

ESTRATÉGIA MARINHA

# Relatório de avaliação das águas marinhas e metas ambientais para o 3º ciclo

Parte III

## Avaliação do estado ambiental das águas marinhas

subdivisão Açores



GOVERNO  
DOS AÇORES

Diretiva Quadro  
Estratégia Marinha

## Índice

Índice de Figuras .....	vii
Índice de Tabelas .....	xiv
Lista de Acrónimos .....	xxi
<b>PARTE III – AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL DAS ÁGUAS MARINHAS .....</b>	<b>xxvi</b>
SUBDIVISÃO DOS AÇORES .....	xxvi
1. RESUMO DA AVALIAÇÃO DO BOM ESTADO AMBIENTAL.....	xxvi
<b>DESCRITORES DE PRESSÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. DESCRITOR 2: ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS .....</b>	<b>1</b>
2.1. Introdução .....	1
2.2. Metodologia e dados.....	2
2.2.1. Área de avaliação .....	2
2.2.2. Critérios e metodologias de avaliação .....	2
2.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis .....	3
2.3. Resultados .....	4
2.4. Avaliação do bom estado ambiental.....	17
2.5. Alterações Climáticas.....	17
2.6. Referências .....	17
<b>3. DESCRITOR 5: EUTROFIZAÇÃO.....</b>	<b>25</b>
3.1. Introdução .....	25
3.2. Metodologia e dados.....	26
3.2.1. Área de avaliação .....	26
3.2.2. Critérios e metodologias de avaliação .....	29
3.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis .....	37
3.3. Resultados .....	37
3.3.1. Avaliação ambiental e ecológica das águas costeiras e de transição .....	37
3.4. Avaliação do bom estado ambiental.....	43
3.5. Alterações Climáticas.....	45
3.6. Referências .....	46
<b>4. DESCRITOR 7: CONDIÇÕES HIDROGRÁFICAS.....</b>	<b>49</b>
4.1. Introdução .....	49
4.2. Metodologia e dados.....	50
4.2.1. Área de avaliação .....	50
4.2.2. Critérios e metodologias de avaliação .....	50



4.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis .....	51
4.3.	Resultados .....	51
4.4.	Avaliação do bom estado ambiental.....	57
4.5.	Alterações Climáticas.....	57
4.6.	Referências .....	58
<b>5.</b>	<b>DESCRITOR 8: CONTAMINANTES NO MEIO MARINHO .....</b>	<b>61</b>
5.1.	Introdução .....	61
5.2.	Metodologia e dados.....	63
5.2.1.	Área de avaliação .....	63
5.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	63
5.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis .....	68
5.3.	Resultados .....	71
5.4.	Avaliação do bom estado ambiental.....	79
5.5.	Referências .....	82
<b>6.</b>	<b>DESCRITOR 9: CONTAMINANTES EM ORGANISMOS MARINHOS PARA CONSUMO HUMANO.....</b>	<b>85</b>
6.1.	Introdução .....	85
6.2.	Metodologia e dados.....	85
6.2.1.	Área de avaliação .....	85
6.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	86
6.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis .....	86
6.3.	Resultados .....	89
6.4.	Definição e avaliação do bom estado ambiental .....	92
6.5.	Referências .....	92
<b>7.</b>	<b>DESCRITOR 10: LIXO MARINHO .....</b>	<b>94</b>
7.1.	Introdução .....	94
7.2.	Metodologia e dados.....	95
7.2.1.	Área de avaliação .....	95
7.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	95
7.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis .....	96
7.3.	Resultados .....	105
7.3.1.	Critério D10C1 .....	105
7.3.2.	Critério D10C2 .....	134
7.3.3.	Critério D10C3 .....	146
7.3.4.	Critério D10C4 .....	152



7.4.	Avaliação do Bom Estado Ambiental .....	152
7.5.	Referências .....	154
<b>8.</b>	<b>DESCRITOR 11: RUÍDO SUBMARINO .....</b>	<b>157</b>
8.1.	Introdução .....	157
8.2.	Metodologia e dados .....	158
8.2.1.	Áreas de avaliação .....	158
8.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	159
8.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis .....	162
8.3.	Resultados .....	163
8.3.1.	Critério D11C1 .....	163
8.3.2.	Critério D11C2 (2016-2021).....	165
8.4.	Avaliação do Bom Estado Ambiental .....	168
8.5.	Referências .....	170
	<b>DESCRITORES DE ESTADO.....</b>	<b>174</b>
<b>9.</b>	<b>DESCRITOR 1: BIODIVERSIDADE .....</b>	<b>174</b>
9.1.	Introdução .....	174
9.2.	Metodologia e dados.....	175
9.2.1.	Áreas de avaliação .....	175
9.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	175
9.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis .....	177
	<b>TEMAS: Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos</b> <b>.....</b>	<b>180</b>
9.3.	Aves marinhas.....	180
9.3.1.	Introdução .....	180
9.3.2.	Metodologia e dados .....	181
9.3.3.	Resultados .....	186
9.3.4.	Avaliação do bom estado ambiental .....	222
9.3.5.	Alterações Climáticas .....	222
9.4.	Mamíferos marinhos .....	223
9.4.1.	Introdução .....	223
9.4.2.	Metodologia e dados .....	223
9.4.3.	Resultados .....	225
9.4.4.	Avaliação do bom estado ambiental .....	230
9.4.5.	Alterações Climáticas .....	230
9.5.	Repteis marinhos .....	233





9.5.1.	Introdução .....	233
9.5.2.	Metodologia e dados .....	234
9.5.3.	Resultados .....	234
9.5.4.	Avaliação do bom estado ambiental .....	239
9.6.	Peixes Marinhos.....	239
9.6.1.	Introdução .....	239
9.6.2.	Metodologia e dados .....	239
9.6.3.	Resultados .....	245
9.6.4.	Definição e avaliação do bom estado ambiental.....	300
9.6.5.	Alterações Climáticas .....	301
<b>TEMAS: Habitats pelágicos.....</b>		<b>302</b>
9.7.	Habitats pelágicos.....	302
9.7.1.	Introdução .....	302
9.7.2.	Metodologia e dados .....	302
9.7.3.	Resultados .....	302
9.7.4.	Avaliação do bom estado ambiental .....	304
9.7.5.	Alterações Climáticas .....	304
9.8.	Impacte das Alterações Climáticas na Biodiversidade da RAA.....	305
9.9.	Referências .....	307
<b>10. DESCRITOR 3: POPULAÇÕES DE PEIXES E MOLUSCOS EXPLORADOS PARA FINS COMERCIAIS.....</b>		<b>316</b>
10.1.	Introdução .....	316
10.2.	Metodologia e dados .....	316
10.2.1.	Área de avaliação .....	316
10.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	317
10.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis.....	320
10.3.	Resultados .....	320
10.3.1.	Frota pesqueira, pescarias e desembarques na subdivisão dos Açores .....	321
10.3.2.	A gestão da pesca nos Açores .....	322
10.3.3.	Medidas e estratégias de gestão na RAA .....	324
10.3.4.	Composição dos desembarques .....	325
10.3.5.	Desembarques de espécies demersais .....	327
10.3.6.	Composição das rejeições.....	328
10.3.7.	Rejeições na pesca de palangre de fundo e linha de mão .....	329
10.3.8.	Lista de espécies exploradas comercialmente na subdivisão dos Açores ..	331



10.4.	Avaliação do bom estado ambiental.....	336
10.5.	Alterações Climáticas.....	339
10.6.	Referências .....	339
<b>11.</b>	<b>DESCRITOR 4: TEIAS TRÓFICAS .....</b>	<b>342</b>
11.1.	Introdução .....	342
11.1.1.	O ecossistema marinho dos Açores no ponto de referência.....	343
11.2.	Metodologia e dados .....	344
11.2.1.	Área de avaliação .....	344
11.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	344
11.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis.....	344
11.2.4.	Métodos .....	346
11.3.	Resultados .....	350
11.3.1.	Indicador de comprimento típico- TyL (D4C1, D4C3).....	350
11.3.2.	Nível trófico marinho- MTL (D4C2).....	351
11.4.	Definição e avaliação do bom estado ambiental .....	352
11.4.1.	Indicador de comprimento típico- TyL (D4C1, D4C3).....	352
11.4.2.	Nível trófico marinho- MTL (D4C2).....	353
11.4.3.	Resumo da avaliação do D4 .....	353
11.5.	Alterações Climáticas.....	354
11.6.	Considerações finais .....	355
11.7.	Referências .....	355
<b>12.</b>	<b>DESCRITOR 6: INTEGRIDADE DOS FUNDOS MARINHOS.....</b>	<b>358</b>
12.1.	Introdução .....	358
12.2.	Metodologia e dados .....	359
12.2.1.	Área de avaliação .....	359
12.2.2.	Critérios e metodologias de avaliação .....	359
12.2.3.	Dados e fontes de informação disponíveis.....	360
12.3.	Resultados .....	361
12.3.1.	Critério D6C1 .....	361
12.3.2.	Critério D6C2 .....	362
12.3.3.	Critérios D6C3, D6C4 e D6C5 .....	363
12.4.	Avaliação do bom estado ambiental.....	373
12.5.	Alterações Climáticas.....	374
12.6.	Proposta de medidas e indicadores de avaliação do descritor 6 (D6C3 e D6C5) da DQEM no mar profundo (Morato <i>et al.</i> 2023) .....	375



---

Introdução .....	375
Metodologias.....	376
Levantamentos e anotações vídeo.....	376
Análises.....	377
Perspetivas.....	378
12.7. Referências .....	379
<b>ANEXO I: DEFINIÇÃO DO BOM ESTADO AMBIENTAL, art. 9.º DIRETIVA (UE) 2017/845 DA COMISSÃO .....</b>	<b>CCCLXXXIII</b>

## Índice de Figuras

Figura 3.1. Área de avaliação da subdivisão dos Açores: pontos de monitorização das massas de água costeiras delimitadas no âmbito da DQA e águas oceânicas (fora das águas costeiras). .....	29
Figura 3.2. Determinação do nível de pressão pela carga de nutrientes em águas costeiras e de transição, produzido pelas descargas de nutrientes. Modificado de Borja <i>et al.</i> 2005. S – Sensibilidade; P- Pressão (adaptado de SRAAC, DROTRH, 2021). .....	35
Figura 5.1. Percentagem do número total de substâncias identificadas para cada atividade humana marítima. ....	71
Figura 5.2. Mapa da sub-região dos Açores com os dados de eventos registados, extraídos do CleanSeaNet, entre 2016-2021. ....	78
Figura 5.3. Ocorrências de Poluição com classificação A para a sub-região Açores. ....	79
Figura 5.4. Critérios do Descritor 8 e níveis de integração. (Acangeli <i>et al.</i> , 2022) .....	80
Figura 7.1. Localização das praias selecionadas para a monitorização de macrolixo na orla costeira entre 2016 e 2023. (Fonte: DRPM). ....	98
Figura 7.2. Georreferenciação da Praia da Pedreira (●) e Praia do Degredo (●), na ilha de São Miguel, locais de amostragem do PMo de macrolixo em praias. (Fonte: GoogleEarth) .....	99
Figura 7.3. Transetos efetuados durante do programa de monitorização de macrolixo flutuante na subdivisão Açores, entre 2015 e 2023. (Fonte: DRPM) .....	100
Figura 7.4. Identificação das zonas amostradas (A e B) na Praia do Porto Pim (Faial) e na Praia das Milícias (São Miguel), em 2021. (Fonte: Pham <i>et al.</i> , 2023). ....	102
Figura 7.5. Representação espacial das áreas de recolha de amostras de água, para avaliação de presença e quantificação de microplásticos. (Fonte: OKEANOS) .....	103
Figura 7.6 Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m e representação gráfica das tendências para a contagem total (macro e meso), macrolixo (> 2,5 cm) e fragmentos mesoplásticos (> 5 mm e < 2,5 cm) para a subdivisão Açores, no período de 2016-2023, obtida através do programa Litter e Excel. (Fonte: DRPM) .....	106
Figura 7.7. Representação gráfica das tendências dos fragmentos mesoplásticos (> 5 mm e < 2,5 cm) nas praias de maior incidência, praia de São Lourenço (Santa Maria) e praia do Norte (Faial), entre 2016 e 2023. Os gráficos foram obtidos através do programa Litter, devendo ser considerada a seguinte legenda: (●) nº itens/100m por amostragem; (—) linha de tendência Theil-Sem, do nº de itens/100m para o período de 8 anos; (—) linha Loess-smoother. (Fonte: DRPM) .....	107
Figura 7.8. Resumo gráfico da distribuição de dados do macrolixo costeiro do nº de itens/100m (> 2,5 cm) por ano e por praia, no período de 2016-2023, obtido através do programa Jamovi 2.5.5. A média do nº de itens/100m é representada por (•) e os outliers da amostra (●). (fonte: DRPM) .....	108
Figura 7.9. Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m (> 2,5 cm) e representação gráfica das tendências para cada local de amostragem, obtida através do programa Litter e Excel. no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	111
Figura 7.10. Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m (> 2,5 cm) por tipologia, no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	112
Figura 7.11. Representação gráfica das tendências para cada tipologia de lixo marinho, considerando nº de	

itens/100 m (> 2,5 cm), obtida através do programa Litter e Excel. no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	114
Figura 7.12. Representação em gráfico de barras da abundância (em % do nº de itens/100 m), do TOP10 do total de lixo marinho e do TOP10 do macrolixo recolhido nas praias monitorizadas no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	115
Figura 7.13. Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m SUP e FISH e representação gráfica das tendências, obtida através do programa Litter e Excel. no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	116
Figura 7.14. Representação em gráfico de barras da abundância (em % do nº de itens/100 m), dos itens SUP e FISH (Diretiva 2019/904) recolhido nas praias monitorizadas no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	117
Figura 7.15. Proporção do peso (%) para cada tipologia de lixo marinho recolhido em ações de limpeza costeira (círculo interior) e subaquáticas (círculo exterior), entre 2016 e 2023. (Fonte: DRPM) .....	118
Figura 7.16. Representação em gráfico de barras da abundância (em % do nº de itens/100 m) do lixo marinho recolhido no programa de monitorização de praias OSPAR em relação à sua fonte, no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM) .....	120
Figura 7.17. Mapeamento das zonas de acumulação de lixo marinho na orla costeira da ilha de São Jorge, em 2023. (Fonte: DRPM) .....	121
Figura 7.18. Mapeamento das zonas de acumulação de lixo marinho na orla costeira da ilha de São Jorge, em 2023. (Fonte: DRPM) .....	122
Figura 7.19. Mapeamento das zonas de acumulação de lixo marinho na orla costeira da ilha de São Jorge, em 2023. (Fonte: DRPM) .....	122
Figura 7.20. Resumo gráfico da distribuição do nº de itens de lixo marinho por km <sup>2</sup> , no período de 2015-2023, obtido através do software Litter (Walvoort <i>et al.</i> , 2021). .....	123
Figura 7.21. Representação gráfica das (a) áreas consideradas nesta avaliação, nomeadamente, costeiras e offshore, (b) do nº de transetos efetuados por cada célula 40x40 km, (c) dos km <sup>2</sup> cobertos em cada célula 40x40 km, e (d) a densidade de lixo marinho observado em cada uma das células 40x40 km. ....	125
Figura 7.22. Representação gráfica das tendências para a contagem (●) total de lixo marinho flutuante observado nas zonas costeiras, offshore e na subdivisão Açores, obtida através do programa Litter, no período de 2016-2023. (---) Linha de tendência Theil-Sen*, (---) Linha Loess-smoother (só é atribuída a 25 ou mais pontos de amostragem). .....	126
Figura 7.23. Avistamentos registados no âmbito do programa POMET, entre agosto de 2021 e dezembro de 2023, no grupo central do arquipélago dos Açores. (Fonte: DRPM) .....	128
Figura 7.24. Tipologia do lixo marinho avistado no grupo central do arquipélago dos Açores, ente agosto de 2021 e dezembro de 2023, no âmbito do programa POMET. (Fonte: DRPM) .....	129
Figura 7.25. Locais de mergulho efetuados com ROVs (Liropus, Luso e Sp), submersível tripulado (Lula) e sistemas de câmeras a reboque (Azor drift-cam, RV Pelagia tow-cam) dentro da subdivisão Açores. (Fonte dos dados: Duncan <i>et al.</i> , 2023; Mapa: DRPM) .....	130
Figura 7.26. Exemplos de ALDFG observados no fundo do mar profundo do arquipélago dos Açores, apresentando interações com a fauna de profundidade. (Fonte: Duncan <i>et al.</i> , 2023) .....	130
Figura 7.27. Resumo gráfico da distribuição de dados do macrolixo flutuante do nº de itens ALDFG por	

