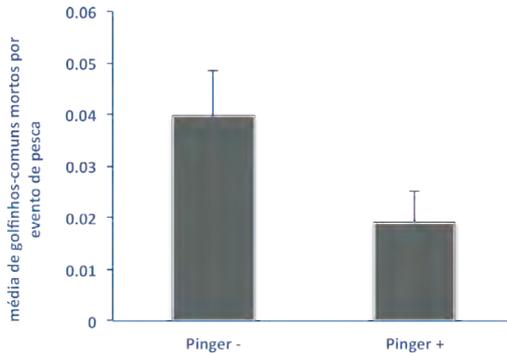
**Figura 6.6.** Mortalidade de Boto por evento de pesca durante os ensaios com pingers em redes de cerco.

## Pesca Polivalente com redes fundeadas

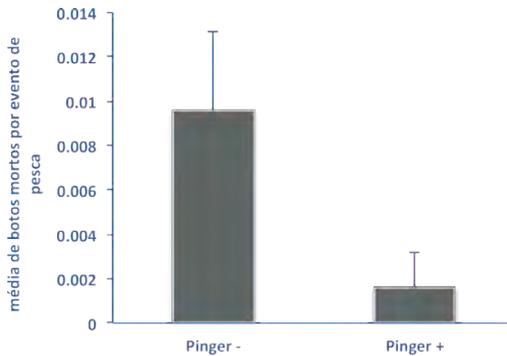
Ao contrário do observado na Pesca do Cerco, nas redes fundeadas verificou-se uma diminuição nas interações entre cetáceos e as pescas nas artes equipadas com pingers. As interações registadas ocorrem maioritariamente durante a alagem pelo que os pingers poderão estar a ajudar os cetáceos a detetarem a rede numa das alturas de maior risco de captura acidental e por isso também contribuem para a redução das interações.

Tal como no cerco, na pesca polivalente foi registada mortalidade de Golfinho-comum e Boto, apesar de nos ensaios terem sido observados Roazes e Baleias-piloto a interagirem com as redes. Ocorreu a captura de dois Roazes que conseguiram libertar-se das redes antes da alagem.

No caso do Golfinho-comum (Figura 6.7), a redução da taxa de mortalidade foi de  $\pm 52\%$ , enquanto que no caso do Boto (Figura 6.8) a redução foi de  $\pm 83\%$ . Comparando a mortalidade em redes fundeadas e no cerco, o número de Golfinhos-comuns mortos nos ensaios de polivalente (especialmente nas redes sem pingers) é menor, resultando numa taxa de mortalidade inferior. De facto, a maioria de eventos de captura em redes fundeadas resulta na morte de um indivíduo, enquanto que no cerco ocorrem eventos com mortalidade de diversos Golfinhos-comuns. Tal situação não se verifica no caso do Boto, porque cada evento em ambas as artes normalmente envolvem apenas 1 animal.



**Figura 6.7.** Mortalidade de Golfinho-comum por evento de pesca durante os ensaios com pingings em redes fundeadas.

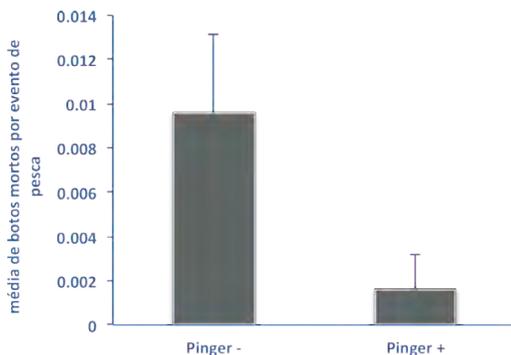


**Figura 6.8.** Mortalidade de Boto por evento de pesca durante os ensaios com pingings em redes fundeadas.

## Arte-xávega

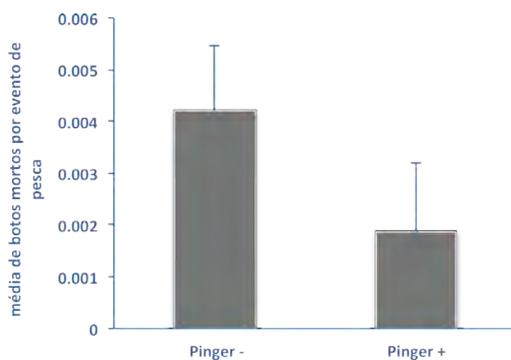
O uso de pingings contribuiu para a redução das interações em eventos de pesca de xávega. Vários Mestres de arte-xávega reportaram a observação de cetáceos a aproximarem-se das redes em movimentos direcionais seguidos de alteração ou mesmo inversão do sentido de deslocação.

No que se refere à mortalidade, foram registados eventos envolvendo 2 espécies (Golfinho-comum e Boto). Nos ensaios efetuados verificou-se que há eventos (especialmente envolvendo a captura de Golfinho-comum) que resultam na libertação de animais vivos. O uso de pingings resultou numa redução de  $\pm 82\%$  na captura de Golfinho-comum (Figura 6.9). Este valor pode dever-se à tipologia de captura, já que nesta arte, cada evento de captura pode envolver várias dezenas ou centenas de animais.



**Figura 6.9.** Mortalidade de Golfinho-comum por evento de pesca durante os ensaios com pingers em arte-xávega.

No caso do Boto, a redução de mortalidade foi menos expressiva, verificando-se que o uso dos pingers contribuiu para uma redução de 55% da mortalidade em (Figura 6.10). Um dos problemas poderá estar associado à fisiologia acústica dos Botos, sendo que em ambientes ruidosos (junto à rebentação) o som emitido pelos pingers poderá ser mascarado pelo ruído de fundo. De qualquer maneira, as taxas de redução de mortalidade estão de acordo com os valores observados para outras artes de pesca noutros países onde foram efetuados ensaios.



**Figura 6.10.** Mortalidade de Boto por evento de pesca durante os ensaios com pingers em arte-xávega.

### 6.2.2. Medidas para Aves marinhas

O ensaio de medidas de mitigação para a redução da mortalidade de aves revelou-se mais difícil de implementar do que os ensaios em cetáceos. De uma

forma geral, os pescadores não consideram a captura accidental de aves um problema tão importante como a captura de cetáceos ou tartarugas. Desta forma, estão menos dispostos a usar medidas que obrigam a alterações de comportamentos com o correspondente dispêndio de tempo. Mesmo nos ensaios voluntários (com Mestres altamente prestáveis e disponíveis), perante o risco de captura accidental de aves, frequentemente os Mestres não utilizavam os sistemas de mitigação disponíveis a bordo.

### 6.2.2.1. Ensaios com sistemas acústico e visual

Nas artes de cerco e polivalente, os sistemas acústicos (megafone com sons de alerta de aves marinhas) e visuais (lasers de afastamento de aves) foram ensaiados em simultâneo em embarcações com Mestres interessados em testar estes sistemas de forma voluntária. O desenho experimental colocado em prática no cerco está sintetizado na Tabela 6.8 e o aplicado na polivalente está sintetizado na Tabela 6.9.

**Tabela 6.8.** Desenho experimental dos ensaios na Pesca do Cerco.

<b>Pesca do Cerco</b>	
Megafone ScareCrow com 7 tipos de sons de alerta de aves marinhas e laser verde (BirdLaser ou Agrilaser)	1 Megafone ScareCrow e um sistema laser por embarcação. De uma forma geral, primeiro era usado o sistema de afastamento acústico, seguido do sistema de afastamento visual, caso o resultado com o primeiro sistema não fosse satisfatório.
Área geográfica dos ensaios	Figueira da Foz e Aveiro
Duração dos ensaios	Variável entre embarcações, com ensaios desde 1 mês até 6 meses essencialmente durante os meses de verão e início do outono.
Tipo de recolha de dados	Observadores e <i>log-books</i> de declaração voluntária

**Tabela 6.9.** Desenho experimental dos ensaios na Pesca Polivalente.

<b>Pesca por Pesca Polivalente</b>	
Megafone ScareCrow com 7 tipos de sons de alerta de aves marinhas e laser verde (BirdLaser ou Agrilaser)	1 Megafone ScareCrow e um sistema laser por embarcação. De uma forma geral, primeiro era usado o sistema de afastamento acústico, seguido do sistema de afastamento visual, caso o resultado com o primeiro sistema não fosse satisfatório.
Área geográfica dos ensaios	Figueira da Foz
Duração dos ensaios	Variável entre embarcações, com ensaios desde 1 mês até 9 meses essencialmente durante os meses de primavera, verão e início do outono.
Tipo de recolha de dados	Observadores e <i>log-books</i> de declaração voluntária

## Resultados obtidos

### Pesca do cerco

Nos ensaios efetuados no cerco, foram registadas interações com gai-votas de várias espécies (agregadas em Laridae) e Pardela-baleiar e, num número mais reduzido de eventos, interações envolvendo Andorinhas-do-mar, Guinchos, Alcaides e Alcatrazes. Foram considerados eventos de interação sempre que os animais se aproximavam perigosamente da zona de alagem da rede. Normalmente, as aves aproximam-se da zona de alagem da rede com o intuito de capturar restos de peixe ou indivíduos que se libertam das redes.

Em relação à espécie alvo (Pardela-baleiar) verificou-se uma interação de aves com as artes de pesca que resultou numa média de  $\pm 51$  indivíduos por evento de pesca sem o uso de sistemas de afastamento. Em 91% dos eventos monitorizados registou-se uma redução do número de aves na zona de risco, sendo que o número de aves na proximidade da rede diminuiu para  $\pm 6,2$  aves, sempre que se usaram os sistemas de afastamento (Figura 6.11).

Durante os ensaios, verificou-se que a pesca do Cerco atrai para a proximidade das redes muitas Pardelas-baleares. Foram registados vários eventos em que os animais mergulham por debaixo do barco para capturar pequenos pelágicos que escapam das redes. No caso das Pardelas, o comportamento de mergulho debaixo da rede, resulta num fator de risco acrescido de risco de captura acidental, sendo que as capturas registadas parecem estar associadas a esta manobra com as aves a ficarem presas no exterior da rede. Todos os eventos com Pardelas foram registados ao amanhecer ou durante a manhã, sendo que os dispositivos de afastamento não funcionam quando os animais estão a efetuar mergulhos (o som não se propaga do ar para a água e o laser reflete na superfície da água).

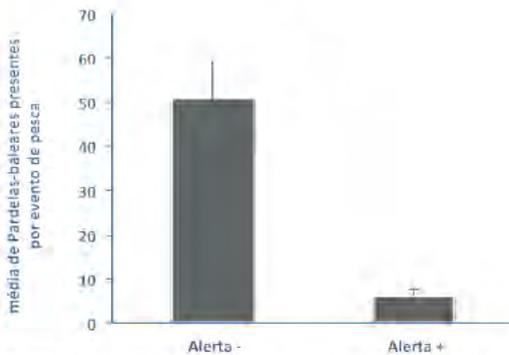
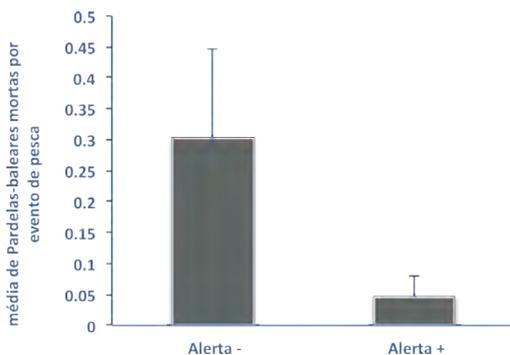


Figura 6.11. Número médio de Pardela-baleiar por evento de pesca na proximidade da arte de pesca durante a alagem.

Os eventos com mortalidade registados durante os ensaios foram relativamente poucos: 10 eventos com Larídeos e apenas 8 com Pardela-baleiar. Contudo, como os sistemas foram eficazes em afastar as aves da zona de risco de captura acidental, verificou-se também que a mortalidade foi menor sempre que se usaram os sistemas de afastamento. Contudo, no caso dos Larídeos esta redução foi menos eficaz e de apenas  $\pm 33\%$ , enquanto que no caso das Pardelas-baleares a redução foi muito mais eficaz com uma diminuição na mortalidade de aproximadamente 85% (Figura 6.12).



**Figura 6.12.** Mortalidade de Pardela-baleiar por evento de pesca durante os ensaios com sistemas de afastamento acústico e visual.

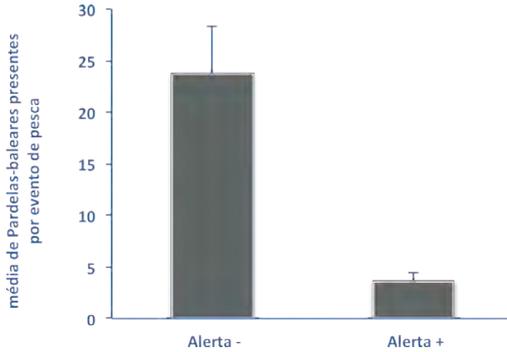
## Pesca Polivalente

Nos ensaios efetuados em barcos de pesca polivalente a operar redes fundeadas verificou-se a interação com várias espécies de gaivota (agregadas em Laridae), e Pardela-baleiar e, num número mais reduzido, verificou-se a interação em eventos envolvendo Andorinhas-do-mar e Alcatrazes.

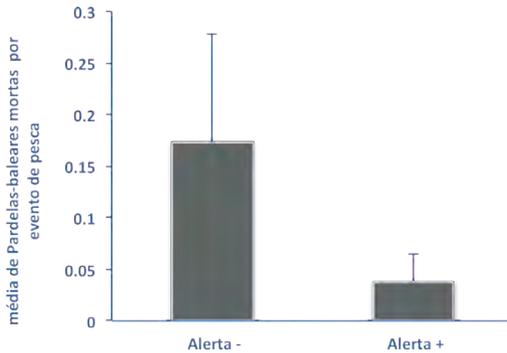
No caso da Pardela-baleiar verificou-se uma interação de aves com as artes de pesca que resultou numa média de 23 indivíduos por evento de pesca sem o uso de sistemas de afastamento. Contudo, em 88% dos eventos monitorizados registou-se uma redução do número de aves na zona de risco, sendo que o número de aves na proximidade da rede diminuiu para  $\pm 3,6$  aves, sempre que se usaram os sistemas de afastamento (Figura 6.13).

Os eventos com mortalidade registados durante os ensaios foram relativamente poucos, tendo sido registados 14 eventos com Larídeos e apenas 6 com Pardela-baleiar. Como os sistemas foram eficazes em afastar as aves da zona de risco de captura acidental, verificou-se também que a mortalidade foi menor sempre que

se usaram os sistemas de afastamento. No caso dos Larídeos, essa redução foi de  $\pm 76\%$ , enquanto que no caso das Pardelas-baleares a redução foi de aproximadamente 78% (Figura 6.14).



**Figura 6.13.** Número médio de Pardela-baleares por evento de pesca na proximidade da arte de pesca durante a alagem.



**Figura 6.14.** Mortalidade de Pardela-baleares por evento de pesca durante os ensaios com sistemas de afastamento acústico e visual.

## Análise global dos ensaios com sistemas de afastamento acústico e visual para aves

De uma forma geral os ensaios mostraram que o uso destes sistemas pode contribuir para uma redução da mortalidade de aves marinhas. Essa redução é conseguida através de uma redução da presença de aves nas zonas de risco de captura acidental (ou seja, na proximidade das artes).

Os dispositivos usados nos ensaios não constituem ferramentas que eliminem a mortalidade em artes de pesca, mas as reduções na taxa de mortalidade contribuem para que as pescarias Portuguesas venham a ter um menor impacte na mortalidade de espécies protegidas. Um dos problemas observados nos sistemas acústicos é o reduzido tempo de afastamento das aves (com a paragem do uso do sistema acústico as aves retornam à proximidade do barco). Assim, é necessário um uso mais frequente do sistema de afastamento acústico ou este deverá ser compensado com o sistema de afastamento visual.

A maioria dos ensaios foram realizados durante a alagem da rede. Nesta fase, a presença de peixe na rede e as rejeições de restos de pescado, atraem as aves para a zona de risco. Na fase de calagem, o risco de captura é menor, se as redes estiverem limpas. Contudo, nesta fase as redes poderão estar a meia-água e relativamente afastadas do barco, algo que poderá contribuir para a captura de aves mergulhadoras ou que se encontrem na água. Nesta situação, o sistema mais funcional poderá ser o de afastamento visual, visto que o laser consegue ser detetado bastante longe da embarcação.

O uso generalizado destes sistemas poderá ser sustentável em qualquer arte de pesca, visto que os custos são relativamente reduzidos. Contudo, há que alterar mentalidades ao nível dos pescadores no que se refere à importância das aves. Para esta comunidade, as aves não estão ameaçadas como os cetáceos ou tartarugas, havendo ainda o conflito com os Larídeos, que embora englobem algumas espécies importantes em termos de conservação, são entendidos como espécies que perturbam as operações de pesca. Desta forma, os pescadores são menos propensos a investir na redução das capturas acidentais, mesmo quando dispõem de equipamentos para mitigar as capturas acidentais.

## 6. Good practices and mitigation of threats associated with fisheries

Operational measures essentially require a change of habits during fishing operations, without any adaptation of the gear, but rather of manoeuvring. Non-operational measures imply gear modifications and aim to make gear less likely to interact with non-target species. After several meetings with the boat captains who would voluntarily implement the measures, it was decided to carry out with pingers and acoustically improved nets in the case of cetaceans, and with devices for visual and acoustic removal in the case of birds.

### 6.1. Measures for Cetaceans

Within the LIFE+ MarPro, mitigation tests were carried out with pingers in purse-seine vessels, polyvalent boats operating set nets and beach seines.

#### Testing with pingers

**Purse seine:** during trials, mortality was observed for common dolphins and Harbour porpoises. Common Dolphin mortality was lower (ca 45% reduction) when nets with pingers were used. For Harbour porpoises there was a 75% mortality reduction.

**Polyvalent boats:** mortality was observed for common dolphins and Harbour porpoises (2 Bottlenose dolphins were released alive). Nets equipped with pingers led to a 52% reduction of the Common Dolphin mortality rate, and 83% reduction of the Harbour porpoise mortality rate.

**Beach seine:** mortality was observed for common dolphins and Harbour porpoises. Pingers in beach seines resulted in a  $\pm$  82% reduction of common dolphin captures (a single capture event may involve hundreds of dolphins). A less significant mortality reduction (55%) was obtained for Harbour porpoises, partly because these events involved only one or very small groups of animals

### 6.2. Measures for Seabirds

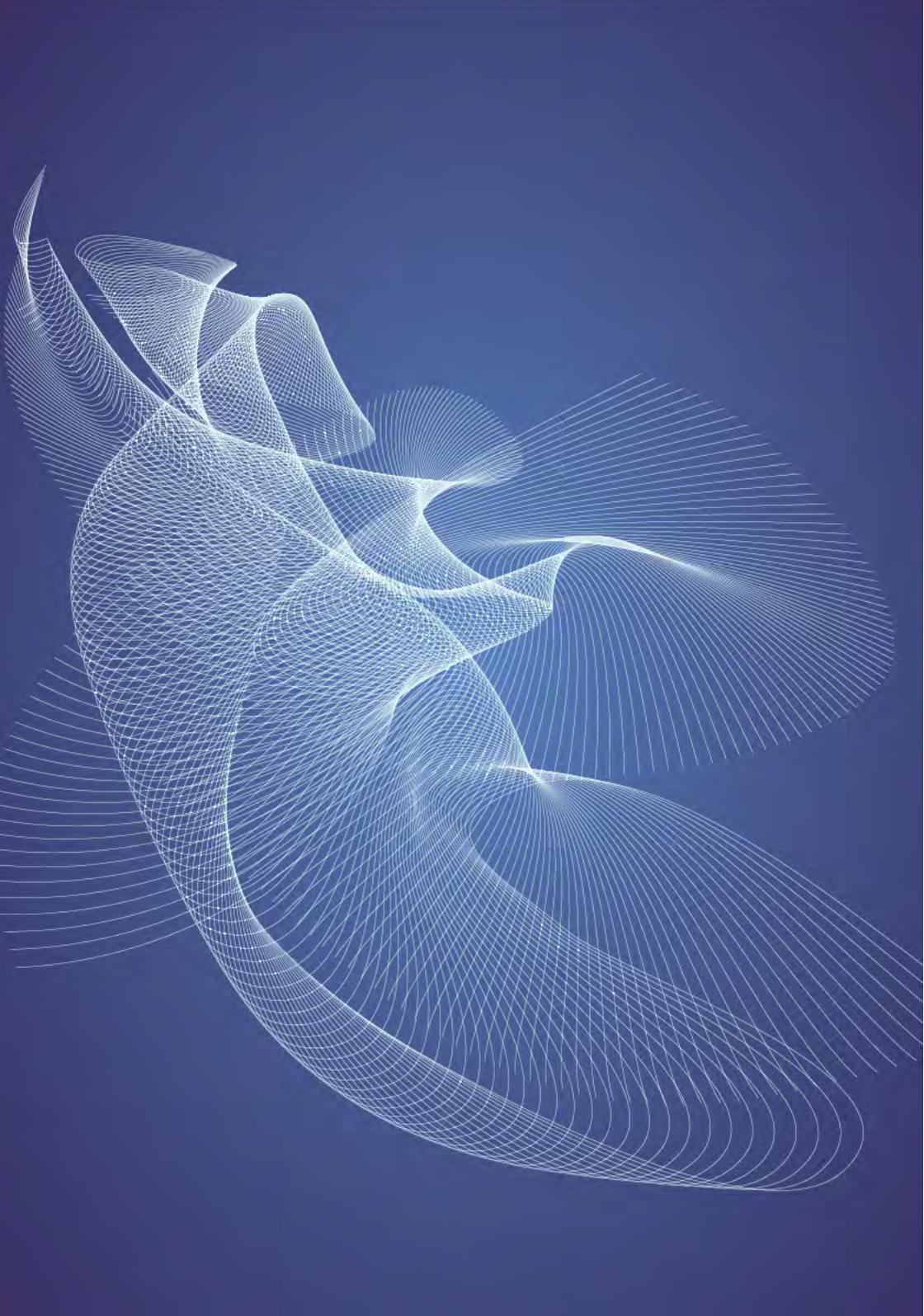
In the purse seine and polyvalent boats, acoustic systems (megaphones with seabird alert sounds) and visual systems (bird-diverting lasers) were simultaneously tested by captains interested in testing these systems on a voluntary basis.

**Purse seine:** The events with mortality recorded during the trials were relatively few: only 8 involving Balearic shearwaters. In the case of Balearic shearwaters the mortality reduction was effective with an approximate 85% decrease in mortality.

**Polyvalent boats:** The events with mortality recorded during the trials were relatively few, only 6 involving Balearic shearwaters. In 88% of the monitored events, there was a reduction in the number of birds (from 23 down to  $\pm$  3.6 birds) in the risk zone.

## **Global analysis of the assays with acoustic and visual alert systems for birds**

Trials showed that the use of these systems contribute to decrease seabird mortality by reducing the presence of birds in areas at risk of accidental capture. However, acoustic systems allow for a reduced time of bird removal. Thus, a more frequent use of the acoustic system is required or it should be compensated with the visual alert system. Most tests were performed during hauling when fish in the net fish discards may attract birds to the risk zone. Nets in mid-water while relatively distant from the boat, may contribute to capture diver birds. In this situation, the visual system should be the most functional, since the laser can be detected quite far from the boat. The widespread use of these systems could be sustainable in any fishing gear, since the costs are relatively low.



**7.**

## **Arrojamentos e reabilitação**

## Arrojamentos

Um arrojamento corresponde a uma situação de ocorrência em terra de um animal marinho (vivo ou morto). Normalmente, é mais frequente que estas situações ocorram com animais mortos, mas verifica-se um aumento significativo na ocorrência de animais vivos, à medida que aumenta o envolvimento de mais entidades e pessoas na comunicação destas situações.

### Arrojamentos de cetáceos

O projeto LIFE+ MarPro possibilitou a melhoria das capacidades de intervenção, com implementação de protocolos padronizados de colheita de informação e amostras. Assim, a recolha de cetáceos arrojados passou a representar uma importante ferramenta para a avaliação dos estatutos de conservação de diversas espécies marinhas, muitas vezes difíceis de monitorizar no seu ambiente natural. Contudo, no caso das aves marinhas, as entidades e as pessoas em geral tendem a comunicar menos situações em comparação com os cetáceos. A maioria da informação que existe é baseada em percursos efetuados de forma dedicada nos invernos de 1983 a 1986, 1990 a 1996 e 2002 a 2003, durante o derrame do «Prestige».

Portugal acompanhou os esforços de melhorias na recolha de animais marinhos mortos e vivos que ocorreram um pouco por toda a Europa. Atualmente, é reconhecido que este trabalho contribuiu para o aumento do conhecimento sobre a biologia geral, constituição anatómica, fisiologia, anatomia, patologia, exposição a poluentes, ecologia, distribuição de populações, avaliação de causas de morte, avaliação de bycatch e migração de inúmeras espécies marinhas.

Atendendo a que apenas chega a arrojar uma pequena percentagem dos exemplares que morrem no mar, os decisores e as entidades científicas de qualquer país deverão empenhar-se para que os eventos de arrojamento forneçam informação científica de qualidade que contribua para a gestão das espécies.

Existem registos esporádicos e casuais de arrojamentos de mamíferos marinhos em Portugal desde o século XII. Já no que se refere às aves não há informação histórica que permita uma análise temporal prolongada. Em 1977, foi criada a Rede Nacional de Arrojamentos de Mamíferos Marinhos envolvendo o Aquário Vasco da Gama, o Museu do Mar (Cascais) e a Autoridade Marítima. Desde essa altura, a informação era recolhida por voluntários ou agentes da Autoridade Marítima e depois encaminhada para o Aquário Vasco da Gama. Nos finais dos anos 80, a coordenação da rede ficou a cargo do Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza (atualmente ICNF), sendo que a informação continuou a ser recolhida principalmente por parte dos agentes da Autoridade Marítima (Polícia Marítima). No ano 2000, devido à elevada ocorrência de arrojamentos de cetáceos na zona centro do país, a Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS) em cooperação com a Universidade do Minho (UM), e o Instituto da Conservação na Natureza e da Biodiversidade (ICNB), decidiu implementar uma Rede Regional de Arrojamentos (incluída na Rede Nacional de Arrojamentos, coordenada pelo ICNF). Em 2010, uma segunda rede local estendeu-se à região do Algarve, sendo que, atualmente, cerca de 2/3 de Portugal tem redes de arrojamentos dedicadas.

Existem 2 modos de atuação, as prospeções periódicas e a resposta a alertas de arrojamentos. As prospeções periódicas são realizadas sempre que possível em conjunto com a Autoridade Marítima para a deteção e recolha de animais arrojados em áreas remotas ou de difícil acesso. As equipas de resposta a alertas estão contactáveis permanentemente e, mediante a informação recebida sobre o local e número de indivíduos, deslocam-se imediatamente ao local do arrojamento.



Baleia-piloto arrojada | Stranded Pilot whale

O animal arrojado é transportado para instalações apropriadas para efetuar necrópsia detalhada. No entanto, o transporte é condicionado pelo tamanho do animal arrojado e pelo seu estado de decomposição. Em qualquer das situações, os animais são sujeitos a necrópsias pormenorizadas segundo os protocolos padronizados. Adicionalmente, no decorrer da necrópsia realiza-se um exame específico para detetar indícios de captura accidental em artes de pesca, seguindo protocolos específicos para esse efeito.

Dependendo do estado de decomposição do animal, é efectuada uma colheita seletiva de amostras (Tabela 7.1) que são enviadas imediatamente para análise ou armazenadas num banco de tecidos (BTAM – Banco de Tecidos de Animais Marinhos). O arquivo sistemático de amostras no Banco de Tecidos permite efetuar estudos mais amplos e retrospectivos, referentes a causas de morte, estado de saúde dos indivíduos, estrutura das populações, dieta, etc.

**Tabela 7.1.** Exemplos de amostras recolhidas nos animais arrojados, modo de conservação e tipo de estudo correspondente.

Amostra	Conservação	Exemplos de estudos possíveis
Vários órgãos	Formol (10%) tamponizado	Histopatologia
Pele e músculo	Álcool (70%)	Genética
Vários órgãos	Congelação (-20°C)	Contaminação (organoclorados, metais pesados, biotoxinas)
Vários órgãos	RNALater/Congelação (-20°C)	Virologia/Bacteriologia
Vários órgãos	Congelação, envio para laboratório	Bacteriologia/Micologia
Conteúdo estomacal	Congelação (-20°C)	Dieta
Dentes	Congelação (-20°C) + álcool (70%)	Idade
Gónadas	Formol (10%) tamponizado	Reprodução
Parasitas	Álcool (70%)	Parasitologia
Sangue/soro	Refrigerado/congelação (-20°C)	Hematologia/Bioquímica
Crânio/esqueleto	Seco	Osteologia

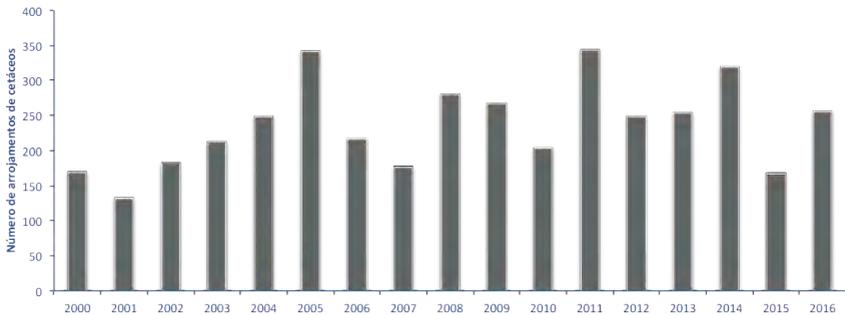
Simulações baseadas na densidade das espécies mais comuns e na marcação de golfinhos capturados accidentalmente com etiquetas ou *tags* de identificação (Figura 7.1) mostram que a taxa de deteção de carcaças arrojadas é relativamente baixa. Em cooperação com os Mestres das embarcações, foi possível colocar *tags* nos animais mortos no local da captura accidental e verificar que percentagem desses animais chegava a arrojar na costa. A taxa de deteção de carcaças arrojadas variou entre 19,6% para a Baleia-anã e apenas 2,18% no caso do Golfinho-riscado. No caso do Boto, estimou-se que apenas arrojam 11,97% dos indivíduos que morrem no mar e no caso do Roaz esse valor desce para 9,97%. As razões para um tão baixo número

de cetáceos arrojadados (em relação à mortalidade), deve-se a fatores como a flutuabilidade dos animais após a morte, predação, distância do local de morte do animal à costa, correntes, ventos e temperatura da água. Todos estes fatores conjugados podem favorecer ou impedir o arrojamento do cetáceo morto.



**Figura 7.1.** Golfinho arrojado com tag de identificação de captura accidental.

No período compreendido entre 2000 e 2016, foi registado um total de 4021 cetáceos arrojadados englobando 4 espécies de mysticetes e 14 espécies de odontocetes. Desde o estabelecimento da rede regional dedicada no ano 2000, em Portugal Continental foi registada uma média de 236 indivíduos arrojadados por ano (DP=62,2) (Figura 7.2) incluindo animais mortos e vivos.

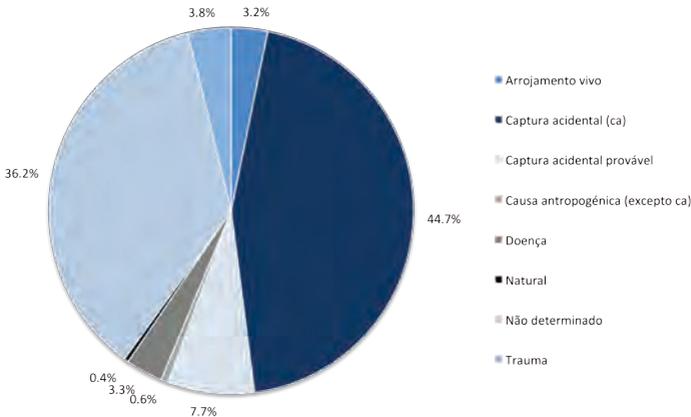


**Figura 7.2.** Evolução do número de arrojamentos de cetáceos em Portugal Continental de 2000 a 2016.

Foi possível registar espécies consideradas raras ou ocasionais nas águas portuguesas (Baleia-sardineira, Baleia-de-Bryde, Baleia-piloto-tropical e Golfinho-pintado-do-Atlântico) e foi detetada uma espécie pela primeira vez em Portugal Continental (Golfinho-de-Fraser). Em termos de ocorrência, o Golfinho-comum é o

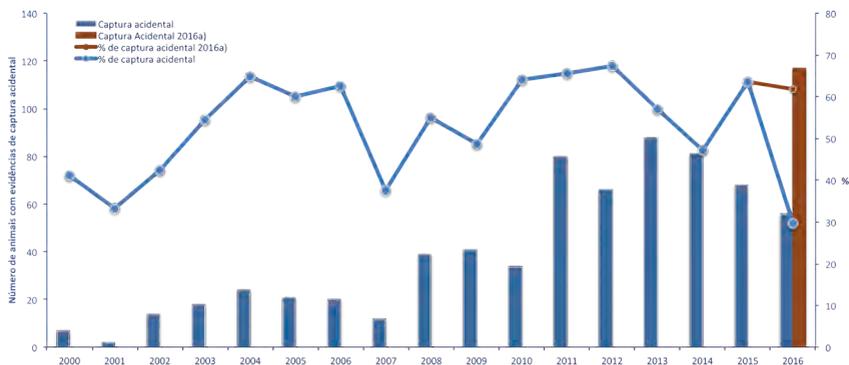
odontocete mais representativo nos arrojamentos, seguido do Boto e do Golfinho-riscado. No que se refere a mysticetes, a Baleia-anã foi a espécie mais detetada nos arrojamentos.

Dos 4021 cetáceos arrojados, não foi possível examinar 39,74% dos animais devido ao seu elevado estado de decomposição (que não permite a análise) ou devido à sua remoção imediata antes da chegada das equipas de arrojamentos. Dos 2423 cetáceos analisados, não foi possível encontrar evidências externas ou macro-lesões que justificassem o arrojamento em 36% dos casos (Figura 7.3). A captura accidental foi a principal causa de arrojamento identificada (45%), seguida de captura accidental provável. Arrojamentos vivos, doença e trauma, foram causas de arrojamento menos frequentes, com valores próximo dos 3% dos animais analisados. Causas naturais e outras causas antropogénicas foram as causas de arrojamento menos representadas.



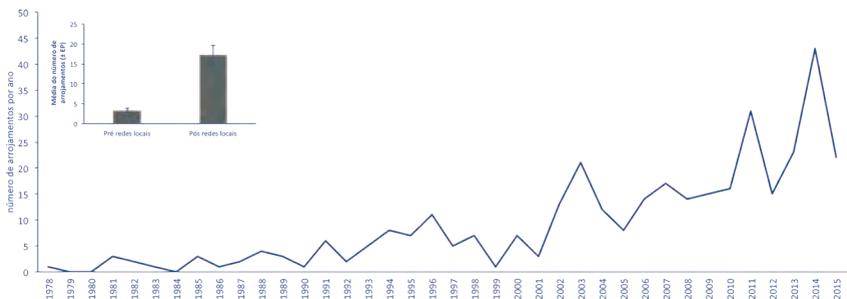
**Figura 7.3.** Causas atribuídas ao arrojamento dos cetáceos analisados.

A análise dos animais arrojados é indicativa de que a captura accidental é o principal fator de mortalidade de cetáceos em Portugal Continental. O número mais elevado de animais com evidências de captura accidental foi identificado em 2016. No entanto, esse valor ficou a dever-se a um único evento de captura em Xávega de um grupo muito numeroso de Golfinhos-comuns. Esse evento impediu que o ano de 2016 fosse o ano com o menor número de capturas accidentais dos últimos 6 anos, correspondente à menor percentagem de captura accidental desde ano 2000 (Figura 7.4). Os valores de mortalidade por captura accidental são muito elevados e preocupantes, já que flutuam entre 33 e 67% dos animais arrojados anualmente.



**Figura 7.4.** Evolução do número de animais com sinais de captura acidental confirmada e % de captura acidental em função do número de animais analisados. 2016, valores finais devido a um único evento de captura acidental massiva.

No que se refere às espécies-alvo do LIFE+ MarPro, no caso do Boto há registos de arrojamentos desde 1978. Verificou-se um ligeiro incremento de arrojamentos de Boto a partir de 2002. No ano de 2014, registou-se o valor máximo de 43 Botos arrojados (Figura 7.5). Os arrojamentos de Boto estão essencialmente associados a captura acidental, que representa 64% dos Botos necropsiados. Este incremento da mortalidade de Boto por captura acidental foi registado na Europa (Peltier *et al.*, 2013), no noroeste do Pacífico nos Estados Unidos (Huggins *et al.*, 2015) e no Mar de Azov (Vishnyakova & Gol'din, 2014.)

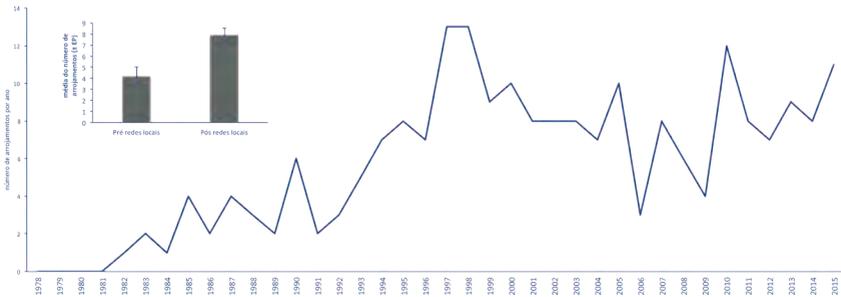


**Figura 7.5.** Evolução do número de arrojamentos de Boto em Portugal Continental.

Com a implementação da recolha dedicada a nível regional verificou-se o incremento do número de animais registados e recolhidos, com uma média de 17 animais por ano em oposição à média de 3 animais registados antes da existência das redes regionais. A presença e disponibilidade de equipas permitiu que houvesse uma maior comunicação de eventos, principalmente a partir da Autoridade Marítima, justifi-

cando em parte o aumento dos animais registados. Contudo, este aumento deve-se maioritariamente ao incremento real da mortalidade de animais, um aumento que continuou a verificar-se nos anos subsequentes.

O Roaz é uma espécie menos frequente nos registos de arrojamentos. Por ser menos susceptível a capturas accidentais e devido ao seu maior tamanho corporal, pensa-se que o Roaz tenha uma menor probabilidade de arrojar. Existem registos de arrojamentos de Roaz arrojados desde 1982. Foi possível registar um pico de arrojamentos em 1997 e 1998 (com 13 indivíduos em cada um dos anos), seguido de um novo decréscimo e estabilização sem tendência definida (Figura 7.6).



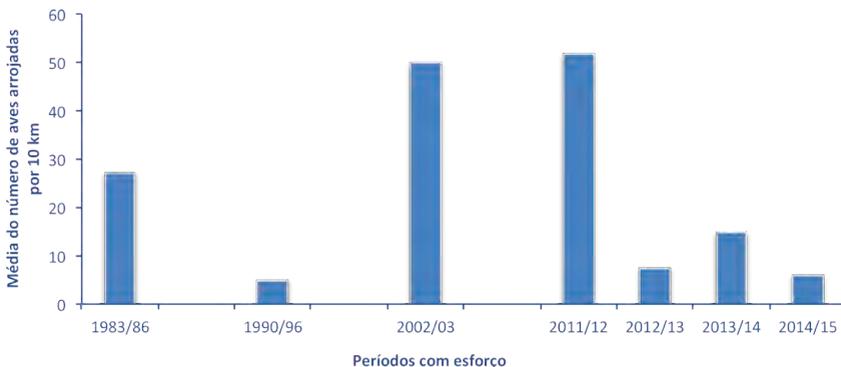
**Figura 7.6.** Evolução do número de arrojamentos de Roaz em Portugal Continental.

Com a implementação da recolha dedicada ao nível regional verifica-se que, tal como no Boto, o número de Roazes registados e recolhidos torna-se mais elevado (8 animais por ano) sendo o dobro do observado antes da existência das redes regionais (Figura 7.6). Este incremento, encontra-se associado a um aumento do registo de casos de mortalidade por captura accidental, que na atualidade corresponde a 39% dos Roazes necropsados.

## Arrojamentos de aves marinhas

Conforme foi referido anteriormente, não existe uma informação sistemática sobre o número de arrojamentos de aves marinhas ao longo dos anos e em todos os meses. Devido à extensão de praias pouco frequentadas, é necessário o esforço conjunto com algumas entidades e particulares na comunicação de informação dos arrojamentos para que seja obtida informação suficiente sobre a mortalidade real de aves marinhas. Um dos principais fatores que limitam os dados sobre mortalidade de aves marinhas é a dificuldade em identificar os cadáveres de aves.

Durante o LIFE+ MarPro foi efetuado recolha de informação sobre aves arrojadas em várias zonas do país, com um esforço mais dedicado na zona entre o Furadouro e Peniche. Para comparação retrospectiva dos dados foram apenas analisados os dados referentes aos meses de outono/inverno de Outubro a Março (Figura 7.7). Os dados obtidos e a sua comparação retrospectiva, mostram que não há uma tendência nos arrojamentos durante o período de outono/inverno. Há uma flutuação muito significativa de arrojamentos, sendo que os anos com maior número de arrojamentos por 10 km correspondem aos invernos de 2002/2003 e 2011/2012, com valores próximo das 50 aves arrojadas por 10 km de esforço. Para os anos 2002/2003, o derrame do Prestige está identificado como a principal causa do elevado número de arrojamentos, com um claro domínio de Alcídeos (especialmente Tordas-mergulheiras) e Alcatrazes. No inverno de 2011/2012, a recolha de um elevado número de aves deveu-se a vários eventos múltiplos de captura accidental em artes de pesca ilegais que ocorreram na zona do Baleal, Nazaré e Figueira da Foz. Nestes eventos foram recolhidas diversas espécies de aves marinhas, mas os arrojamentos foram dominados por Tordas-mergulheiras.



**Figura 7.7.** Médias de aves arrojadas por 10 km de esforço de prospeção para Portugal Continental. Anos 83/86, adaptado de Teixeira (1986); anos 90/96, adaptado de Granadeiro *et al.* (1997); anos 02/03, valores extraídos da base de dados do evento «Prestige» – Região Centro; anos 11/15, valores extraídos do LIFE+ MarPro e Fernandes, 2015).

Retrospectivamente, no período de 1983 a 1986 a mortalidade apresentou um valor intermédio, com um domínio da mortalidade de Alcídeos e uma mortalidade muito significativa de Gaivota-tridáctila. No período de 1990 a 1996 o número de arrojamentos registados foi relativamente baixo, com valores mais elevados entre Peniche e Aveiro. A mortalidade foi dominada por Torda-mergulheira, Alcatrazes e grandes Larídeos que corresponderam a mais de 70% dos arrojamentos registados. Os invernos de 2012 a 2015, voltaram a apresentar valores de mortalidade mais

baixos, próximos de 10 aves por cada 10 km, continuando a ocorrer um domínio da mortalidade de Alcídeos e Alcatrazes.



Alcatraz arrojado | Stranded Northern gannet

## Reabilitação

A reabilitação de fauna selvagem envolve resgate ou captura, cuidado e tratamento de animais selvagens abandonados, órfãos, feridos ou doentes. O objetivo do processo de reabilitação é devolver o animal à Natureza, sendo que o processo depende das causas de admissão e da capacidade do animal poder retomar as atividades normais de forma a que não inviabilize a sua sobrevivência nem represente um risco para a saúde dos indivíduos selvagens (da sua espécie ou de outras espécies).

Nas últimas duas décadas, os esforços de reabilitação aumentaram globalmente, especialmente nos países que acolhem importantes colónias reprodutoras ou em regiões onde os animais marinhos tendem a concentrar-se durante alguns períodos do ano.



Radiografia de Alcatraz com anzol no esófago | X-Ray view of a fishing hook lodged in the esophagus of a Northern gannet

Atualmente, a reabilitação evoluiu para uma prática multidisciplinar (veterinários, enfermeiros, biólogos, etc.) altamente organizada, contribuindo para a investigação nas áreas de veterinária, biologia e saúde animal e promovendo o avanço do conhecimento em áreas mais complexas, como por exemplo a caracterização das ameaças antrópicas, genética populacional, saúde dos oceanos, etc. A reabilitação de fauna marinha pode aumentar o nosso conhecimento sobre as patologias que afectam as populações selvagens e este conhecimento também pode ser útil para os animais domésticos e até para o Homem. A investigação em medicina veterinária e em medicina da conservação tem proliferado com o aumento do conhecimento científico relacionado com a reabilitação e tratamento de animais marinhos arrojados, uma vez que se recolhem dados sobre animais que normalmente são difíceis de manipular ou até de observar em estado selvagem.

A reabilitação raramente contribui diretamente para a conservação de uma espécie animal, estando geralmente mais preocupada com o bem-estar do animal. Contudo, este contributo pode ser mais significativo, quando consideramos populações de espécies em declínio, como as tartarugas marinhas ou algumas aves marinhas, ou até como no caso do Boto que atualmente apresenta um número de efetivos populacionais muito reduzidos na Península Ibérica.

A reabilitação de animais marinhos permite ainda a formação de pessoal com experiência em reabilitação de espécies em risco ou no resgate de animais marinhos em dificuldades devido a colisão com embarcações, derrames de petróleo, interações com pesca, encalhe em baixios, etc. A reabilitação oferece também oportunidades para educar o público sobre as ameaças aos animais e ambientes marinhos e promover a conservação destas espécies e habitats.

Ao mesmo tempo, alguns animais reabilitados podem ser munidos de sistemas de seguimento (anilhas de metal, anilhas de cor, transmissores, etc.) que permitam acompanhar os seus movimentos e comportamentos após o processo de reabilitação. Este tipo de informação é difícil de obter a partir de animais em estado selvagem.



Devolução de Gaivota-de-asa escura com anilha de cor, para seguimento depois do processo de reabilitação | Releasing a lesser black-backed gull marked with a color ring for monitoring after rehabilitation



Pardela-baleare em reabilitação | Balearic shearwater in rehabilitation

Animais em reabilitação podem também fornecer informação sobre o estado de saúde das populações selvagens. Nos últimos anos, observa-se um crescente interesse de investigação sobre o efeito de doenças e parasitas, a nível da população e não apenas a nível individual. As novas doenças e toxinas, bem como os sinais clínicos a eles associados, são mais facilmente observados em animais em reabilitação do que em estado selvagem. Novas ameaças ambientais sobre os oceanos e recursos marinhos, como a poluição sonora, biotoxinas e contaminantes químicos têm sido documentados em animais marinhos submetidos a reabilitação.

## Mamíferos Marinhos

Com o início da implementação das redes regionais de arrojamentos começaram a ser registadas situações de animais arrojados vivos e com necessidade de prestação imediata de cuidados. A falta de meios e de um centro de recuperação especializado neste tipo de animais era uma condicionante na tomada de decisões e no encaminhamento dos animais arrojados. Deste modo, em 2006 foi criado um centro de recuperação de animais marinhos, no centro de Portugal, como resposta ao crescente número de animais marinhos vivos encontrados. Em 2015 foi criado o CRAM-ECOMARE que é um novo centro de grande dimensões e substituiu o centro de reabilitação que tinha sido criado em 2006.

A evolução do número de resgates de mamíferos marinhos desde o ano 2000 (Figura 7.8) na zona centro e norte de Portugal mostra que todos os anos existem situações de arrojamentos de mamíferos marinhos vivos.

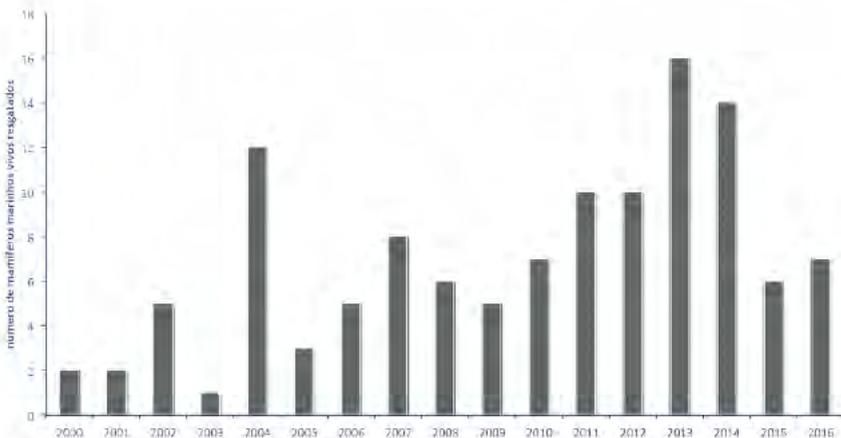


Figura 7.8. Evolução anual do número de mamíferos marinhos envolvidos em situações de resgate.



Resgate de Golfinho-comum | Common-dolphin rescue

Desde 2000 as equipas de reabilitação foram chamadas em intervir em arrojamentos envolvendo 120 indivíduos de 16 espécies de mamíferos marinhos (Tabela 7.2) incluindo cetáceos e focas. No caso dos cetáceos, mais de 30% dos eventos envolveram Golfinhos-comuns, seguidos de eventos com Golfinhos-riscados e Botos. A espécie de foca com mais eventos foi a Foca-cinzenta, sendo que a maioria dos eventos correspondeu à reabilitação de indivíduos com menos de 1 ano de vida.

**Tabela 7.2.** Espécies e número de indivíduos envolvidos em situações de resgate de mamíferos marinhos vivos entre os anos 2000 e 2016.

Nome científico	Nome comum	N.º de indivíduos	%
		<b>120</b>	<b>100,0</b>
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-anã	1	0,83
<i>Balaenoptera novaeangliae</i>	Baleia-de-bossas	1	0,83
<i>Balaenoptera physalus</i>	Baleia-comum	2	1,67
<i>Delphinus delphis</i>	Golfinho-comum	37	30,83
<i>Globicephala melas</i>	Baleia-piloto	4	3,33
<i>Grampus griseus</i>	Grampo	1	0,83
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote-pigmeu	4	3,33
<i>Mesoplodon bidens</i>	Baleia-de-bico-de-Sowerby	1	0,83
<i>Mesoplodon mirus</i>	Baleia-de-bico-de-True	3	2,50
<i>Phocoena phocoena</i>	Boto	12	10,00
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Golfinho-riscado	34	28,33
<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado	2	1,67
<i>Tursiops truncatus</i>	Roaz	7	5,83
<i>Cystophora cristata</i>	Foca-de-crista	1	0,83
<i>Halichoerus grypus</i>	Foca-cinzenta	9	7,50
<i>Phoca vitulina</i>	Foca-comum	1	0,83



Veículo de emergência do projeto LIFE+ MarPro | Project's emergency vehicle



Analisador de sangue no centro de reabilitação de animais marinhos | Blood analyzer at the marine animal rehab center

A maioria dos cetáceos arrojados vivos morreu no local do arrojamento (40%). Embora este valor seja expectável, visto estes animais estarem em mau estado de saúde e condição física, a manipulação realizada por populares antes da equipa chegar ao local muitas vezes condiciona o sucesso de resgate dos animais.

Considerando a globalidade dos mamíferos marinhos, a taxa de sucesso de reabilitação desde o ano 2000 foi de 15%, sendo que se devolveram ao meio marinho 18 indivíduos. Salienta-se que durante o LIFE+ MarPro foi devolvido à natureza um exemplar de Golfinho-comum adulto após uma reabilitação de 60 dias. Esta devolução à natureza é um marco importante na reabilitação de cetáceos em Portugal pois é o primeiro registo de devolução à natureza de um cetáceo após reabilitação prolongada num centro de recuperação. Foram vários os factores que determinaram o sucesso do resgate e reabilitação deste Golfinho-comum, tais como a formação das equipas de resgate e reabilitação, o treino das autoridades envolvidas, a possibilidade de realizar o transporte do animal em condições adequadas (na viatura especializada do projeto LIFE+ MarPro) e ter à disposição equipamentos de diagnóstico que permitiram a rápida avaliação do estado de saúde do animal. No caso específico das focas, o sucesso de reabilitação é muito superior (90%), uma vez que os indivíduos resgatados normalmente apenas surgem subnutridos ou com ligeiros ferimentos, sem patologias graves associadas.

## Aves Marinhas

Desde 2006, foram admitidas 1148 aves marinhas no centro de reabilitação, das quais 900 foram admitidas durante o projeto LIFE+ MarPro. Verifica-se que desde o arranque oficial do Centro de Reabilitação em 2006, as entradas de aves marinhas eram relativamente baixas (sempre menos do que 50 indivíduos). Com

o início do LIFE+ MarPro, a admissão de aves subiu mantendo-se acima dos 150 indivíduos ao longo de todo o projeto (Figura 7.9). A visibilidade do projeto e capacidade instalada das equipas de arrojamentos potenciaram a recolha de animais vivos arrojados, o que pode indicar que, anteriormente, muitos dos arrojamentos vivos de aves não eram detetados.

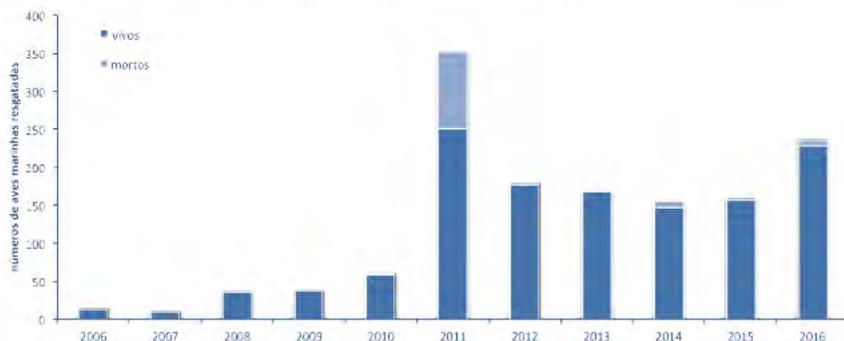


Figura 7.9. Evolução da admissão de aves marinhas em reabilitação.

Ao longo dos anos foram admitidas no Centro de Recuperação 24 espécies de aves marinhas, sendo que os grandes Larídeos, o Alcatraz e a Torda-mergulheira foram as espécies com maior número de admissões. No que diz respeito ao estatuto de conservação das espécies de aves marinhas que deram entrada em reabilitação, foram admitidas espécies com estatuto de Criticamente em Perigo, Em Perigo, Quase Ameaçado e Vulnerável (Tabela 7.3) de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005) ou de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (\*).



Devolução ao oceano de Alcatrazes | Releasing Northern gannets after rehabilitation

**Tabela 7.3.** Espécies de aves marinhas que foram admitidas para reabilitação de acordo com o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral *et al.*, 2005) ou de acordo com a Lista Vermelha da IUCN (\*).

Espécies	nome comum	Espécies com Estatuto de conservação desfavorável	Admissões	%
<i>Larus fuscus</i>	Gaivota-de-asa-escura	Vulnerável (população nidificante)/ Pouco preocupante	305	26,57
<i>Larus michahellis</i>	Gaivota-de-patas-amarelas		298	25,96
<i>Morus bassanus</i>	Alcatraz		259	22,56
<i>Larus michahellis/L. fuscus</i>	(Juvenis) Gaivota-de-patas-amarelas / de-asa-escura		157	13,68
<i>Alca torda</i>	Torda-mergulheira	Quase ameaçada(*)	22	1,92
<i>Larus marinus</i>	Gaivotão-real		18	1,57
<i>Melanitta nigra</i>	Negrola	Em perigo	18	1,57
<i>Larus ridibundus</i>	Guincho		14	1,22
<i>Puffinus mauretanicus</i>	Pardela-baleiar	Criticamente em perigo	11	0,96
<i>Uria aalge</i>	Airo	Criticamente em perigo (população nidificante)/ Quase ameaçada	8	0,70
<i>Calonectris borealis</i>	Cagarra	Vulnerável	7	0,61
<i>Larus argentatus</i>	Gaivota-prateada		5	0,44
<i>Fratercula arctica</i>	Papagaio-do-mar	Vulnerável(*)	4	0,35
<i>Larus melanocephalus</i>	Gaivota-de-cabeça-preta		4	0,35
<i>Puffinus puffinus</i>	Fura-bucho-do-Atlântico		4	0,35
<i>Larus cachinnans</i>	Gaivota-do-cáspio		3	0,26
<i>Gavia immer</i>	Mobelha-grande		2	0,17
<i>Hydrobates pelagicus</i>	Alma-de-Mestre		2	0,17
<i>Chlidonias niger</i>	Gaivina-preta		1	0,09
<i>Oceanites oceanicus</i>	Casquilho		1	0,09
<i>Hydrobates castro</i>	Roque-de-Castro	Vulnerável	1	0,09
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Corvo-marinho		1	0,09
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	Galheta	Vulnerável	1	0,09
<i>Sterna sandvicensis</i>	Garajau-de-bico-preto	Quase ameaçada	1	0,09
<i>Sterna paradisaea</i>	Garajau-do-ártico		1	0,09
<b>Total</b>			<b>1148</b>	<b>100</b>

As causas de entrada das aves marinhas mais representadas (Tabela 7.4) incluem-se nas categorias Suspeita de Intoxicação por Biotoxinas e Traumatismos correspondendo a mais de 50% dos indivíduos admitidos. Em ambos os casos estamos perante causas associadas a atividades Humanas (uma de origem indireta, associada ao incremento de poluição dos oceanos e outra de origem direta).