profundidade, no período de 2015-2023.....	131
Figura 7.28. Previsão da abundância de itens ALDFG ( $n^{\circ}/km^2$ ) dentro dos limites da subdivisão Açores (acima dos 2000 m), gerada através do modelo GAMM. (Fonte dos dados: Duncan <i>et al.</i> , 2023; Mapa: DRPM) .....	132
Figura 7.29. Número previsto de itens ALDFG nas diferentes unidades geomorfológicas da ZEE dos Açores. (Fonte dos dados: Duncan <i>et al.</i> , 2023; Mapa: DRPM) .....	133
Figura 7.30. Boxplot da distribuição do $n^{\circ}$ de itens de microlixo por kg de sedimento seco, nas 8 praias amostradas, obtido através do software Litter (Walvoort <i>et al.</i> , 2021). .....	135
Figura 7.31. Representação gráfica das tendências temporais da abundância de microplásticos (1 – 5 mm) em cada praia amostrada, considerando $n^{\circ}$ de itens por kg de sedimento seco, obtida através do programa Litter. no período de 2016-2023. (---) Linha de tendência Theil-Sen*, (---) Linha Loess-smoother (só é atribuída a 25 ou mais pontos de amostragem). (Fonte: DRPM) .....	137
Figura 7.32. Representação gráfica da abundância de microplásticos, por tipologia, em percentagem do $n^{\circ}$ de itens por kg de sedimento seco, amostrados entre 2016 e 2023, em 8 praias dos Açores. (Fonte: DRPM). .....	139
Figura 7.33. Resumo gráfico da distribuição de dados de microplásticos (1 – 5 mm) presentes em 8 praias da região, representado pelo $n^{\circ}$ de fragmentos por kg de sedimento seco, no período de 2016-2023, obtido através do programa Jamovi 2.5.5. A média do $n^{\circ}$ de itens por kg de sedimento seco é representada por (•) e os outliers da amostra (●). (Fonte dos dados: OKEANOS) .....	139
Figura 7.34. Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do $n^{\circ}$ de itens por kg de sedimento seco (DW) e representação gráfica da tendência temporal para a contagem total microplásticos (1 – 5 mm) para a subdivisão Açores, no período de 2016-2023, obtida através do programa Litter e Excel. (Fonte: DRPM).....	140
Figura 7.35. Exemplo do desenho de amostragem aplicado nas praias amostradas, de forma a determinar a abundância de plástico até 1 m de profundidade e a quatro níveis, Pham <i>et al.</i> , 2023.....	141
Figura 7.36. Abundância ( $n^{\circ}$ itens por kg de sedimento seco) de fragmentos plásticos observados nos vários estratos de profundidade nas praias de Porto Pim e Milícias, no âmbito do projeto PLASTDEEP. (Fonte: Okeanos) .....	142
Figura 7.37. Boxplot da concentração de plástico ( $n^{\circ}$ de itens por kg de sedimento seco) nas 4 camadas e zonas (A e B) das duas praias amostradas nos Açores (Pham <i>et al.</i> , 2023).....	143
Figura 7.38. Representação gráfica (a) dos arrastos efetuados agregados em células geográficas de 10x10 km e (b) da densidade de microplásticos ( $n/m^3$ ) por célula, entre 2017 e 2023, no grupo central dos Açores. (Fonte: OKEANOS) .....	145
Figura 7.39. Representação em gráfico de barras das medianas do $n^{\circ}$ de itens por $m^3$ e representação gráfica da tendência temporal para a contagem total microplásticos para a subdivisão Açores, no período de 2017-2023, obtida através do programa Litter e Excel. (Fonte: DRPM).....	146
Figura 7.40. (a) A tartaruga-verde morta mais pequena analisada, encontrada em 2017 (12,1 cm CCL; 11,0 cm SCL). (b) A maior quantidade de itens de plástico ( $n = 168$ ; 1,526 g) recuperados ao longo do intestino grosso de uma tartaruga-verde (26,2 cm CCL; 24,3 cm SCL) encontrada morta nos Açores em 2009. (Fonte: Rodríguez <i>et al.</i> , 2022) .....	147
Figura 7.41. Amostragem do lixo marinho ingerido por cagarros e plásticos encontrados no trato digestivo.	

(Fotos de: Yasmina Rodríguez e Clara Rodrigues).....	148
Figura 7.42. Avaliação de tendências temporais do nº de itens (a) e da massa (b) de plástico ingerido por juvenis de cagarro nos Açores, entre 2015 e 2022. Os pontos são os valores previstos obtidos dos modelos GAMM e as barras de erro representam os intervalos de confiança de 95% (fonte: Rodríguez <i>et al.</i> , 2024). .....	150
Figura 9.1. Colónias de <i>Bulweria bulwerii</i> (alma-negra) nos Açores.....	189
Figura 9.2. Área de nidificação de <i>Calonectris borealis</i> (cagarro) nos Açores. ....	192
Figura 9.3. Áreas de nidificação de <i>Puffinus lherminieri</i> (frulho) nos Açores. ....	196
Figura 9.4. Colónias de <i>Hydrobates castro</i> (painho-da-madeira) nos Açores. ....	199
Figura 9.5. Colónias de <i>Hydrobates monteiroi</i> (painho-de-monteiro) nos Açores.....	203
Figura 9.6. Colónias de <i>Hydrobates monteiroi</i> (painho-de-monteiro) no ilhéu do Topo, ilha de São Jorge (Mapa elaborado pela SPEA no âmbito da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA). ....	203
Figura 9.7. Colónias de <i>Sterna hirundo</i> (garajau-comum) nos Açores. ....	206
Figura 9.8. Colónias de <i>Sterna dougallii</i> (garajau-rosado) nos Açores. ....	207
Figura 9.9. Representação gráfica da vulnerabilidade climática das espécies de cetáceos da Macaronésia, resultante da combinação das pontuações de sensibilidade biológica e exposição climática para as unidades de gestão de espécies da Macaronésia (MAC), Açores (AZ), Madeira (MAD) e Canárias (CAN). As cores indicam as pontuações de vulnerabilidade: Muito Alta (12-16, vermelho), Alta (8-9, laranja), Moderada (4-6, amarelo) e Baixa (1-3, verde). Os símbolos indicam as pontuações de certeza: ●●● muito alta (>95%); ●● alta (90–95%); ● moderada (66–90%) e ○ baixa (<66%). ....	231
Figura 9.10. Modelo conceptual do desenvolvimento de cenários para observação de cetáceos, combinando os módulos biológicos, climáticos e socioeconómicos (adaptado de Meynecke <i>et al.</i> , 2017). Este modelo foi integrado num workshop com partes interessadas, no qual se avaliou a preparação do setor face aos diferentes cenários: WW–SSP1: Observação de cetáceos (WW) num mundo sustentável, WW–SSP3: Observação de cetáceos (WW) num mundo de rivalidade regional, WW–SSP4: Observação de cetáceos (WW) num mundo de desigualdade, WW–SSP5: Observação de cetáceos (WW) num mundo de desenvolvimento baseado em combustíveis fósseis. ....	233
Figura 9.11. Evolução dos desembarques por métier secundário (captura acessória) de peixe-cão ( <i>Bodianus scrofa</i> ) nos Açores entre 2016-2021 (GAMPA, 2024). ....	271
Figura 9.12. Evolução dos desembarques por métier secundário (captura acessória) do badejo ( <i>Mycteroperca fusca</i> ) nos Açores, entre 2016-2021 (GAMPA, 2024). ....	272
Figura 9.13. Evolução dos desembarques por métier secundário (captura acessória) de mero ( <i>Epinephelus marginatus</i> ) nos Açores entre 2016-2021 (GAMPA, 2024).....	273
Figura 9.14. Rácios de abundância estimada em termos de biomassa média entre o período de reporte (2016-2021) e dados históricos (1997-2021) com intervalo de confiança de 95% para as espécies peixe-cão ( <i>Bodianus scrofa</i> ), badejo ( <i>Mycteroperca fusca</i> ) e mero ( <i>Epinephelus marginatus</i> ) (GAMPA, 2024).....	274
Figura 9.15. Cação no Atlântico Nordeste. Captura total de todas as espécies (■) e contribuição relativa do cação, <i>Galeorhinus galeus</i> , para o total de espécies (—) desembarcadas pela frota de palangre de fundo dos Açores e amostradas pelos inquéritos do PNRD (DCF). Fonte: Santos <i>et al.</i> , 2018 WD. ....	275
Figura 9.16. Cação no Atlântico Nordeste. CPUE nominal (■) e padronizada (—) (kg por 10 <sup>3</sup> anzóis) para o	

cação, *Galeorhinus galeus*, na pescaria de palangre de fundo dos Açores, 1990–2017. As linhas tracejadas representam os intervalos de confiança de 95% para a CPUE padronizada. Fonte: Santos *et al.*, 2020 WD. ....276

Figura 9.17. Cação no Atlântico Nordeste. Desembarques (barras) e índice de abundância relativa obtidos a partir da campanha ARQDAÇO de palangre de fundo demersal nos Açores (cor preta) e derivados de dados comerciais de captura e esforço (CPUE padronizada, cor azul) no arquipélago dos Açores. As linhas pontilhadas representam os intervalos de confiança de 95% para a CPUE padronizada. Fonte: adaptado de Santos *et al.*, (2020).....277

Figura 9.18. Cação no Atlântico Nordeste. Estimativas de biomassa (kg por 1000 anzóis) por área obtidas na campanha ARQDAÇO de palangre de fundo demersal nos Açores (1995–2021). Nota: As estimativas para 2021 devem ser interpretadas com cautela, uma vez que a cobertura espacial da campanha foi reduzida em comparação com os anos anteriores. ....277

Figura 9.19. Cação no Atlântico Nordeste. Índice de abundância relativa (média  $\pm$  intervalo de confiança de 0,95) e diagrama de caixa-de-bigodes do comprimento total (CT, cm) por estrato da campanha primaveril de palangre de fundo demersal nos Açores (1995–2018). As caixas representam os quartis (25–75%), as linhas horizontais no interior de cada caixa indicam a mediana, e os limites são apresentados com linhas ("bigodes"). Os símbolos de círculo vazio identificam valores atípicos e os asteriscos representam valores atípicos extremos (outliers). Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2020). ....278

Figura 9.20. Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Deania profundorum* (Giacomello e Menezes, dados não publicados). ....283

Figura 9.21. Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Deania calceus* (Giacomello e Menezes, dados não publicados).....284

Figura 9.22. Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Etmopterus pusillus* (Giacomello e Menezes, dados não publicados). ....284

Figura 9.23. Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Etmopterus spinax* (Giacomello e Menezes, dados não publicados).....285

Figura 9.24. Contribuição relativa de cada variável ambiental para a variância total explicada em cada espécie (GAMPA, 2024).....291

Figura 9.25. Resultados do modelo ilustrando as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o peixe-cão (*Bodianus scrofa*) (GAMPA, 2024).....292

Figura 9.26. Resultados do modelo ilustrando as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o badejo (*Mycteroperca fusca*) (GAMPA, 2024).....293

Figura 9.27. Resultados do modelo ilustrando as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o mero (*Epinephelus marginatus*) (GAMPA, 2024). ....294

Figura 9.28. Probabilidade prevista final (Predicted probability of presence, Pp), de 8 espécies de elasmobrânquios nos Açores, em palangres de fundo de 1000 anzóis (tipo LLA) e o ano de referência indicado na Tabela 9.39. Área total (km<sup>2</sup>) de habitat adequado em recifes rochosos costeiros, de 0 a 30 m de profundidade, para as três espécies em estudo (previsto nos limiares de 25 % do máximo previsto)



- (GAMPA, 2024). Para *Centrophorus squamosus* as estimativas foram efetuadas a partir de palangres de fundo de 500 anzóis (tipo LLB). As gamas de cores foram ajustadas em relação à PP máxima e não são comparáveis entre espécies (extraído de *Das et al., 2022*).....296
- Figura 9.29. Abundância prevista final (Final predicted abundance - Fpa) de 6 espécies de elasmobrânquios nos Açores, resultante de uma abordagem de modelação delta GAM, calculada multiplicando a abundância prevista (Pa) pela probabilidade de presença (Pp) de cada espécie. Os dados de abundância prevista são apresentados como o número de indivíduos capturados em palangres de fundo (tipo LLA), com ou sem elasmobrânquios ( $n \geq 0$ ), utilizando 1000 anzóis e o ano de referência indicado na Tabela 9.39. ....297
- Figura 9.30. Área adequada prevista para 15 espécies de elasmobrânquios de profundidade nos Açores, resultante de mapas binários da probabilidade de presença prevista (Pp) construídos utilizando dois limiares: máxima sensibilidade e especificidade (MSS, a laranja) e o limiar Kappa-T (a verde). As espécies estão organizadas por profundidade média de captura crescente (extraído de *Das et al., 2022*).....297
- Figura 9.31. Mapas de riqueza específica construídos a partir da sobreposição de mapas binários da probabilidade prevista de presença (Pp) de 15 espécies de elasmobrânquios nos Açores, resultantes de modelos GAM binomiais e dos limiares de máxima sensibilidade e especificidade (MSS; painel à esquerda) e Kappa-T (painel à direita). Para fins de visualização, as escalas de cores foram ajustadas à riqueza máxima de espécies e não são diretamente comparáveis entre os painéis (in *Das et al., 2022*). ....298
- Figura 9.32. Temperatura de superfície da água do mar (SST) na ecorregião dos Açores, por ano e por estação do ano (DJF: dezembro a fevereiro; MAM: março a maio; JJA: junho a agosto; SON: setembro a novembro) para o período de 2002 a 2018. Fonte: Giovanni – NASA (<http://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) in ICES (2022). ....303
- Figura 9.33. Concentração de clorofila a para a ecorregião dos Açores, por ano e por estação do ano (DJF: dezembro a fevereiro; MAM: março a maio; JJA: junho a agosto; SON: setembro a novembro) para o período de 2002 a 2018. Fonte: Giovanni – NASA (<http://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) in ICES (2022). ....303
- Figura 9.34. Esforço de amostragem e dados mensais de zooplâncton de longo prazo provenientes do CPR (Continuous Plankton Recorder da SAHFOS) a norte das ilhas dos Açores (regiões CPR padrão F7/F6) para apendiculários (larváceos), quetógnatas, moluscos opistobrânquios (Thecosomata), eufausiáceos e copépodes in ICES (2022).....304
- Figura 9.35. Média integrada da Temperatura da Superfície da Água do Mar (SST) do 5º Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados (CMIP5), interpolada numa grelha de  $1^\circ \times 1^\circ$  para todo o ano na ecorregião dos Açores. O painel esquerdo mostra a SST histórica para 1956-2005. O painel direito mostra a diferença na média climática no período futuro (RCP8.5: 2050-2099), em comparação com o período de referência histórico (ICES, 2022). ....305
- Figura 10.1. A ZEE dos Açores com identificação das áreas ICES e batimétricas. Fonte: ICES, 2022d. ....317
- Figura 10.2. Localização dos lances de pesca experimental realizados durante o cruzeiro de demersais ARQDAÇO entre os anos 2016 e 2023.....320
- Figura 10.3. Composição da frota pesqueira da Região Autónoma dos Açores em 2021 por classe de comprimento (Fonte: DRP, 2021).....321
- Figura 10.4. Composição relativa dos grupos de artes de pesca mais usadas pela frota da RAA (Fonte: DRP, 2021). ....322
- Figura 10.5. Evolução do número de embarcações de pesca com licença para pescar com palangre de fundo

e redes de emalhar nos Açores entre 2008 e 2021 (DRP, 2021). .....	323
Figura 10.6. Evolução do número de embarcações com licenças de pesca e capacidade de pesca nos Açores entre 1991 e 2021 (Fonte: DRP, 2021). .....	323
Figura 10.7. Área de operação da frota de pesca açoriana (Fonte: DRP, 2021). .....	324
Figura 10.8. Evolução dos desembarques por peso (toneladas) e valor (milhões de euros) no período entre 1994 e 2021 (fonte: Sistema Estatístico e Regional e LOTAÇOR). .....	326
Figura 10.9. Composição relativa dos desembarques em peso no período entre 1994 e 2021 (Fonte: Sistema Regional Estatístico e Lotaçor). .....	326
Figura 10.10. Composição relativa dos desembarques em valor durante o período entre 1994 e 2021 (Fonte: Sistema Regional Estatístico e Lotaçor). .....	327
Figura 10.11. Evolução dos desembarques de espécies demersais em peso (toneladas), valor (milhão de euros) e preço médio por quilo entre 1994 e 2021 (Fonte: Instituto Estatístico Regional e Lotaçor). .....	328
Figura 10.12. Séries cronológicas dos totais das capturas (linha preta) e das rejeições totais (linha vermelha) da pesca dos Açores. As linhas tracejadas correspondem a intervalos de confiança de 95%. .....	329
Figura 11.1. Série temporal do indicador de Comprimento Típico (TyL) baseada nos dados dos cruzeiros ARQDAÇO na região dos Açores (1996-2019), das espécies do grupo 1 (linha contínua), e das espécies do grupo 2 (linha tracejada). .....	350
Figura 11.2. Série temporal do indicador de Comprimento Típico utilizando baseada nos dados dos cruzeiros ARQDAÇO realizados na região dos Açores (1996-2019), para as espécies de peixes demersais do grupo 1 (esquerda) e grupo 2 (direita). O gráfico mostra os pontos dos dados e o LOESS (smoothed pattern). Intervalo de confiança a 95% sombreado. .....	350
Figura 11.3. Nível trófico médio das capturas estimado para os Açores, calculado no período 1997-2021 a partir dos dados de desembarques da pesca comercial (base dados LOTAÇOR/OKEANOS). .....	351
Figura 11.4. Estimativas temporais do nível trófico da comunidade derivados do modelo Ecosim dos Açores para o período 1997-2021 (pontos mensais). A linha vertical tracejada indica o ano inicial definido para o forecasting (2019). O sombreado representa os percentis 5% e 95% obtidos nas simulações da rotina Monte Carlo. .....	352

## Índice de Tabelas

Tabela I.1. Resumo da avaliação, do 2º ciclo da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha”, efetuada para todos os descritores (1-11) para a subdivisão dos Açores. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).....xxvi	
Tabela I. 2. Definição do bom estado ambiental (*critério primário)..... CCCLXXXIV	
Tabela 2.1. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao Descritor 2 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). ..... 2	
Tabela 2.2. Espécies não indígenas registadas na área de avaliação da subdivisão Açores, Ano de 1º registo, ciclo de reporte DQEM, Abundância, Estatuto de Invasão, Ilha e referências bibliográficas. Co - Corvo, FI – Flores, Fa - faial, Pi – Pico, SJ – São Jorge, Gr – Graciosa, Te – Terceira, SMi – São Miguel, SMa – Santa Maria (Fonte.: Castro <i>et al.</i> 2023 e Botelho <i>et al.</i> 2023)..... 12	
Tabela 2.3. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 2 por área de avaliação e respetivo grau de confiança. .... 17	
Tabela 3.1. Massas de águas costeiras da RH9 (Açores) consideradas no âmbito da DQA. .... 28	
Tabela 3.2. Critérios e respetivos elementos e unidades de medida para avaliação do D5 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). ..... 29	
Tabela 3.3. Critérios considerados no 3ºciclo de avaliação da DQEM para as águas marinhas da subdivisão dos Açores para avaliação do BEA nas águas costeiras e águas oceânicas da subdivisão dos Açores. .... 31	
Tabela 3.4. Parâmetros considerados nas massas de água costeiras da subdivisão dos Açores no âmbito da DQA (monitorização de vigilância no âmbito da DQA) e incluídos para avaliação do Descritor 5 - 3ºCiclo da DQEM. .... 32	
Tabela 3.5. Pressão identificadas para as massas de águas costeiras de acordo com o PGRH-Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021) , nomeadamente poluição difusa, considerando cargas de origem biológica. .... 40	
Tabela 3.6. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 5 por área de avaliação e respetivo grau de confiança ..... 44	
Tabela 4.1. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao Descritor 7 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). ..... 51	
Tabela 4.2. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 7 por área de avaliação e respetivo grau de confiança. .... 57	
Tabela 5.1. Critérios e respetivos elementos e unidades de medida aplicáveis ao Descritor 8 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). ..... 64	
Tabela 5.2. Limiares aplicáveis ao Descritor 8 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848)..... 65	
Tabela 5.3. Valores de referência para as substâncias prioritárias na água, sedimento e biota, Diretiva 2001/22/CE da Comissão, 2001..... 67	

Tabela 5.4. Valores de cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e arsénio (As) (mg.Kg-1 peso húmido) medidos em peixes e moluscos comerciais. *Valor regulamentar estabelecido pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006, com alterações de acordo com o Regulamento (CE) n.º 629/2008, no que diz respeito aos teores máximos de cádmio, e o Regulamento (CE) n.º 2022/617, no que diz respeito aos teores máximos de mercúrio no peixe e em moluscos. **Sem legislação em vigor na UE ou nos EUA. LD=limite de deteção. MoniPOL (Plano de Monitorização Regional de contaminantes em organismos Marinhos para consumo Humano, através do sistema de incentivo conforme a Portaria n.º 32/2009, de 28 de abril). ....	75
Tabela 5.5. Concentrações de nutrientes e metais pesados das amostras do Faial (zona de exploração com fundo cinzento).....	76
Tabela 5.6. Resultados dos ensaios laboratoriais das amostras recolhidas em 2017 e 2021. ....	77
Tabela 5.7. Valores de referência legais para produtos contaminantes em diferentes matrizes aplicáveis à Região dos Açores – Diretiva 2001/22/CE; ICES (2008).....	78
Tabela 5.8. Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 8 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe). ....	82
Tabela 6.1. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D9 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). ....	86
Tabela 6.2. Nome científico, nome comum, local de captura, ano de captura, nº de indivíduos amostrados, contaminantes analisados e referência bibliográfica associada: a) Torres <i>et al.</i> (2016a); b) Torres <i>et al.</i> (2016b); c) Torres <i>et al.</i> (2020); d) MoniPOL. *Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril. ....	88
Tabela 6.3. Média aritmética +/- desvio padrão das concentrações de cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), arsénio (As) e PCB (mg Kg-1, peso húmido), obtidas no músculo de diferentes espécies de peixes (demersais, semi-pelágicos e grandes pelágicos), elasmobrânquios e glândula digestiva de moluscos capturados na subdivisão dos Açores e valores limite estabelecidos pelo Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril. LD=Limite de deteção. ....	90
Tabela 6.4. Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 9 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe). ....	92
Tabela 7.1. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D10 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). ....	96
Tabela 7.2. Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, no que se refere ao nº de itens/100m (> 2,5 cm). Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R	

Core Team 2023). .....	109
Tabela 7.3. Estatística descritiva dos dados recolhidos nas praias selecionadas, no que se refere ao nº de itens/100m (> 2,5 cm). Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). .....	109
Tabela 7.4. Estatística descritiva dos dados recolhidos nas praias selecionadas, no que se refere ao nº de itens/100m (> 2,5 cm) por tipologia. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). .....	112
Tabela 7.5. Lista de indicadores específicos para cada fonte propostas pela OSPAR, selecionados para efeitos da análise dos dados recolhidos no programa de monitorização de praias, retirada de Ospar Commission, 2007. ....	119
Tabela 7.6. Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, no que se refere ao nº de microplásticos (1 – 5 mm) por kg de sedimento seco. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). (Fonte dos dados: OKEANOS) .....	136
Tabela 7.7. Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, do nº de microplásticos (1 – 5 mm) por kg de sedimento seco, por tipologia. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). (Fonte dos dados: OKEANOS) .....	138
Tabela 7.8. Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, do nº de microplásticos (1 – 5 mm) por kg de sedimento seco, por ano de amostragem. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). (Fonte dos dados: OKEANOS) .....	140
Tabela 7.9. Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2015-2022, no que se refere ao nº de itens e massa (g) de plástico por cagarro juvenil recolhido nos Açores (fonte: Rodríguez <i>et al.</i> , 2024). Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). .....	149
Tabela 7.10. Resumo dos dados sobre a ingestão de plástico por juvenis e adultos de cagarro amostrados entre 2015 e 2022 nos Açores (fonte: Rodríguez <i>et al.</i> , 2024) .....	150
Tabela 7.11. Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 10 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe). .....	153
Tabela 7.12 Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 10 por área de avaliação e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe). .....	154
Tabela 8. 1. Elementos dos critérios aplicáveis ao D11. ....	159
Tabela 8.2. Listagem dos estudos e equipamentos utilizados pelos navios de investigação na ZEE dos Açores	

e plataforma estendida circundante, entre 2016-2021 (DRPM, 2024).....	164
Tabela 8.3. Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 11 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe). .....	169
Tabela 9.1. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D1 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848). .....	175
Tabela 9.2. Grupos de espécies por componente do ecossistema.....	177
Tabela 9.3. Grupos de espécies constantes na Decisão (UE) 2017/848 e espécies selecionadas para caracterização e avaliação do BEA, na subdivisão dos Açores, no âmbito do Descritor 1. ....	177
Tabela 9.4. Critérios a avaliar e respetivos indicadores e definições de BEA adotados para a Macaronésia, incluindo a subdivisão dos Açores, durante o projeto MISTIC SEAS II, para o Descritor 1, grupo funcional aves marinhas (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). .....	180
Tabela 9.5. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de cagarro ( <i>Calonectris borealis</i> ), número de viagens, e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria. ....	187
Tabela 9.6. Número de casais reprodutores de <i>Sterna dougallii</i> (garajau-rosado) e <i>Sterna hirundo</i> (garajau-comum) nos Açores, para os anos de 2016 a 2021. Dados provenientes da Direção Regional de Políticas Marítimas (DRPM, programa MONIAVES). .....	207
Tabela 9.7. Resumo dos resultados da monitorização por critério, para os vários elementos (espécies), e unidades de gestão de aves marinhas nos Açores, no ciclo 2016-2021. ....	208
Tabela 9.8. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental das aves marinhas por espécies e grupo de espécies.....	222
Tabela 9.9. Critérios a avaliar e respetivos indicadores e definições de BEA adotados para a Macaronésia, incluindo a subdivisão dos Açores, durante o projeto MISTIC SEAS II, para o Descritor 1, grupo funcional mamíferos marinhos (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). ....	223
Tabela 9.10. Resumo dos resultados da monitorização por critério para os vários elementos (espécies) de mamíferos marinhos nos Açores, no ciclo 2016-2021. ....	226
Tabela 9.11. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental dos mamíferos marinhos por espécie e grupo de espécies.....	230
Tabela 9.12. Critérios a avaliar e respetivos indicadores e definições de BEA adotados para a Macaronésia, incluindo a subdivisão dos Açores, durante o projeto MISTIC SEAS II, para o Descritor 1, grupo funcional tartarugas marinhas (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). ....	233
Tabela 9.13. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de tartaruga comum ( <i>Caretta caretta</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria. ....	235
Tabela 9.14. Resumo dos resultados da monitorização por critério para o elemento (espécie <i>Caretta</i>	

caretta) de tartarugas marinhas nos Açores, no ciclo 2016-2021.....	238
Tabela 9.15. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental das tartarugas marinhas por espécie e grupo de espécies.....	239
Tabela 9.16. Desembarques totais em toneladas por espécie entre os anos 1990-2021 (in GAMPA, 2024). .....	241
Tabela 9.17. Nomes e abreviaturas dos métiers analisados para peixes costeiros (in GAMPA, 2024). ....	241
Tabela 9.18. Atributos de algumas espécies de elasmobrânquios selecionadas para o desenvolvimento de modelos preditivos de distribuição e modelos de abundância, com base nos dados científicos e comerciais disponíveis nos Açores do estudo de Das et al (2022). Inclui as categorias da Lista Vermelha da IUCN, o regulamento das pescarias da UE (S para espécies cuja captura é proibida), e a taxonomia conforme o World Register of Marine Species (WoRMS Editorial Board, 2021) (adaptado de Das <i>et al.</i> , 2022). ....	244
Tabela 9.19. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de badejo ( <i>Mycteroperca fusca</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	246
Tabela 9.20. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de peixe-cão ( <i>Bodianus scrofa</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	248
Tabela 9.21. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de cação ( <i>Galeorhinus galeus</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	250
Tabela 9.22. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de mero ( <i>Epinephelus marginatus</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	252
Tabela 9.23. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de barroso ( <i>Centrophorus granulosus</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	254
Tabela 9.24. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de xara-branca ( <i>Centrophorus squamosus</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	256
Tabela 9.25. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de gata-lica ( <i>Dalatias licha</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	258
Tabela 9.26. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de sapata-branca ( <i>Deania calceus</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	260
Tabela 9.27. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de raia-manteiga ( <i>Dipturus batis</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	262
Tabela 9.28. Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de lixinha-da-fundura-lisa ( <i>Etmopterus spinax</i> ), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).....	264



Tabela 9.29. Número de ocorrências, por espécie, nos 239 transetos amostrados em censos visuais subaquáticos entre 2016 e 2021, nas Ilhas do Faial, Corvo, Santa Maria e nos Ilhéus das Formigas (GAMPA, 2024). .....	270
Tabela 9.30. Estimativa da tendência dos desembarques anuais (Kg) nos Açores para o peixe-cão ( <i>Bodianus scrofa</i> ) por métier secundário (captura acessória), entre os anos de 1990 e 2021 (GAMPA, 2024). .....	271
Tabela 9.31. Estimativa da tendência dos desembarques anuais (Kg) nos Açores para o badejo ( <i>Mycteroperca fusca</i> ) por métier secundário (captura acessória), entre os anos de 1990 e 2021 (GAMPA, 2024). .....	272
Tabela 9.32. Estimativa da tendência dos desembarques anuais (Kg) nos Açores para o mero ( <i>Epinephelus marginatus</i> ), por métier secundário (captura acessória), entre os anos de 1990 e 2021 (GAMPA, 2024). .....	273
Tabela 9.33. Rácios de abundância (R), em que a representa a abundância em termos de biomassa, r refere-se aos anos recentes e h aos anos históricos, com intervalo de confiança (IC) de 95% (GAMPA, 2024)...	273
Tabela 9.34. Estimativas de capturas de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão (BLL), por espécie e por ano, entre 2016-2021, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria BLL (Fauconnet, dados não publicados). .....	287
Tabela 9.35. Estimativa média das capturas dos anos 2016 a 2021 de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão (BLL), por espécie, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria BLL (Fauconnet, dados não publicados). .....	288
Tabela 9.36. Estimativas de capturas de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de derivante ao peixe-espada preto (DLL), por espécie e por ano, entre 2016-2021, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria DLL (Fauconnet, dados não publicados). .....	289
Tabela 9.37. Estimativa média das capturas dos anos 2016 a 2021 de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de derivante ao peixe-espada preto (DLL), por espécie, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria DLL (Fauconnet, dados não publicados). .....	290
Tabela 9.38. Resumo dos resultados dos modelos para as três espécies em estudo (GAMPA, 2024). .....	291
Tabela 9.39. Área total (km <sup>2</sup> ) de habitat adequado em recifes rochosos costeiros, de 0 a 30 m de profundidade, para as três espécies em estudo (previsto nos limiares de 25 % do máximo previsto) (GAMPA, 2024). .....	295
Tabela 9.40. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental dos peixes marinhos por espécie e grupo de espécies. ....	300
Tabela 10.1. Descrição dos indicadores usados para cada critério de acordo com a metodologia aplicada às diferentes categorias de stocks. ....	318
Tabela 10.2. Espécies que contribuem para mais de 1% das capturas totais da pesca com linha de mão e palangre de fundo (* = QUOTA, ° = TAC 0, ^ = MLS), com contribuição para o peso total das capturas da pesca, estimativa anual do peso das rejeições e 95% de intervalos de confiança (IC) em toneladas e fração de peso rejeitada, para o período 2020-2022 (Fonte: Fauconnet <i>et al.</i> , dados não publicados e Chu <i>et al.</i> , 2020). .....	331