Como outras causas de admissão que resultam em períodos de reabilitação prolongados, há a salientar o incremento nas admissões por captura acidental especialmente a associadas a pesca desportiva, o ingresso de animais com penas danificadas devido a agentes desconhecidos especialmente no caso da Pardela-balear, Cagarra e Negrola, e a admissão de animais oleados/petroleados.

**Tabela 7.4.** Causas de entrada das aves marinhas para reabilitação.

Causa de Entrada	n	%
Suspeita intoxicação biotoxinas	330	28,75
Traumatismo	310	27,00
Debilidade	112	9,76
Captura acidental (Pesca profissional e pesca desportiva)	79	6,88
Penas danificadas/falta de impermeabilidade	73	6,36
Oleado/Petroleado	66	5,75
Subnutrição	33	2,87
Emaranhado em lixo	21	1,83
Cria abandonada/caída do ninho	14	1,22
Penas danificadas	8	1,6
Colisão/abaloamento/atropelamento	13	1,13
Deslocado do habitat	10	0,87
Doença	7	0,61
Exaustão	6	0,52
Hipotermia	3	0,26
Ingestão de anzol	3	0,26
Tiro	2	0,17
Envenenamento	1	0,09
Cativeiro	1	0,09
Morte no transporte	16	1,39
Desconhecida	5	0,44
Transferido de outro centro	43	3,75
<b>Total</b>	<b>1148</b>	<b>100</b>

A taxa de devolução à natureza de aves marinhas no período pré-MarPro foi de 30,7% enquanto que no período do LIFE + MarPro as devoluções ascenderam a 55% das admissões. É importante referir que foi possível reabilitar e devolver à natureza exemplares com estatuto de conservação elevado tais como Pardela-baleiar, Airo, Cagarra, Negrola, Garajau-de-bico-preto.



Negrola em reabilitação | Common scoter in rehabilitation



Cagarra em reabilitação | Cory's shearwater in rehabilitation

## 7. Strandings and Rehabilitation

### Management tools for Natura 2000 sites

#### Strandings

A stranding corresponds to the occurrence of a marine animal on land (dead or alive). The LIFE+ MarPro project enabled the improvement of intervention capacities, with the implementation of standard protocols for collecting information and samples. The collection of stranded cetaceans has become an important tool for the evaluation of the conservation status of several marine species, which are often difficult to monitor in their natural environment. However, in the case of seabirds, several organizations and people in general tend to report fewer situations compared to cetaceans.

#### Cetacean strandings

The national marine mammal strandings network was created in 1977. Due to the high occurrence of cetacean strandings in central Portugal, a regional stranding network was created in the year 2000. In 2010, a second local network was extended to the Algarve region. Animals are detected either through periodic beach surveys or by responding to stranding alerts. In case of dead stranded animals, they are transported to appropriate facilities for detailed necropsies. However, transport is conditioned by the size of the stranded animal and its decomposition stage. During necropsies a specific examination is carried out to detect signs of accidental capture in fishing gear. Depending on the state of decomposition of the animal, a selective sample collection is performed and immediately sent for analysis or stored in a tissue bank (BTAM – Marine Animal Tissue Bank). The systematic filing of samples in the Tissue Bank allows carrying out more extensive and retrospective studies, referring to causes of death, health status of individuals, population structure, diet, etc.

Simulations based on the density of the most common species and the tagging of dolphins accidentally caught show that the rate of detection of accidentally captured animals is relatively low. It was estimated that only 11.97% of captured Harbour porpoises and 9.97% of Bottlenose dolphins that die at sea are detected on beaches, due to changes in animal buoyancy after death, predation, distance to the coast, currents, winds and water temperature. Between 2000 and 2016, a total of 4021 cetaceans were recorded comprising 4 Mysticeti and 14 Odontoceti species. Since the year 2000, there was an average of 236 individuals stranded per year ( $SD = 62.2$ ) in mainland Portugal including dead and live animals.

It was possible to examine only 2423 cetaceans (out of the total 4021 records). Bycatch was the main cause of cetacean strandings (45%), varying between 33 and 67% of the animals stranded each year. There was a slight increase in Harbour porpoise strandings since 2002. In 2014, 43 dead Harbour porpoises were registered, essentially associated with accidental capture (64%). Bottlenose dolphins are less susceptible to

bycatch. Strandings are registered since 1982 with a peak in 1997 and 1998 (with 13 individuals each year).

### **Seabird strandings**

During the LIFE+ MarPro, seabird strandings data was collected in various areas of the country, with a more dedicated effort between Furadouro and Peniche. For a retrospective comparison, only autumn/winter months from October to March were analysed. There was a very significant fluctuation of stranding events. The highest number of seabird strandings per 10 km corresponds to the winters of 2003/03 and 2011/12 (nearly 50 birds stranded by 10 km of effort). For the years 2002/03, the Prestige spill was identified as the main cause of strandings, with a clear dominance of Alcids and northern gannets. In the winter of 2011/12, the large number of birds (mostly razorbills) was due to incidental capture in illegal fishing gear in Baleal, Nazaré and Figueira da Foz.

### **Rehabilitation**

Wildlife rehabilitation involves rescue, care and treatment of abandoned, orphaned, injured or sick wildlife. The purpose of rehabilitation is to return the animal to Nature. Rehabilitation depends on the admission causes and the ability of the animal to resume normal activities in a way that neither impedes their survival nor poses a risk to individual health (of their species or of other species).

Rehabilitation rarely contributes directly to the conservation of an animal species, and is generally more concerned with animal welfare. However, this contribution may be significant in case of declining populations, such as sea turtles or some seabirds, or even cetaceans such as the Harbour porpoise. The rehabilitation of marine animals also allows training personnel in endangered species rehabilitation or marine animal rescue. Rehabilitation also provides opportunities to educate the public about threats to animals and the marine environment and to promote the conservation of these species and habitats.

At the same time, some rehabilitated animals may be equipped with satellite tags and provide information on migration patterns of wild populations.

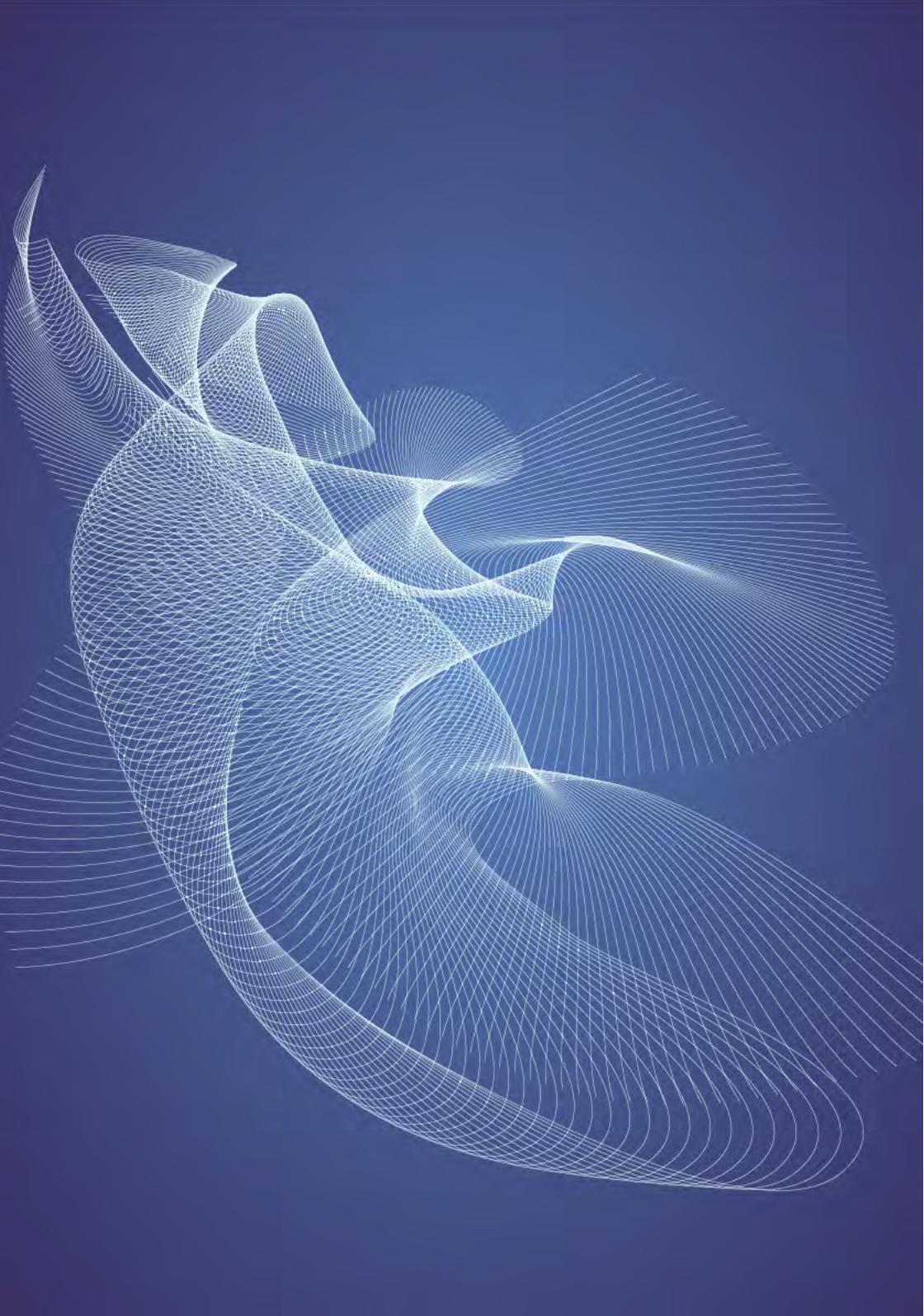
### **Marine Mammals**

Since the year 2000, team members have been called on to intervene in strandings involving 120 individuals from 16 marine mammal species. However, a marine animal rehabilitation centre was created in central Portugal only 2006, being later replaced with new facilities in 2015 at the CRAM-ECOMARE. Live stranding events involved Common dolphins, Striped dolphins, Harbour porpoises and several seal species. During the LIFE+ MarPro, an adult dolphin was returned to nature after a 60-day rehabilitation, an impor-

tant landmark in Portugal. The rehabilitation of this Common dolphin was possible due to the trained rescue and rehabilitation teams, the authorities' involvement, the possibility of appropriate transport and diagnostic equipment to allow rapid assessment of the animal's health status.

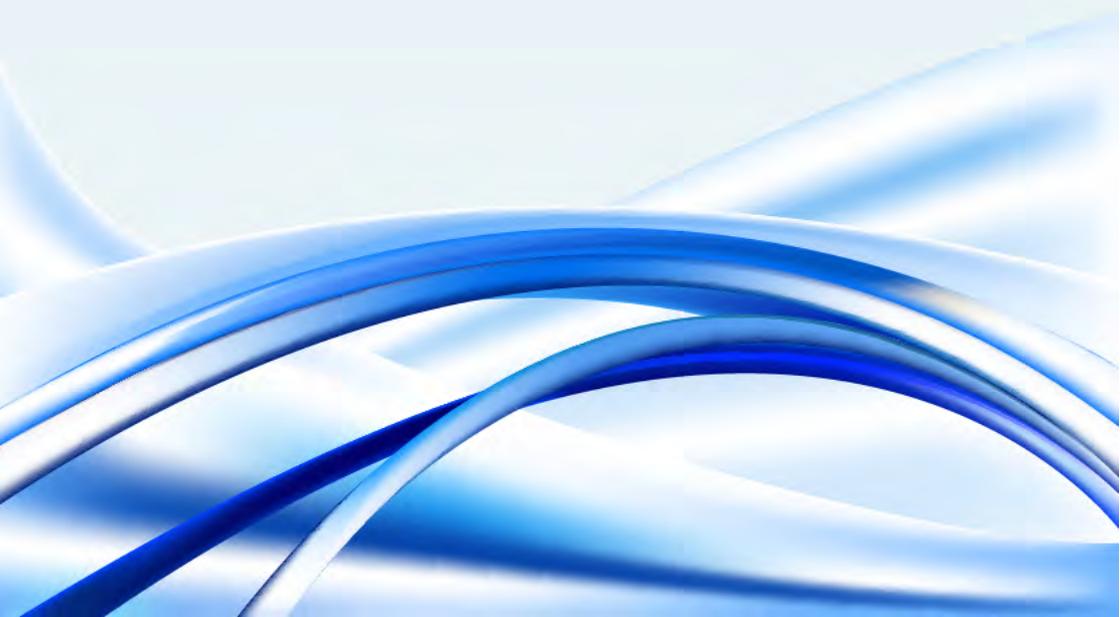
## **Seabirds**

During the LIFE+ MarPro project 900 seabirds were admitted to the rehabilitation centre. Since 2006, seabird admissions were relatively low (always less than 50 individuals) and with the start of LIFE+ MarPro, bird admissions rose and remained above 150 individuals throughout the project. Over 50% of admitted seabirds presented suspected intoxication by biotoxins (associated with increasing pollution) or traumas. There was an increase in admissions due to accidental capture due to sport fishing, damaged feathers due to unknown agents, and oiled animals. The seabirds devolution rate in the pre-MarPro period was 30.7% whereas in the LIFE+ MarPro period, devolutions to the ocean increased to 55% of admissions.



**8.**

**Novos Sítios Natura 2000  
marinhos e Planos de Gestão**



A necessidade da aplicação efetiva da Diretiva Habitats e Diretiva Aves no domínio marinho, em especial no que respeita à criação da Rede Natura 2000, representa um dos principais desafios que a política de biodiversidade da UE deve enfrentar nos próximos anos, para o qual Portugal deve contribuir ativamente. A criação de uma rede de zonas de conservação no meio marinho, ao abrigo da Rede Natura 2000, contribuirá de forma significativa para alcançar o objetivo de travar a perda de biodiversidade na UE e também para outros objetivos mais gerais de conservação e utilização sustentável do meio marinho (Comissão Europeia 2007).

Até ao início do projeto MarPro, tinham sido identificados apenas alguns sítios Natura 2000 com área marinha nas costas portuguesas, nenhum deles com o objetivo de contribuir para a conservação de cetáceos. Assim, a definição desses sítios visou essencialmente a seleção dos sítios SIC/ZEC para Habitats do anexo I da Diretiva Habitats, sendo apenas identificada a presença ou ausência de cetáceos. Em relação às aves marinhas, a designação de sítios também era deficitária, especialmente porque nenhum dos sítios já existentes tinha como alvo a proteção da Pardela-baleiar.

Tal escassez de sítios e dos respectivos Planos de Gestão constitui a lacuna mais significativa da Rede Natura 2000 em Portugal e também na Europa. A aplicação da Diretiva Habitats no domínio marinho acarreta desafios substanciais, em especial quando se considera o meio marinho ao largo da costa ou oceânico (referido como *offshore*), por oposição ao meio marinho costeiro, definido como aquele que se estende até às 12 milhas náuticas. O atraso na definição destes sítios deve-se, em parte, à falta de conhecimentos científicos sobre a distribuição/abundância das diferentes espécies em Portugal.

Segundo a Diretiva Habitats, os seguintes critérios deverão ser considerados para a definição de SICs (ver Tabela 8.1):

- A. Extensão e densidade da população da espécie presente no local relativamente às populações presentes no território nacional;
- B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro;
- C. Grau de isolamento da população presente no local relativamente à área de repartição natural da espécie;
- D. Avaliação global do valor do local para a conservação da espécie considerada.

Em relação ao **Critério A: Proporção da população no Estado-Membro** deve-se estimar a proporção da população de uma determinada espécie presente no sítio, em relação à população nacional (incluindo águas Continentais, Açores e Madeira). As escalas a definir para este critério são:

- A:  $100\% > p > 15\%$ ;
- B:  $15\% > p > 2\%$ ;
- C:  $2\% > p > 0\%$ ;
- D: sem expressão significativa, sendo p a proporção da população nacional presente no sítio.

Para o **Critério B: Conservação e restabelecimento das características dos habitats importantes para as espécies** existem dois subcritérios:

- B1. Grau de conservação das características do habitat importantes para a espécie;
- B2. Possibilidades de restauro.

Para definir um sítio utilizando este critério, é necessário saber que características do habitat são importantes para a espécie em análise (os elementos físicos e biológicos essenciais à sua vida ou reprodução). Se as características do sítio se encontrarem geral ou parcialmente degradadas, deverá ser feita uma avaliação das possibilidades de restauro dessas características de modo a garantir uma situação de conservação favorável.

O **Critério C: Isolamento das populações da espécie** pode ser interpretado como uma medida aproximada, por um lado, da contribuição de uma determinada população para a diversidade genética da espécie e, por outro, da fragilidade dessa população específica no sítio em causa. Numa abordagem simplista, quanto mais isolada estiver a população, maior será a sua contribuição para a diversidade genética da espécie. Consequentemente, o termo “isolamento” deve ser analisado num contexto mais vasto, ou seja, deve aplicar-se tanto aos endemismos estritos como às subespécies/variedades/raças e às subpopulações de uma mega-população. Neste contexto, deve ser aplicada a seguinte classificação:

- A: População (quase) isolada;
- B: População não isolada, mas na margem da área de distribuição;
- C: População não isolada, em plena área de distribuição (CE, 1995).

O **Critério D: Avaliação global** pode ser interpretado como um resumo dos critérios previamente apresentados e poderá igualmente ser utilizado para incluir outras características do sítio consideradas relevantes para a espécie. Essas outras características podem variar consoante as espécies a considerar podendo incluir as atividades humanas, no sítio ou nas imediações, que possam influenciar o estado de conservação da espécie, o ordenamento do território, a proteção estatutária do sítio, as relações ecológicas entre os diferentes tipos de habitats e espécies, etc.

**Tabela 8.1.** Resumo dos critérios a considerar para a definição de SICs, seguindo as recomendações da Comissão Europeia (2007).

<b>Critério</b>
<b>Justificação</b>
<p><b>A</b> <b>Proporção da população no Estado-Membro</b></p> <p>A: 100% &gt; p &gt; 15%            B: 15% &gt; p &gt; 2%            C: 2% &gt; p &gt; 0%            D: sem expressão significativa</p>
<p><b>B</b> <b>Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b></p> <p><b>B1</b> Grau de conservação das características do habitat importantes para a espécie:            I: elementos em excelente condição            II: elementos bem conservados            III: elementos em condições médias ou parcialmente degradadas</p> <p><b>B2</b> <b>Possibilidades de restauro</b>            I: recuperação fácil            II: recuperação possível com esforço médio            III: recuperação difícil ou impossível</p>
<p><b>C</b> <b>Isolamento das populações</b></p> <p>A: População (quase) isolada            B: População não isolada, mas na margem da área de distribuição;            C: População não isolada, em plena área de distribuição</p>
<p><b>D</b> <b>Avaliação Global</b></p> <p>I: resumo dos critérios previamente apresentados            II: avaliação de outras características do sítio consideradas relevantes para a espécie</p>

Para a definição de ZPEs no âmbito do projeto Life+ MarPro, as espécies alvo deveriam observar um ou mais dos seguintes critérios (Nunes & Franco, 2014):

- a) é nidificante regular;
- b) integra o Anexo I da Diretiva Aves ou é migradora regular,
- c) estatuto de ameaça nacional (Livro Vermelho de Portugal), europeu ou global (IUCN) é elevado: Criticamente ameaçada, Em perigo ou Vulnerável);
- d) a proporção da população europeia que ocorre em Portugal continental é considerável (critério  $\geq 1\%$ );
- e) a sua distribuição em Portugal tem significado na área de distribuição global.

## Metodologias usadas para a definição de Sítios

Para a definição de sítios foi crucial a recolha de informação sobre a distribuição espacial das espécies alvo através de censos, assim como a recolha de informação sobre a sua ecologia e história de vida. Os métodos que produzem mais informação sobre a distribuição e abundância de cetáceos e aves são provenientes de campanhas de censos aéreos e censos dedicados em barcos ou em plataformas de oportunidade. No caso dos cetáceos, foi utilizada informação recolhida desde 2010 em censos aéreos e informação recolhida desde 2007 em plataformas de oportunidade. No caso das aves marinhas foi possível usar dados de censos ESAS recolhidos desde 2004 e censos de avião recolhidos desde 2010.

Os censos de cetáceos e os censos aéreos de aves seguiram metodologias de Distance Sampling (em transeptos perpendiculares à costa ou em Zig-Zag). Para além da obtenção de posições de avistamento rigorosas, este método permite estimar abundâncias (número total de indivíduos numa área), densidades absolutas (indivíduos por km<sup>2</sup>), coeficientes de variação e limites de confiança.

Os censos de aves em embarcações foram efetuados de acordo com a metodologia ESAS (Tasker *et al.*, 1984) e foram obtidos por campanhas em plataformas de oportunidade e em algumas campanhas dedicadas. Neste caso, os dados são agrupados em unidades de tempo (normalmente 10 minutos) de forma a que cada unidade corresponda a uma posição geográfica de referência e a um valor de densidade relativa, normalmente expresso em indivíduos por km<sup>2</sup>.

Adicionalmente, foram usados dados de cetáceos e aves marinhas recolhidos noutras plataformas (barcos de pesca, cargueiros, veleiros, embarcações da Mariinha Portuguesa, etc.) que em geral não cobriram zonas específicas onde essas plataformas operavam.

Para reforçar a informação em zonas mais costeiras (áreas que não são cobertas pelos censos em plataformas de oportunidade, para questões de distribuição,

reprodução, concentração de indivíduos, movimentos migratórios, etc), foram também usados os dados obtidos a partir de censos costeiros. No caso das aves, os censos seguiram a metodologia RAM (Rede de Observação de Aves Marinhas), havendo esforços dedicados para algumas espécies onde se seguiram metodologias de Point Count (Buckland *et al.*, 2001, Embling *et al.*, 2015) ou de Double-observer (Nichols *et al.*, 2000)

Para a identificação das áreas mais importantes para aves e para cetáceos foi necessário relacionar os dados de ocorrência com os dados de habitat através do desenvolvimento de modelos de adequação de habitat. Para os diferentes modelos, inicialmente foram selecionadas as variáveis mais relevantes e que não apresentavam correlação entre si. As variáveis usadas para cetáceos e as usadas para aves diferiram, considerando os diferentes requisitos ecológicos e biológicos das espécies (ver Tabelas 8.2 e 8.3).

**Tabela 8.2.** Lista de variáveis eco-geográficas consideradas para efeito de modelação da distribuição das espécies de cetáceos e aves marinhas observadas em censos aéreos.

Variável	Código	Unidade	Manipulação	Fonte
Batimetria	Bath	m	Directa	ETOPO2v2c (cell centered)
Distância à Costa	Dist_coast	m	Directa	<a href="http://oceancolor.gsfc.nasa.gov">http://oceancolor.gsfc.nasa.gov</a>
Temperatura Superfície Mar	SST	°C	Directa / Cálculo Sazonal para 2010	Aqua-MODIS
Desvio Padrão Temperatura Superfície Mar	SST_SD	°C	Calculada	Derivada a partir da SST
Concentração Clorofila a	CHL	mg·m <sup>3</sup>	Directa / Cálculo Sazonal para 2010	Aqua-MODIS
Desvio Padrão Concentração Clorofila a	CHL_SD	mg·m <sup>3</sup>	Calculada	Derivada a partir da Clorofila a

**Tabela 8.3.** Lista de variáveis eco-geográficas consideradas para efeito de modelação da distribuição das espécies de aves marinhas em censos a partir de embarcações.

Variável	Código	Unidade	Manipulação	Fonte	
Temperatura da Superfície Mar	<b>Mínima</b>	min_sst	°C	Valor mínimo <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Média</b>	mean_sst	°C	Valor médio <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Máxima</b>	max_sst	°C	Valor máximo <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Variação</b>	range_sst	°C	Valor da variação <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Anomalia</b>	a_sst	°C	Desvio em relação à temperatura <sup>2</sup>	Aqua-MODIS
nível do oceano	<b>Anomalia</b>	SLA	M	Desvio em relação ao nível do oceano <sup>2</sup>	Aqua-MODIS
Salinidade		salinity	PSS	Interpolação de medidas <i>in-situ</i>	WOD 2009
pH		ph	-	Interpolação de medidas <i>in-situ</i>	WOD 2009
Oxigénio dissolvido		dissox	ml/l	Interpolação de medidas <i>in-situ</i>	WOD 2009
Silicatos		silicate	µmol/l	Interpolação de medidas <i>in-situ</i>	WOD 2009
Fosfato		phos	µmol/l	Interpolação de medidas <i>in-situ</i>	Aqua-MODIS
Calcite	<b>Concentração</b>	calcite	mol m <sup>3</sup>	Valor da média <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
Clorofila a	<b>Concentração mínima</b>	min_chla	mol m <sup>3</sup>	Valor mínimo <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Concentração média</b>	mean_chla	mol m <sup>3</sup>	Valor da média <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Concentração máxima</b>	max_chla	mol m <sup>3</sup>	Valor máximo <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Variação da concentração</b>	range_chla	mol m <sup>3</sup>	Valor da variação <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Anomalia na concentração</b>	achla	mol m <sup>3</sup>	Desvio temporal na clorofila a <sup>2</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Gradiente na concentração</b>	gchla	%	Gradiente temporal <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Persistência na concentração</b>	peak_chla	-	Gradiente temporal <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
Atenuação difusa	<b>Coefficiente máximo</b>	damax	m <sup>1</sup>	Valor da máximo <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
	<b>Coefficiente médio</b>	damean	m <sup>1</sup>	Valor da média <sup>1</sup>	Aqua-MODIS
Batimetria		bat	m	Direta	ETOPO 1
Gradiente Batimétrico		gbat	%	Gradiente espacial	ETOPO 1
Distância à costa		dland	m	Distância do centroide <sup>3</sup> ao ponto de costa mais próximo	SIG
Latitude		lat	°	Latitude do centroide <sup>3</sup>	SIG
Longitude		long	°	Longitude do centroide <sup>3</sup>	SIG

<sup>1</sup> extraído das séries climatológicas mensais (2002-2012)

<sup>2</sup> em relação aos valores obtidos ao longo de uma média de 20 anos

<sup>3</sup> de cada célula da grelha

As variáveis selecionadas podem dividir-se em estáticas e dinâmicas. As variáveis estáticas são aquelas que não se modificam com o tempo (especialmente a curto prazo) e normalmente estão associadas a atributos topográficos do meio marinho. As variáveis dinâmicas apresentam flutuações a diferentes escalas temporais, sendo que normalmente estão associadas a processos físico-químicos que ocorrem no meio marinho.

A identificação de sítios marinhos para cetáceos e ave marinhas (respectivamente, SICs e ZPEs) iniciou-se com a introdução de todas as tipologias de dados em ambiente SIG em função das espécies alvo. No caso das aves marinhas, os dados foram também separados por épocas.

Com o objetivo de produzir mapas preditivos da distribuição das espécies, baseados na probabilidade de ocorrência, utilizou-se a aplicação MaxEnt 3.3.3 para computar modelos de adequabilidade de habitat, sazonais ou anuais, para cada espécie alvo e efetuar o respectivo mapeamento espacial. O MaxEnt é um algoritmo genérico que permite fazer previsões a partir de informação incompleta, baseado no Princípio de Máxima Entropia, que assume que a melhor aproximação a uma probabilidade de distribuição de uma espécie consiste em assegurar que se satisfaz qualquer constrangimento conhecido (Phillips *et al.*, 2004).

Phillips *et al.* (2006) enunciam diversas vantagens do MaxEnt: (1) Apenas requer dados de presença e informação ambiental para a área de estudo; (2) Permite utilizar dados contínuos e categóricos e incorpora interações entre as diferentes variáveis; (3) Os algoritmos MaxEnt foram desenvolvidos por forma a assegurar a obtenção de probabilidades de distribuição ótimas; (4) Os resultados finais são de fácil interpretação, sob a forma de funções de resposta das variáveis ambientais. Os modelos produzidos são do tipo qualitativo, de forma que se obtêm valores de adequabilidade de habitat entre 0 (pouco adequado) e 1 (muito adequado).