Tabela 10.3. Nome vulgar, nome científico e respetivo código da FAO das espécies comerciais que representam uma percentagem acumulada de 90% dos desembarques em valor entre 2016-2021. ....	332
Tabela 10.4. Nome vulgar, nome científico e respetivo código FAO das espécies comerciais (demersais, pelágicas, elasmobrânquios, cefalópodes e crustáceos), respetiva área de avaliação, e denominação do stock e da organização internacional responsável pelo aconselhamento. ....	333
Tabela 10.5. Valores dos critérios D3C1, D3C2, D3C3, para os stocks com avaliação analítica no âmbito da ICCAT. n.a.=não avaliado; *corresponde ao ano em que foi dado o aconselhamento pela ICCAT; MSE – Avaliação da estratégia de gestão (Fonte: <a href="https://www.iccat.int/en/assess.html">https://www.iccat.int/en/assess.html</a> ICCT·CICTA·CICAA). ....	336
Tabela 10.6. Valores referentes à taxa de mortalidade por pesca para avaliação do critério D3C1 (Fontes: *Gampa, 2024 e **ICES, 2024d). ....	337
Tabela 10.7. Valores referentes ao índice de biomassa desovante para avaliação do critério D3C2. n.a.=não avaliado (Fontes: *Gampa, 2024 e **ICES, 2024d2024d e ***Giacomello e Menezes, dados não publicados).....	338
Tabela 10.8. Integração dos resultados obtidos para os critérios D3C1, D3C2 e avaliação do estado ambiental. ....	338
Tabela 11.1. Elementos dos critérios, critérios e limiares aplicáveis ao D4 (de acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão). Elementos dos critérios e limiares a definir através de cooperação regional ou sub-regional. ....	344
Tabela 11.2. Resultado das significâncias estatísticas de tendências consoante o nível trófico. ....	351
Tabela 11.3. Avaliação do indicador: Comprimento típico (TyL). O grau de confiança dada à avaliação é expresso através de um grau qualitativo: moderado (não existe tendência) e elevado (tendência crescente). ....	353
Tabela 11.4. Resumo da avaliação da variação do nível trófico médio da comunidade e das capturas. ....	353
Tabela 11.5. Avaliação dos critérios D4C1 e D4C2 por metodologia e avaliação do BEA do D4. O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expressa através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação. ....	354

## Lista de Acrónimos

AIS	Sistemas de Informação Automática
ALDFG	<i>Abandoned, lost or discarded fishing gear</i>
AMPs	Áreas marinhas protegidas
AquaNIS	<i>Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species</i>
ARQDAÇO	Campanhas de Monitorização Anual de Demersais
ARUs	Unidades de Gravação Autónomas
ASMAS	<i>Açores: Stop-over for Marine Alien Species?</i>
Azorlit	<i>Establishing a baseline on Marine Litter in the Azores</i>
BACs	<i>Background Assessment Concentrations</i>
BCI	Índice de condição corporal
BCs	<i>Background Concentrations</i>
BEA	Bom Estado Ambiental
BLEG	<i>Beach Litter Expert Group</i>
BS	<i>Breeding Success</i>
CABI-ISC	<i>Invasive Species Compendium</i>
Cd	Cádmio
CE	Comissão Europeia
CFF	Comprimento fora-a-fora
CMR	Captura-marcação-recaptura
Co	Cobalto
COM	Comissão
CPR	<i>Continuous Plankton Recorder</i>
CRI	Espécies criptogénicas
CT	Comprimento Total
Cu	Cobre
DAISIE	<i>Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe</i>
DCF	<i>Data Collection Framework</i>
DOP-UAc	Departamento de Oceanografia e Pesca da Universidade dos Açores
DQA	Diretiva-Quadro da Água
DRAM	Direção Regional Assuntos do Mar



---

DRP	Direção Regional das Pescas
DRPM	Direção Regional de Políticas Marítimas
EACs	<i>Environmental Assessment Criteria</i>
EASIN	<i>European Alien Species Information Network</i>
EDI	Ingestão média diária
EEL	Espécies Exóticas Invasoras
EM	Estados-Membros
EMEPC	Estrutura de Missão para a Extensão da Plataforma Continental
EMSA	Agência Europeia de Segurança Marítima
ENI	Espécies não indígenas
ENL	Excesso de nível sonoro
EUA	Estados Unidos da América
EwE	<i>Ecopath with Ecosim</i>
Fe	Ferro
FISH	<i>Fishery-related litter items</i>
GAMMs	<i>Generalised Additive Mixed-effect Models</i>
GAMs	Modelos Aditivos Generalizados
GISD	<i>Global Invasive Species Database</i>
GRA	Governo Regional dos Açores
HELCOM	Comissão de Proteção do Ambiente Marinho do Báltico
Hg	Mercúrio
IC	Intervalos de confiança
ICCAT	Comissão Internacional para a Conservação dos Tunídeos do Atlântico
ICES	Conselho Internacional para a Exploração do Mar
ICG-ML	Grupo de Correspondência Interseccional sobre Lixo Marinho
IMPLAMAC	Avaliação do impacto dos microplásticos e dos contaminantes emergentes nas costas da Macaronésia
INDICIT	<i>Implementation Of Indicators Of Marine Litter On Sea Turtles And Biota In Regional Sea Conventions and Marine Strategy Framework Directive Areas</i>
INTERREG MAC	Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional - Programa de Cooperação INTERREG V A Espanha-Portugal MAC
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas



---

JOMOPANS	<i>Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea</i>
JONAS	<i>Joint framework for Ocean noise in the Atlantic seas</i>
LBI	<i>Length-based indicators</i>
Lixaz	<i>Impacts of Marine Litter in the Azores</i>
LOBE	<i>Level for Onset of Biologically Significant Adverse Effects</i>
MAC-D01-01-SB	Distribuição de colónias de nidificação de aves marinhas
MAC-D01-02-SB	Abundância de aves marinhas
MAC-D01-03-SB	Sucesso Reprodutor de aves marinhas
MAC-D01-04-SB	Taxa de sobrevivência
MAC-D01-05-SB	Predadores introduzidos
MAC-D01-06-SB	Poluição luminosa
MAR	<i>Crista Médio-Atlântica / Mid-Atlantic Ridge</i>
MLs	Níveis Máximos
MMCVA	<i>Marine Mammal Climate Vulnerability Assessment</i>
MONICO	Programa de Monitorização de Recursos e Ambientes Costeiros dos Açores
MoniPOL	Plano de Monitorização Regional de contaminantes em organismos marinhos para consumo humano
MSY	<i>Maximum Sustainable Yield</i>
MTL	Marine Trophic Level
NAO	Oscilação do Atlântico Norte
NAS	<i>Non-indigenous Aquatic Species</i>
NC	<i>Nest count</i>
NE	Atlântico Nordeste
NEMESIS	<i>National Estuarine and Marine Exotic Species Information System</i>
Ni	Níquel
NIS	<i>Non-indigenous Species</i>
NQA	Normas de Qualidade Ambiental
OOAO	<i>One-out-all-out</i>
OSPAR	Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste
PAHs	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
Pb	Chumbo



---

PBD	<i>Pulse Block Days</i>
PBDE	Éteres de difenila polibromados
PCBs	Poluentes orgânicos persistentes
PCP	Política Comum das Pescas
PETS	<i>Protected, Endangered and Threatened Species</i>
PGRH	Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores
PMo	Programas de Monitorização
PNRD	Plano Nacional de Recolha de Dados
POMET	Programa De Observação De Megafauna Em Embarcações De Tráfego Local
POPA	Programa de Observação para as Pescas dos Açores
PRAC	Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores
PSOEM	Plano de Situação do Ordenamento do Espaço Marítimo
PT-AMA-MO-D10_MacroWC	Monitorização de macrolixo na superfície do mar
PT-AMA-MO-D1-MM-ST	Programa de Monitorização da abundância e demografia de cetáceos e répteis
PT-AZO-MO-ARQDAÇO	Programa de monitorização das espécies demersais dos Açores - ARQDAÇO
PT-AZO-MO-COSTA	Programa de Observação para a Pesca com Palangre de Superfície nos Açores, COSTA
PT-AZO-MO-MoniCo	Programa De Monitorização De Recursos E Ambientes Costeiros Dos Açores
PT-MO-D10-B	Impacto do macrolixo e microlixo na biota
PT-MO-D10-MACROC	Monitorização De Macrolixo Na Orla Costeira/Praias
PT-MO-D10-MicroC	Monitorização de microlixo na orla costeira/praias
PT-MO-D1-BYC	Monitorização das capturas acidentais de mamíferos, répteis, aves marinhas e peixes
PT-MO-D1-FISH	Programa de Monitorização da abundância de peixes e cefalópodes
PT-MO-D1-SBB	Programa de Monitorização das populações de aves marinhas nidificantes
QSR2023	<i>Quality Status Report 2023</i>
RACA	Rede de Arrojamentos de Cetáceos dos Açores
RH9	Região Hidrográfica dos Açores
ROV	Veículos operados remotamente



---

RUVs	<i>Remote Underwater Vehicles</i>
SAAC	Serviços de Ambiente e Ação Climática
SCAPETOUR	<i>Seascapes promotion to diversity touristic products</i>
SDM	<i>Species Distribution Model</i>
SIG	Sistemas de Informação Geográfica
SLEG	<i>Seafloor litter expert group</i>
SP	Substâncias Prioritárias
SPEA	Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves
SPL	Nível de pressão sonora
Sr	Estrôncio
SR	Taxas de sobrevivência
SRAAC	Secretaria Regional do Ambiente e Ação Climática
SRMP	Secretaria Regional do Mar e das Pescas
SST	Temperatura da Superfície do Mar
SUP	<i>Single-use plastics items</i>
TACs	Total admissível de capturas
TG ML	Grupo de trabalho da DQEM para o lixo marinho
TG Noise	Grupo de especialistas em ruído da DQEM
THQ	Quociente de risco alvo
TTIP	Parceria Transatlântica de Comércio e Investimento
TyL	Indicador de comprimento típico.
UAc	Universidade dos Açores
UE	União Europeia
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
VME	<i>Vulnerable Marine Ecosystem</i>
WGBYC	<i>ICES Working Group on Bycatch of Protected Species</i>
WGEF	Grupo de Trabalho para Elasmobrânquios
WoRMS	<i>World Register of Marine Species</i>
WRiMS	<i>World Register of Introduced marine species</i>
ZEE	Zona Económica Exclusiva
Zn	Zinco

## PARTE III – AVALIAÇÃO DO ESTADO AMBIENTAL DAS ÁGUAS MARINHAS

### SUBDIVISÃO DOS AÇORES

#### 1. RESUMO DA AVALIAÇÃO DO BOM ESTADO AMBIENTAL

**Tabela I.1.** Resumo da avaliação, do 2º ciclo da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha”, efetuada para todos os descritores (1-11) para a subdivisão dos Açores. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).

Descritor	Critério	Primário/ Secundário	Elementos dos critérios	Avaliação do BEA	Grau de Confiança
D1	D1C1	Primário	Aves marinhas	Atingido	B
			Mamíferos marinhos	Atingido	M
			Répteis marinhos	Desconhecido	NE
			Espécies de peixes não exploradas para fins comerciais	Desconhecido	NE
	D1C2	Primário	Aves marinhas	Desconhecido	NE
			Mamíferos marinhos	Desconhecido	NE
			Répteis marinhos	Atingido	M
	D1C3	Secundário	Aves marinhas	Desconhecido	NE
Mamíferos marinhos			Desconhecido	NE	

Descritor	Critério	Primário/ Secundário	Elementos dos critérios	Avaliação do BEA	Grau de Confiança	
D1	D1C4		Répteis marinhos	Desconhecido	NE	
		Primário	Espécies de peixes exploradas para fins comerciais	<i>ver D3C3</i>	NE	
		Primário	Mamíferos marinhos	Não avaliado	NE	
			Répteis marinhos	Não avaliado	NE	
		Secundário	Aves marinhas	Desconhecido	NE	
		D1C5	Primário	Mamíferos marinhos	Não avaliado	NE
	Répteis marinhos			Não avaliado	NE	
	Secundário		Aves marinhas	Desconhecido	NE	
	D1C6	Primário	Habitats pelágicos	Desconhecido	NE	
	D2	D2C1	Primário	Espécies não indígenas recentemente introduzidas.	Atingido	NE
		D2C2	Secundário	Espécies não indígenas estabelecidas.	Não avaliado	NE
		D2C3	Secundário	Grupos de espécies e tipos de habitats ameaçados pela presença de espécies não indígenas.	Não avaliado	NE
D3	D3C1	Primário		Não atingido	B	
	D3C2	Primário	Peixes e moluscos explorados para fins comerciais.	Não atingido	B	
	D3C3	Primário		Não avaliado	NE	
D4	D4C1	Primário	Grupos tróficos de um ecossistema.	Atingido	M	
	D4C2	Primário		Atingido	M	



Descritor	Critério	Primário/ Secundário	Elementos dos critérios	Avaliação do BEA	Grau de Confiança
	D4C3	Secundário		Atingido	M
	D4C4	Secundário		Não avaliado	NE
D5	D5C1	Primário	Nutrientes presentes na coluna de água: azoto inorgânico dissolvido, azoto total, fósforo inorgânico dissolvido, fósforo total.	Atingido	B
	D5C2	Primário	Clorofila presente na coluna de água.	Atingido	B
	D5C3	Secundário	Desenvolvimento explosivo de algas perniciosas na coluna de água.	Não avaliado	NE
	D5C4	Secundário	Limite da zona fótica da coluna água.	Não avaliado	NE
	D5C5	Primário	Oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água.	Atingido	B
	D5C6	Secundário	Macroalgas oportunistas dos habitats bentónicos.	Não avaliado	NE
	D5C7	Secundário	Comunidades de macrófitas (algas e prados marinhos perenes tais como algas fucóides, zosteras e posidónias) dos habitats bentónicos.	Não avaliado	NE
	D5C8	Secundário	Comunidades de macrofauna dos habitats bentónicos.	Não avaliado	NE
D6	D6C1	Primário	Perdas físicas dos fundos marinhos (incluindo zonas intermareais).	Atingido	B
	D6C2	Primário	Perturbações físicas dos fundos marinhos.	Atingido	B
	D6C3	Primário	Tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats.	Atingido	B
	D6C4	Primário	Tipos de habitats bentónicos enumerados na Tabela D6.2	Atingido	B

Descritor	Critério	Primário/ Secundário	Elementos dos critérios	Avaliação do BEA	Grau de Confiança		
D7	D6C5	Primário	presentes na região ou subregião, e outros tipos de habitats suplementares definidos, através da cooperação regional e sub-regional.	Atingido	B		
	D7C1	Secundário	Alterações hidrográficas dos fundos marinhos e da coluna de água (incluindo zonas intermareais).	Atingido	B		
	D7C2	Secundário	Tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats.	Atingido	B		
D8	D8C1	Primário	Contaminantes em águas costeiras e territoriais.	Desconhecido	NE		
			Contaminantes fora das águas territoriais.	Desconhecido	NE		
	D8C2	Secundário	Espécies e habitats ameaçados pela presença de contaminantes.	Não avaliado	NE		
	D8C3	Primário	A extensão espacial e a duração dos episódios de poluição aguda significativa são minimizadas.	Não avaliado	NE		
D9	D9C1	Primário	D8C4	Secundário	Secundário (a utilizar em caso de ocorrência de um episódio de poluição aguda significativa).	Não avaliado	NE
			Contaminantes enumerados no Regulamento (CE) nº 1881/2006.	Desconhecido	NE		
D10	D10C1	Primário	Lixo (exceto lixo microscópico) na orla costeira, superfície da coluna de água e fundos marinhos	Não atingido	NE		
	D10C2	Primário	Lixo microscópico (partículas <5 mm) na orla costeira, superfície da coluna de água e fundos marinhos	Desconhecido	NE		



Descritor	Critério	Primário/ Secundário	Elementos dos critérios	Avaliação do BEA	Grau de Confiança
	D10C3	Secundário	Lista de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes ou invertebrados a estabelecer através da cooperação (sub)regional.	Não atingido	NE
	D10C4	Secundário	Lista de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes ou invertebrados em risco devido ao lixo a estabelecer através da cooperação (sub)regional.	Não avaliado	NE
D11	D11C1	Primário	Ruído antropogénico de curta duração dentro de água.	Desconhecido	NE
	D11C2	Primário	Ruído antropogénico contínuo de baixa frequência dentro de água.	Desconhecido	NE

## DESCRITORES DE PRESSÃO

### 2. DESCRITOR 2: ESPÉCIES NÃO INDÍGENAS

*As espécies não indígenas introduzidas pelas atividades humanas situam-se a níveis que não alteram negativamente os ecossistemas.*

#### 2.1. Introdução

As espécies não indígenas (NIS, na sigla em inglês para *Non Indigenous Species*) podem causar mudanças imprevisíveis e irreversíveis nos ecossistemas marinhos, como predação ou competição com as espécies autóctones, modificação de habitats e impactos a nível das cadeias tróficas.