Em termos metodológicos, foram comparados modelos com conjuntos distintos de variáveis ambientais e avaliou-se quais apresentavam o melhor desempenho. Por forma a permitir a avaliação dos modelos e obter informação sobre a incerteza, foram utilizadas opções de partição aleatória das amostras e replicação de análises, usando o método de bootstrap. O índice estatístico AUC (Area Under the Receiver Operating Characteristic Curve) foi utilizado para avaliar a capacidade discriminativa de cada modelo. O teste de Jackknife foi utilizado para avaliar a importância relativa de cada variável preditiva utilizada no modelo (Peterson *et al.*, 2007).

No Life+ MarPro foi utilizada a aplicação Zonation 4.0.0 para realizar uma análise de priorização de áreas de conservação (identificação das áreas mais importantes para as espécies alvo). Posteriormente, a importância de cada área identificada foi validada através da quantificação dos indivíduos de cetáceos ou aves potencialmente presentes, da ocorrência de zonas de descanso ou de alimentação (apenas para aves), concentração de indivíduos e confirmação de reprodução (apenas para cetáceos).

O meta-algoritmo utilizado pelo Zonation (Moilanen *et al.*, 2005; Moilanen, 2007) assume que toda a área de estudo é importante para uma determinada espécie e procede à identificação e remoção progressiva de células que originam uma menor perda marginal em termos de unidades de conservação. No início, as células com menor valor de conservação vão sendo removidas, preservando no final as áreas de maior valor para a conservação da espécie alvo. O ranking é agregado, ou seja, a fração Top 1% está contida na fração Top 2%, que por sua vez está contida na fração Top 5%. Assim, é possível identificar qualquer fração da paisagem em termos de valor de conservação a partir deste ranking, utilizando no mapa final da análise uma escala de cores identificativa (Moilanen *et al.*, 2012; Lehtomäki & Moilanen, 2013).

Apesar do algoritmo do Zonation ser o mesmo em todas as análises, existem diferentes meta-algoritmos de planificação disponíveis para agregar o valor de conservação (designados por *removal rules*). A seleção do meta-algoritmo a utilizar é um dos passos chave no processo de análise. Todos estes meta-algoritmos atribuem maior prioridade a locais com elevadas ocorrências de várias espécies raras e/ou espécies com peso elevado. A baixa prioridade é atribuída a áreas onde existe um reduzido número de espécies comuns. Dentro destas similaridades genéricas entre meta-algoritmos, existem diferenças no ênfase dado a «espécies raras» versus «espécies comuns» (Moilanen, 2007; Lehtomäki & Moilanen, 2013; Minin *et al.*, 2014).

Para utilizar o Zonation foi necessário disponibilizar um conjunto de ficheiros, alguns dos quais obrigatórios (ex.: mapas de distribuição ou ocorrência da espécie) e outros opcionais (ex.: ocorrências de espécies em formato pontual ou mapas de incerteza). O conjunto de dados incluídos nesta análise engloba mapas preditivos de ocorrência gerados no MaxEnt (sazonais ou anuais). Também foram considerados conjuntos de dados pontuais de espécies raras observadas em censos dedicados ou dados de observações ocasionais de espécies designadas como Species of Special Interest (SSI). Estes ficheiros constituem um segundo tipo de informação de ocorrência que pode ser introduzido no Zonation, sob o formato de lista de localizações das observações, em vez de mapa. Para efeitos desta análise foram utilizados ficheiros SSI para espécies: (1) com poucas observações sistemáticas, que não permitiram a modelação das distribuições usando o Maxent; (2) com registo de observações ocasionais e oportunistas.

## Elaboração das propostas de Planos de Gestão

No sentido de assegurar o cumprimento dos objetivos visados pela criação da rede Natura 2000, deverão ser estabelecidas medidas de conservação para a gestão ativa e para o ordenamento das áreas onde ocorrem os valores naturais. Estas medi-

das deverão permitir a manutenção ou o restabelecimento, do estado de conservação favorável dos valores naturais, em conformidade com o artigo 7º B do diploma que transpõe as Diretivas Aves e Habitats para o direito interno e que estabelece o regime aplicável a estas áreas.

Ponderando os benefícios que advêm de uma abordagem que integre os valores de conservação e as necessidades de gestão, considera-se vantajosa a elaboração de planos de gestão como documentos abrangentes. Estes documentos devem identificar os objetivos de conservação e as necessidades de gestão dos valores naturais que estão na origem da designação das áreas face às ameaças e perturbações a que estão expostos.

A proposta de planos de gestão inclui uma caracterização e avaliação dos sítios, com informação sobre a ecologia dos elementos alvo do plano de gestão (cetáceos, aves marinhas e habitats naturais), incluindo informação sobre diplomas de classificação, bem como informação legal que já existe para a área proposta como SIC ou ZPE ou para Sítios já existentes associados às novas áreas.

Adicionalmente, foram identificadas as ameaças, pressões e atividades com impacto potencial nos valores da Rede Natura 2000 no meio marinho português, tendo como base a classificação de ameaças, pressões e atividades do portal de referência para a Rede Natura 2000. Posteriormente, para cada elemento considerado como relevante para o sítio em questão, foi efetuada uma análise mais detalhada das ameaças e pressões, utilizando 3 critérios:

**Risco:** Qualifica a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos sobre as espécies ou habitats resultantes das características de uma pressão ou ameaça;

**Evidências:** Qualifica o conjunto de informação disponível a nível nacional sobre a avaliação de risco para cada uma das pressões ou ameaças. Na ausência desta informação, deverá ser considerada informação obtida a nível Europeu ou recolhida fora da Europa nos casos de ameaças recentes ou emergentes. Deverá integrar informação sobre o esforço de amostragem, tratamento de dados, artigos científicos, relatórios técnicos, bases de dados, etc. Com esta informação pretende-se ter uma ideia da robustez da informação técnica existente sobre um potencial risco;

**Impacte:** Qualifica as consequências de uma pressão ou ameaça sobre a espécie ou habitat, com base na avaliação de risco teórico e na informação obtida sob a forma de evidências já existentes sobre as espécies ou habitats alvo do plano de gestão ou então sobre espécies similares.

De seguida, foram identificados a missão e os objetivos gerais para a gestão dos SICs ou ZPEs, incluindo os seus objetivos específicos de conservação. Com esta informação foi então possível definir as medidas de conservação e a sua operacionalização. As medidas foram agrupadas em **Medidas de conservação ativas, complementares e preventivas**.

**Medidas de conservação ativas** incluem ações diretas sobre ameaças ou fatores de pressão com o objetivo de diminuir o seu efeito sobre as espécies ou habitats; incluem também estudos que, não tendo um efeito imediato sobre o estado de conservação das espécies ou habitats, contribuirão a curto prazo para novas ações directas sobre ameaças ou fatores de pressão; incluem ainda ensaios piloto que correspondem à implementação de medidas de conservação ativas, aplicadas localmente ou temporalmente de forma a avaliar o seu potencial sucesso.

**Medidas de conservação complementares** correspondem à monitorização, fiscalização, vigilância, divulgação e sensibilização.

**Medidas de conservação preventivas** da deterioração, perturbação ou efeitos significativos sobre os habitats e as espécies-alvo, a operacionalizar por via regulamentar (e.g. regras de ordenamento do território, condições e critérios para sujeição a avaliação de incidências ambientais) ou administrativa (e.g. acordos).

As medidas estão associadas a uma classificação de prioridade em função do potencial impacte da ameaça ou pressão. As medidas dividem-se pelas seguintes classes de prioridade:

**Crítica:** O cumprimento desta medida é essencial para a implementação do Plano de Gestão como um todo.

**Alta:** Medida de grande importância sendo que a sua realização é fundamental para implementação de uma parte do Plano de Gestão.

**Média:** Medida de importância principal, mas que poderá não ser implementada nos primeiros anos do período de execução do Plano de Gestão.

**Baixa:** A medida é de importância complementar.

De seguida apresenta-se a informação para cada sítio proposto no âmbito do LIFE+ MarPro, sob a forma de uma ficha técnica.

## 8.1. pSIC Maceda – Praia da Vieira

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -9.01492

Latitude: 40.49288

Área: 502 637.34 ha



**Espécies alvo:** Boto; Roaz.

**Descrição:** O Sítio localiza-se exclusivamente em meio marinho entre a zona de Maceda, no seu limite Norte, e a Praia da Vieira, no limite Sul. A zona definida estende-se do litoral (exceto em frente à Foz do Rio Vouga – zona já abrangida pelo SIC Ria de Aveiro) até próximo do bordo da plataforma continental. Nesta área, a plataforma continental é extensa e apresenta uma largura média superior a 50 km, com o bordo da plataforma a definir-se por volta dos 160 m de profundidade.

Nesta área a cobertura sedimentar é maioritariamente do tipo arenoso. O habitat 1110 (Bancos de Areia) ocorre em cerca de 10% da área e surge particularmente junto à costa. Vários afloramentos rochosos ocorrem alinhados à costa, a partir da batimétrica dos 70 m. Destacam-se ainda os afloramentos rochosos que ocorrem entre a Praia de Quiaios e Buarcos e que estão associados à presença do cabo Mondego. Estes afloramentos enquadram-se na tipologia do Habitat 1170 (Recifes) e cobrem cerca de 11% da área total do Sítio. O Sítio Maceda – Praia da Vieira apresenta uma distribuição equilibrada de Bancos de areia e Recifes, habitats importantes para o Boto (*Phocoena phocoena*) em termos de procura de presas demersais. Os bancos de areia estão particularmente associados à presença de Boto, possivelmente porque estas zonas mais costeiras albergam parte das presas mais importantes para esta espécie. Os fenómenos de afloramento costeiro e a influência dos rios Vouga e Mondego, com caudais significativos fazem deste Sítio uma área com elevada produtividade. Em conjunto com os habitats marinhos presentes na área, a elevada produtividade permite a presença de comunidades de flora e fauna bastante diversificadas e abundantes.

Este sítio faz parte de uma área identificada como «Habitat Crítico para Cetáceos», onde ocorre uma elevada diversidade de cetáceos. Além disso, algumas destas espécies de cetáceos, como o Golfinho-comum (*Delphinus delphis*) e o Roaz (*Tursiops truncatus*), apresentam abundâncias elevadas.

Relativamente às duas espécies de cetáceos alvo do projeto LIFE+ MarPro (ver Tabelas 8.1.1 e 8.1.2), por um lado esta área constitui o principal núcleo reprodutor de Boto em Portugal, albergando cerca de 32% da população nacional estimada atualmente (para a ZEE Continente). Por outro lado, em relação ao Roaz, esta zona alberga 2,38% da sua população nacional estimada atualmente (para a ZEE do Continente e Madeira).

No caso do Boto, esta área engloba o núcleo populacional mais importante em termos de distribuição e abundância em Portugal Continental e na Península Ibérica. Apesar de se registar uma utilização costeira mais intensa, há evidências de uma distribuição generalizada da espécie em toda a área (até à batimétrica dos 200 m), especialmente durante a época de nascimentos e nos períodos de maior pressão de pesca junto à costa. Esta área é um dos principais núcleos dadores para regiões com menor ocorrência e abundância de Boto. Apesar do isolamento populacional em relação às restantes populações europeias, os Botos nesta região aparentam ter uma forte ligação aos núcleos populacionais galegos, formando um contínuo desde a região da Nazaré até ao Cabo Finisterra, na Galiza.

O Sítio é também importante em termos de répteis marinhos, representado zonas de alimentação importantes para tartarugas marinhas, particularmente para a Tartaruga-boba (*Caretta caretta*) e Tartaruga-de-couro (*Dermodochelys coriacea*) que ocorrem regularmente ao longo da costa de Portugal Continental. O Sável (*Alosa alosa*), a Savelha (*Alosa fallax*) e a Lampreia (*Petromyzon marinus*) são peixes migradores anádromos presentes na área com concentrações importantes no período pré-reprodutor que antecede os caudais de chamada dos rios Vouga e Mondego.

## Espécies frequentes ou habitats marinhos classificados

Golfinho-comum  
Golfinho-riscado  
Baleia-piloto  
Grampo  
Orca  
Baleia-anã  
Baleia-comum  
Tartaruga-boba

Tartaruga-de-couro  
Sável  
Savelha  
Lampreia  
Bancos de areia permanentemente cobertos por água marinha (Habitat 1110)  
Recifes (Habitat 1170)

## CrITÉRIOS que levaram à proposta da área

**Tabela 8.1.1.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Boto no pSIC Maceda – Praia da Vieira.

CrITÉrio Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio engloba cerca de 32% da população nacional estimada até à presente data, sendo o núcleo populacional mais importante e estável de Portugal Continental.	A
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
Elementos bem conservados. Globalmente, as condições para a presença, manutenção, alimentação e reprodução do Boto neste pSIC estão asseguradas.	B
Recuperação possível com um esforço médio. Níveis de captura acidental muito elevados. A mortalidade está essencialmente associada à arte de xávega e ao uso intenso de redes de pesca ilegal junto à costa (redes de superfície ou aboiadas), logo há possibilidade de restauro e de gestão dos conflitos.	
A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, com tendência para o incremento. Com a definição do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.	
A perturbação acústica e física associada a esta espécie deve-se ao intenso tráfego naval associado a pequenas embarcações de pesca artesanal, com mais evidência durante a primavera e verão. A probabilidade de restauro é moderada no que se refere às fontes sonoras decorrentes do tráfego naval.	
Dados recentes evidenciam níveis de poluentes preocupantes. O SIC terá um contributo moderado na diminuição deste risco.	
<b>C. Isolamento das populações</b>	
Isolamento dos diferentes núcleos populacionais Ibéricos em relação às diferentes subespécies que ocorrem em águas Europeias	A
<b>D. Avaliação Global</b>	
Os núcleos populacionais de Boto ocorrem em Portugal em menor densidade que no Norte da Europa. Nesta região há elevada estabilidade de distribuição e abundância, correspondendo a um dos principais núcleos dadores para regiões com menor ocorrência e abundância.	A
Os indivíduos nesta região aparentam ter uma forte ligação aos núcleos populacionais Galegos, formando um contínuo desde a região da Nazaré até ao Cabo Finisterra na Galiza. O SIC contribuirá para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas da Rede Natura 2000.	
O SIC é crucial para assegurar a proteção dos núcleos populacionais de Boto mais estáveis e reprodutores da Península Ibérica. O SIC contribui para a conservação de habitats marinhos, outras espécies de cetáceos e tartarugas marinhas.	

**Tabela 8.1.2.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Roaz no pSIC Maceda – Praia da Vieira.

Critério Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio engloba cerca de 2,5% da população nacional estimada atualmente	B
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
Elementos bem conservados. Globalmente as condições para a presença, manutenção e alimentação do Roaz neste pSIC estão asseguradas. Há ainda necessidade de confirmar a ocorrência de grupos reprodutores.	
Recuperação possível com um esforço médio. Nesta região as evidências de capturas acidentais são reduzidas com tendência para incrementar, sendo que há possibilidades de restauro e de gestão dos conflitos.	B
A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, mas com uma tendência para o incremento, especialmente no caso dos recifes. Com a definição do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.	
A perturbação acústica e física deve-se essencialmente ao intenso tráfego marítimo, sendo que a probabilidade de restauro é moderada devido à atual tendência de expansão de fontes sonoras perturbadoras.	
Dados recentes evidenciam níveis de acumulação de poluentes muito preocupantes (especialmente PCBs e mercúrio). A definição do sítio terá um contributo moderado na diminuição deste risco.	
<b>C. Isolamento das populações</b>	
Este núcleo populacional mostra evidências genéticas de uma maior ligação aos núcleos populacionais oceânicos da Galiza, havendo alguma segregação em relação às populações residentes Ibéricas. Há evidências de sub-estruturação a uma escala mais fina, o que poderá indicar isolamento a nível regional.	C
Há evidências com base em dados de genética e de foto-identificação que este núcleo populacional incorpora indivíduos provenientes dos núcleos populacionais Galegos.	
Poderão existir descontinuidades entre as populações Ibéricas e as do Norte da Europa.	
<b>D: Avaliação Global</b>	
As populações de Roaz em Portugal aparentam ocorrer em menor densidade que as populações Europeias. Nesta região, os núcleos populacionais estão em incremento, muito possivelmente por causa da proximidade aos núcleos Galegos. A criação deste SIC irá contribuir fortemente para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas da Rede Natura 2000 em Portugal Continental e na Península Ibérica. Desta forma este Sítio contribuirá de forma significativa para o contínuo de áreas classificadas marinhas, correspondendo a um contínuo de conservação entre o Mediterrâneo e o Atlântico Norte, crucial para espécies de grande mobilidade, como o Roaz, e outras espécies de cetáceos e tartarugas marinhas.	A

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para o Boto e para o Roaz com um impacte elevado e susceptíveis de afetar as populações (Tabela 8.1.3), caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação. Para o Sítio Maceda-

-Praia da Vieira foram identificadas 6 tipologias de ameaças com impacte elevado, que influenciam o Boto, das quais 3 estão associadas às pescas. No caso do Roaz foram identificadas 4 ameaças com impacte elevado, sendo que a pesca INN é a única considerada como preocupante. Duas das ameaças (prospecção sísmica e atividades e desportos náuticos motorizados), são ameaças que podem resultar no afastamento dos animais, havendo também o risco de mortalidade direta ou danos fisiológicos. A poluição marinha é algo muito preocupante para as duas espécies. Este tipo de impacte dificilmente provocará a morte imediata de animais mas afeta a condição física dos animais, estando associada a doenças e ao aumento da carga parasitária, sendo que em casos mais extremos poderá condicionar a reprodução e a sobrevivência das crias.

**Tabela 8.1.3:** Ameaças com um impacte elevado sobre o Boto e Roaz no pSIC Maceda – Praia da Vieira.

Ameaça	Boto	Roaz
Prospecção sísmica	X	X
Pesca com redes fundeadas (emalhar/tresmalho)	X	
Pesca INN (legal, Não declarada, Não regulamentada)	X	X
Pesca por arte-Xávega	X	
Atividades e desportos náuticos motorizados	X	X
Poluição marinha difusa (metais pesados, pesticidas, farmacêuticos)	X	X



Vista do SIC Maceda-Praia da Vieira | View of the SCI Maceda-Praia da Vieira

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado, foram propostas 14 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.1.4).

**Tabela 8.1.4:** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas ao Boto e Roaz no pSIC Maceda – Praia da Vieira.

Medida de conservação	Boto	Roaz
Avaliar a vulnerabilidade das populações de cetáceos à instalação de fontes de energia renováveis e à realização de prospecções sísmicas	X	X
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas nos SIC	X	X
Avaliar os níveis de biotoxinas e de contaminantes nos cetáceos e espécies de presa dominantes	X	X
Efetuar um ensaio de medidas de mitigação da captura accidental de cetáceos por pesca de cerco, de pequeno cerco e por redes fundeadas	X	X
Realizar um ensaio de medidas de mitigação da predação exercida por cetáceos, usando metodologias inovadoras		X
Executar medidas de mitigação da captura accidental por arte-Xávega	X	
Estabelecer e executar um programa de entrega voluntária de capturas accidentais de cetáceos	X	X
Monitorizar os níveis de captura accidental de cetáceos por arte-Xávega, pesca de cerco, de pequeno cerco e redes fundeadas (emalhar/tresmalho)	X	X
Assegurar a vigilância ativa nos SIC, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras	X	X
Elaborar e divulgar o código de conduta e manuais de boas práticas na observação de cetáceos	X	X
Realizar campanhas de sensibilização dirigidas a empresas e outras entidades para a eliminação de PCB e outros contaminantes	X	X
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas	X	X
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)	X	X
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nos SIC marinhos	X	X

## 8.2. pSIC Costa de Setúbal

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -8.85391

Latitude: 38.17452

Área: 123 274.17 ha



**Espécies alvo:** Boto; Roaz

**Descrição:** Esta área localiza-se exclusivamente em meio marinho entre o limite norte do Cabo Espichel e a Zona da Ilha do Pessegueiro. A zona norte desta área evolui ao longo do limite sul do Sítio Arrábida-Espichel (PTCON0010). Esta área caracteriza-se por ter uma elevada geodiversidade de fundos marinhos e uma diversidade de regimes de hidrodinamismo, que alternam entre zonas de mar mais expostas e zonas de águas calmas, abrigadas e de baixa profundidade.

A faixa que se estende entre o limite sul do arco litoral Caparica-Espichel e o Cabo Espichel propriamente dito caracteriza-se pela dominância de fundos rochosos, com a ocorrência confirmada de zonas de Recifes (Habitat 1170). A zona a oeste do Cabo Espichel apresenta declives abruptos, estando a batimétrica dos 40m muito próxima da costa, mais exposta a ventos e com forte ondulação durante o período do inverno.

Entre o Sudeste do Cabo Espichel e o limite sul desta área desenvolve-se maioritariamente uma planície marinha que evolui ao longo do arco litoral Tróia-Sines, interrompida pelo Cabo de Sines. Este troço evolui ao longo de uma zona com declives suaves que corresponde à zona de plataforma continental mais extensa nesta área. Este setor inclui também a foz do estuário do Sado onde é característica uma ondulação reduzida, devido à proteção dos ventos dominantes pela Serra da Arrábida, sendo fortemente influenciada por dois canhões abissais, o canhão de Setúbal a Sul e o de Lisboa a Oeste. Em termos de habitats, os fundos arenosos dominam na parte norte. Os habitats rochosos (Habitat 1170) ocorrem associados ao Cabo de Sines ou dispersos em pequenos núcleos de recifes com maior predominância na

batimétrica dos 100 metros. Nas zonas de menor profundidade ocorrem Bancos de Areia (Habitat 1110), que vão sendo substituídos por sedimentos mistos à medida que a profundidade aumenta. De uma forma global, o Habitat 1110 – Bancos de Areia – ocorre em cerca de 5% da área total do Sítio, enquanto o Habitat 1170 – Recifes – cobre cerca de 10% da área total do Sítio.

Relativamente às duas espécies de cetáceos alvo, este sítio engloba presente-mente 5,41% da população nacional de Boto (para a ZEE do Continente) e 0,84% da população nacional de Roaz (para a ZEE do Continente e Madeira).

Para a área proposta existe uma elevada probabilidade de ocorrência de Botos em ambiente costeiro, registando-se um menor uso das zonas *offshore*, em parte devido ao facto de a plataforma continental ser pouco extensa nesta zona da costa. No passado, o núcleo populacional de Boto nesta região foi considerado estável, mas dados recentes mostram sinais de declínio. Este sítio faz parte de uma área identificada como Habitat Crítico para Cetáceos, onde ocorre uma elevada diversidade de espécies, algumas com abundância elevada.

Em termos globais, o estado de conservação dos habitats marinhos (com ocorrência muito diversificada e equilibrada) considerados relevantes para o Boto pode ser classificado como «bom» a «muito bom», apesar da intensidade de algumas atividades humanas. Os dois tipos de habitats presentes neste sítio (bancos de areia e recifes) são importantes para o Boto em termos de procura de presas demersais. O sítio corresponde a uma área com elevada produtividade costeira, associada à presença de fenómenos de afloramento, bem como à presença do Estuário do Rio Sado, fatores que suportam a comunidade de cetáceos nesta região. Apesar dos fatores de pressão mais costeiros, as condições globais para a presença, manutenção, alimentação e reprodução de Boto e Roaz neste Sítio estão asseguradas.

O Sítio incorpora as áreas marinhas usadas pelo núcleo populacional de Roazes residente do Estuário do Sado. Nos últimos cinco anos registou-se um incremento da abundância de Roaz nas áreas mais afastadas da costa associadas aos canhões de Lisboa e de Setúbal.

O núcleo populacional de Roazes da Costa de Setúbal mostra evidências genéticas de uma maior ligação aos núcleos populacionais oceânicos da Galiza, havendo alguma segregação em relação às populações residentes ibéricas. Nesta área há ainda evidências de algum grau de isolamento dentro da população nacional, devido à população residente do estuário do Sado, tendo sido já confirmado o isolamento genético desta população relativamente às restantes populações do Atlântico (ver Tabelas 8.2.1 e 8.2.2).

## Espécies frequentes ou habitats marinhos classificados

Golfinho-comum	Baleia-anã	Savelha
Golfinho-riscado	Baleia-comum	Bancos de areia permanentemente cobertos por água
Baleia-piloto	Tartaruga-boba	marinha (Habitat 1110)
Grampo	Tartaruga-de-couro	Recifes (Habitat 1170)
Orca	Sável	

## CrITÉRIOS que levaram à proposta da área

**Tabela 8.2.1.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Boto no pSIC Costa de Setúbal.

CrITÉrio Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio que engloba cerca de 5,41% da população nacional estimada até à presente data; núcleo populacional mais importante e estável na região sul de Portugal Continental.	B
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
Elementos bem conservados. Globalmente, as condições para a presença, manutenção, alimentação e reprodução do Boto estão asseguradas neste pSIC.	
Recuperação possível com um esforço médio. Nesta região os níveis de captura accidental correspondem a valores relativamente baixos. Há evidências de um incremento no uso de redes de superfície ou aboiadas (artes de uso ilegal junto à costa) que poderão ser a principal causa de capturas acidentais, sendo que há possibilidades de restauro e de gestão dos conflitos.	
A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, mas com uma tendência para o incremento, especialmente no que se refere à degradação dos recifes. Com a definição do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.	
A perturbação acústica e perturbação física associada a esta espécie deve-se ao intenso tráfego marítimo associado a pequenas embarcações de pesca artesanal, com mais evidência durante os períodos da primavera e verão. Há também tendência para um incremento do tráfego marítimo associado a embarcações de recreio e relacionadas com atividades marítimo-turísticas.	B
A probabilidade de restauro é moderada no que se refere às fontes sonoras perturbadoras decorrentes do tráfego marítimo.	
Dados recentes evidenciam níveis de acumulação de poluentes preocupantes. A origem deverá ser terrestre (industrial e agrícola) e poderá estar associada à presença do estuário do Sado. A definição do sítio terá um contributo moderado na diminuição deste risco.	
<b>C. Isolamento das populações</b>	
Isolamento dos diferentes núcleos populacionais ibéricos em relação às diferentes subespécies que ocorrem em águas Europeias	A
<b>D. Avaliação Global</b>	
Os núcleos populacionais de Boto em Portugal ocorrem em menor densidade que nas populações do Norte da Europa. Nesta região, após uma diminuição da ocorrência entre os anos 2005-2010, nos últimos anos ocorreu um incremento nas abundâncias (especialmente a sul do Estuário do Sado), sendo que poderemos estar a entrar num ciclo de recuperação desta espécie nesta região. Apesar do isolamento populacional em relação às restantes populações Europeias, os indivíduos presentes nesta região correspondem a um contínuo de distribuição entre o principal núcleo nacional (Maceda – Vieira de Leiria) e o núcleo populacional na Costa Algarvia. A criação deste SIC irá contribuir em muito para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas da Rede Natura 2000 em Portugal Continental.	A

**Tabela 8.2.2.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Roaz no pSIC Costa de Setúbal.

Critério Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio que engloba cerca de 0,84% da população nacional estimada atualmente	C
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
<p>Elementos bem conservados. Globalmente, as condições para a presença, manutenção e alimentação do Roaz neste pSIC estão asseguradas.</p> <p>Recuperação possível com um esforço médio. Nesta região as evidências de capturas acidentais são reduzidas, sendo que há possibilidades de restauro e de gestão dos conflitos.</p> <p>A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, mas com uma tendência para o incremento, especialmente no que se refere à degradação dos recifes. Com a definição do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.</p> <p>A perturbação acústica e perturbação física associada a esta espécie deve-se ao intenso tráfego marítimo e às atividades de observação turística de cetáceos. A probabilidade de restauro é moderada no que se refere às fontes sonoras perturbadoras decorrentes do tráfego marítimo, sendo elevada em relação às fontes sonoras perturbadoras decorrentes das atividades de observação turística.</p> <p>Dados recentes evidenciam níveis de acumulação de poluentes muito preocupantes (especialmente PCBs e mercúrio). A definição do Sítio terá um contributo moderado na diminuição deste risco.</p>	B
<b>C. Isolamento das populações</b>	
<p>Este núcleo populacional mostra evidências genéticas de uma maior ligação aos núcleos populacionais oceânicos da Galiza, havendo alguma segregação em relação às populações residentes Ibéricas. Há evidências de sub-estruturação a uma escala mais fina, o que poderá indicar isolamento a nível regional.</p> <p>Para este sítio há evidências de algum grau de isolamento dentro da população nacional, devido à população residente do Sado. O sítio engloba a única população residente em Portugal Continental e estudos recentes realizados no âmbito do Plano de Ação dos Roazes do Sado, comprovaram o isolamento genético em relação às restantes populações do Atlântico.</p>	A
<b>D: Avaliação Global</b>	
<p>Os núcleos de Roaz em Portugal aparentam ocorrer em menor densidade que noutras populações Europeias. Nesta região os núcleos populacionais estão em incremento, havendo evidências que o núcleo residente do Estuário do Sado poderá estar a entrar num ciclo de recuperação, pelo que a classificação de áreas marinhas associadas aos Roazes do Sado, irá contribuir para os esforços de conservação deste núcleo residente. A criação deste SIC irá contribuir em muito para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas da Rede Natura 2000 em Portugal Continental. Desta forma este Sítio contribuirá de forma significativa para o contínuo de áreas classificadas marinhas correspondendo a um contínuo de conservação entre o Mediterrâneo e o Atlântico Norte, crucial para espécies de grande mobilidade, como o Roaz, e outras espécies de cetáceos e tartarugas marinhas.</p>	A

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para o Boto e para o Roaz com um impacte elevado e susceptíveis de afetar as populações (Tabela 8.2.3), caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação. Para o Sítio Costa de Setúbal foram identificadas 5 tipologias de ameaças com impacte elevado, que influenciam o Boto, das quais 2 foram associadas às pescas. No caso do Roaz foram identificadas 4 ameaças com impacte elevado, sendo que a pesca INN é a única considerada como preocupante. As ameaças prospeção sísmica e atividades e desportos náuticos motorizados podem resultar no afastamento dos animais, havendo também o risco de mortalidade direta ou danos físicos. Neste Sítio estes impactes poderão ser mais significativos sobre o Roaz. A poluição marinha é algo muito preocupante para as duas espécies. Este tipo de impacte dificilmente provocará a morte imediata de animais mas afeta a condição física dos animais, estando associada a doenças e ao aumento da carga parasitária, sendo que em casos mais extremos poderá condicionar a reprodução e a sobrevivência das crias.