Espécies invasoras são geralmente definidas como um subconjunto de espécies não indígenas estabelecidas que se dispersaram, estão a dispersar ou mostram potencial para se disseminarem para outros locais e têm ou podem ter um efeito adverso na diversidade biológica, funções de ecossistema, valores socioeconómicos e/ou de saúde pública nas regiões invadidas (Olenin *et al.*, 2010). Sendo um arquipélago oceânico remoto, as ilhas do Açores são particularmente vulneráveis às introduções marinhas, sobretudo pela sua limitada resistência biótica devido à elevada disponibilidade de nichos não preenchidos (Micael, Parente e Costa, 2014; Ávila *et al.*, 2015).

O rápido crescimento do comércio e transporte marítimo implica que somos agora capazes de mover mais organismos pelo mundo num mês, do que éramos no passado (Costa *et al.*, 2016a). Tudo indica que as condições ambientais dos Açores são propícias à colonização por estas NIS, considerando a sua rápida propagação e elevada abundância, é de esperar que possam vir a ter impactos adversos nas comunidades nativas (Costa *et al.*, 2017).

À semelhança do estabelecido para a subdivisão ‘Continente’ (IPMA 2024) a definição da nomenclatura de referência para a subdivisão Açores foi:

- **Espécies não indígenas (ENI):** organismos, partes de um organismo, gâmetas ou propágulos, de espécies, subespécies ou taxa, introduzidos fora da sua área de distribuição nativa, no passado ou no presente, capazes de sobreviver e posteriormente reproduzir-se (Olenin *et al.*, 2010).
- **Espécies Exóticas Invasoras (EEI):** ENI que adquirem um comportamento invasor, isto é, depois de se estabelecerem, podem propagar-se, com sucesso e causar impactos negativos significativos nos ecossistemas locais, na biodiversidade, na economia ou na saúde humana (CBD, 2000).
- **Espécies criptogénicas (CRI):** espécies cuja origem geográfica é incerta, ou seja, não se sabe se são nativas ou introduzidas numa determinada área (e.g. Carlton, 1996).

No relatório do 2º ciclo para a subdivisão Açores listaram-se 85 NIS entre algas e invertebrados não indígenas e, de entre estes, destaque para os briozoários, consistindo a maior parte dos novos registos de algas encontrados fora da área de portos e marinas da Região Autónoma dos Açores (RAA) e na ilha de Santa Maria enquanto os novos registos de invertebrados se restringiam

a área portuária amostrada. Desde o primeiro levantamento (Cardigos *et al.*, 2006) assiste-se a um aumento no número de espécies não indígenas cuja principal via de introdução é o tráfego marítimo, seja nas águas de lastro e sedimento dos navios ou incrustadas nos cascos de embarcações que aportam ao Arquipélago. O presente relatório é relativo ao período de registos de introdução entre 2016 e 2021, ainda que a literatura consultada inclua trabalhos até 2024.

## 2.2. Metodologia e dados

### 2.2.1. Área de avaliação

À semelhança dos ciclos anteriores a área de avaliação considerada é a Zona Económica Exclusiva (ZEE) dos Açores apesar de os dados de monitorização se centralizarem maioritariamente nas zonas portuárias da Região (sobretudo nos portos e marinas nas ilhas das Flores, Faial e São Miguel) com amostragens pontuais nos restantes portos e áreas marinhas, protegidas ou não, ao redor das ilhas até à batimétrica dos 40 m.

### 2.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

Para avaliação do bom estado ambiental (BEA) do D2, a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabelece um critério primário e dois critérios secundários assim como um conjunto de normas metodológicas, especificações e métodos normalizados. A presente avaliação baseou-se nos critérios e nas normas metodológicas constantes da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio. Os critérios atribuídos a este descritor poderão ser consultados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao Descritor 2 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Espécies não-indígenas recentemente introduzidas	<b>D2C1 - Primário</b> O número de espécies não-indígenas recentemente introduzidas no meio natural pela atividade humana, por período de avaliação (6 anos) é minimizado e, sempre que possível, reduzido a zero <b>Unidades de medida: n.º de espécies por zona de avaliação</b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
Espécies não-indígenas estabelecidas Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional	<b>D2C2 - Secundário</b> Abundância e distribuição espacial das espécies não indígenas estabelecidas, em particular das espécies invasoras, que contribuem significativamente para os efeitos negativos sobre determinados grupos de espécies ou tipos de habitats <b>Unidades de medida: n.º de indivíduos, biomassa (t) ou extensão (km²) por espécie</b>	Não aplicável

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Grupos de espécies e tipos de habitats ameaçados pela presença de espécies não-indígenas. Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional	<b>D2C3 - Secundário</b> Proporção do grupo de espécies ou extensão espacial do tipo de habitat negativamente alterado devido a espécies não-indígenas, em particular espécies não-indígenas invasoras <b>Unidades de medida: rácio entre espécies indígenas e não indígenas em n.º e/ou abundância; ou extensão (km²) de habitat negativamente alterado</b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional

### 2.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

#### Lista de bases de dados

O levantamento das bases de dados internacionais com informação relativa a espécies não indígena marinha permitiu-nos elencar as seguintes bases de dados:

- *Information system on Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species (AquaNIS)*;
- *Invasive Species Compendium (CABI-ISC)*;
- *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE)*;
- *European Alien Species Information Network (EASIN)*;
- *Global Invasive Species Database (GISD)*;
- *National Estuarine and Marine Exotic Species Information System (NEMESIS)*;
- *World Register of Introduced marine species (WRiMS)*;
- *Nonindigenous Aquatic Species (NAS)*.

#### Lista de projetos com dados referentes à presença de NIS nos Açores

É apresentada uma lista dos possíveis projetos e/ou (séries ou conjuntos de dados), de informação (ocorrência) sobre NIS nos Açores:

ASMAS - Açores: *Stop-over for Marine Alien Species?* - M2.1.2/1/032/2011. IR: Ana Cristina Costa (2012/2015) · BALA - Programa de Implementação da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha Biodiversidade dos Ambientes Litorais do Açores. Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Direcção Regional dos Assuntos do Mar (Governo Regional dos Açores); IR: Pedro Afonso (2015-2017);

*Blue Azores Expedition 2018 - Program of the Oceano Azul Foundation in cooperation with the Waitt Foundation and with the collaboration of National Geographic - Pristine Seas, through a partnership with the Regional Government of the Azores* – Pico / Faial / Flores / Corvo, junho. (2018);

*Inspect - Introduced marine alien species in Portuguese estuaries and coastal areas: patterns of distribution and abundance, vectors and invading potential* PTDC/MAR/7357972006. IR: Maria José Costa (FCC). (2008/2011);

LIFEmNIS - “Apoio técnico e científico na elaboração de programas de conservação, na recolha de dados e na implementação de tarefas e monitorização dirigidas a áreas, espécies e habitats marinhos integrados na rede NATURA 2000, no âmbito do projeto LIFE IP AZORES NATURA (LIFE17 IPE/PT/000010) - espécies não indígenas (NIS) marinhas”. Concurso público n.º 4/DRPM/2022. IR: Doutora Ana Costa (2023-2025);

MACROBIOMOL - Biodiversidade de macroalgas sob uma visão molecular - para um melhor entendimento da Biogeografia do Atlântico Norte. PTDC/MAR/114613/2009. IR: Doutora Manuela Parente (2012/2015);

Missão *Waitt Foundation* - Campanha de monitorização de Áreas Marinhas em São Miguel, Santa Maria e Formigas. Financiada pela Waitt Foundation, de 11 a 20 de setembro. (2016);

MOST - *Application of a model of sustainable tourism to areas of Natura 2000 network in the Azores* PTDC/AAC-AMB/104714/2008. IR: Maria A. Ventura (2010/2013);

MONIS - “Execução da atividade 2.2.1 – Programas de monitorização, caracterização e análise da distribuição espacial de espécies não-indígenas e seus impactos em áreas marinhas protegidas, no âmbito do projeto PLASMAR + MAC2/1.1a/347” (MONIS). Ajuste Direto N.º 20/DRAM/2021. CIBIO Açores, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada. IR: Ana Cristina Costa (2022);

PIMA - Programa de Implementação da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha – Programa Invasoras Marinhas nos Açores. DRP/SRCTM/GRA; Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Direção Regional dos Assuntos do Mar (Governo Regional dos Açores). IR: Ana Cristina Costa (2015-2017);

PORBIOTA - PO Azores Project M1.1.A/INFRAEST CIENT/001/2022. Portal da Biodiversidade dos Açores. Financiado por DRCT- Direção Regional da Ciência e Tecnologia do Governo Regional dos Açores; IR Paulo Borges (2022-2023);

SCAPETOUR - *Seascapes promotion to diversity touristic products* (PO Azores 2020 - Acores-01-0145-FEDER-000083). IR: Andrea Z. Botelho (2019-2022);

NIS-DNA Detecção precoce e monitorização de espécies não-indígenas (NIS) em ecossistemas costeiros baseadas em ferramentas de sequenciação de alto débito, PTDC/BIA-BMA/29754/2017 (2018-2020).

### 2.3. Resultados

Uma recente compilação de NIS nos Açores reporta um total de 66 espécies, sobretudo macroalgas, tunicados, briozoários e artrópodes com proveniência nas zonas de Austrália/ Nova Zelândia e Noroeste Pacífico (ver Castro *et al.* 2022) no entanto Faria *et al.* (2023) identificam 77 espécies não indígenas (Tabela 2.2) introduzidas nos açores desde 1800 até 2021, sendo que 9 destas espécies foram introduzidas neste 3º ciclo de reporte (2016 a 2021; critério D2C1). Segundo os mesmos autores, destes novos registos 3 são raros: *Mycale (carmia) sp.*, *Neozizella divaricata* e *Sycon ancora*; 3 são de ocorrência

Ocasional: *Ficopomatus enigmaticus*, *Branchiomma luctuosum*, *Lophocladia trichoclados*, a 1ª circunscrita à ilha Terceira. Duas espécies consideradas abundantes, estão ambas circunscritas a uma ilha: *Halimeda incrassata* (ilha de Santa Maria) e *Politapes aureus* (ilha de São Jorge), e finalmente 1 espécie classificada como ‘invasora de alto risco’, a *Rugulopteryx okamurae*, que se tornou dominante e ocorre hoje no mar em redor de todas as ilhas dos Arquipélago.

De referir que os trabalhos de monitorização e consequente informação utilizada não garantem a cobertura espacial da área de avaliação, este facto impede a avaliação espacial do estado das populações da NIS apresentadas (D2C2).

No estudo de Faria *et al.* (2022), observou-se que a elevada dominância da macroalga *Rugulopteryx okamurae* na costa sul da ilha de São Miguel, o que explicava a ausência, não apenas de espécies nativas que outrora dominavam, mas também de outras espécies NIS incapazes de se estabelecer perante a elevada capacidade de proliferação de *R. okamurae*. O seu rápido aparecimento e expansão coloca-a entre as espécies mais invasoras alguma vez registadas (García-Gómez *et al.* 2020; Sempere-Valverde *et al.* 2021). As implicações para as comunidades costeiras nativas desta expansão são evidentes: a perda da biodiversidade marinha e alteração da estrutura das comunidades, causando o deslocamento físico de espécies nativas devido à ocupação do substrato e impedindo a fixação de larvas ou propágulos de outras espécies (Faria *et al.* 2022b).



Tabela 2.2. Espécies não indígenas registadas na área de avaliação da subdivisão Açores, Ano de 1º registo, ciclo de reporte DQEM, Abundância, Estatuto de Invasão, Ilha e referências bibliográficas. Co - Corvo, Fl – Flores, Fa - faial, Pi – Pico, SJ – São Jorge, Gr – Graciosa, Te – Terceira, SMi – São Miguel, SMA – Santa Maria (Fonte.: Castro *et al.* 2023 e Botelho *et al.* 2023)

Espécie	Taxa	Year	Ciclo DQEM	Abundância	Estatuto de Invasão	Ilhas	Referências
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	Arthropoda	1887	1	Ocasional (em habitat artificial)	Não Indígena	Fa, SMi	Gruvel, 1920; Torres <i>et al.</i> , 2012; Chainho <i>et al.</i> 2015
<i>Balanus trigonus</i>	Arthropoda	1887	1	Ocasional (em habitat artificial)	Não Indígena	Fa, Gr, SJ, Te, SMi, SMA	Gruvel 1920; Cardigos <i>et al.</i> , 2006
<i>Amphibalanus eburneus</i>	Arthropoda	1998	1	Ocasional (em habitat artificial)	Não Indígena	Fa, Smi	Southward, 1998; Torres <i>et al.</i> , 2012
<i>Perforatus perforatus</i>	Arthropoda	2011	1	Frequente (em habitat artificial)	Não Indígena	SMi	Torres <i>et al.</i> , 2012
<i>Bugulina simplex</i>	Bryozoa	1998	1	Raro a Ocasional	Não Indígena	Fa, PI, SJ, SMi	Morton and Britton, 2000; Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Bugulina stolonifera</i>	Bryozoa	1998	1	Ocasional	Não Indígena	SMi	Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Bugula neritina</i>	Bryozoa	2001	1	Raro	Não Indígena	Fl, Fa, Pi, Gr, Te, SMi, SMA	Tempera <i>et al.</i> , 2001; Ryland <i>et al.</i> , 2011; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Amathia verticillata</i>	Bryozoa	2008	1	Raro	Invasora	Fa, Pi, SJ, Te, SMi, SMA	Amat and Tempera, 2009; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Schizoporella errata</i>	Bryozoa	2009	1	Raro	Potencialmente Invasora	SMi	Micael <i>et al.</i> , 2014b; Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Watersipora subtorquata</i>	Bryozoa	1886-188	1	Ocasional	Potencialmente Invasora	Fa, Te, Smi, Sma	Julien and Calvet, 1903; Viera <i>et al.</i> , 2014; Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Ectopleura crocea</i>	Cnidaria	1989	1	Raro	Não Indígena	Fa	Cornelius, 1992; Cardigos <i>et al.</i> , 2006
<i>Kirchenpaueria halecioides</i>	Cnidaria	1989	1	Raro	Não Indígena	Fa	Cornelius, 1992; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Grateloupia turuturu</i>	Macroalgae	1914	1	Raro	Não Indígena a Potencialmente Invasora	Fl, Pi, SJ, Gr, Te, SMi, SMA	Gain, 1914; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a; Chainho <i>et al.</i> 2015

Espécie	Taxa	Year	Ciclo DQEM	Abundância	Estatuto de Invasão	Ilhas	Referências
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Macroalgae	1928	1	Frequente	Invasora	Co, Fl, Fa, Pi, SJ, Gr, SMi, SMa	Schmidt, 1929; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Symphocladia marchantioides</i>	Macroalgae	1971	1	Ocasional a frequente	Potencialmente Invasora	Fa, Pi, SJ, Gr, Te, SMi, SMa	Ardre <i>et al.</i> , 1974; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Antithamnionella ternifolia</i>	Macroalgae	1980	1	Raro	Não Indígena	SMi	Castro and Viegas, 1983; Micael <i>et al.</i> , 2014a; Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Petalonia binghamiae</i>	Macroalgae	1985	1	Raro	Não Indígena	Fa, Pi, Gr, Te, SMi	Neto, 1994; Parente <i>et al.</i> , 2003; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Antithamnionella spirographidis</i>	Macroalgae	1987	1	Raro	Não Indígena	SMi	Castro & Viegas 1987
<i>Antithamnion diminuatum</i>	Macroalgae	1989	1	Raro	Não Indígena	Fa, Pi, SJ, Gr, Smi	Athanasiadis and Tittley 1994; Tittley and Neto 1994; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Antithamnion nipponicum</i>	Macroalgae	1989	1	Raro	Não Indígena	Fa	Athanasiadis and Tittley 1994; Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	Macroalgae	1989	1	Raro	Não Indígena	Fa, Gr, Te	Neto, 1989; Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Scageliopsis patens</i>	Macroalgae	1989	1	Raro	Não Indígena	Fa, SMi	Athanasiadis and Tittley, 1994; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Papenfussiella kuromo</i>	Macroalgae	1990	1	Raro	Não Indígena	Fa, Gr, SMi, SMa	Tittley <i>et al.</i> , 2009; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Codium fragile subsp. fragile</i>	Macroalgae	1993	1	Raro	Não Indígena	Co, Gr, Smi, Sma	Tittley and Neto, 2005; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Caulerpa webbiana</i>	Macroalgae	2002	1	Frequente (circunscrita)	Invasora	Fa	Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Acrothamnion preissii</i>	Macroalgae	2009	1	Raro	Potencialmente Invasora	Sma	Parente <i>et al.</i> , 2018
<i>Asparagopsis armata</i>	Macroalgae	1968-1973	1	Frequente	Invasora	Açores	Levring, 1974; Neto, 1989; Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Antithamnion densum</i>	Macroalgae	2005-2007	1	Raro	Não Indígena	Pi	Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a

Espécie	Taxa	Year	Ciclo DQEM	Abundância	Estatuto de Invasão	Ilhas	Referências
<i>Hypnea flagelliformis</i>	Macroalgae	2005-2007	1	Raro	Não Indígena	Pi, SJ, Gr, SMi	Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Laurencia dendroidea</i>	Macroalgae	2005-2007	1	Raro	Não Indígena	Pi, SJ, Gr, SMi	Wallenstein 2011
<i>Melanothamnus harveyi</i>	Macroalgae	2005-2007	1	Raro	Não Indígena	Gr	Wallenstein, 2011; Micael <i>et al.</i> , 2014a
<i>Melanothamnus sphaerocarpus</i>	Macroalgae	2005-2007	1	Raro	Não Indígena	Pi, Te, SMI	Wallenstein 2011
<i>Spongoclonium caribaeum</i>	Macroalgae	2005-2007	1	Raro	Não Indígena	Pi, SMi	Wallenstein 2011
<i>Hexaplex trunculus</i>	Mollusca	1919	1	Frequente (em habitat artificial)	Não Indígena	Fa, SMi, SMa	Nobre, 1930; Cardigos <i>et al.</i> , 2006 Morton, 1967; Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Mytilus edulis</i>	Mollusca	1965	1	Raro	Não Indígena	SJ, SMi	Backhuys 1975
<i>Truncatella subcylindrica</i>	Mollusca	1970	1	Raro	Não Indígena	SJ, Gr, Te	Morton <i>et al.</i> , 1998; Ávila <i>et al.</i> , 2000; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Aplus dorbignyi</i>	Mollusca	1998	1	Raro a Ocasional	Não Indígena	SMi	Ávila <i>et al.</i> 1998
<i>Pinctada radiata</i>	Mollusca	1998	1	Raro	Não Indígena	Fa, SMi	Ávila <i>et al.</i> 1998
<i>Ruditapes decussatus</i>	Mollusca	<1900	1	Abundante (circunscrita)	Não Indígena	SJ	Morton, 1967; Cardigos <i>et al.</i> 2006
<i>Spirorbis (Spirorbis) marioni</i>	Polychaeta	1979	1	Frequente	Não Indígena	Fa, SMi	Zibrowius and Bianchi, 1981; Cardigos <i>et al.</i> , 2006 Morton and Britton, 2000; Cardigos <i>et al.</i> , 2006;
<i>Hydroides elegans</i>	Polychaeta	2000	1	Abundante	Não Indígena	Açores	Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Paraleucilla dalmatica</i>	Porifera	2010	1	Raro	Não Indígena	SMi	Borges <i>et al.</i> , 2010
<i>Pyura tessellata</i>	Tunicata	1969	1	Raro	Não Indígena	Te	Monniot, 1971; Cardigos <i>et al.</i> , 2006
<i>Clavelina lepadiformis</i>	Tunicata	1971	1	Raro	Não Indígena	Fl, Fa, Pi, SJ, Gr, Te, SMi, SMa	Monniot F., 1974; Cardigos <i>et al.</i> , 2006; Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014
<i>Clavelina oblonga</i>	Tunicata	1971	1	Raro	Não Indígena	Fa, Pi, SJ	Monniot F., 1974; Monniot and Monniot, 1994; Cardigos <i>et al.</i> , 2006
<i>Distaplia corolla</i>	Tunicata	1971	1	Ocasional	Potencialmente Invasora	Açores	Monniot F., 1974; Cardigo <i>et al.</i> , 2006; Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014

Espécie	Taxa	Year	Ciclo DQEM	Abundância	Estatuto de Invasão	Ilhas	Referências
<i>Perophora viridis</i>	Tunicata	1971	1	Raro	Não Indígena	Fa, Te, SMi, SMa	Monniot C., 1974; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Polyclinum aurantium</i>	Tunicata	1971	1	Raro	Não Indígena	SMi	Monniot F., 1974; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Ascidia interrupta</i>	Tunicata	1990	1	Raro	Não Indígena	SMi	Monniot and Monniot, 1994; Chainho <i>et al.</i> , 2015
<i>Phoronis hippocrepia</i>	Tunicata	1991	1	Raro	Não Indígena	Fa	Wirtz and Martins, 1992; Borges <i>et al.</i> , 2010
<i>Botryllus schlosseri</i>	Tunicata	1998	1	Ocasional a frequente (em habitat artificial)	Potencialmente Invasora	Fa, Gr, Te, SMi, SMa	Morton <i>et al.</i> 1998
<i>Botrylloides violaceus</i>	Tunicata	2009	1	Ocasional a frequente (em habitat artificial)	Potencialmente Invasora	SMi	Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014
<i>Microcosmus squamiger</i>	Tunicata	2009	1	Frequente (em habitat artificial)	Potencialmente Invasora	SMi	Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014
<i>Styela plicata</i>	Tunicata	2009	1	Ocasional (em habitat artificial)	Não Indígena	SMi	Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014
<i>Diplodus vulgaris</i>	Vertebrata	1997	1	Ocasional a frequente (em habitat natural)	Potencialmente Invasora	Açores	Afonso <i>et al.</i> , 2013; Stefanni <i>et al.</i> , 2015
<i>Aoroides longimerus</i>	Arthropoda	2013	2	Raro	Não Indígena	SMi	ICES, 2018
<i>Caprella scaura</i>	Arthropoda	2013	2	Ocasional (em habitat artificial)	Não Indígena	SMi	Gillon <i>et al.</i> , 2017
<i>Stenothoe georgiana</i>	Arthropoda	2013	2	Raro	Não Indígena	SMi	Martínez-Laiz <i>et al.</i> , 2020
<i>Erichthonius didymus</i>	Arthropoda	2014	2	Raro	Não Indígena	SMi	Gouillieux <i>et al.</i> , 2020
<i>Paracerceis sculpta</i>	Arthropoda	2014	2	Ocasional	Não Indígena	SMi	Marchini <i>et al.</i> , 2018
<i>Tricellaria inopinata</i>	Bryozoa	2013-2014	2	Raro	Potencialmente Invasora	SMi	Micael <i>et al.</i> , 2016; Micael <i>et al.</i> , 2019
<i>Gymnophycus hapsiphorus</i>	Macroalgae	2009	2	Raro	Não Indígena	SMi	Vaz-Pinto <i>et al.</i> , 2014
<i>Caulerpa prolifera</i>	Macroalgae	2013	2	Ocasional/Raro	Potencialmente Invasora	Fa, SMi	ICES, 2018; Cacabelos <i>et al.</i> , 2019
<i>Ostrea edulis</i>	Mollusca	2013	2	Ocasional (em habitat artificial)	Potencialmente Invasora	SMi	ICES, 2018; Ana Costa (Personal communication)

Espécie	Taxa	Year	Ciclo DQEM	Abundância	Estatuto de Invasão	Ilhas	Referências
<i>Phorcus sauciatus</i>	Mollusca	2013	2	Abundante (em habitat natural)	Invasora	Fa, Pi, SJO, GRA, Te, SMi, SMa	Ávila <i>et al.</i> 2015; Anecdotal evidence ICES, 2018; Ana Costa (Personal communication)
<i>Styela clava</i>	Tunicata	2014	2	Raro (em habitat artificial)	Não Indígena	SMi	
<i>Ciona intestinalis</i>	Tunicata	2015	2	Raro	Não Indígena	SMi	Marina <i>et al.</i> , 2015
<i>Halimeda incrassata</i>	Macroalgae	2016	3	Abundante (circunscrita)	Potencialmente Invasora	SMa	ICES, 2018; Ana Costa and Manuela Parente (Personal communication)
<i>Lophocladia trichoclados</i>	Macroalgae	2016	3	Ocasional	Potencialmente Invasora	Fa, SMi, Sma	ICES, 2018; Ana Costa and Manuela Parente (Personal communication)
<i>Rugulopteryx okamurae</i>	Macroalgae	2019	3	Dominante	Invasora de alto risco	Açores	Faria <i>et al.</i> 2022
<i>Neozabella divaricata</i>	Macroalgae	2020	3	Raro	Não Indígena	FI, SMi, SMa	Neto <i>et al.</i> 2020
<i>Polititapes aureus</i>	Mollusca	2017	3	Abundante (circunscrita)	Não Indígena	SJ	Morton & Leung 2018
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Polychaeta	2016	3	Ocasional (circunscrito)	Invasora	Te	ICES, 2018; Costa <i>et al.</i> , 2019
<i>Branchiomma luctuosum</i>	Polychaeta	2016-2017	3	Ocasional	Potencialmente Invasora	Te, SMi, SMa	ICES, 2018
<i>Mycale (Carmia) sp.</i>	Porifera	2017	3	Raro	Não Indígena	SMi	ICES, 2018; Ana Costa (Personal communication)
<i>Sycon ancora</i>	Porifera	2017	3	Raro	Não Indígena	SMi	Pearse 2017

## 2.4. Avaliação do bom estado ambiental

Relativamente ao critério D2C1, apesar de não estarem definidos valores de referência foi proposto no 1º ciclo o valor limiar de 10 novas espécies introduzidas por década a nível regional ou sub-regional, na presente avaliação registaram-se 9 novas introduções não ultrapassando o valor estabelecido no primeiro ciclo pelo que se considera que o BEA foi atingido (Tabela 2.3), não obstante o grau de confiança desta avaliação considera-se bastante baixo, sobretudo porque as amostragens são aleatórias no tempo, pontuais e desequilibradas no espaço e sem informação de estimativas de abundância.

Dada a insuficiência de informação sobre a abundância e distribuição das populações de NIS e consequente impacto nas espécies e habitats marinhos ameaçados da ZEE dos Açores a par do que acontece na maioria dos espaços marítimos nacionais e europeus os critérios D2C2 e D2C3 não foram avaliados (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 2 por área de avaliação e respetivo grau de confiança.

Área de avaliação	Critérios			
	D2C1 Primário		D2C2 Secundário	D2C3 Secundário
	BEA	Grau de Confiança		
AMA	Atingido	Baixo	Não avaliado	Não Avaliado

## 2.5. Alterações Climáticas

As alterações climáticas que se têm traduzido nos Açores, por um aparente aumento da temperatura média das águas superficiais podem aumentar o potencial de sobrevivência e o estabelecimento das espécies não nativas que já ocorrem na Região e outras que chegam mediadas pelo grande número de embarcações que todos os anos aportam ao arquipélago (Costa *et al.*, 2017).

Castro *et al.* (2024) mostraram um aumento de avistamentos de *Chilomycterus reticulatus* na região correspondente à propagação de uma espécie termofílica nas águas madeirenses sugerindo que o Arquipélago está num processo contínuo de tropicalização. Os autores enfatizam a necessidade premente de os governos estabelecerem programas de monitorização abrangentes e regulares e o potencial do desenvolvimento de aplicações de ciência cidadã em complemento a esses programas.