**Tabela 8.2.3.** Ameaças com um impacte elevado sobre o Boto e Roaz no pSIC Costa de Setúbal.

Ameaça	Boto	Roaz
Prospecção sísmica	X	X
Pesca com redes fundeadas (emalhar/tresmalho)	X	
Pesca INN (Ilegal, Não declarada, Não regulamentada)	X	X
Atividades e desportos náuticos motorizados	X	X
Poluição marinha difusa (metais pesados, pesticidas, farmacêuticos)	X	X



Vista do SIC Costa de Setúbal | View of the SCI Costa de Setúbal

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado que ocorrem no Sítio Costa de Setúbal, foram propostas 13 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.2.4).

**Tabela 8.2.4.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas ao Boto e Roaz no pSIC Costa de Setúbal.

Medida de conservação	Boto	Roaz
Avaliar a vulnerabilidade das populações de cetáceos à instalação de fontes de energia renováveis e à realização de prospeções sísmicas	X	X
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas nos SIC	X	X
Avaliar os níveis de biotoxinas e de contaminantes nos cetáceos e espécies de presa dominantes	X	X
Efetuar um ensaio de medidas de mitigação da captura acidental de cetáceos por pesca de cerco, de pequeno cerco e por redes fundeadas	X	X
Realizar um ensaio de medidas de mitigação da predação exercida por cetáceos, usando metodologias inovadoras		X
Estabelecer e executar um programa de entrega voluntária de capturas acidentais de cetáceos	X	X
Monitorizar os níveis de captura acidental de cetáceos por pesca de cerco, de pequeno cerco e redes fundeadas (emalhar/tresmalho)	X	X
Assegurar a vigilância ativa nos SIC, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras	X	X
Elaborar e divulgar o código de conduta e manuais de boas práticas na observação de cetáceos	X	X
Realizar campanhas de sensibilização dirigidas a empresas e outras entidades para a eliminação de PCB e outros contaminantes	X	X
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas	X	X
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)	X	X
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nos SIC marinhos	X	X

### 8.3. SIC Estuário do Sado (alargamento)

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -8.73824

Latitude: 38.47607

Área: 34 090.12 ha



**Espécies alvo:** Roaz

**Descrição:** O estuário do Sado alonga-se no sentido NW-SE, ao longo de cerca de 45 km, da embocadura ao limite da influência de maré. A montante, na região correspondente ao leito do rio Sado, o estuário apresenta-se como um canal estreito e pouco profundo, entre 3 e 10 m de profundidade, canal esse que se divide longitudinalmente por alguns bancos intertidais na zona intermédia do estuário, dando origem a dois canais (Norte e Sul). O Canal Sul é mais largo e profundo podendo atingir cerca de 25 m de profundidade em alguns locais. O Canal Norte passa no limite da cidade de Setúbal e do seu complexo industrial, apresentando profundidades entre 10 e 15 m.

A jusante, o estuário apresenta-se como uma larga baía, delimitado na sua margem direita pela cidade de Setúbal e na sua margem esquerda pela Península de Tróia, sendo a zona de entrada do estuário um canal que atinge 40 m de profundidade e 1,5 km de largura.

O Sítio Estuário do Sado possui uma notável diversidade paisagística, comportando um elevado número de habitats e espécies e uma envolvimento onde se desenrolam atividades agro-silvo-pastoris de baixa intensidade. O ambiente estuarino é também marcado por áreas reclamadas ao sapal para exploração de salinas, arrozais e pisciculturas. No estuário são de destacar os bancos de areia permanentemente submersos (1110), onde sobrevivem pradarias reliquiais de ervas marinhas *Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*, os lodaçais intermareais (1140) e a vegetação de sapal, os arrelvados de *Spartina* (1320) e a vegetação vivaz de sapal externo e de salinas (1420).

Suporta uma população residente de Roaz (*Tursiops truncatus*), com características únicas em Portugal, sendo também importante para a Savelha (*Alosa fallax*) e a Lampreia-de-riacho (*Lampetra planeri*). A população residente de Roaz, no estuário do Sado, é conhecida desde a década de 70. Nos finais dos anos 80 estimava-se que esta população rondava os 40 indivíduos, sendo que as estimativas mais recentes referem a ocorrência de apenas 25 indivíduos dos quais 14 são adultos já com uma idade avançada (Roazes do Estuário do Sado – <http://roazesdosado.icnb.pt>).

A dependência da população de Roazes residentes relativamente ao estuário do Sado é significativa, uma vez que os animais utilizam nas suas atividades a zona do estuário e os baixios próximos da sua embocadura. É possível destacar três zonas de maior uso e importância (Gaspar, 2003): a zona de embocadura do estuário, por se tratar de corredor privilegiado para a passagem dos Roazes (Nunes, 2001) além de ser também um local de alimentação e descanso (Gaspar 2003); o Canal Sul, referenciado como área de alimentação privilegiada (Harzen, 1998; Nunes, 2001), e o interior do estuário, descrito como área de alimentação, de grande importância durante a primavera (Gaspar, 2003).

Nunes (2001) confirmou a existência de uma utilização diferenciada das três zonas, em função dos diferentes padrões de atividade dos Roazes. Nas zonas mais próximas da embocadura do estuário registou-se uma predominância do padrão de deslocação, enquanto as atividades de alimentação se distribuíram mais homogeneamente ao longo de toda a área, com particular destaque para o Canal Sul (zona limítrofe da Caldeira de Tróia). Nesta área, a disponibilidade alimentar é maior, fruto da maior profundidade e hidrodinamismo.

A área proposta corresponde à ampliação do atual Sítio de forma a cobrir toda a área estuarina, especialmente a embocadura do estuário e as áreas mais a norte que não estavam classificadas (ver Tabela 8.3.1).

## Espécies frequentes ou habitats marinhos classificados

### Savelha

Bancos de areia permanentemente cobertos por água marinha (Habitat 1110)

Arrelvados de *Spartina* (Habitat 1320)

## Critérios que levaram à proposta de alargamento

**Tabela 8.3.1.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Roaz no SIC – Estuário do Sado.

Critério Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio que engloba cerca de 0,35% da população nacional estimada atualmente, sendo contudo referenciada a presença de uma população residente	C
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
<p>Elementos bem conservados. Pode-se afirmar com considerável grau de confiança que, em termos globais, o estado de conservação dos habitats marinhos (ocorrência muito diversificada e equilibrada de habitats) relevantes para o Roaz é bom a muito bom, apesar da intensidade de algumas atividades humanas, nomeadamente pesca, tráfego marítimo e atividades de observação turística. Devido à influência do Rio Sado, com zonas fortemente industrializadas e agrícolas, o risco de exposição à poluição química é maior. Há evidências de a totalidade da zona ser usada durante a época de reprodução. Em resumo, as condições para a presença, manutenção, reprodução e reprodução do Roaz neste SIC estão asseguradas.</p> <p>Recuperação possível com um esforço médio. Nesta região as evidências de captura accidental são reduzidas, sendo que há possibilidades de restauro e de gestão dos conflitos.</p> <p>A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, mas com uma tendência para o incremento, especialmente no que se refere à degradação dos bancos de areia. Com a definição do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.</p> <p>A perturbação acústica e física associada a esta espécie deve-se ao intenso tráfego marítimo e às atividades de observação turística de cetáceos. A probabilidade de restauro é moderada no que se refere às fontes sonoras perturbadoras decorrentes do tráfego marítimo, sendo elevada em relação às fontes sonoras perturbadoras decorrentes das atividades de observação turística. Dados recentes evidenciam níveis de acumulação de poluentes muito preocupantes (especialmente PCBs e mercúrio). O alargamento do Sítio terá um contributo moderado na diminuição deste risco.</p>	B
<b>C: Isolamento das populações</b>	
Sendo que o Sítio alberga uma população residente, não havendo evidências de ligação a outros núcleos populacionais, assumindo-se que esta estará isolada	A
<b>D: Avaliação Global</b>	
As populações de Roaz em Portugal aparentam ocorrer em menor densidade que as populações Europeias. Há evidências que o núcleo residente do Estuário do Sado poderá estar a entrar num ciclo de recuperação, pelo que a classificação da totalidade do Estuário do Sado, irá contribuir para os esforços de conservação do núcleo residente de Roazes. O alargamento deste SIC irá contribuir em muito para a interconectividade e coerência ecológica entre o interior do Estuário e as áreas marinhas exteriores e na proximidade do Estuário.	A

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para o Roaz com um impacto elevado e susceptíveis de afetar as populações, caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação. Para o Sítio Estuário do Sado foram identificadas 3 tipologias de ameaças com impacto elevado (Tabela 8.3.2), que influenciam o Roaz. As atividades de levantamento geotécnico e atividades de observação de cetáceos podem resultar no afastamento dos animais, havendo também o risco de mortalidade direta ou danos físicos. A poluição marinha difusa é algo muito preocupante para a população residente de Roazes. Embora dificilmente levará à morte imediata de animais, há evidências que este tipo de impacto afeta a condição física dos animais, estando associada a doenças e ao aumento da carga parasitária, sendo que em casos mais extremos poderá condicionar a reprodução e a sobrevivência das crias.

**Tabela 8.3.2.** Ameaças com um impacto elevado sobre o Roaz no SIC – Estuário do Sado.

Ameaça	Roaz
Levantamentos geotécnicos	X
Atividades de observação de cetáceos	X
Poluição marinha difusa (metais pesados, pesticidas, farmacêuticos)	X



Vista do SIC Estuário do Sado | View of the SCI Estuário do Sado

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado, foram propostas 8 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.3.3).

**Tabela 8.3.3.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas ao Roaz.

Medida de conservação	Roaz
Avaliar a vulnerabilidade das populações de cetáceos à instalação de fontes de energia renováveis e à realização de prospecções sísmicas	X
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas nos SIC	X
Avaliar os níveis de biotoxinas e de contaminantes nos cetáceos e espécies de presa dominantes	X
Assegurar a vigilância ativa nos SIC, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras	X
Elaborar e divulgar o código de conduta e manuais de boas práticas na observação de cetáceos	X
Realizar campanhas de sensibilização dirigidas a empresas e outras entidades para a eliminação de PCB e outros contaminantes	X
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas	X
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)	X

## 8.4. SIC Costa Sudoeste (alargamento)

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -8.87035

Latitude: 37.22007

Área: 263 395.28 ha dos quais 62% são em meio marinho



**Espécies alvo:** Boto; Roaz

**Descrição:** O alargamento do Sítio Costa Sudoeste abrange uma área marinha de 147 860.7 ha e apresenta uma grande diversidade de habitats marinhos, costeiros, incluindo sapais, falésias, sistemas dunares e lagunares. Em termos de batimetria os habitats marinhos ocorrem ao longo de uma área com declives suaves, estando os novos limites exteriores do Sítio definidos na proximidade do bordo do talude. Na zona de Sagres e costa Algarvia, a área proposta é mais larga, associado a uma área onde a plataforma também é mais extensa.

A componente marinha proposta para este Sítio é muito diversificada, com

um predomínio de Recifes (Habitat 1170) que ocorrem em cerca de 13% da área total. Os Bancos de Areia (Habitat 1110) apenas ocorrem em cerca de 2% da área e surgem com uma ocorrência mais costeira e em zonas abrigadas. As Grutas Submersas (Habitat 8330) estão presentes especialmente na região do promontório de Sagres. Este Sítio é também influenciado pela proximidade dos canhões submarinos de S. Vicente e Portimão. Os três habitats marinhos albergam uma flora e fauna muito diversificada com diversas espécies importantes em termos de conservação e também em termos económicos.

Relativamente às duas espécies de cetáceos alvo este sítio engloba, potencialmente, 5,52% da população nacional de Boto estimada à presente data (ZEE Continente) e 0,96% da população nacional de Roaz (ver Tabela 8.4.1 e 8.4.2) estimada à presente data (ZEE Continente e Madeira).

No caso particular do Boto esta região regista um uso mais intenso em zonas mais costeiras, havendo um menor uso das zonas *offshore*, em parte devido ao facto de a plataforma continental ser pouco extensa neste setor da costa. O sítio é muito importante para esta espécie visto ser uma zona onde registou algum incremento de observações e arrojamentos. Este núcleo populacional, importante em termos nacionais e internacionais, representa o principal núcleo dador de animais para a área vizinha da Andaluzia. Em termos globais, o estado de conservação dos habitats marinhos (com ocorrência muito diversificada e equilibrada) considerados relevantes para o Boto é classificado como «bom» a «muito bom».

Relativamente ao Roaz, há evidências de que os núcleos populacionais estão em claro incremento e de que existem fortes ligações aos núcleos populacionais oceânicos da Baía de Cádiz e do mar Mediterrâneo, havendo alguma segregação em relação às populações residentes Ibéricas. Este núcleo populacional aparenta estar menos associado aos núcleos populacionais galegos do que os núcleos localizados em zonas mais a norte da costa Portuguesa. Este sítio incorpora áreas de menor profundidade e recifes importantes para o Roaz na procura de presas demersais, bem como, áreas pelágicas com grande dinâmica e complexidade oceanográfica e biológica que se traduzem numa maior produtividade costeira que suporta a comunidade de cetáceos nesta região.

## Espécies frequentes ou habitats marinhos classificados

Golfinho-comum	Tartaruga-boba
Golfinho-riscado	Tartaruga-de-couro
Baleia-piloto	Savelha
Grampo	Bancos de areia permanentemente cobertos por água marinha (Habitat 1110)
Zífió	Recifes (Habitat 1170)
Orca	Grutas Submersas (Habitat 8330)
Baleia-anã	
Baleia-comum	

## Critérios que levaram à proposta de alargamento

**Tabela 8.4.1.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Boto no SIC Costa Sudoeste.

Critério Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio que engloba cerca de 5,52% da população nacional estimada até à presente data, sendo o núcleo populacional mais importante e estável na região sul do Algarve e Sudoeste Alentejano.	B
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
Elementos bem conservados. Globalmente, as condições para a presença, manutenção, alimentação e reprodução do Boto neste SIC estão asseguradas.	
Recuperação possível com um esforço médio. Nesta região os níveis de capturas acidentais correspondem a valores relativamente baixos. Há evidências de um incremento no uso de redes de superfície ou aboiadas (artes de uso ilegal junto à costa) que poderão ser a principal causa de capturas acidentais, sendo que há possibilidades de restauro e de gestão dos conflitos.	
A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, mas com uma tendência para o incremento, especialmente no que se refere à degradação dos recifes. Com a definição do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.	
A perturbação acústica e perturbação física associada a esta espécie deve-se ao intenso tráfego marítimo associado a pequenas embarcações de pesca artesanal, com mais evidência durante os períodos da primavera e verão. Há também tendência para um incremento do já significativo tráfego marítimo associado a embarcações de recreio e relacionadas com atividades marítimo-turísticas. A probabilidade de restauro é moderada no que se refere às fontes de ruído decorrentes do tráfego marítimo.	B
Dados recentes evidenciam níveis de acumulação de poluentes preocupantes. A origem deverá ser terrestre (maioritariamente agrícola), havendo também possibilidade de estar associada à poluição de origem mineira associada ao Rio Guadiana. A definição do sítio terá um contributo moderado na diminuição deste risco.	
<b>C. Isolamento das populações</b>	
Isolamento dos diferentes núcleos populacionais ibéricos em relação às diferentes subespécies que ocorrem em águas Europeias	A
<b>D. Avaliação Global</b>	
Os núcleos de Boto em Portugal ocorrem em menor densidade que nas populações do Norte da Europa, sendo que a região do Algarve/Baía de Cádiz, corresponde à zona Europeia com densidades mais baixas. Apesar do isolamento populacional em relação às restantes populações Europeias, os indivíduos presentes nesta região permitem um contínuo de distribuição correspondendo ao núcleo com distribuição mais a sul em águas nacionais. O alargamento deste SIC irá contribuir em muito para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas da Rede Natura 2000 em Portugal Continental, especialmente no aparente processo de recolonização de águas mais a sul que se observa desde 2010. Este sítio corresponde também a um núcleo populacional importante no contexto Ibérico, especialmente num eventual processo de recolonização natural do Mediterrâneo.	A

**Tabela 8.4.2.** Síntese da avaliação dos critérios do Anexo III da Diretiva Habitats para o Roaz no SIC Costa Sudoeste.

Critério Justificação	Avaliação
<b>A. Proporção da população no Estado-Membro</b>	
Sítio que engloba cerca de 0,96% da população nacional estimada até à presente data	C
<b>B. Grau de conservação dos elementos do habitat importantes para a espécie considerada e possibilidades de restauro</b>	
Elementos bem conservados. Globalmente as condições para a presença, manutenção e alimentação do Roaz neste SIC estão asseguradas.	
Recuperação possível com um esforço médio. Nesta região há evidências de que as capturas acidentais são mais elevadas do que noutras regiões, havendo também evidências de conflitos com algumas artes de pesca, sendo que há possibilidades de restauro e de gestão dos conflitos. A degradação dos habitats apresenta um baixo grau de evidências, mas com uma tendência para o incremento, especialmente no que se refere à degradação dos recifes. Com o alargamento do sítio há probabilidade significativa de evitar uma maior degradação de habitat.	
A perturbação acústica e perturbação física associada a esta espécie deve-se ao intenso tráfego marítimo e às atividades de observação turística de cetáceos. A probabilidade de restauro é moderada no que se refere às fontes sonoras perturbadoras decorrentes do tráfego marítimo, sendo elevada em relação às fontes sonoras perturbadoras decorrentes das atividades de observação turística.	B
Dados recentes evidenciam níveis de acumulação de poluentes muito preocupantes (especialmente PCBs e mercúrio). A definição do sítio terá um contributo moderado na diminuição deste risco.	
<b>C: Isolamento das populações</b>	
Há evidências deste núcleo populacional apresentar uma forte ligação aos núcleos populacionais oceânicos da Baía de Cádiz e do mar Mediterrâneo, havendo alguma segregação em relação às populações residentes Ibéricas. Há evidências de sub-estruturação a uma escala mais fina, o que poderá indicar isolamento a nível regional.	A
Este núcleo populacional aparenta estar menos associado aos núcleos populacionais galegos. Há evidências que poderá haver descontinuidades entre as populações Ibéricas e as restantes populações do Atlântico Norte.	
<b>D: Avaliação Global</b>	
As populações de Roaz em Portugal aparentam ocorrer em menor densidade que as populações Europeias. Nesta região há evidências de os núcleos populacionais estarem em claro incremento. A O alargamento deste SIC irá contribuir em muito para a conectividade e coerência ecológica das áreas marinhas da Rede Natura 2000 em Portugal Continental, sendo especialmente importante na ligação às ZECs já implementadas em águas da Andaluzia (Baía de Cádiz e Mar de Alboran). Desta forma este Sítio contribuirá de forma significativa para a conectividade de áreas classificadas marinhas correspondendo a um contínuo de conservação entre o Mediterrâneo e o Atlântico Norte, crucial para espécies de grande mobilidade, como o Roaz. Por último, as águas abrangidas por este Sítio, abrangem uma importante população regional de Roazes, fortemente associada ao núcleo existente na Baía de Cádiz, não existindo evidências que essa população seja, em termos de importância de conservação, de alguma forma inferior às incorporadas noutros sítios já definidos para águas Europeias.	A

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para o Boto e para o Roaz com um impacto elevado e susceptíveis de afetar as populações, caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação (Tabela 8.4.3). Para o Sítio Costa Sudoeste foram identificadas 5 tipologias de ameaças com impacto elevado, que influenciam o Boto, das quais 2 foram associadas às pescas. No caso do Roaz foram identificadas 4 ameaças com impacto elevado, sendo que a pesca INN é a única considerada como preocupante. As atividades de prospeção sísmica e atividades e desportos náuticos motorizados, podem resultar no afastamento dos animais, havendo também o risco de mortalidade direta ou danos físicos. Neste Sítio estes impactos poderão ser mais significativos sobre o Roaz, havendo também evidências que os pequenos núcleos de Boto poderão estar a ser afetados por um incremento da náutica de recreio e atividades de observação de cetáceos. A poluição marinha é algo muito preocupante para as duas espécies. Este tipo de impacto dificilmente provocará a morte imediata de animais, mas há evidências que este tipo de impacto afeta a condição física dos animais, estando associada a doenças e ao aumento da carga parasitária, sendo que em casos mais extremos poderá condicionar a reprodução e a sobrevivência das crias.



Vista do SIC Costa Sudoeste | View of the SCI Costa Sudoeste

**Tabela 8.4.3.** Ameaças com um impacto elevado sobre o Boto e Roaz no SIC Costa Sudoeste.

Ameaça	Boto	Roaz
Prospecção sísmica	X	X
Pesca com redes fundeadas (emalhar/tresmalho)	X	
Pesca INN (Ilegal, Não declarada, Não regulamentada)	X	X
Atividades e desportos náuticos motorizados	X	X
Poluição marinha difusa (metais pesados, pesticidas, farmacêuticos)	X	X

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado que ocorrem no Sítio Costa Sudoeste, foram propostas 14 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.4.4).

**Tabela 8.4.4.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas ao Boto e Roaz na área marinha do SIC Costa Sudoeste.

Medida de conservação	Boto	Roaz
Avaliar a vulnerabilidade das populações de cetáceos à instalação de fontes de energia renováveis e à realização de prospecções sísmicas	X	X
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas nos SIC	X	X
Avaliar os níveis de biotoxinas e de contaminantes nos cetáceos e espécies de presa dominantes	X	X
Efetuar um ensaio de medidas de mitigação da captura accidental de cetáceos por pesca de cerco, de pequeno cerco e por redes fundeadas	X	X
Realizar um ensaio de medidas de mitigação da predação exercida por cetáceos, usando metodologias inovadoras		X
Estabelecer e executar um programa de entrega voluntária de capturas accidentais de cetáceos	X	X
Realizar programas cooperativos de monitorização das capturas accidentais de cetáceos por armadilhas fixas e aquacultura marinha	X	X
Monitorizar os níveis de captura accidental de cetáceos por pesca de cerco, de pequeno cerco e redes fundeadas (emalhar/tresmalho)	X	X
Assegurar a vigilância ativa nos SIC, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras	X	X
Elaborar e divulgar o código de conduta e manuais de boas práticas na observação de cetáceos	X	X
Realizar campanhas de sensibilização dirigidas a empresas e outras entidades para a eliminação de PCB e outros contaminantes	X	X
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas	X	X
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)	X	X
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nos SIC marinhos	X	X

## 8.5. ZPE Aveiro – Nazaré

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -9,1082

Latitude: 39,9656

Área: 292 928.65 ha



**Espécies alvo:** Pardela-baleiar

**Descrição:** Esta ZPE localiza-se no litoral, na região centro do país encontrando-se maioritariamente localizada dentro das águas territoriais, com uma distância máxima à costa de cerca de 45 km.

A ZPE Aveiro-Nazaré é utilizada por inúmeras espécies migradoras marinhas presentes ao longo da costa continental portuguesa e que utilizam esta ZPE como área de passagem mas também como área de descanso e alimentação. Esta ZPE é uma das áreas de maior ocorrência de Pardela-baleiar (Araújo *et al.*, 2017), especialmente durante os períodos pós-nidificação quando os indivíduos usam as costas

Atlânticas. Ao mesmo tempo, verifica-se que a zona também é fortemente usada por indivíduos que não se deslocam para as colónias reprodutoras e optam por permanecer na costa Portuguesa. Os indivíduos de Pardela-baleiar podem ser observados em movimentos com orientação norte/sul e sul/norte, em movimentos locais, designadamente em alimentação, e em jangadas. Nesta área, observa-se um uso fortemente costeiro, com observação de grande jangadas e passagem de indivíduos. Contudo, há também registos de uma forte ocorrência de indivíduos próximos do talude continental em aparentes movimentos associados à procura de alimento em águas mais afastadas da costa. A zona também é de particular importância para o Alcatraz durante quase todo ano, mas mais relevante durante os períodos pós-reprodutores desta espécie. A Negrola é outra espécie que ocorre também com fortes concentrações durante o período invernal, sendo também acompanhada pela forte ocorrência de Torda-mergulheira e Airo (Tabela 8.5.1).

## Espécies frequentes

Torda-mergulheira	Gaivota-tridáctila
Cagarra	Alcaide
Alma-de-Mestre	Chilreita
Gaivota-d'asa-escura	Garajau-comum
Gaivota-de-cabeça-preta	Garajau-de-bico-preto
Gaivota-de-patas-amarelas	Alcatraz
Guincho	Airo
Negrola	

## CrITÉRIOS que levaram à designação da área

**Tabela 8.5.1.** Síntese da avaliação dos critérios definidos em Portugal Continental para a definição da ZPE Aveiro – Nazaré para a Pardela-baleiar.

Ameaça	Pardela-baleiar
Nidificante regular	Não
Integra o Anexo I da Diretiva Aves ou é migradora regular	Sim
O seu estatuto de ameaça nacional (Livro Vermelho de Portugal), europeu ou global (IUCN) é elevado	Criticamente em Perigo
A proporção da população europeia que ocorre em Portugal continental é considerável (critério $\geq 1\%$ ),	Varia entre 42,8% no outono e 4,4% na primavera
A sua distribuição em Portugal tem significado na área de distribuição global	Zona extremamente relevante durante o período pós-reprodutor como zona de concentração de indivíduos, descanso e alimentação

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para a Pardela-baleiar com um impacto elevado e susceptíveis de afetar as populações, caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação (Tabela 8.5.2). Para a ZPE Aveiro-Nazaré foram identificadas 4 tipologias de ameaças com impacto elevado, que influenciam a Pardela-baleiar, das quais 3 foram associadas às pescas. A atividade não relacionada com pesca é o risco de derrames de hidrocarbonetos se estes ocorrerem durante os períodos de forte concentração de indivíduos nesta ZPE.

**Tabela 8.5.2.** Ameaças com um impacte elevado sobre a Pardela-baleiar na ZPE Aveiro – Nazaré.

**Ameaça**

Captura accidental por redes fundeadas (emalhar/tresmalho)

Captura accidental por pesca de cerco

Pesca INN (Illegal, Não declarada, Não regulamentada)

Derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala)



Vista da ZPE Aveiro-Nazaré | View of the SPA Aveiro-Nazaré

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado, foram propostas 15 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.5.3).