## 2.6. Referências

Afonso, P., Porteiro, F.M., Fontes, J., Tempera, F., Morato, T., Cardigos, F., Santos, R.S., 2013. New and rare coastal fishes in the Azores islands: occasional events or tropicalization process? J. Fish Biol. 83, 272–294. <https://doi.org/10.1111/jfb.12162>

Amat, J.N., Tempera, F., 2009. Zoobotryon verticillatum Della Chiaje, 1822 (Bryozoa), a new

- occurrence in the archipelago of the Azores (North-Eastern Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 761–764. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2009.02.019>
- André, F., 1974. Presence remarquable dy *Symphocladia marchantioides* (Harvey) Falkenberg (Rhodomelacees, Ceramiales) aux Açores. *Soc. Phycol. Fr. Bull.* 19, 178–182.
- Athanasiadis, A., Tittley, I., 1994. Antithamnioid algae (Rhodophyta, Ceramiaceae) newly recorded from the Azores. *Phycologia* 33, 77–80. <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-33-2-77.1>
- Avila, S.P., Azevedo, J., Gonçalves, J.M., Fontes, J., Cardigos, F., 1998. Checklist of the shallow-water marine molluscs of the Azores: 1-Pico, Faial, Flores and Corvo.
- Ávila, S.P., Madeira, P., Rebelo, A.C., Melo, C., Hipólito, A., Pombo, J., Botelho, A.Z., Cordeiro, R., 2015. *Phorcus sauciatus* (Koch, 1845) (Gastropoda: Trochidae) in Santa Maria, Azores archipelago: The onset of a biological invasion. *J. Molluscan Stud.* 81, 516–521. <https://doi.org/10.1093/mollus/evv012>
- Borges, P.A. V, Costa, A., Cunha, R., Gabriel, R., Gonçalves, V., Martins, A.F., Melo, I., Parente, M., Raposeiro, P., Rodrigues, P., 2010. A list of the terrestrial and marine biota from the Azores, Príncipe, Cascais.
- Botelho, A., M Parente, P Torres, J Faria, V Gonçalves, A Costa (2023) LIFeMnIS – Listas de bases de dados. no âmbito do contrato público para o “Apoio técnico e científico na elaboração de programas de conservação, na recolha de dados e na implementação de tarefas e monitorização dirigidas a áreas, espécies e habitats marinhos integrados na rede NATURA 2000, no âmbito do projeto LIFE IP AZORES NATURA (LIFE17 IPE/PT/000010) - espécies não indígenas (NIS) marinhas”. Concurso público n.º 4/DRPM/2022. CIBIO Açores, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada.
- Boury-Esnault, N., Lopes, M.T., 1985. Les Démosponges littorales de l’Archipel des Açores. *Ann. l’Institut océanographique* 61, 149–225.
- Calvet, L., 1931. Bryozoaires provenant des campagnes scientifiques du Prince Albert Ier de Monaco. Imprimerie de Monaco.
- Cardigos, F., Monteiro, J., Fontes, J., Parretti, P., Santos, R.S., 2015. Fighting invasions in the marine realm, a case study with *Caulerpa webbiana* in the azores. *Biol. Invasions Chang. Ecosyst. Vectors, Ecol. Impacts, Manag. Predict.* 279–300. <https://doi.org/10.1515/9783110438666-018>
- Cardigos, F., Tempera, F., Ávila, S., Gonçalves, J., Colaço, A., Santos, R.S., 2006. Non-indigenous marine species of the Azores. *Helgol. Mar. Res.* 60, 160–169. <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0034-7>
- Castro N, Schäfer S, Parretti P, Monteiro JG, Gizzi F, Chebaane S, Almada E, Henriques F, Freitas M, Vasco-Rodrigues N, *et al.* A New Signal of Tropicalization in the Northeast Atlantic: The Spread of the Spotfin Burrfish *Chilomycterus reticulatus* in Madeira Archipelago and Its Invasion Risk. *Diversity.* 2021; 13(12):639. <https://doi.org/10.3390/d13120639>

- Castro, M.L.F., Viegas, M. do C., 1989. Estudo Dos Povoamentos De Algas Fotófilas Da Ilha De S. Miguel (Açores). *Arquipélago, Série Ciências da Nat.* 4, 7–30.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Ávila, S.P., Canning-Clode, J., Castro, J.J., Costa, A.C., Costa, J.L., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M.I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V., Costa, M.J., 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 167, 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.019>
- Chapman, G., Dales, R.P., 1954. LXXXV.—Aspects of the fauna and flora of the Azores. II. Polychaeta. *Ann. Mag. Nat. Hist.* 7, 678–683.
- Cornelius, P.F.S., 1992. The Azores hydroid fauna and its origin, with discussion of rafting and medusa suppression. *Arquipélago. Life Earth Sci.* 10, 75–99.
- Cordeiro R., Malaquias, M. A. E., Mas, G., Figueiroa, I., Borges, J. P., & Ávila, S.P. (2013). New records for the opisthobranch fauna of the Archipelago of the Azores (north-east Atlantic Ocean). *Marine Biodiversity Records*, 6(e28), 1-5. <https://doi.org/10.1017/S1755267213000110>
- Costa, A C; Botelho, A.Z., Torres, R., Micael, J., Gabriel, D., Maridakis, C., Ávila, S.P., Monteiro, J., Parente, M., 2017. Relatório PIMA 2.2 - Sistemas de Alerta - Programa de deteção precoce de novas introduções de NIS. Relatório preparado por CIBIO, Universidade dos Açores e Fundação Gaspar Frutuoso para a Direção Regional dos Assunto do Mar, no âmbito do Contrato n.º12/DRAM/2015 – de prestação de serviços para implementação de um projeto de Monitorização de lixo marinho de fundo. ACORES-06-2215-FEDER-000005 - Programa Estratégico para o Ambiente Marinho dos Açores (PEAMA). 41p
- Costa, A.C., Parente, M., Botelho, A.Z., Monteiro, J., Micael, J., Gabriel, D., Ávila, S.P., Jardim, N., Gillon, A., Figueras, D., Torres, R., Cordeiro, R., Madeira, P., Melo, C., Batista, L., Raposo, V., 2016a. Relatório PIMA 2.1 - Origem, vetores de introdução e condições ambientais que facilitam a introdução de espécies não indígenas nos Açores. Relatório preparado por CIBIO, Universidade dos Açores e Fundação Gaspar Frutuoso para a Direção Regional dos Assunto do Mar, no âmbito do Contrato n.º12/DRAM/2015 – de prestação de serviços para implementação de um projeto de Monitorização de lixo marinho de fundo. ACORES-06-2215-FEDER-000005 - Programa Estratégico para o Ambiente Marinho dos Açores (PEAMA). 34p
- Costa, A C., Parente, M.I., Botelho, A.Z., Micael, J., Fuste, R., M., R., T., Figueras, D., Gabriel, D., Ávila, S., Cordeiro, R., Monteiro, J., Fontes, J., Graça, G., Schmiing, M., Jardim, N., Gillon, A., 2017. Relatório Final do Programa de implementação da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha. Relatório preparado por CIBIO, Universidade dos Açores e Fundação Gaspar Frutuoso para a Direção Regional dos Assunto do Mar, no âmbito do Contrato n.º12/DRAM/2015 – de prestação de serviços para implementação de um projeto de Monitorização de lixo marinho de fundo. ACORES-06-2215-FEDER-000005 - Programa Estratégico para o Ambiente Marinho dos Açores (PEAMA). 81p
- Costa, A.C., Parente, M.I., Micael, J., Gabriel, D., Botelho, A.Z., Monteiro, J., Ávila, S.P., Fontes, J.,



- 2016b. Relatório PIMA 1.2 - Relatório Preliminar sobre o Estado Actual do Conhecimento. Relatório preparado por CIBIO, Universidade dos Açores e Fundação Gaspar Frutuoso para a Direção Regional dos Assunto do Mar, no âmbito do Contrato n.º12/DRAM/2015 – de prestação de serviços para implementação de um projeto de Monitorização de lixo marinho de fundo. ACORES-06-2215-FEDER-000005 - Programa Estratégico para o Ambiente Marinho dos Açores (PEAMA). 70p
- d’Hondt, J.-L., 1975. Bryozoaires Cténostomes et Cheilostomes (Cribrimorphes et Escharellidae exceptés) provenant des dragages de la campagne océanographique Biaçores du “Jean Charcot”. Bull. du Muséum Natl. d’Histoire Nat. Paris, 3e série 299, 553–600.
- Faria J, A Botelho, P Torres, M Parente, V Gonçalves, A Costa (2023) LIFEemNIS/ Produto DI.NIS5 - Relatório com conteúdos técnico-científicos para a Plataforma de Alerta Online para as espécies marinhas não indígenas. Concurso publico n.º 4/DRPM/2022. CIBIO Açores, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 110pp.
- Fralick, R.A., Hehre, E.J., 1990. Observations on the marine algal flora of the Azores II: an annotated checklist of the Chlorophycota from the Azores. Arquipélago, Life Earth Sci. 8, 11–17.
- Fredericq, S., Serrão, E., Norris, J., 1992. New records of marine red algae from the Azores. Arquipel Life Mar Sci 10, 1–4.
- Gain, L., 1914. Algues provenant des campagnes de l’Hirondelle II (1911-1912). Bull. L Inst. Oceanogr. 279, 1–23.
- García-Diez, C., Porteiro, F., Meirinho, A., Cardigos, F., Tempera, F., 2005. Taxonomic review of selected invertebrate groups collected during the Campaigns of the Prince Albert I of Monaco in the Azorean waters.
- Gillon, A., Costa, A.C., Micael, J., 2017. Caprella scaura Templeton, 1836: an invasive caprellid new to the Azores archipelago. Mar. Biodivers. 47, 499–510. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0485-2>
- Gouillieux, B., Lavesque, N., Leclerc, J.-C., Le Garrec, V., Viard, F., Bachelet, G., 2016. Three non-indigenous species of Aoroides (Crustacea: Amphipoda: Aoridae) from the French Atlantic coast. J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 96, 1651–1659. <https://doi.org/10.1017/S0025315415002027>
- Gruvel, A., 1920. Cirripèdes. Résultats des Campagnes Scientifiques Accomplies sur son Yacht par Albert 1er. Prince Souverain de Monaco.
- Harmelin, J.-G., 1978. Sur quelques Cribrimorphes (Bryozoa, Cheilostomata) de l’Atlantique Oriental. Téthys 8, 173–192.
- Hayward, P.J., Ryland, J.S., 1990. The marine fauna of the British Isles and north-west Europe. Vol. 2. Molluscs to chordates.
- ICES, 2018. Report of the ICES Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO).

- ICES, 2016. Report of the ICES Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO). Olbia, Italy.
- ICES, 2011. Report of the Working Group on Introduction International Council for the Exploration of the Sea (WGITMO). Nantes, France. [https://doi.org/ICES\\_CM\\_2011/ACOM:29](https://doi.org/ICES_CM_2011/ACOM:29)
- Johnson, C.H., Winston, J.E., Woollacott, R.M., 2012. Western Atlantic introduction and persistence of the marine bryozoan *Tricellaria inopinata*. *Aquat. Invasions* 7, 295–303. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.3.001>
- Jullien, J., Calvet, L., 1903. Bryozoaires provenant des campagnes de l’Hirondelle, 1866-1888. Monaco.
- Larkum, A.W., 1960. Botany (Algae). Azores Expedition 1959. Final report. Explor. Board, Imp. Coll. Sci. Technol. London.
- Lenz, H.W.C., 1914. Die Dekapoden der Deutschen südpolar-expedition 1901-1903: Brachyuren und Macruren mit ausschluß der Sergestiden. G. Reimer.
- León-Cisneros, K., Tittley, I., Nogueira, E.M., Neto, A.I., 2012. The marine algal (seaweed) flora of the Azores: 4 further additions. *Arquipelago. Life Mar. Sci.* 29, 25–32. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.024>
- Longo, C., Mastrototaro, F., Corriero, G., 2007. Occurrence of *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea) in the Mediterranean Sea. *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 87, 1749–1755. <https://doi.org/10.1017/S0025315407057748>
- Levring, T. (1974). The marine algae of the archipelago of Madeira. *Boletim Do Museu Municipal de Funchal*, 28, 5–111
- Marchini, A., Costa, A.C., Ferrario, J., Micael, J., 2018. The global invader *Paracerceis sculpta* (Isopoda: Sphaeromatidae) has extended its range to the Azores Archipelago. *Mar. Biodivers.* 48, 1001–1007. <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0674-7>
- Marchini, A., Ferrario, J., Minchin, D., 2015. Marinas may act as hubs for the spread of the pseudo-indigenous bryozoan *Amathia verticillata* (Delle Chiaje, 1822) and its associates. *Sci. Mar.* 79, 355–365. <https://doi.org/10.3989/scimar.04238.03a>
- Martins, G.M., Cacabelos, E., Faria, J., Álvaro, N., Prestes, A.C.L., Neto, A.I., 2019. Patterns of distribution of the invasive alga *Asparagopsis armata* Harvey: a multi-scaled approach. *Aquat. Invasions* 14, In press.
- Micael, J., Jardim, N., Núñez, C., Occhipinti-Ambrogi, A., Costa, A.C., 2016. Some Bryozoa species recently introduced into the Azores: Reproductive strategies as a proxy for further spread. *Helgol. Mar. Res.* 70. <https://doi.org/10.1186/s10152-016-0458-7>
- Micael, J., Marina, J.G., Costa, A.C., Occhipinti-Ambrogi, A., 2014a. The non-indigenous *Schizoporella errata* (Bryozoa: Cheilostomatida) introduced into the Azores Archipelago. *Mar. Biodivers. Rec.* 7, 1–6. <https://doi.org/10.1017/S1755267214001298>
- Micael, J., Parente, M.I., Costa, A.C., 2014b. Tracking macroalgae introductions in North Atlantic oceanic islands. *Helgol. Mar. Res.* 68, 209–219. <https://doi.org/10.1007/s10152-014-0382-7>

- Micael, J., Tempera, F., Berning, B., López-fé, C.M., Occhipinti-ambrogi, A., Costa, A.C., 2017. Shallow-water bryozoans from the Azores (central North Atlantic): native vs. non-indigenous species, and a method to evaluate taxonomic uncertainty. *Mar. Biodivers.*
- Monniot, C., 1974. Ascidies littorales et bathyales récoltées au cours de la campagne Biaçores: Phlébobranches et Stolidobranches. *Bull. du Muséum Natl. d'Histoire Nat.* 3e ser 173, 1327–1352.
- Monniot, C., 1971. Quelques ascidies infralittorales de Sao Miguel. *Bull Mus Natn Hist nat* 2, 1200–1207.
- Monniot, C., Monniot, F., 1994. Additions to the inventory of eastern tropical Atlantic ascidians; arrival of cosmopolitan species. *Bull. Mar. Sci.* 54, 71–93.
- Morton, B., 1967. Malacological report. Chelsea Coll. Azores Exped. July-October 1965. Final Rep. 30–38.
- Morton, B., Britton, J.C., 2000. Origins of the Azorean Intertidal Biota: the Significance of Introduced Species, Survivors of Chance Events. *Arquipélago. Life Mar. Sci.* 2, 29–51.
- Morton, B., Britton, J.C., Martins, A.M.F., 1998. *Ecologia costeira dos Açores*. Sociedade Afonso Chaves, Ponta Delgada.
- Moss, D.L., 1992. A summary of the porifera collected during «expedition azores 1989». *Arch. Life Mar. Sci.* 10, 45–53. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Neto, A., 1989. Algas Marinhas do Litoral da Ilha da Graciosa. *Graciosa/88, Relatório Prelim.* 61–65.
- Neto, A.I., Azevedo, J.M.N., 1990. Contribuição para o estudo dos padrões de zonação litoral da Ilha das Flores, Relatório Preliminar.
- Neto, A.I., Baldwin, H.P., 1990. Flores/89, Relatório preliminar: Algas Marinhas do Litoral das Ilhas do Corvo e Flores.
- Nobre, A., 1930. Materiais para o estudo da fauna dos Açores.
- Nordsieck, F., 1969. Die europäischen Meeressmuscheln Bibalvia: Vom Eismeer bis Kapverden, Mittelmeer u. Schwarzes Meer. G. Fischer.
- Olenin, S., Alemany, F., Cardoso, A.C., Gollash, S., Gouletquer, P., Lehtiniemi, M., Mccollin, T., Minchin, D., Miossec, L., Occhipinti Ambrogi, A., Ojaveer, H., Rose Jensen, K., Stankiewicz, M., Wallentinus, I., Aleksandrov, B., 2010. MSFD Task Group 2 Report Non-indigenous species, JRC Scientific and Technical Reports. <https://doi.org/10.2788/87092>
- Parente, M.I., Gabriel, D., Micael, J., Botelho, A.Z., Ballesteros, E., Milla, D., dos Santos, R., Costa, A.C., 2018. First report of the invasive macroalga *Acrothamnion preissii* (Rhodophyta, Ceramiales) in the Atlantic Ocean. *Bot. Mar.* 61, 85–90. <https://doi.org/10.1515/bot-2017-0060>
- Piccone, A., 1889. Alghe della Crociera del alle Azzorre. *Nuovo G bot Ital Nuovo G bot Ital* 21, 171–214.