**Tabela 8.5.3.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas à Pardela-baleara na ZPE Aveiro – Nazaré.

<b>Medida de conservação</b>
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas
Avaliar os níveis de biotoxinas e contaminantes nas aves marinhas e espécies de presa dominantes
Realizar um ensaio piloto sobre o efeito do aumento dos limites de distância à costa e em profundidade (e.g. mais que 30 m) para o uso de artes de emalhar e tresmalho em determinados períodos temporais e áreas
Realizar um ensaio piloto sobre a entrega voluntária das capturas acidentais de aves marinhas
Manter um programa de monitorização das capturas acidentais de aves marinhas
Realizar ensaios de medidas de mitigação tradicionais e inovadoras dos efeitos da pesca sobre as populações de aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto da captura acidental da pesca desportiva sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala) sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos macropoluentes (plásticos, espumas, redes fantasma) sobre as aves marinhas
Disponibilizar <i>kits</i> de primeira intervenção para combate de derrames de petróleo no mar
Assegurar a vigilância ativa, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras
Divulgar o código e manuais de boas práticas aplicados ao setor pesqueiro
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nas ZPE marinhas

## 8.6. ZPE Cabo Raso

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -9,539

Latitude: 38,7295

Área: 133 546,86 ha



**Espécies alvo:** Pardela-baleiar

**Descrição:** Esta ZPE localiza-se no litoral, na área de Lisboa estando maioritariamente localizada dentro das águas territoriais, com uma distância máxima à costa de cerca de 30 km. A ZPE Cabo Raso é uma área influenciada pela sua localização próxima do estuário do Rio Tejo que, potencialmente, pode criar condições para elevados índices de produtividade biológica. A área marinha costeira parece ser igualmente influenciada pelas condições de vento criadas pela Serra de Sintra. A costa de Lisboa, sendo parte da plataforma continental, é relativamente baixa (até cerca de 200 m). Ocorre aqui

uma produtividade relativamente elevada resultante do afloramento costeiro, que surge essencialmente nos meses de verão. O aporte de sedimentos e nutrientes do rio Tejo pode também contribuir para condições favoráveis à permanência das aves nesta área.

Durante os períodos de migração e internada ocorre nesta zona uma elevada presença de Pardela-baleiar, que é utilizada como área de passagem, de descanso e de alimentação (Poot 2005). Os indivíduos podem ser observados quer em passagem para norte / sul quer em movimentos mais curtos, bem como em jangadas relativamente próximo de costa que atingiram, em algumas contagens, cerca de 4000 indivíduos em Setembro e Outubro. A presença de aves em jangadas pode dever-se à proteção que a zona costeira oferece perante os ventos predominantes de noroeste. Algumas espécies usam a área durante grande parte do ano, sendo que o Alcatraz é uma das espécies mais frequentes (Tabela 8.6.1).

## Espécies frequentes

Torda-mergulheira	Gaivota-de-patas-amarelas	Garajau-comum
Cagarra	Guincho	Garajau-de-bico-preto
Alma-de-Mestre	Negrola	Alcatraz
Gaivota-d'asa-escura	Alcaide	
Gaivota-de-cabeça-preta	Chilreta	

## CrITÉRIOS que levaram à designação da área

**Tabela 8.6.1.** Síntese da avaliação dos critérios definidos em Portugal Continental para a definição da ZPE Cabo Raso para Pardela-baleiar.

Ameaça	Pardela-baleiar
Nidificante regular	Não
Integra o Anexo I da Diretiva Aves ou é migradora regular	Sim
O seu estatuto de ameaça nacional (Livro Vermelho de Portugal), europeu ou global (IUCN) é elevado	Criticamente em Perigo
A proporção da população europeia que ocorre em Portugal continental é considerável (critério $\geq 1\%$ ),	Varia entre 18,2% no outono e 0,45% na primavera
A sua distribuição em Portugal tem significado na área de distribuição global	Zona relevante durante o período pós-reprodutor como zona de passagem de indivíduos, descanso e alimentação



Vista da ZPE Cabo Raso | View of the SPA Cabo Raso

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para a Pardela-baleiar com um impacto elevado e susceptíveis de afetar as populações, caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação (Tabela 8.6.2). Para a ZPE Cabo Raso foram identificadas 4 tipologias de ameaças com impacto elevado, que influenciam a Pardela-baleiar, das quais 3 foram associadas às pescas. A atividade não relacionada com pesca é o risco de derrames de hidrocarbonetos se estes ocorrerem durante os períodos de forte concentração de indivíduos nesta ZPE

**Tabela 8.6.2.** Ameaças com um impacto elevado sobre a Pardela-baleiar na ZPE Cabo Raso.

Ameaça
Captura acidental por redes fundeadas (emalhar/tresmalho)
Captura acidental por pesca de cerco
Pesca INN (Ilegal, Não declarada, Não regulamentada)
Derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala)

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado, foram propostas 14 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.6.3).

**Tabela 8.6.3.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas à Pardela-baleiar na ZPE Cabo Raso.

Medida de conservação
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas
Avaliar os níveis de biotoxinas e contaminantes nas aves marinhas e espécies de presa dominantes
Realizar um ensaio piloto sobre a entrega voluntária das capturas acidentais de aves marinhas
Manter um programa de monitorização das capturas acidentais de aves marinhas
Realizar ensaios de medidas de mitigação tradicionais e inovadoras dos efeitos da pesca sobre as populações de aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto da captura acidental da pesca desportiva sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala) sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos macropoluentes (plásticos, espumas, redes fantasma) sobre as aves marinhas
Disponibilizar kits de primeira intervenção para combate de derrames de petróleo no mar
Assegurar a vigilância ativa, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras
Divulgar o código e manuais de boas práticas aplicados ao setor pesqueiro
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nas ZPE marinhas

## 8.7. ZPE Cabo Espichel (alargamento)

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -9.2278

Latitude: 38.394

Área: 16 427.96 ha (dos quais 94.68% em meio marinho)



**Espécies alvo:** Pardela-baleiar

**Descrição:** A ZPE Cabo Espichel integra uma área marinha com 15600.8 ha dentro das águas territoriais, com uma distância máxima à costa de cerca de 8 km e inclui uma zona litoral de falésias altas e uma área de mar (Figura 8.7). Uma parte da área afeta à ZPE (16%) está também englobada no SIC Arrábida/Espichel, classificado no âmbito da Diretiva Habitats, e pelo Parque Natural da Arrábida. A área marinha da ZPE coincidente com o Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (PNA) corresponde a 2532 ha, de acordo com a carta de zonamento do respetivo plano de ordenamento, e recai

em área marinha de proteção complementar (1298 ha), e em área de proteção parcial (1233 ha). Estes níveis de proteção impõem diferentes condicionalismos aos diferentes usos, destacando-se a interdição da pesca com cerco em toda a área coincidente com o parque marinho e também da pesca com redes de emalhar ou tresmalho na área de proteção parcial.

A área marinha da ZPE Cabo Espichel é uma área importante para inúmeras espécies migradoras marinhas, em particular como área de passagem, mas também como área de descanso e alimentação, principalmente durante os períodos de migração e invernada.

Esta área adquire particular importância para a Pardela-baleiar, cujos indivíduos podem ser observados em movimentos com orientação norte/sul e sul/norte, em movimentos locais, designadamente em alimentação, e em jangadas (Tabela 8.7.1).

## Espécies frequentes

Torda-mergulheira	Gaivota-de-patas-amarelas	Garajau-comum
Cagarra	Guincho	Garajau-de-bico-preto
Alma-de-Mestre	Negrola	Alcatraz
Gaivota-d'asa-escura	Alcaide	
Gaivota-de-cabeça-preta	Chilreta	

## Critérios que levaram ao alargamento da área

**Tabela 8.7.1.** Síntese da avaliação dos critérios definidos em Portugal Continental para a ZPE Cabo Espichel para Pardela-baleiar.

Ameaça	Pardela-baleiar
Nidificante regular	Não
Integra o Anexo I da Diretiva Aves ou é migradora regular	Sim
O seu estatuto de ameaça nacional (Livro Vermelho de Portugal), europeu ou global (IUCN) é elevado	Criticamente em Perigo
A proporção da população europeia que ocorre em Portugal continental é considerável (critério $\geq 1\%$ ),	Varia entre 2,1% no outono e 0,05% na primavera
A sua distribuição em Portugal tem significado na área de distribuição global	Zona importante durante o período pós-reprodutor como zona de passagem de indivíduos, descanso e alimentação



Vista da ZPE Cabo Espichel | View of the SPA Cabo Espichel

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para a Pardela-balear com um impacto elevado e susceptíveis de afetar as populações, caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação (Tabela 8.7.2). Para a ZPE Cabo Espichel foram identificadas 4 tipologias de ameaças com impacto elevado, que influenciam a Pardela-balear, das quais 3 foram associadas às pescas. A atividade não relacionada com pesca é o risco de derrames de hidrocarbonetos se estes ocorrerem durante os períodos de forte concentração de indivíduos nesta ZPE

**Tabela 8.7.2.** Ameaças com um impacto elevado sobre a Pardela-balear na ZPE Cabo Espichel.

Ameaça
Captura accidental por redes fundeadas (emalhar/tresmalho)
Captura accidental por pesca de cerco
Pesca INN (Ilegal, Não declarada, Não regulamentada)
Derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala)

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado, foram propostas 14 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.7.3).

**Tabela 8.7.3.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas à Pardela-balear na ZPE Cabo Espichel.

Medida de conservação
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas
Avaliar os níveis de biotoxinas e contaminantes nas aves marinhas e espécies de presa dominantes
Realizar um ensaio piloto sobre a entrega voluntária das capturas accidentais de aves marinhas
Manter um programa de monitorização das capturas accidentais de aves marinhas
Realizar ensaios de medidas de mitigação tradicionais e inovadoras dos efeitos da pesca sobre as populações de aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto da captura accidental da pesca desportiva sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala) sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos macropoluentes (plásticos, espumas, redes fantasma) sobre as aves marinhas
Disponibilizar <i>kits</i> de primeira intervenção para combate de derrames de petróleo no mar
Assegurar a vigilância ativa, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras
Divulgar o código e manuais de boas práticas aplicados ao setor pesqueiro
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nas ZPE marinhas

## 8.8. ZPE Costa Sudoeste (alargamento)

Coordenadas geográficas do ponto central [graus decimais]

Longitude: -8.888434

Latitude: 37.289841

Área: 100685.0 ha (dos quais 52.71% em meio marinho)



**Espécies alvo:** Pardela-baleiar

**Descrição:** A ZPE Costa Sudoeste inclui uma zona terrestre com paisagem muito diversificada e uma zona marinha. Esta última, com 53264.5 ha localiza-se dentro das águas territoriais, com uma distância máxima à costa de cerca de 20 km.

A área marinha da ZPE da Costa Sudoeste é importante em particular como área de passagem, mas também como área de descanso e alimentação, principalmente durante os períodos de migração e invernada para diversas espécies de aves marinhas. Esta área adquire particular importância para a Pardela-baleiar, uma vez que a quase totalidade da população desta espécie

cruzará o cabo de São Vicente, nos seus movimentos entre as colónias de reprodução, nas Ilhas Baleares, e as zonas de invernada, de alimentação e de descanso localizadas na costa ocidental Atlântica. Estima-se que quer as aves reprodutoras quer as não-reprodutoras atravessem esta zona em diferentes períodos do ano, pelo que a área marinha em torno do cabo será usada durante grande parte do ano (Tabela 8.8.1).

### Espécies frequentes

Cagarra

Alma-de-Mestre

Gaiyota-de-audouin

Gaiyota-d'asa-escura

Gaiyota-de-cabeça-preta

Gaiyota-de-patas-amarelas

Guincho

Negrola

Alcaide

Chilreta

Garajau-comum

Garajau-de-bico-preto

Alcatraz

## Crítérios que levaram ao alargamento da área

**Tabela 8.8.1.** Síntese da avaliação dos critérios definidos em Portugal Continental para o alargamento da ZPE Costa Sudoeste para Pardela-baleiar.

Ameaça	Pardela-baleiar
Nidificante regular	Não
Integra o Anexo I da Diretiva Aves ou é migradora regular	Sim
O seu estatuto de ameaça nacional (Livro Vermelho de Portugal), europeu ou global (IUCN) é elevado	Criticamente em Perigo
A proporção da população europeia que ocorre em Portugal continental é considerável (critério $\geq 1\%$ ),	Varia entre 1,9% no outono e 0,3% na primavera
A sua distribuição em Portugal tem significado na área de distribuição global	Zona importante durante o período pós-reprodutor como zona de passagem de indivíduos, descanso e alimentação

## Ameaças e medidas de gestão

A seguir sumarizam-se as ameaças identificadas para a Pardela-baleiar com um impacto elevado e susceptíveis de afetar as populações, caso não sejam aplicadas medidas de mitigação ou de conservação (Tabela 8.8.2).



Vista da ZPE Costa Sudoeste | View of the SPA Costa Sudoeste

Para a ZPE Costa Sudoeste foram identificadas 4 tipologias de ameaças com impacto elevado, que influenciam a Pardela-baleiar, das quais 3 foram associadas às pescas. A atividade não relacionada com pesca é o risco de derrames de hidrocarbonetos se estes ocorrerem durante os períodos de forte concentração de indivíduos nesta ZPE.

**Tabela 8.8.2.** Ameaças com um impacto elevado sobre a Pardela-baleiar na ZPE Costa Sudoeste.

<b>Ameaça</b>
Captura accidental por redes fundeadas (emalhar/tresmalho)
Captura accidental por pesca de cerco
Pesca INN (Ilegal, Não declarada, Não regulamentada)
Derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala)

Para reduzir os riscos associados às ameaças com impacto elevado, foram propostas 14 medidas que devem ser implementadas com urgência (Tabela 8.8.3)

**Tabela 8.8.3.** Medidas de conservação com prioridade crítica ou alta aplicadas à Pardela-baleiar na ZPE Costa Sudoeste.

<b>Medida de conservação</b>
Avaliar a ocorrência de fenómenos de proliferação de algas nocivas e dos níveis de biotoxinas
Avaliar os níveis de biotoxinas e contaminantes nas aves marinhas e espécies de presa dominantes
Realizar um ensaio piloto sobre a entrega voluntária das capturas accidentais de aves marinhas
Manter um programa de monitorização das capturas accidentais de aves marinhas
Realizar ensaios de medidas de mitigação tradicionais e inovadoras dos efeitos da pesca sobre as populações de aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto da captura accidental da pesca desportiva sobre as aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos derrames de hidrocarbonetos (pequena e grande escala) sobre aves marinhas
Avaliar e monitorizar o impacto dos macropoluentes (plásticos, espumas, redes fantasma) sobre aves marinhas
Disponibilizar kits de primeira intervenção para combate de derrames de petróleo no mar
Assegurar a vigilância ativa, envolvendo as várias entidades fiscalizadoras
Divulgar o código e manuais de boas práticas aplicados ao setor pesqueiro
Definir metodologia de apoio à elaboração de AinCA para os pedidos de licenciamento de instalação de armadilhas fixas e aquacultura marinha, e de construção de infraestruturas e de delimitação de zonas de teste ou projetos-piloto para ensaios de energias marinhas
Definir uma lista de atividades a realizar em meio marinho que obrigam a parecer do ICNF (artigo 9.º do Dec. Lei n.º 140/99)
Reforçar o sistema sancionatório com as questões específicas da conservação de valores naturais presentes nas ZPE marinhas

## 8. New Marine Natura 2000 Sites and Management Plans

Until the beginning of the MarPro project, there were only a few Natura 2000 sites with marine areas on the Portuguese coast, none of them aimed at cetacean conservation (only cetacean presence or absence was identified). In relation to seabirds, none of the existing sites were aimed at the Balearic shearwater conservation. The lack of marine Natura 2000 sites and their respective Management Plans constitute the most significant gap of the Natura 2000 Network in Portugal and also in Europe.

Summary of the criteria to be considered for the definition of SCIs, following the recommendations of the European Commission (2007)	
Criterion	Justification
A: Proportion of population in the Member State	A: 100% > p > 15% B: 15% > p > 2% C: 2% > p > 0% D: without significant expression
B: Degree of conservation of habitat elements important to the species under consideration and restoration possibilities	B1: Degree of conservation of habitat characteristics important to the species I: elements in excellent condition II: well-preserved elements III: elements in medium or partially degraded conditions  B2 Restoration possibilities I: easy recovery II: recovery possible with medium effort III: difficult or impossible recovery
C: Isolation of populations	A: Population (almost) isolated B: Population not isolated, but marginal to the distribution area; C: Non-isolated population, in full distribution area
D: Global Assessment	I: summary of previously presented criteria II: evaluation of other characteristics of the site considered relevant for the species

For the definition of SPAs under the Life+ MarPro project, target species should meet one or more of the following criteria (Nunes & Franco, 2014):

- a) regular reproduction in the area,
- b) integrates Annex I of the Birds Directive or is a regular migrator,
- c) national threat status (Red Book of Portugal), European or global (IUCN) is high: Critically endangered, Endangered or Vulnerable),
- d) the proportion of the European population that occurs in mainland Portugal is considerable (criterion  $\geq 1\%$ ),
- e) its distribution in Portugal has significance in the global distribution area.

## Methodologies used for the definition of Sites

For the definition of sites it was crucial to collect information on the spatial distribution of target species through censuses, as well as to collect information on their ecology and life history. Aerial census campaigns and dedicated censuses on boats or platforms of opportunity (fishing boats, freighters, sailboats, Portuguese Navy vessels, etc.) and coastal censuses were also used to produce data on distribution and abundance of birds. Cetacean data collected since 2010 in aerial censuses and information collected on opportunity platforms since 2007 were used. Seabird data from ESAS censuses were collected since 2004 and data from airplane censuses were collected since 2010. Cetacean and bird censuses in aerial censuses followed Distance Sampling methodologies (transects perpendicular to the coast or Zig-Zag).

To identify the most important areas for birds and cetaceans, it was necessary to relate the species occurrence data to the habitat variables data, through habitat suitability models. The identification of marine sites for cetaceans and seabirds (respectively SCIs and SPAs) began with entering all data types in a GIS. To produce predictive maps of species distribution, based on occurrence probability, the MaxEnt 3.3.3 application was used to compute seasonal or annual habitat suitability models for each target species and to perform the respective spatial mapping. In methodological terms, models with different sets of environmental variables were compared and the ones with the best performance were evaluated. The Zonation 4.0.0 application was used to carry out a prioritization analysis of conservation areas (identification of the most important areas for target species). Subsequently, the importance of each area was validated by quantifying cetaceans or birds, the occurrence of resting or feeding areas, concentration of individuals and confirmation of reproduction (cetaceans only).

## Management plan proposals

In order to pursue the Natura 2000 network objectives, conservation measures should be established for the active management of the areas where natural values occur. These measures should maintain or restore favourable conservation status of natural values in accordance with the Birds Directive and the Habitats Directive. Based on the reference portal for the Natura 2000 network, in the management plan proposals we identified threats, pressures and activities with potential impact on Natura 2000 Network values in the Portuguese marine environment. These were analysed according to 3 criteria (Risk, Evidence and Impact). Conservation measures and their application were then defined and grouped into active, complementary and preventive conservation measures with a priority classification (Critical, High, Average, Low) according to the potential impact of the threat or pressure.

## 8.1. pSCI Maceda – Praia da Vieira

### Target species: Harbour porpoise; Bottlenose dolphin

Description: This exclusively marine site (502 637,34 ha) is located between the Maceda area (northern limit) and Praia da Vieira (southern limit). Habitat 1110 (Sand Banks) occurs in about 10% of the area and appears particularly along the coast. Several rocky areas occur along the coast corresponding to Habitat 1170 (Reefs), representing about 11% of the total area of the Site. This Site is part of an area identified as “Critical Habitat for Cetaceans”, where there is a high diversity of cetaceans, with high abundance of Common dolphin and Bottlenose dolphin. This area is the most important population nucleus in terms of distribution and abundance of Harbour porpoise in Portugal as well as its main breeding area, representing about 32% of the currently estimated national population (for the Mainland EEZ). This area represents about 2.38% of the currently estimated Bottlenose dolphin national population (Mainland and Madeira EEZ). The Site is also an important feeding area for marine turtles, particularly for loggerhead and leatherback turtles and for anadromous migratory fish. Six types of threats with high impact were identified for Harbour porpoises (3 associated with fisheries), while 4 threats with high impact were identified for Bottlenose dolphins. Among them, IUU fishing is considered of higher concern.

## 8.2. pSCI Costa de Setúbal

### Target species: Harbour porpoise; Bottlenose dolphin

Description: This exclusively marine site (123 274,17 ha) is located between the northern limit of Cabo Espichel and Ilha do Pessegueiro. Globally, Habitat 1110 (Sand Banks) occurs in about 5% of the total area of the Site, while Habitat 1170 (Reefs) covers about 10% of the total area of the Site. This Site is part of an area identified as “Critical Habitat for Cetaceans”, where there is a high diversity of cetaceans. This area is also used by the resident Bottlenose dolphin population of the Sado Estuary. The site currently comprises 5.41% of the national Harbour porpoise population (for the Mainland EEZ) and 0.84% of the national Bottlenose dolphin population (Mainland EEZ and Madeira). Five types of threats with high impact were identified for Harbour porpoises (2 are associated with fisheries), while four threats with high impact were identified for Bottlenose dolphins. Among them, IUU fishing is considered of higher concern

### 8.3. SCI Estuário do Sado (enlargement)

#### **Target species: Bottlenose dolphin**

Description: The Sado estuary (34 090,12 ha) stretches along the NW-SE direction along 45 km, from the mouth to the limit of tide influence. The Sado Estuary Site covers an aquatic area of about 6813 ha, which includes Sandbanks (1110), with marine grasslands *Zostera marina* and *Cymodocea nodosa*, Mudflats (1140), *Spartina* swarns (1320) and Mediterranean and thermo-Atlantic halophilous scrubs (1420). It supports a resident population of Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). The proposed area corresponds to the extension of the current Site to cover the entire estuarine area, especially the mouth of the estuary and the northernmost areas that were not yet classified. Three types of threats with high impact were identified for Bottlenose dolphin. Geotechnical activities and whale watching may result in animal displacement. Diffuse marine pollution affects the animals' physical condition, being associated with diseases, reproduction and calf survival impairment.

### 8.4. SCI Costa Sudoeste (enlargement)

#### **Target species: Harbour porpoise; Bottlenose dolphin**

Description: This site covers 147 860,7 ha of marine area. Reefs (Habitat 1170) occur in about 13% of the total area. Sand Banks (Habitat 1110) only occur in about 2% of the area. Caves (Habitat 8330) are especially present in Sagres. This site potentially includes 5.52% of the national currently estimated Harbour porpoise population (Continental EEZ) and 0.96% of the Bottlenose dolphin estimated national population (Continent and Madeira EEZ). Five types of threats with high impact were identified for Harbour porpoises, 2 associated with fisheries. Four types of threats with high impact were identified for Bottlenose dolphins and IUU fishing is the only considered to be of higher concern. Seismic survey activities and motorized nautical activities/sports may result in the animal displacement, injury or mortality particularly for Bottlenose dolphins.

### 8.5. SPA Aveiro – Nazaré

#### **Target species: Balearic shearwater**

Description: This site covers an area of 292 928,7 ha, with a maximum distance to the coast of about 45 km. The Aveiro-Nazaré SPA is used by numerous marine species as migratory corridors but also as resting and feeding area. This site has one of the highest Balearic shearwater occurrences (Araújo et al., 2017). The proportion of the Balearic shearwater population that occurs in this area varies between 42.8% in the autumn and 4.4% in spring. The site is extremely relevant during the post-breeding period as resting or feeding area. Four types of threats with high impact were identified for Balearic shearwater, 3 associated with fisheries.

## 8.6. SPA Cabo Raso

### Target species: Balearic shearwater

Description: This site covers an area of 133 546,9 ha, with a maximum distance to the coast of about 30 km. During migration and wintering periods there is a high presence of Balearic shearwater in this zone, which is used as a passage, resting and feeding area (Poot, 2005). The proportion of the Balearic shearwater population occurring in the Site varies between 10.1% in autumn and 0.25% in spring. Its distribution is more significant during the post-breeding period with relevance to migrating, feeding and resting individuals. Four types of threats with high impact were identified for Balearic shearwater, 3 associated with fisheries.

## 8.7. SPA Cabo Espichel (alargamento)

### Target species: Balearic shearwater

Description: This site covers an area of 15 600,8 ha, with a maximum distance to the coast of about 8 km. The proportion of the Balearic shearwater population occurring in the site varies between 10.1% in autumn and 0.25% in spring. Its distribution is more significant during the post-breeding period with relevance to migrating, feeding and resting individuals. Four types of threats with high impact were identified for Balearic shearwater, 3 associated with fisheries.

## 8.8. SPA Costa Sudoeste (alargamento)

### Target species: Balearic shearwater

Description: This site covers a marine area of 53 264,5 ha, with a maximum distance to the coast of about 20 km. This site is particularly important for Balearic shearwaters because nearly all migrating individuals will cross Cabo São Vicente. The proportion of the Balearic shearwater population that occurs in mainland Portugal varies between 1.9% in the autumn and 0.3% in spring. The site is extremely relevant during the post-breeding period as resting or feeding area. Four types of threats with high impact were identified for Balearic shearwater, 3 associated with fisheries.

**9.**

**Monitorização da Rede Natura  
2000 em meio marinho**



A conservação e monitorização do meio marinho devem ser realizadas de acordo com as prioridades Europeias, envolvendo os diferentes usuários do meio marinho. No caso da Rede Natura 2000 em meio marinho, uma gestão ativa e cooperativa dos Sítios poderia promover a otimização dos esforços de implementação de medidas e a diluição dos custos pelos diversos setores.

A monitorização dos Sítios com área marinha deverá responder a objetivos de conservação e ameaças muito bem definidos. Ao mesmo tempo, a monitorização dos Sítios deverá promover a gestão sustentável a longo-prazo das pescas nacionais e a criação de postos de trabalho relacionados com a crescente inovação na oferta de produtos e serviços disponibilizados pelas estratégias associadas aos setores da Economia Azul, da conservação e monitorização do meio marinho e da saúde ambiental.

Atualmente, não estão a ser aplicados os esforços necessários para travar a perda de biodiversidade no meio marinho. De facto, continua a verificar-se a degradação dos *stocks* de pesca, a diminuição de habitats protegidos, o declínio de espécies sensíveis, o aumento generalizado da poluição e o aparecimento de novos fatores de pressão associados a linhas emergentes de exploração de recursos marinhos.

As tentativas de definir um conjunto de práticas que permitam a compatibilização da exploração dos recursos com a conservação de habitats e espécies protegidas têm sido dificultadas por fatores maioritariamente económicos, uma vez que o investimento em conservação da biodiversidade a longo prazo tem sido inadequado. Este problema poderia ser ultrapassado se os impactes de investimentos financeiros privados sobre a biodiversidade e sobre os ecossistemas fossem quantificados em termos económicos. Por sua vez, as entidades geradoras desses impactes contribuiriam para suportar medidas de gestão, minimização e compensação, por exemplo, em relação à sobre-exploração dos *stocks* de pesca, à poluição, aos efeitos de atividades relacionadas com o turismo, exploração de fontes de energia, transporte, etc., contribuindo assim para um futuro sustentável a longo termo para todos.

É urgente que o Capital Natural do meio marinho seja valorizado em termos económicos. Capital Natural não se refere apenas à exploração direta de recursos. Há a considerar os serviços dos ecossistemas, que permitem a disponibilidade de alimento, água potável e plantas utilizadas como combustível, material de construção e produtos farmacêuticos, entre muitos outros serviços menos óbvios mas que permitem a vida como a conhecemos. Em última análise, a conservação do meio marinho poderá permitir receitas económicas elevadas e deverá ser considerada nas avaliações do Capital Natural, de maneira a aumentar o investimento em medidas que contribuam para a conservação das várias espécies e habitats, incluindo as espécies de cetáceos e aves marinhas alvo do projeto LIFE+ MarPro.

## Cetáceos e aves marinhas em Portugal continental

Em Portugal Continental, a conservação a longo prazo das populações de cetáceos e aves marinhas que utilizam os Sítios Natura 2000 passa pela aplicação de vários tipos de medidas. Algumas têm o objetivo de permitir a caracterização da mortalidade e das interações das espécies alvo com as pescas, outras têm o objetivo de diminuir a taxa de interações das espécies alvo com o setor pesqueiro. Outras medidas deverão permitir a monitorização das tendências das abundâncias das populações das espécies alvo.

No caso das medidas que visam diminuir a taxa de interações das espécies alvo com o setor pesqueiro, durante o LIFE+ MarPro verificou-se que os pingers são os



Curso de formação de censos de cetáceos e aves marinhas | Training on census methodologies for estimating cetacean and seabird abundances

sistemas mais eficazes para evitar a captura de Botos e Golfinhos-comuns por artes do cerco, redes de tresmalho e xávega. No caso da redução da captura accidental de aves, os alertas sonoros ou estímulos visuais têm potencial de aplicação às artes que operam em Portugal. Contudo, há ainda espaço e necessidade de encontrar medidas inovadoras e de custos mais reduzidos.

No entanto, o sucesso a longo prazo da aplicação de medidas de mitigação de interações e boas práticas no setor pesqueiro só poderá ser avaliado através da monitorização continuada da evolução das interações das espécies alvo com as pescas. Além disso, só a caracterização da mortalidade poderá indicar de que maneira as medidas de mitigação devem ser alteradas para produzir melhores resultados. Em última análise, o objetivo final de melhorar o estado de conservação das espécies alvo só pode ser comprovado através da monitorização a longo termo das abundâncias populacionais.

Dentro das medidas que visam permitir a caracterização da mortalidade e das interações das espécies alvo com as pescas, a operacionalização da Rede de Arrojamentos de animais marinhos permitiria quantificar o número de animais marinhos que arrojam na costa portuguesa, determinar as causas de morte mais importantes ao longo dos anos e recolher dados essenciais sobre natalidade, esperança de vida, taxas de reprodução e saúde das populações monitorizadas. Assim, seria possível avaliar a tendência da mortalidade e detetar alterações nas causas de morte das espécies alvo. O papel dos Centros de Reabilitação de animais marinhos também é importante na caracterização e na mitigação de eventos de interações com as pescas sem mortalidade. A utilização de *log-books*, observadores a bordo e monitorização



Arrojamento de Roaz | Bottlenose dolphin stranding

eletrónica dos eventos de pesca nos Sítios marinhos também contribuiria para a monitorização das interações entre as pescas e as espécies alvo.

Para a monitorização das tendências das abundâncias das populações das espécies alvo, só um programa de censos eficaz (censos aéreos, censos em plataformas de oportunidade em navios e censos costeiros) permitirá detetar variações populacionais. Conhecer as tendências das abundâncias populacionais é essencial à gestão das espécies alvo e das suas interações com as pescas, já que os limites de mortalidade admissíveis são estimados em função da abundância de cada população.

A valorização do Capital Natural do meio marinho poderia aumentar o investimento em medidas de conservação das várias espécies e habitats marinhos focados no projeto LIFE+ MarPro. Os novos Sítios Natura 2000 marinhos deveriam ser os alvos prioritários de aplicação de medidas de conservação num futuro próximo.



Utilização de censos aéreos para monitorizar as abundâncias das espécies alvo | Using airplane census for estimating cetacean and seabird abundances

## 9. Monitoring the Natura 2000 network in the marine environment

Conservation and monitoring of the marine environment should be carried out in accordance with European priorities, involving different Ocean users. In the case of the Natura 2000 Network in the marine environment, an active and cooperative Site management could promote the implementation of measures while diluting costs across several sectors. Site monitoring should promote the long-term sustainable management of national fisheries and job creation (products and services provided by the Blue Economy, marine environment monitoring and environmental health).

Overall, efforts to halt the loss of biodiversity in the marine environment are failing. An exploitation of resources compatible with the conservation of protected habitats and species could be achieved if the impacts of private activities on biodiversity and ecosystems are quantified economically. In turn, the entities that generate these impacts would contribute to support management, minimization and compensation measures thus contributing to a long-term sustainable future for all.

It is imperative that the Natural Capital of the marine environment be valued in economic terms. Natural Capital refers not only to the direct exploitation of resources. Ecosystem services, which allow the availability of food, drinking water and plants used as fuel, pharmaceuticals, among many other less obvious but life-saving services as we know it, are to be considered. Ultimately, the conservation of the marine environment could allow for high economic revenues and should be considered in the Natural Capital assessments in order to increase investment in measures that contribute to the conservation of various marine species and habitats, including the cetacean and seabird species targeted in the LIFE+ MarPro project.

### Cetaceans and seabirds in mainland Portugal

In mainland Portugal, the long-term conservation of cetacean and seabird populations in Natura 2000 sites requires the application of various types of measures, including fisheries-related measures. Some aim at the characterization of mortality and interactions of species with fisheries, while others aim to reduce the interaction rate of target species with the fisheries sector. Other measures should allow for target species population abundance monitoring.

The new marine Natura 2000 sites should be the priority targets for the implementation of conservation measures in the near future.

**10.**

**Principais contributos do  
projeto LIFE+ MarPro**



A primeira estimativa de abundância e distribuição para cetáceos em águas de Portugal Continental constitui um dos resultados mais importantes do projeto LIFE+ MarPro. Pela primeira vez, é possível dizer que as populações dos cetáceos com maior representatividade em Portugal Continental foram avaliadas de maneira fiável e replicável, e que os objetivos para a futura gestão e conservação dos cetáceos estão agora bem definidos. As estimativas de abundância obtidas durante o projeto para cetáceos e para aves marinhas em Portugal continental representam a base para a avaliação das suas tendências populacionais no futuro, bem como para a avaliação dos potenciais impactos decorrentes das atividades humanas.

Durante o projeto LIFE+ MarPro foi também possível comparar a eficácia das metodologias de censos e de avaliação de capturas acidentais e de interações entre espécies-alvo e as pescas. Os resultados dessas comparações permitem aconselhar os decisores sobre os métodos mais eficazes em termos de custo-benefício para monitorizar as tendências populacionais de cetáceos e aves marinhas e também para a monitorização fiável das capturas acidentais em Portugal, um compromisso assumido pelos estados-membros da União Europeia. Tanto a monitorização das populações como as taxas de captura acidental são essenciais para a conservação e gestão das populações de cetáceos e aves marinhas na Europa, particularmente no que diz respeito à necessidade de implementar ou aumentar a utilização das medidas de mitigação nas pescarias, caso se verifique que as populações estão em declínio. Por conseguinte, a comparação dos métodos de monitorização da abundância das populações e a comparação dos métodos de avaliação das capturas acidentais representam o ponto de partida para a conservação ativa dos cetáceos e aves marinhas em Portugal no futuro.

Um outro resultado bastante importante do projeto LIFE+ MarPro foi produzido pelos ensaios de medidas de mitigação de cetáceos. Estes ensaios demonstraram que as interações com a pesca poderiam ser reduzidas com um uso mais amplo de dispositivos de alerta de cetáceos e com a manutenção de fortes vínculos de comunicação com pescadores, particularmente nas frotas mais artesanais. Além disso, as melhorias na rede de arrojamentos e no centro de reabilitação de animais

marinhos permitiram uma primeira linha de resposta dedicada a situações de arrojamento ou captura acidental de animais marinhos mortos e vivos, que, além dos dados importantes que produzem sobre ameaças às espécies marinhas, permitem manter boas relações colaborativas, particularmente com os pescadores e as Autoridades Marítimas, e com todos os usuários do Oceano em geral. Todos os materiais produzidos para a divulgação do projeto, para as ações educativas e para a difusão dos resultados permitiram atingir uma ampla variedade de pessoas com diferentes relações com o ambiente marinho. Em particular, as ações educativas nas escolas e em outros eventos educacionais permitiram dar a conhecer uma parte do meio marinho português a um elevado número de alunos. Além disso, os manuais de boas práticas, todos os materiais de divulgação e os workshops internacionais permitiram a comunicação e cooperação com pescadores, investigadores e decisores.

Os resultados mais importantes do projeto LIFE+ MarPro foram sido as propostas de novas áreas marinhas para os cetáceos e aves marinhas no Âmbito da rede Natura 2000 (SCIs e ZPEs, respectivamente) e dos seus planos de gestão. Apesar da aprovação legal das áreas selecionadas para aves marinhas (Decreto-Lei 204/2015 e Decreto Regulamentar 17/2015), a proposta de áreas marinhas para a proteção de cetáceos não foi aprovada pelo Governo Português. Da mesma maneira, as propostas de Planos de Gestão dedicados às áreas marinhas selecionadas no âmbito do projeto (tanto SIC como ZPE) também não foram legalmente aprovadas. Perante a situação de extinção prevista para a população de Boto em Portugal, a aprovação legal dos Sítios NATURA 2000 para cetáceos é urgente. No entanto, depois de todos os esforços do projeto LIFE+ MarPro, até 2017, Portugal continuava sem áreas marinhas protegidas dedicadas à proteção de cetáceos nas suas águas continentais e sem qualquer Plano de Gestão aprovado para os Sítios NATURA 2000.

## 10. Main contributions of the LIFE+ MarPro project

For the first time, it is possible to say that the population abundance and distribution of cetaceans with the greatest representation in mainland Portugal have been reliably evaluated and the objectives for the future management and conservation of cetaceans are now well defined. The abundance estimates for cetaceans and seabirds in mainland Portugal represent the basis for the evaluation of their population trends in the future, as well as for assessing the potential impacts arising from human activities.

During the LIFE+ MarPro project it was possible to compare the effectiveness of census methodologies and the assessment of bycatch and interactions between target species and fisheries. These comparisons provided advice to decision-makers on the most cost-effective methods for monitoring cetacean and seabird population trends and for a reliable bycatch monitoring in Portugal, a commitment made by the Member States of the European Union. Both population monitoring and bycatch rates are essential for the conservation and management of cetacean and seabird populations in Europe, particularly regarding the need to implement or increase the use of mitigation measures in fisheries, in case population declines are detected.

Essays of cetacean mitigation measures within the LIFE+ MarPro project demonstrated that interactions with fisheries could be reduced through a wider use of cetacean alert devices and the maintenance of strong communication links with fishers, particularly in the more artisanal fleets. In addition, improvements in the stranding network and in the marine animal rehabilitation center have enabled a first line of response dedicated to strandings or bycatch of marine animals which, in addition to the important data they produce on conservation threats, enable good collaborative relationships, particularly with fishers and maritime authorities, and all Ocean users in general. All the materials produced for project dissemination, educational actions and results dissemination allowed reaching a wide variety of people with different relations with the marine environment. In addition, good practice manuals, dissemination materials and international workshops have enabled communication and cooperation with fishers, researchers and decision makers.

The most important results of the LIFE+ MarPro project are the proposals for new marine protection areas for cetaceans and seabirds within the Natura 2000 network (SCIs and SPAs) and their management plans. Despite the legal approval of the selected areas for seabirds (Decree-Law 204/2015 and Regulatory Decree 17/2015), the proposal of marine protection areas for cetaceans was not legally approved. Likewise, the proposals for Management Plans for SCIs and SPAs were also not legally approved. In view of the expected extinction scenario for the harbour porpoise population in Portugal, the legal approval of the NATURA 2000 sites for cetaceans is urgent. However, after all the efforts of the LIFE+ MarPro project, until 2017, Portugal remained without marine protected areas dedicated to the protection of cetaceans in its mainland waters and without Management Plans for any NATURA 2000 sites.



## Referências

- Abraham ER, Berkenbusch KN, Richard Y (2010) The capture of seabirds and marine mammals in New Zealand non-commercial fisheries. New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report n. 64.
- Aguiar Z (2013) Ecologia alimentar do boto (*Phocoena phocoena*) ao longo da costa continental portuguesa. Dissertação de Mestrado em Recursos Biológicos Aquáticos, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Alves AL, Gonçalves F, Mesquita CS, Soares-Castro P, Ferreira M, Marçalo A, Vingada J, Eira C, Godoy-Vitorino F, Cabrera B, Rodriguez A, Fabre J, Santos PM (2015) Microbiome characterization of a Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) of the Coast of Portugal. Jornadas Portuguesas de Genética, 25-27th May 2015 Braga, Portugal.
- Anderwald P, Brandecker A, Coleman M, Collins C, Denniston H, Haberlin MD, Donovan MO, Pinfield R, Visser F, Walshe L (2013) Displacement responses of a mysticete, an odontocete, and a phocid seal to construction-related vessel traffic. *Endangered Species Research* 21:231-240.
- Araújo H, Bastos-Santos J, Rodrigues PC, Ferreira M, Pereira A, Henriques AC, Monteiro SS, Eira C, Vingada J (2017) The importance of Portuguese continental shelf waters to balearic shearwaters revealed by aerial census. *Marine Biology* 164:55.
- Araújo C (2015) Ingestão de plásticos por aves marinhas na costa norte de Portugal. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade do Minho.
- Arcangeli A, Crosti R (2009) The short-term impact of dolphin-watching on the behavior of Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in western Australia. *Journal of Marine Animals and their Ecology* 2:3-9.
- Arcos JM, Louzao M, Oro D (2008) Fisheries ecosystem impacts and management in the Mediterranean: seabirds point of view. *American Fisheries Society Symposium* 49:1471-1479.
- Arcos JM (2011) International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus*. SEO/BirdLife & BirdLife International.
- Arroyo GM, Mateos-Rodríguez M, Muñoz AR, De La Cruz A, Cuenca D, Onrubia A (2014) New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 26:87-99.

- ASCOBANS (1997) Report of the second meeting of parties to ASCOBANS, 17-19 November 1997, Bonn, Germany. 67 pp.
- Barlow J, Cameron GA (2003) Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the Californian drift gill net fishery. *Marine Mammal Science* 19:265-283.
- Barrett RT (2015) The diet, growth and survival of razorbill *Alca torda* chicks in the southern Barents Sea. *Ornis Norvegica* 38:25-31.
- Bejder L, Samuels A, Whitehead H, Gales N, Mann J, Connor R, Heithaus M, Watson Capps J, Flaherty C, Krutzen M (2006) Decline in relative abundance of Bottlenose dolphins exposed to long term disturbance. *Conservation Biology* 20:1791-1798.
- Bento C, Eira C, Vingada J, Ferreira M, Lopez A, Tavares L, Duarte A (2016) New insight into dolphin morbillivirus phylogeny and epidemiology in the northeast Atlantic: opportunistic study in cetaceans stranded along the Portuguese and Galician coasts. *BMC Veterinary Research* 12:176.
- Berggren P, Teilmann J, Borchers D, Burt L., Gillespie D., Gordon J., MacLeod, K., Leaper, R., Scheidat M, Swift, R, Tasker M, Winship A, Hammond P (2008a) Quantitative comparison of monitoring methods and recommendations for best practice. Appendix D2.4. Final Report Life SCANS II.
- Berggren P, Teilmann J, Borchers D, Burt L, Gillespie D, Gordon J, MacLeod K, Leaper R, Scheidat M, Swift R, Tasker M, Winship A, Hammond P (2008b) Review of methods previously used in monitoring temporal and spatial trends in distribution and abundance of cetaceans. Appendix D2.1. Final Report Life SCANS II.
- Bogomolni AL, Gast RJ, Ellis JC, Dennett MR, Pugliares KR, Lentell BJ, Moore MJ (2008) Victims or vectors: a survey of marine vertebrate zoonoses from coastal waters of the northwest Atlantic. *Diseases of Aquatic Organisms* 81:13-38.
- Boisseau O, Matthews J, Gillespie D, Lacey C, Moscrop A, El Ouamari N (2007) A visual and acoustic survey for Harbour porpoises off North-West Africa: further evidence of a discrete population. *African Journal of Marine Science* 29:403-410
- Bossart GD, Baden DG, Ewing RY, Roberts B, Wright SD (1998) Brevetoxicosis in manatees (*Trichechus manatus latirostris*) from the 1996 epizootic: gross, histologic, and immunohistochemical features. *Toxicologic Pathology* 26:276-282.
- Buckland ST, Anderson DR Burnham HP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001) Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Oxford University Press, Oxford.
- Burger J, Gochfeld M (2000) Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Science of the Total Environment* 257:37-52.
- Buscaino G, Buffa G, Sarà G, Bellante A, Tonello Jr AJ, Hardt FAS, Cremer MJ, Bonanno A, Cuttita A, Mazzola S (2009). Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to Bottlenose dolphins. *Fisheries Science* 75:537-544
- Cabral MJ, Almeida J, Almeida P, Delliger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim JM, Queirós AI, Rogado L, Santos-Reis M (2005) Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.

- Camarão B (2017) Estudo da reprodução de pequenos cetáceos através da morfologia do ovário. Dissertação de Mestrado em Biologia Marinha, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro.
- Camphuysen CJ, Garthe S (2004) Recording foraging seabirds at sea: standardised recording and coding of foraging behaviour and multi-species foraging associations. *Atlantic Seabirds* 6:1-32.
- Camphuysen K, Fox T, Leopold M, Petersen I (2004) Towards standardised seabirds at sea census techniques in connection with environmental impact assessments for offshore wind farms in the U.K. A comparison of ship and aerial sampling methods for marine birds, and their applicability to offshore wind farm assessments. Report commissioned by COWRIE. 39 pp.
- Canha R (2015) Prevalência e análise filogenética de Herpesvirus em cetáceos arrojados na costa Portuguesa e da Galiza. Dissertação de Mestrado Integrado em Medicina Veterinária, Faculdade de Medicina Veterinária, Universidade Técnica de Lisboa.
- Carapetis ER, Machado A, Braun K, Byard RW (2014) Recreational fishing-related injuries to Australian pelicans (*Pelecanus conspicillatus*) and other seabirds in a south Australian estuarine and river area. *International Journal of Veterinary Health Science & Research* 2:24-27.
- Cardoso A, Palma C (2005) Monitorização da Área Envolvente a Sete Emissários da Costa Portuguesa: a Qualidade dos Sedimentos. *Anais do Instituto Hidrográfico* 18:127-134
- Carlström J, Berggren P, Dinnétz EF, Börjesson P (2002) A field experiment using acoustic alarms (pingers) to reduce Harbour porpoise by-catch in bottom-set gillnets. *ICES Journal of Marine Science* 59:816-824.
- Cascão I (2001) Measuring the impacts resulting from interactions between approaching boats and resident Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. Relatório de estágio de Licenciatura, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.
- European Commission (1995) EC's guidance on the Natura 2000 Standard Data Form (Explanatory notes).
- Christel I (2012) Offshore wind energy and birds: Integrating assessment tools in space and time. PhD Thesis, Biology Faculty, Barcelona University.
- Clark J, Dolman SJ, Hoyt E (2010) Towards marine protected areas for cetaceans in Scotland, England and Wales: A scientific review identifying critical habitat with key recommendations. Whale and Dolphin Conservation Society, Chippenham, UK, 178pp.
- COM(2012) 665 Comunicação da Comissão Europeia ao Parlamento e ao Conselho, Plano de ação para reduzir as capturas ocasionais de aves marinhas nas artes de pesca. 16 de novembro de 2012.
- Comissão Europeia 2007. Orientações para a criação da Rede Natura 2000 no domínio marinho. Aplicação das Directivas Habitats e Aves, disponibilizado em: [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine\\_guidelines\\_pt.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine_guidelines_pt.pdf)
- Constantine R, Brunton DH, Dennis T (2004) Dolphin-watching tour boats change Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biological Conservation* 117:299-307.
- Costa RA, Torres J, Vingada JV, Eira C (2016) Persistent organic pollutants and inorganic elements in the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus* wintering off Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 108:311-316.

- Costa PR, Rosa R, Sampayo MA. (2004) Tissue distribution of the amnesic shellfish toxin, domoic acid, in *Octopus vulgaris* from the Portuguese coast. *Marine Biology* 144:971-976.
- Cox TM, Read AJ (2004) Echolocation behaviour of Harbour porpoises *Phocoena phocoena* around chemically enhanced gill nets. *Marine Ecology Progress Series* 279:275-282.
- Cox TM, Read AJ, Solow A, Tregenza N (2001) Will Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) habituate to pingers? *Journal of Cetacean Research and Management* 3:81-86.
- Cucknell A-C, Boisseau O, Moscrop A (2015) A review of the impact of seismic survey noise on narwhal & other Arctic cetaceans. Report prepared for Greenpeace Nordic by Marine Conservation Research Ltd. 146 pp.
- Culik BM, Koschinski S, Tregenza N, Ellis GM (2001) Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. *Marine Ecology Progress Series* 211: 255-260
- Dawson SM, Read AJ, Slooten E (1998) Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. *Biological Conservation* 84:141-146.
- Dawson SM, Northridge S, Waples D, Read AJ (2013) To ping or not to ping: the use of active acoustic devices in mitigating interactions between small cetaceans and gillnet fisheries. *Endangered Species Research* 19:201-221.
- Dawson NM, Bishop MA, Kuletz KJ, Zuur AF (2015) Using ships of opportunity to assess winter habitat associations of seabirds in subarctic coastal Alaska. *Northwest Science* 89:111-128.
- Diederichs A, Brandt M, Nehls G (2010) Does sand extraction near Sylt affect Harbour porpoises? *Wadden Sea Ecosystem* 26:199-203
- Dolman SJ, Hodgkins NK, MacLeod CD, Pierce GJ, Weir CR (2014) Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) observed during land-based surveys in The Minch, north-west Scotland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94:1185-1194.
- Dubois S, Fraser D (2013) A framework to evaluate wildlife feeding in research, wildlife management, tourism and recreation. *Animals* 3:978-994.
- Eisler R (1987) Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *Biological Report* 85(1.10). U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC.
- Elmberg J, Hirschfeld E, Cardoso H, Hessel R (2016) Passage patterns of seabirds in October at Cabo Carvoeiro Portugal, with special reference to the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Marine Ornithology* 44:151-156.
- Embling CB, Walters AEM, Dolman SJ (2015) How much effort is enough? The power of citizen science to monitor trends in coastal cetacean species. *Global Ecology and Conservation* 3:867-877.
- EU N2K Group (2015) An overview of the potential interactions and impacts of commercial fishing methods on marine habitats and species protected under the EU Habitats Directive. Report from the European Economic Interest Group to the European Commission. Available online at: <http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/Fisheries%20interactions.pdf>.
- Evans PG, Hammond PS (2004) Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal review* 34:131-156.
- Evans PGH, Carson Q, Fisher P, Jordan W, Limer R, Rees I (1993) A study of the reactions of harbor porpoises to various boats in the coastal waters of southeast Shetland. In: *European*

- Research on Cetaceans – 6, Evans PGH (Ed). European Cetacean Society, Cambridge, England.
- Evans PGH, Weir CR, Nice HE (1996) Temporal and spatial distribution of Harbour porpoises in Shetland waters, 1990-1995. In: European Research on Cetaceans – 10, Evans PGH (Ed.). European Cetacean Society, Lisbon, Portugal.
- Fandel AD, Bearzi M, Cook TC (2015) Effects of Ocean Recreational Users on Coastal Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Santa Monica Bay, California. Bulletin, Southern California Academy of Sciences 114:63-75.
- Fauquier DA, Flewelling LJ, Maucher J, Manire CA, Socha V, Kinsel MJ, Stacy BA, Henry, M, Gannon J, Ramsdell JS, Landsberg JH (2013) Brevetoxin in blood, biological fluids, and tissues of sea turtles naturally exposed to *Karenia brevis* blooms in central west Florida. Journal of Zoo and Wildlife Medicine 44:364-375.
- Fayer R, Dubey JP & Lindsay DS (2004) Zoonotic protozoa: from land to sea. Trends in parasitology 20:531-536.
- Feijó D, Marçalo A, Wise L, Silva A (2012) Protocolo de Amostragem a Bordo da Pesca do Cerco. Relat. Cient. Téc. IPIMAR, Série digital (<http://inrb.pt/ipimar>) 57:11 pp
- Fernandes AI (2015) Rede Ecológica para a Detecção e Estudo de aves Marinhas Arrojadadas REDEMAR-AVES (costa Norte portuguesa). Dissertação de Mestrado em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade do Minho.
- Ferreira M, Monteiro SS, Torres J, Oliveira I, Sequeira M, Lopez A, Vingada J, Eira C (2016) Biological variables and health status affecting inorganic element concentrations in Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Portugal (western Iberian Peninsula). Environmental Pollution 210:293-302.
- Ferreira M (2007) Ocorrência e captura acidental de cetáceos no Centro/Norte de Portugal. Tese de Mestrado em Ciências do Ambiente. Universidade do Minho.
- Finneran JJ, Carder DA, Schlundt CE, Ridgway SH (2005) Temporary threshold shift in Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. The Journal of the Acoustical Society of America 118:2696-2705.
- Flewelling LJ, Naar JP, Abbott JP, Baden DG, Barros NB, Bossart GD, Bottein MD, Hammond DG, Haubold EM, Heil CA, Henry MS, Jacocks HM, Leighfield TA, Pierce RH, Pitchford TD, Rommel SA, Scott PS, Steidinger KA, Truby EW, Van Dolah FM, Landsberg JH (2005) Red tides and marine mammal mortalities. Nature 435:755-756.
- Fontaine MC, Baird, SJ, Piry S, Ray N, Tolley KA, Duke S, Birkun A, Ferreira M, Jauniaux T, Llavona Á, Öztürk B, Öztürk A, Ridoux V, Rogan E, Sequeira M, Siebert U, Vikingsson G, Bouqueneau JM, Michaux J (2007) Rise of oceanographic barriers in continuous populations of a cetacean: the genetic structure of Harbour porpoises in Old World waters. BMC Biology 5:30.
- Fontaine MC, Tolley KA, Michaux JR, Birkun A, Ferreira M, Jauniaux T, Llavona Á, Öztürk B, Öztürk AA, Ridoux V, Roga E, Sequeira M, Bouqueneau JM, Baird S (2010) Genetic and historic evidence for climate-driven population fragmentation in a top cetacean predator: the Harbour porpoises in European water. Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 277:2829-2837.
- Fontaine MC, Roland K, Calves I, Austerlitz F, Palstra FP, Tolley KA, Ryan S, Ferreira M, Jauniaux T, Llavona A, Öztürk B, Öztürk A, Ridoux V, Rogan E, Sequeira M, Siebert U, Vikingsson,

- G, Borrell A, Michaux J, Aguilar A (2014) Postglacial climate changes and rise of three ecotypes of Harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in western Palearctic waters. *Molecular Ecology* 23:3306-3321.
- Forcada J (2000) Can population surveys show if the Mediterranean monk seal colony at Cap Blanc is declining in abundance? *Journal of Applied Ecology* 37:171-181.
- Fortuna CM, Kell L, Holcer D, Canese S, Filidei Jr E, Mackelworth P, Donovan G (2014) Summer distribution and abundance of the giant devil ray (*Mobula mobular*) in the Adriatic Sea: Baseline data for an iterative management framework. *Scientia Marina* 78:1-11.
- Franse R (2005) Effectiveness of Acoustic Deterrent Devices (pingers). Universiteit Leiden – Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden, pp 4-18.
- Furness RW, Wade HM, Masden EA (2013) Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119:56-66.
- Furness RW (2007) Responses of seabirds to depletion of food fish stocks. *Journal of Ornithology* 148:247-252.
- Galimberti F (2002) Power analysis of population trends: an application to elephant seals of the Falklands. *Marine Mammal Science* 18:557-566.
- Gaspar R (2003) Status of the Resident Bottlenose Dolphin Population in the Sado Estuary: Past, Present and Future. Doctoral dissertation, University of St. Andrews.
- Gazo M, Gonzalvo J, Aguilar A (2008) Pingers as deterrents of Bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research* 92:70-75
- Gibbs P, Droege S, Eagle PC (1998) Monitoring local populations of plants and animals. *Bioscience* 48:935-940.
- Godoy-Vitorino F, Rodriguez A, Cabrera B, Alves AL, Gonçalves F, Mesquita AC, Soares-Castro P, Ferreira M, Marçalo A, Vingada J, Eira C, Santos PM (2017) The microbiome of a Striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) stranded in Portugal. *Research in Microbiology* 168:85-93.
- Gomes F (2015) Dieta da torda-mergulheira, *Alca torda*, capturada acidentalmente em Portugal Continental. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Departamento de Biologia, Universidade do Minho.
- Gordon J, Gillespie D, Potter J, Frantzis A, Simmonds MP, Swift R, Tompson D (2004) A review of the effects of seismic surveys on marine mammals. *Marine Technology Society Journal* 37:16-34.
- Granadeiro JP, Silva MA, Fernandes C, Reis A (1997) Beach bird surveys in Portugal 1990-1996. *Ardeola* 44:9-17
- Grecian WJ, Inger R, Attrill MJ, Bearhop S, Godley BJ, Witt MJ, Votier SC (2010) Potential impacts of wave powered marine renewable energy installations on marine birds. *Ibis* 152:683-697.
- Guilford T, Wynn R, McMinn M, Rodríguez A, Fayet A, Maurice L, Jones A, Meier R (2012) Geolocators reveal migration and pre-breeding behaviour of the critically endangered balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *PLoS ONE* 7(3):e33753.
- Hammond PS, Bearzi G, Bjørge A, Forney K, Karczmarski L, Kasuya T, Perrin WF, Scott MD, Wang JY, Wells RS, Wilson B (2008) *Phocoena phocoena*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17027A6734992. Retrieved 7 October 2008.
- Hammond PS, McLeod K, Gillespie D, Swift R, Winship A, ML Burt, Cañadas A, Vázquez JA, Ridoux V, Certain G, Van Canneyt, Lens OS, Santos B, Rogan E, Uriarte A, Hernandez C,

- Castro R (2009) Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA). Final Report. Saint Andrews. 43 pp.
- Hammond PS, Macleod K, Berggren P, Borchers DL, Burt L, Cañadas A, Desportes G, Donovan GP, Gilles A, Gillespie D, Gordon J, Hiby L, Kuklik I, Leaper R, Lehnert K, Leopold M, Lovell P, Øien M, Paxton CGM, Ridoux V, Rogan E, Samarra F, Scheidat M, Sequeira M, Siebert U, Skov H, Swift R, Tasker ML, Teilmann J, Canneyt OV, Vázquez JA (2013) Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164:107-122.
- Hammond PS, Lacey C, Gilles A, Viquerat S, Börjesson P, Herr H, Macleod K, Ridoux V, Santos MB, Scheidat M, Teilmann J, Vingada J, Øien N (2017) Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Technical Report of SCANS III survey 40 pp
- Harzen S (1998) Habitat use by the Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado Estuary, Portugal. *Aquatic Mammals* 24:117-128.
- Henriksen OD, Teilmann J, Carstensen J (2003) Effects of the Nysted Offshore Wind Farm construction on Harbour porpoises. 2002 annual status report for the acoustic TPOD monitoring programme. Ministry of the Environment.
- Henriques A, Miodonski J, Marçalo A, Oliveira N, Marujo D, Almeida A, Barros N, Santos J, Ferreira I, Ferreira M, Araújo H, Monteiro S, Vingada J (2013) Seabirds Interaction with fisheries in mainland Portugal – Project FAME. University of Minho & Portuguese Society for the Study of Birds. Figueira da Foz (non-published report).
- Huggins JL, Raverty SA, Norman SA, Calambokidis J, Gaydos JK, Duffield DA, Lambourn DM, Rice JM, Hanson B, Wilkinson K, Jeffries SJ, Norberg B, Barre L (2015) Increased harbor porpoise mortality in the Pacific Northwest, USA: understanding when higher levels may be normal. *Diseases of Aquatic Organisms* 115:93-102.
- Hyrenbach KD, Veit RR, Weimerskirch H, Metzl N, Hunt Jr GL (2007) Community structure across a large-scale ocean productivity gradient: Marine bird assemblages of the Southern Indian Ocean. *Deep-Sea Research Part I* 54:1129-1145
- ICES WGMME (2012) Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES WGMME REPORT 2012. March 05-08 2012, Copenhagen, Denmark
- ITOPF (2011) Effects of Oil Pollution on the Marine Environment. Technical Information Paper 13. International Tanker Owners Pollution Federation, 12p.
- IWC, International Whaling Commission (2007) Report of the scientific committee. Annex K. Report of the Standing Working Group on environmental concerns. *Journal of Cetacean Research Management* 9(Suppl.):227-296.
- Jardim E, Prista N, Fernandes AC, Silva D, Ferreira AL, Abreu P, Fernandes P (2012) Manual de procedimentos a bordo: arrasto de fundo com portas. *Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar Série digital* (<http://inrb.pt/ipimar>) 55:20 p
- Jepson PD, Deaville R, Barber JL, Aguilar A, Borrell A, Murphy S, Barry J, Brownlow A, Barnett J, Berrow S, Cunningham AA, Davison NJ, Doeschate M, Esteban R, Ferreira M, Foote AD, Genov T, Giménez J, Loveridge J, Llavona A, Martin V, Maxwell DL, Papachlimitzou A, Penrose R, Perkins MW, Smith B, de Stephanis R, Tregenza N, Verborgh P, Fernandez A, Law RJ (2016) PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Scientific Reports* 6:18573.