- Santos, M., Costa, P., Carmo, V., Gonçalves, J., Porteiro, F.M., Sequeira, R., Moita, M.T., 2013. Primeiro bloom de *Alexandrium minutum* detectado no Arquipélago dos Açores (Ilha de S. Jorge, NE do Atlântico) Sequeira e Ma Teresa. Poster 1–2. <https://doi.org/10.13140/2.1.4641.6961>
- Santos, M., Costa, P.R., Porteiro, F.M., Moita, M.T., 2014. First report of a massive bloom of *Alexandrium minutum* (Dinophyceae) in middle North Atlantic: A coastal lagoon in S. Jorge Island, Azores. *Toxicon* 90, 265–268. <https://doi.org/10.1016/J.TOXICON.2014.08.065>
- Schmidt, O.C., 1929. Beiträge zur Kenntnis der Meeresalgen der Azoren II. *Hedwigia* 69, 165–172.
- South, G.R., Tittley, I., 1986. A checklist and distributional index of the benthic marine algae of the North Atlantic Ocean, Huntsman Marine Laboratory and British Museum (Natural History). St. Andrews and London.
- Southward, A.J., 1998. New observations on barnacles (Crustacea: Cirripedia) of the Azores region. *Arquipélago - Life Mar. Sci.* 11–27.
- SRMCT, 2014. Estratégia Marinha para a Subdivisão Açores. Diretiva Estratégia Marinha.
- Tempera, F., Afonso, P., Morato, T., Prieto, R., Silva, M., Cruz, A., Gonçalves, J., Serrão Santos, R., 2001. Comunidades Biológicas dos Sítios de Interesse Comunitário do Canal Faial-Pico. Arquivos DOP. Series de Relatórios Internos.
- Tittley, I., da Silva Vaz Álvaro, N.M., de Melo Azevedo Neto, A.I., 2014. Preliminary observations on the benthic marine algae of the Gorringe seabank (northeast Atlantic Ocean). *Helgol. Mar. Res.* 68, 307–312. <https://doi.org/10.1007/s10152-014-0391-6>
- Tittley, I., Neto, A.I., 2005. The marine algal (seaweed) flora of the Azores: Additions and amendments. *Bot. Mar.* 48, 248–255. <https://doi.org/10.1515/BOT.2009.024>
- Tittley, I., Neto, A.I., 1994. «Expedition Azores 1989»: benthic marine algae (seaweeds) recorded from Faial and Pico. *Arch. Life Mar. Sci.* 12, 1–13.
- Tittley, I., Neto, A.I., Farnham, W.F., Parente, M.I., 2001. Additions to the marine algal (seaweed) flora of the Azores. *Bot. Mar.* 44, 215–220. <https://doi.org/10.1515/BOT.2001.028>
- Tittley, I., Neto, A.I., Parente, M.I., 2009. The marine algal (seaweed) flora of the Azores: additions and amendments 3. *Bot. Mar.* 52, 7–14.
- Torres, P., Costa, A.C., Dionísio, M.A., 2012. New alien barnacles in the Azores and some remarks on the invasive potential of *Balanidae*. *Helgol. Mar. Res.* 66, 513–522. <https://doi.org/10.1007/s10152-011-0287-7>
- Trelease, W., 1897. Botanical Observations on the Azores (8th annual Rep. Missouri Bot. Gard., 1897). 16. Hans B.
- Tsiamis, K., Palialexis, A., Stefanova, K., Gladan, Ž.N., Skejić, S., Despalatović, M., Cvitković, I., Dragičević, B., Dulčić, J., Vidjak, O., 2019. Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union’s Marine Strategy Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 429–435.

- Vaz-Pinto, F., Torrontegi, O., Prestes, A. C. L., Álvaro, N. V., Neto, A. I., & Martins, G.M. (2014). Invasion success and development of benthic assemblages: effect of timing, duration of submersion and substrate type. *Marine Environmental Research*, 94, 72–79. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.12.007>
- Van Soest, R.W.M., Beglinger, E.J., De Voogd, N.J., 2014. Mycale species (Porifera: Poecilosclerida) of Northwest Africa and the Macaronesian Islands. *Zool. Meded.* 88, 59–109.
- Verbruggen, H., De Clerck, O., N'Yeurt, A.D.R., Spalding, H., Vroom, P.S., 2006. Phylogeny and taxonomy of *Halimeda incrassata*, including descriptions of *H. kanaloana* and *H. heteromorpha* spp. nov. (Bryopsidales, Chlorophyta). *Eur. J. Phycol.* 41, 337–362. <https://doi.org/10.1080/09670260600709315>
- Wallenstein, F., 2011. Rocky Shore Macroalgae Communities of the Azores (Portugal) and the British Isles: a Comparison for the Development of Ecological Quality Assessment Tools. Heriot-Watt University.
- Wirtz, P., Martins, H.R., 1993. Invertebrates from the Azores, with a discussion of the Zoogeography of the Region. *Arquipelago. Life Mar. Sci.* 11, 55–63.
- Wisshak, M., Berning, B., Jakobsen, J., Freiwald, A., 2015. Temperate carbonate production: biodiversity of calcareous epiliths from intertidal to bathyal depths (Azores). *Mar. Biodivers.* 45, 87–112. <https://doi.org/10.1007/s12526-014-0231-6>
- Zibrowius, H., Bianchi, C.N., 1981. *Spirorbis marioni* et *Pileolaria berkeleyana*, Spirorbidae exotiques dans les ports de la Méditerranée nord-occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 27, 163–164.

### 3. DESCRITOR 5: EUTROFIZAÇÃO

*A eutrofização antropogénica é reduzida ao mínimo, sobretudo os seus efeitos negativos, designadamente as perdas na biodiversidade, a degradação do ecossistema, o desenvolvimento explosivo de algas perniciosas e a falta de oxigénio nas águas de profundidade.*

#### 3.1. Introdução

A Eutrofização conduz a um crescimento amplificado de plantas e algas, a alterações no equilíbrio dos organismos e da qualidade da água. Pode ainda conduzir a alterações na composição das espécies e provocar o seu deslocamento. Os problemas ambientais criados pela eutrofização conduzem à perda de biodiversidade aquática e a uma redução de serviços do ecossistema.

As águas marinhas europeias têm diferentes sensibilidades ao enriquecimento de nutrientes e à eutrofização de acordo com as suas características naturais, como a profundidade do oceano, as propriedades intrínsecas de mistura da água e as entradas de água doce em cada região marinha.

Os Açores são considerados uma região oligotrófica caracterizada por uma baixa concentração de nutrientes onde a luz não é um fator limitante e o crescimento do fitoplâncton marinho é limitado pelos nutrientes (Barcelos e Ramos *et al.*, 2017).

As informações constantes da avaliação inicial da Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM) para a subdivisão dos Açores (SRMCT, 2014) serviram de base para a análise de riscos e para avaliar a eutrofização, considerando que a avaliação combinou as informações relativas aos níveis de nutrientes e a uma série de efeitos primários e secundários ecologicamente relevantes, tendo em conta escalas temporais pertinentes. O enriquecimento em nutrientes das massas de água geralmente não provoca situações de eutrofização, a não ser em situações de cargas muito levadas, associadas a condições ambientais particulares. Este descritor procura identificar os efeitos diretos e indiretos do enriquecimento da água com nutrientes, por ação antropogénica, que tem consequências diretas na produtividade das massas de água, fomentando o desenvolvimento rápido de alguns tipos de algas, que podem ter consequências indiretas negativas nos ecossistemas através de produtos tóxicos que libertam associadas a condições de anoxia, geralmente em condições de temperaturas mais altas e baixa agitação da água. A avaliação inicial da DQEM em 2014 (1º ciclo de avaliação) considerou que as águas marinhas da subdivisão dos Açores atingiram o Bom Estado Ambiental (BEA) no que diz respeito à eutrofização antropogénica atribuindo-se, no entanto, um grau de confiança baixo, dada a falta de periodicidade de análises efetuadas. Utilizaram-se como fontes de informação documentos técnicos e científicos para a avaliação de três critérios, muitos dos quais relacionados com a Diretiva Quadro Água (DQA): (1) níveis de Nutrientes; (2) efeitos diretos do enriquecimento em nutrientes; (3) efeitos indiretos do enriquecimento em nutrientes (SRMCT, 2014). A avaliação do BEA foi efetuada com base no primeiro e terceiro indicadores, e considerando apenas a matriz biota, uma vez que a informação disponível para os sedimentos e as massas de água foi considerada insuficiente (SRMCT, 2014). No mesmo sentido foram apontadas as informações dos Relatórios de Estado do Ambiente dos Açores considerados no 1º ciclo de avaliação da DQEM,

estando estas indicações também em consonância com o relatório OSPAR (2010) que para o tema correspondente a este descritor indicava a situação na Região V (onde se situa a ZEE dos Açores) como praticamente a única região classificada como em estado favorável de entre todas as regiões analisadas. Foi concluído então que este descritor apesar de ter muitas lacunas de informação tinha a avaliação final de bom estado ambiental para a ZEE dos Açores, embora com grau de confiança baixo.

No 2º ciclo da DQEM, os dados e fontes de informação utilizados para elaborar o relatório de avaliação do estado ambiental relativo ao Descritor 5 basearam-se na literatura técnica disponibilizada pelas diferentes entidades oficiais, bem como na literatura científica, produzida pela academia, direta ou indiretamente relacionadas com o tema da eutrofização costeira no arquipélago dos Açores. Foi considerado que o BEA foi atingido para as águas marinhas da subdivisão dos Açores, com um grau de confiança baixo, com base numa avaliação qualitativa dos seguintes critérios e respetivos elementos, nomeadamente: D5C1 (concentração de azoto inorgânico dissolvido, o azoto total, fósforo inorgânico dissolvido e o fósforo total); D5C2 (Clorofila presente na coluna de água); D5C3 (Desenvolvimento explosivo de algas perniciosas (cianobactérias) na coluna de água; D5C4 (limite da zona fótica (transparência) da coluna de água; D5C5 (Oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água); D5C6 (Macroalgas oportunistas dos habitats bentónicos). Os critérios D5C7 (Comunidades de macrófitas dos habitats bentónicos) e D5C8 (Comunidades de macrofaunas dos habitats bentónicos) não foram avaliados no relatório do 2º ciclo de avaliação de avaliação da DQEM (MM, SRMCT, SRAAC, 2020).

No presente ciclo de avaliação procedeu-se novamente à avaliação deste descritor considerando que, de acordo com a Decisão da comissão (EU) 2017/848 de 17 de maio, a avaliação realizada no âmbito da Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, DQA, deve ser utilizada como base para a avaliação dos critérios indicados na Decisão (EU) 2017/848 de 17 de maio para o Descritor 5.

## 3.2. Metodologia e dados

### 3.2.1. Área de avaliação

A informação recolhida no âmbito de programas de monitorização, projetos ou iniciativas, e integrada na presente avaliação do Descritor 5 para a Subdivisão dos Açores, restringe-se à área marinha que inclui as águas marinhas nacionais até aos limites exteriores da ZEE subárea Açores, e faz parte da sub-região marinha da Macaronésia. Para avaliação deste descritor e no âmbito da Decisão (UE) 2017/848 de 17 de maio, as águas marinhas de cada região ou sub-região estão divididas em águas costeiras e águas oceânicas (fora das águas costeiras). Adicionalmente, é ainda referido que, em relação às águas costeiras, a escala de avaliação deverá ser a utilizada no âmbito do reporte à DQA e que para as águas oceânicas (fora das águas costeiras) deve ser utilizada a escala definida para a sub-região.

#### Delimitação das águas costeiras no âmbito da DQA

A DQA, transposta para direito nacional por meio da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, define



a região hidrográfica como a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica. Por intermédio do Decreto-Lei n.º 112/2002, de 17 de abril, que procedeu à subdivisão do território português em 10 Regiões Hidrográficas, foi formalmente criada a Região Hidrográfica dos Açores (RH9), que compreende todas as bacias hidrográficas das nove ilhas que compõem o arquipélago, incluindo as águas costeiras adjacentes, constituindo cada uma das 9 ilhas do arquipélago sub-bacias hidrográficas que constituem as sub-unidades de gestão da RH9. Nos termos estatuídos na alínea vv) do artigo 4.º da Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro, que aprova a Lei da Água, Lei nº58/2095 de 29 de dezembro, entende-se por Região Hidrográfica, “a área de terra e de mar constituída por uma ou mais bacias hidrográficas contíguas e pelas águas subterrâneas e costeiras que lhes estão associadas, constituindo-se como a principal unidade para a gestão das bacias hidrográficas”, ou seja, a região hidrográfica é a unidade principal de planeamento e gestão das águas, tendo por base a bacia hidrográfica, conforme refere o n.º 2 do artigo 3.º da Lei da Água. De acordo com a DQA, designam-se por águas costeiras “as águas de superfície localizadas entre terra e uma linha cujos pontos se encontram a uma distância de uma milha náutica (1 852m), na direção do mar, a partir do ponto mais próximo da linha de base de delimitação das águas territoriais, estendendo-se, quando aplicável, ao limite exterior das águas de transição”.

No âmbito da DQA, no 1º ciclo da sua implementação na RAA, foi publicado, em 2012, o 1º Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (PGRH Açores 2009-2015). A natureza de um PGRH, que se assumiu como uma ferramenta de gestão mais do que um documento por si só, determinou que a sua estrutura fosse igualmente adaptada à realidade insular da RH9, cujas unidades fundamentais de gestão são consideradas cada uma das ilhas pretendendo -se dotar a RAA de uma ferramenta que permita gerir os recursos hídricos de forma integrada e, em simultâneo, à escala de cada unidade de gestão, estruturando as diversas caracterizações, sínteses, cenários, objetivos e medidas também por ilha.

Para análise e avaliação do estado ecológico das massas de água costeiras da RH9, no âmbito do 1º Ciclo de avaliação da DQA, e como descrito no PGRH 2009-2015, foram consideradas 27 massas de água costeiras delimitadas para a Região Hidrográfica dos Açores sendo as mesmas classificadas de acordo com os fatores obrigatórios de Eco-Região, salinidade e profundidade e identificadas como pertencentes à Eco-Região do Atlântico Norte e como Eucalinas, classe cujos valores de salinidade se encontram entre 30 e 40‰, em toda a gama de profundidades. As três categorias de profundidade (pouco profundas, intermédias e profundas) ficaram representadas em todas as ilhas e foram propostas, tendo por base o trabalho de Azevedo (2005) de acordo com a variação da profundidade média. Três das massas de água costeiras profundas delimitadas são comuns a mais do que uma ilha, como é o caso da massa de água costeira profunda do grupo Oriental que está associada a Santa Maria e São Miguel, a massa de água costeira profunda do Triângulo, partilhada pelas ilhas São Jorge, Pico e Faial e a massa de água costeira profunda do grupo Ocidental, comum às ilhas Flores e Corvo (Tabela 3.1; Figura 3.1). Na Figura 3.1 está ainda representada a área total de avaliação das águas marinhas da subdivisão dos Açores incluindo assim as águas costeiras e oceânicas (para além das águas costeiras) que totalizam a área de avaliação da subdivisão dos Açores. O âmbito de aplicação do Plano de Gestão da Região Hidrográfica Açores 2022 -2027, com correspondência com este ciclo de avaliação da DQEM, é o



território da Região Autónoma dos Açores, que corresponde à Região Hidrográfica dos Açores, estabelecida no Decreto Legislativo Regional n.º 8/2023/A de 27 de fevereiro, e que compreende todas as bacias hidrográficas das nove ilhas que compõem o arquipélago, incluindo águas costeiras adjacentes.

Tabela 3.1. Massas de águas costeiras da RH9 (Açores) consideradas no âmbito da DQA.

Ilha	<i>Massas de água superficiais Costeiras delimitadas para a sub-região dos Açores no âmbito da DQA</i>			
	<i>Pouco Profundas</i>	<i>Intermédias</i>	<i>Profundas</i>	<i>Total</i>
<i>Santa Maria</i>	09SMACPP1	09SMACI1	-	2
<i>São Miguel</i>	09SMGCPP1 09SMGCPP2 09SMGCPP3 09SMGCPP4	09SMGCI1	-	5
<i>Grupo Oriental</i>	-	-	09ORICP1	1
<i>Terceira</i>	09TERCPP1 09TERCPP2	09TERCI1	09TERCP1	4
<i>Graciosa</i>	09GRACPP1	09GRACI1	09GRACP1	3
<i>São Jorge</i>	09SJOCPP1	09SJOCI1	-	2
<i>Pico</i>	09PICCPP1	09PICCI1	-	2
<i>Faial</i>	09FAICPP1	09FAICP1		2
<i>Triângulo</i>	-	-	09TRICP1	1
<i>Flores</i>	09FLOCPP1	09FLOCI1	-	2
<i>Corvo</i>	09CORCPP1	09CORCI1	-	2
<i>Corvo e Flores</i>	-	-	09OCICP1	1
<i>Total</i>	13	9	5