- Kastelein RA, Haan D, Goodson AD, Staal C, Vaughan N (1997) The effects of various sounds on a Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). In Read AJ, Wiepkema PR, Nachtigall PE(eds) (1997). The biology of the harbour porpoise. *De spil Publishers*, Woerden, The Netherlands.
- Katara I, Feijó D, Bento T, Figueiredo I, Correia M, Fernandes A, Silva D, Ferreira A, Fernandes A, Fernandes P, Abreu P, Prista N, Wise L, Azevedo M, Silva A (2013) Technical Report: IPMA contribution to the A.3 MARPRO report on the interactions between target species and fisheries.
- Kersten M, Smedes F (2002) Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. *Journal of the Environment Monitoring* 4:109-115.
- Koschinski S, Culik BM, Trippel EA, Ginzkey L (2006) Behavioral reactions of free-ranging harbor porpoises *Phocoena phocoena* encountering standard nylon and BaSO<sub>4</sub> mesh gillnets and warning sound. *Marine ecology progress series* 313:285-294.
- Koschinski S (2008) Possible impact of personal watercraft (PWC) on harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) and harbor seals (*Phoca vitulina*). Literature study commissioned by the Society for the Conservation of Marine Mammals (Gesellschaft zum Schutz der Meeres-säugetiere e. V., GSM), Quickborn, Germany. 12 pp.
- Kraus SD, Read AJ, Solow A Baldwin K, Spradlin T, Anderson E, Williamson J (1997) Acoustic alarms reduce porpoise mortality. *Nature* 388:525-525
- Krebs CJ (1989) *Ecological Methodology*. Harper Collins Publisher, New York, NY. 654 pp.
- Kreuder C, Mazet JAK, Bossart GD, Carpenter TE, Holyoak M, Elie MS, Wright SD (2002) Clinicopathologic features of suspected brevetoxicosis in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) along the Florida Gulf coast. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 33:8-15.
- Larsen F, Eigaard OR, Tougaard J (2002) Reduction of Harbour porpoise bycatch in the North Sea by high-density gillnets. Paper SC/54/SM30 presented to the IWC Scientific Committee Meeting, May 2002 (unpub) pp.13.
- Larsen F, Eigaard OR, Tougaard J (2007) Reduction of Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch by iron-oxide gillnets. *Fisheries Research* 85:270-278.
- Lehtomäki J, Moilanen A (2013) Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modeling & Software* 47:128-137.
- Lewis RL, Crowder LB (2003) Estimating fishery bycatch and effects on a vulnerable seabird population. *Ecological Applications* 13:743-753.
- Lien J, Barney W, Todd S, Seton R, Guzzwell J (1992) Effects of adding sounds to cod traps on the probability of collisions by humpback whales. In Thomas JA, Kastelein RA, Supin AY (eds) *Marine Mammal Sensory Systems*. Plenum, New York, pp 701-708.
- López A, Pierce GJ, Santos MB, Gracia J, Guerra A (2003) Fishery by-catches of marine mammals in Galician waters: results from on-board observations and an interview survey of fishermen. *Biological Conservation* 111:25-40.
- MacKenzie D (2006) Have you got the right stuff? Getting the most from your field data. *Ecological Society newsletter* 119:6-8.
- Malta TV, Szalaj D, Angélico M, Azevedo M, Farias I, Garrido S, Lourenço S, Marçalo A, Marques V, Moreno A, Oliveira P, Paiva V, Prista N., Silva C, Sobrinho-Gonçalves L, Vingada J, Silva A (submitted) Trophic structure of the Portuguese continental shelf ecosystem: insights on the role of sardine. *Marine Ecology Progress Series*.

- Marçalo A, Ferreira M, Monteiro S, Oliveira I, Santos J, Araújo H, Goetz S, Read F, Eira C, Vaqueiro J, Nicolau L, Miodonski J, Henriques A, Landeck P, Gomes P, Vingada J (2010) Cetacean Interactions with Fisheries in Mainland Portugal: Overview and Preliminary Results. Report to ICES RSGBYWG /WKRE V812.
- Marçalo A, Ferreira M, Vingada J, Eira C, Feijó D, Prista N, Azevedo M, Silva A (2012) Annual report on the implementation of Council Regulation (EC) 812/2004 – (reporting year 2011). Contribution from MARPRO Project (Univ. Aveiro, Univ. Minho, and Soc. Port. Vida Selvagem, INRBR IPIMAR).
- Marçalo A, Hirofumi M, Nicolau L, Vingada J (2016) Interações de cetáceos e tartarugas marinhas com a armação fixa da empresa Tunipex S.A. ao largo da costa Algarvia. Relatório referente ao ano de 2015. 13 pp.
- Mateos-Rodríguez M, Thomas L, Arroyo G (2012) The development and use of a method to fill time gaps in migration counts. *The Condor* 114:513-522.
- McCallum H (2000) *Methods in ecology. Population Parameters: Estimation for Ecological Models*. Oxford: Blackwell Science.
- McPhee DP, Leadbitter D, Skilleter GA (2002) Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conservation Biology* 8:40-51.
- Meirinho A, Barros N, Oliveira N, Catty P, Lecoq M, Paiva V, Gerales P, Granadeiro JP, Ramirez I, Andrade J (2014) *Atlas das Aves Marinhas de Portugal* (www.atlasavesmarinhas.pt). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves
- Mendes P, Eira C, Torres J, Soares AMVM, Melo P, Vingada J (2008) Toxic element concentration in the atlantic gannet *Morus bassanus* (Pelecaniformes, Sulidae) in Portugal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55:503-509.
- Méndez-Fernandez P, Webster L, Chouvelon T, Bustamante P, Ferreira M, Gonzalez AF, Lopez A, Moffat CF, Pierce GJ, Read FL, Russell M, Santos MB, Spitz J, Vingada JV, Caurant F (2014) An assessment of contaminant concentrations in toothed whale species of the NW Iberian Peninsula: Part I. Persistent organic pollutants. *Science of the Total Environment* 484:196-205.
- Michel J, Bejarano AC, Peterson CH, Voss C (2013) Review of biological and biophysical impacts from dredging and handling of offshore sand. U.S. Depart of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Herndon, VA. OCS Study BOEM 2013-0119. 258 pp.
- Mil-Homens M, Vicente M, Grimalt JO, Micaelo C, Abrantes F (2016) Reconstruction of organochlorine compound inputs in the Tagus Prodelta. *Science of the Total Environment* 540:231-240.
- Minin E, Veach V, Lehtomäki J, Pouzols FM, Moilanen A (2014) A quick introduction to Zonation. Version 1 (for Zv4). User Manual.
- Moilanen A (2005) Reserve selection using nonlinear species distribution models. *American Naturalist* 165:695-706.
- Moilanen A, Meller L, Leppänen J, Pouzols FM, Kujala H, Arponen A (2012) *Zonation Spatial Conservation Planning Framework and Software V3.1*. User Manual.
- Moilanen A (2007) Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation* 134:571-579.
- Monteiro SS, Torres J, Ferreira M, Marçalo A, Nicolau L, Vingada JV, Eira C (2016) Ecological variables influencing trace element concentrations in Bottlenose dolphins (*Tursiops*

- truncatus*, Montagu 1821) stranded in continental Portugal. *Science of the Total Environment* 544:837-844.
- Munilla I, Díez C, Velando A (2007) Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. *Biological Conservation* 137:359-371.
- Murphy S, Tougaard J, Wilson B, Benjamins S, Haelters J, Lucke K, Werner S, Brensing K, Thompson D, Hastie, G, Geelhoed S, Lees, G, Davies I, Graw K, Pinn E (2012) Assessment of the Marine Renewables Industry in Relation to Marine Mammals: Synthesis of work undertaken by the ICES Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). Report International Council for the Exploration of the Sea (ICES) and International Whaling Commission (IWC). pp 71.
- Nichols JT, Hines JE, Sauer JR, Fallon FW, Fallon JE, Heglund PJ (2000) A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *Auk* 117:393-408.
- Nicolau L, Ferreira M, Santos J, Araújo H, Sequeira M, Vingada J, Eira C, Marçalo A (2016) Sea turtle strandings along the Portuguese mainland coast: spatio-temporal occurrence and main threats. *Marine Biology* 163:1-13.
- Northridge SP (1991) An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 251, Suppl. 1. Rome, FAO. 58p.
- Nunes S (2001) Estudo da utilização do habitat pela população sedentária de Golfinhos-roazes *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), no estuário do Sado, Portugal. Relatório de estágio do curso de licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Faculdade de Ciências do Mar e Ambiente, Universidade do Algarve, Portugal
- Nunes M, Franco C (2014) Proposta técnica de Zonas de Protecção Especial no meio marinho a designar em Portugal continental. ICNF.
- Oliveira N, Henriques A, Miodonski J, Pereira J, Marujo D, Almeida A, Barros N, Andrade J, Marçalo A, Santos J, Oliveira IB, Ferreira M, Araújo H, Monteiro S, Vingada J, Ramírez I (2015) Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: An assessment through on-board observations and fishermen interviews. *Global Ecology Conservation* 3:51-61
- Orams MB (2002) Feeding wildlife as a tourism attraction: a review of issues and impacts. *Tourism Management* 23:281-293.
- Oro D, Aguilar JS, Igual JM, Louzao M (2004) Modelling demography and extinction risk in the endangered Balearic shearwater. *Biological Conservation* 116:93-102.
- Paiva VH, Werner A, Geraldes P, Ramirez I, Garthe S, Ramos JA (2013) Overcoming difficult times: The behavioural resilience of a marine predator when facing environmental stochasticity. *Marine Ecology Progress Series* 486:277-288.
- Panigada S, Lauriano G, Burt L, Pierantonio N, Donovan G (2011) Monitoring winter and summer abundance of cetaceans in the pelagos sanctuary (Northwestern Mediterranean Sea) through aerial surveys. *PLoS ONE* 6(7):e22878.
- Parsons ECM (2012) The negative impacts of whale-watching. *Journal of Marine Biology* ID 807294, 9 pp.
- Peltier H, Baagøe HJ, Camphuysen KC, Czeck R, Dabin W, Daniel P, Deaville R, Haelters J, Jauniaux T, Jensen LF, Jepson PD (2013) The stranding anomaly as population indicator:

- the case of Harbour porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS One*, 8(4):e62180.
- Pérez-López MP, Cid F, Oropesa L, Fidalgo LE, Beceiro AL, Soler F (2006) Heavy metal and arsenic content in seabirds affected by the Prestige oil spill on the Galician coast (NW Spain). *Science of the Total Environment* 359:209-220.
- Phillips S, Anderson R, Schapire R (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol Model* 190:231-259.
- Phillips S, Dudík M, Schapire R (2004) A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. 1-8.
- Pierce GJ, Caldas M, Cedeira J, Santos MB, Llavona A, Covelo P, Martinez G, Torres J, Sacau M, López A (2010) Trends in cetacean sightings along the Galician coast, north-western Spain, 2003-2007, and inferences about cetacean habitat preferences. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90:1547-1560.
- Pinheiro G (2017) Contribuição para o estudo da dieta de pequenos cetáceos na costa oeste de Portugal. Dissertação de Mestrado em Biologia Marinha, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro.
- Pirotta E, Laesser BE, Hardaker A, Riddoch N, Marcoux M, Lusseau D (2013) Dredging displaces Bottlenose dolphins from an urbanised foraging patch. *Marine Pollution Bulletin* 74:396-402.
- Pirotta E, Merchant ND, Thompson PM, Barton TR, Lusseau D (2015) Quantifying the effect of boat disturbance on Bottlenose dolphin foraging activity. *Biological Conservation* 181:82-89.
- Platteeuw M, Henkens RJHG (1997) Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals, carrying capacity and populations. *Wildfowl* 48:225-236.
- Poot M (2005) Large numbers of Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus* along the Lisbon coast. *Airo* 15:43-50.
- Powell JR, Wells RS (2011) Recreational fishing depredation and associated behaviors involving common Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 27:111-129.
- Prista N, Jardim E, Fernandes AC, Silva D, Ferreira AL, Abreu P, Fernandes P (2012) Manual de procedimentos a bordo: artes fundeadas. Relatório Científico e Técnico. Instit. Invest. Pescas Mar Série digital (<http://inrb.pt/ipimar>).
- Ramírez I, Geraldés P, Meirinho A, Amorim P, Paiva V (2008) Áreas Marinhas Importantes para as Aves em Portugal. Projeto LIFE04NAT/PT/000213 – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa.
- Read AJ, Waples D (2009) A pilot study to test the efficacy of pingers as a deterrent to Bottlenose dolphins in the Spanish mackerel gillnet fishery. Final Report. Bycatch Reduction of Marine Mammals in Mid-Atlantic Fisheries Project.
- Read AJ, Drinker P, Northridge S (2006) Bycatch of marine mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology* 20:163-169.
- Read AJ (2000) Potential mitigation measures for reducing the by-catches of small cetaceans in ASCOBANS waters. Report to ASCOBANS. Nicholas School of the Environment, Duke University, Beaufort, USA

- Reboredo-Fernandez A, Gomez-Couso H, Martinez-Cedeira JA, Caccio SM, Ares-Mazas E (2014) Detection and molecular characterization of *Giardia* and *Cryptosporidium* in common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded along the Galician coast (Northwest Spain). *Veterinary parasitology* 202:132-137.
- Redlow T, Foley A, Singel K (2003) Sea turtle mortality associated with red tide events in Florida. In: Seminoff JA (compiler). *Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503. pp. 272-273.
- Reeves RR, Read AJ, Notarbartolo di Sciara G (2001) Report of the workshop on interactions between dolphins and fisheries in the Mediterranean: evaluation of mitigation alternatives. Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Rome, Italy.
- Regulamento (CE) n.º 812/2004 do Conselho – Estabelece medidas relativas às capturas acidentais de cetáceos no exercício das atividades de pesca. Public. em 30 de Abril. JOUE L 150.
- Ribeiro AR, Eira C, Torres J, Mendes P, Miquel J, Soares AMVM, Vingada J (2009) Toxic elements concentrations in the razorbill *Alca torda* (Charadriiformes, Alcidae) in Portugal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 56:588-595.
- Richardson WJ, Malme CI, Thomson DH (1995) *Marine mammals and noise*. San Diego, CA: Academic Press. 576 pp.
- Ross A, Isaac S (2004) The net effect? A review of cetacean bycatch in pelagic trawls and other fisheries in the north-east atlantic. WDCS report for Greenpeace.
- Rowe SJ (2007) A review of methodologies for mitigating incidental catch of protected marine mammals. *Science & Technical Publishing*, Department of Conservation, New Zealand.
- Ruiz A, Martí R (2004) La Pardela Balear. SEO/BirdLife-Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, Madrid, Spain.
- Sá S, Santos J, Araújo H, Ferreira M, Duro V, Alves F, Panta-Ferreira B, Nicolau L, Eira C, Vingada J (2016) Spatial distribution of floating marine debris in offshore continental Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin* 104:269-278.
- Santoro R, Sperone E, Tringali ML, Pellegrino G, Giglio G, Tripepi S, Arcangeli A. (2015) Summer distribution, relative abundance and encounter rates of cetaceans in the Mediterranean waters off Southern Italy (Western Ionian Sea and Southern Tyrrhenian Sea). *Mediterranean Marine Science* 16:613-620.
- Santos C, Barreiros MA, Pestana P, Cardoso A, Freire A (2011) Environmental status of water and sediment around submarine outfalls-west coast of Portugal / Qualidade da água e dos sedimentos na zona circundante de oito emissários submarinos-costa oeste de Portugal. *Revista da Gestão Costeira Integrada / Journal of Integrated Coastal Zone Management* 11:207-217.
- Santos J, Araújo H, Ferreira M, Oliveira I, Monteiro S, Miodonski J, Henriques A, Lopez A, Vingada J (2011) Aerial survey of cetaceans along the Portuguese Northern Coast. *European Cetacean Society Congress 19 – 23 of March 2011, Cádiz, Spain*.
- Savinov VM, Gabrielsen GW, Savinova TN (2003) Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *Science of the Total Environment* 306:133-58.
- SCANS II (2008b) Shipboard observer field handbook. SCANS II Final Report Annex A2.5.
- Sequeira M (1996) Harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in Portuguese waters. Report of the International Whaling Commission 46:583-586

- Silva M, Sequeira M (2003) Patterns in the mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) on the Portuguese coast, using stranding records, 1975-1998. *Aquatic Mammals* 29:88-98.
- Simmonds MP, Brown VC (2011) Is there a conflict between cetacean conservation and marine renewable-energy developments? *Wildlife Research* 37:688-694.
- SPVS (2015) Centro de Reabilitação de Animais Marinhos de Quaias, Relatório Anual referente a 2014. Rede Nacional de Centros de Recuperação para a Fauna. 42 pp.
- Sveegaard S, Andreassen H, Mouritsen KN, Jeppesen JP, Teilmann J, Kinze CC (2012) Correlation between the seasonal distribution of Harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine biology* 159:1029-1037.
- Tasker ML, Jones PH, Dixon T, Blake BF (1984) Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *The Auk* 101:567-577.
- Taylor BL, Gerrodette T (1993) The uses of statistical power in conservation biology: The vaquita and the northern spotted owl. *Conservation Biology* 7:489-500.
- Teixeira AM (1986) Winter Mortality of Seabirds on the Portuguese Coast. In: MEDMARAVIS, Monbailliu X (eds) *Mediterranean Marine Avifauna*. NATO ASI Series (Series G: Ecological Sciences) vol 12. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Tetley MJ, Kiszka JJ, Hoyt E (2012) Defining hotspots for toothed cetaceans involved in pelagic longline fishery depredation in the western Indian Ocean: a preliminary approach. *Eighth Session of the IOTC Working Party on Ecosystems and Bycatch*. Indian Ocean Tuna Commission, Cape Town, South Africa.
- Thomas L, Krebs CJ (1997) A Review of statistical power analysis software. *Bulletin of the Ecological Society of America* 78:128-139.
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JRB, Marques TA, Burnham KP (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5-14.
- Todd VL, Todd IB, Gardiner JC, Morrin EC, MacPherson NA, DiMarzio NA, Thomsen F (2015) A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 72:328-340.
- Tougaard J, Carstensen J, Teilmann J, Bech NI, Skov H, Henriksen OD (2005) Effects of the Nysted Offshore wind farm on Harbour porpoises. *Annual Status Report for the T-POD Monitoring Program*.
- Tougaard J, Wright AJ, Madsen PT (2015) Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for Harbour porpoises. *Marine Pollution Bulletin* 90:196-208
- Tregenza NJ, Berrow S, Hammond P, Leaper R (1997) Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 54:896-904.
- Trippel EA, Holy NL, Palka DL, Shepherd TD, Melvin GD, Terhune JM (2003) Nylon barium sulphate gillnet reduces porpoise and seabird mortality. *Marine Mammal Science* 19:240-243
- Twiner MJ, Flewelling LJ, Fire SE, Bowen-Stevens SR, Gaydos JK, Johnson CK, Landsberg JH, Leighfield TA, Mase-Guthrie B, Schwacke L, Van Dolah FM, Wang Z, Rowles TK (2012) Comparative analysis of three brevetoxin-associated Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) mortality events in the Florida Panhandle region (USA). *PLoS ONE* 7(8):e42974.
- Udoinyang I, Igboekwe M (2011) The impacts of seismic activities on marine life and its environment. *International Archive of Applied Sciences and Technology* 2:1-10.
- Vale P, Sampayo MAM (2001) Domoic acid in Portuguese shellfish and fish. *Toxicon* 39:893-904.

- Vale P, Botelho MJ, Rodrigues SM, Gomes SS, Sampayo MAM (2008) Two decades of marine biotoxin monitoring in bivalves from Portugal (1986-2006): A review of exposure assessment. *Harmful Algae* 7:11-25.
- Vale P (2011) Biotoxinas emergentes em águas europeias e novos riscos para a saúde pública. *Revista Portuguesa de Saúde Pública* 29:77-87.
- Vanermen N, Onkelinx T, Courtens W, Verstraete H, Stienen EW (2015a) Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756:51-61.
- Vanermen N, Onkelinx T, Verschelde P, Courtens W, Verstraete H, Stienen EW (2015b) Assessing seabird displacement at offshore wind farms: power ranges of a monitoring and data handling protocol. *Hydrobiologia* 756:155-167.
- Velando A, Munilla I (2011) Disturbance to a foraging seabird by sea-based tourism: Implications for reserve management in marine protected areas. *Biological Conservation* 144:1167-1174.
- Vingada J, Marçalo A, Ferreira M, Eira C, Henriques A, Miodonski J, Oliveira N, Marujo D, Almeida A, Barros N, Oliveira I, Monteiro S, Araújo H, Santos J 2012. Capítulo I: Interações entre as espécies/alvo e as pescas. Anexo ao relatório intercalar do projeto LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- Vingada J, Pereira A, Ferreira M, Monteiro S, Costa E, Gomes T, Sá S, Araújo H, Santos J, Nicolau L, Marçalo A, Eira C (2015) Implementação de medidas de mitigação em artes de pesca. Anexo ao 4º relatório de progresso do projeto LIFE MarPro NAT/PT/00038.
- Vingada J, Ferreira M, Marçalo A, Santos J, Araújo H, Oliveira I, Monteiro S, Nicolau L, Gomes P, Tavares C, Eira C (2011) SafeSea – Manual de apoio para a promoção de uma pesca mais sustentável e de um mar seguro para cetáceos. Programa EEAGrants – EEA Financial Mechanism 2004-2009 (Projeto 0039), 114 pp.
- Vinther M, Larsen F (2004) Updated estimates of Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. *Journal Cetacean Research and Management* 6:19-24.
- Vishnyakova K, Gol'din P (2014) Seasonality of strandings and bycatch of Harbour porpoises in the Sea of Azov: the effects of fisheries, weather conditions, and life history. *ICES Journal of Marine Science* 72:981-991.
- Wade PR (1998) Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14:1-37.
- Weilgart L (2013) A review of the impacts of seismic airgun surveys on marine life. Submitted to the CBD Expert Workshop on Underwater Noise and its Impacts on Marine and Coastal Biodiversity, 25-27 February 2014, London, UK.
- Wells RS, Hofmann S, Moors TL (1998) Entanglement and mortality of Bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*, in recreational fishing gear in Florida. *Fishery Bulletin* 96:647-650.
- Wilkin SM, Cordaro J, Gulland FM, Wheeler E, Dunkin R, Sigler T, Casper D, Berman M, Flannery M, Fire S, Wang Z (2012) An unusual mortality event of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) off central California: increase in blunt trauma rather than an epizootic. *Aquatic Mammals* 38:301-310.

- Wise L, Galego C, Katara I, Marçalo A, Meirinho A, Monteiro S, Oliveira N, Santos J, Rodrigues P, Araújo H, Vingada J, Silva A (em revisão) Portuguese purse seine fishery spatial and resource overlap with top predators. *Marine Ecology Progress Series*.
- Wise L, Silva A, Ferreira M, Silva MA, Sequeira M (2007) Interactions between small cetaceans and the purse-seine fishery in western Portuguese waters. *Scientia Marina* 71:405-412.
- Žydelis R, Small C, French G (2013) The incidental catch of seabirds in gillnet fisheries: A global review. *Biological Conservation* 162:76-88.

O Life+ MarPro correspondeu a um dos maiores esforços de monitorização e conservação direcionado para espécies marinhas ameaçadas, incluídas nas Diretivas Habitat e Aves em Portugal Continental.

O trabalho realizado durante os sete anos do projeto permitiu colmatar lacunas de informação que condicionavam os processos de gestão de espécies como o Boto, o Roaz e a Pardela-balear, e, ao mesmo tempo, possibilitou a recolha de informação relevante em relação a muitas outras espécies marinhas.

Os contributos desta iniciativa ultrapassam o período temporal do Projeto Life+ MarPro, já que foi possível definir quatro Zonas Especiais de Proteção dedicadas à conservação da Pardela-balear. Foi também possível identificar quatro Sítios de Importância Comunitária para cetáceos. A aprovação destes quatro Sítios viria a ser crucial para o alargamento da Rede Natura 2000 ao meio marinho. Estes Sítios contribuíram para travar o elevado risco de extinção do Boto (*Phocoena phocoena*) em Portugal e estimularam a conectividade entre as várias populações de cetáceos.

O projeto Life+ MarPro permitiu ainda criar pontes com o setor pesqueiro, com o objetivo de reduzir as capturas acidentais de espécies ameaçadas. Além disso, deu a conhecer a importância da costa continental portuguesa para a conservação de cetáceos e aves marinhas na Europa.

Co-Financiado por:

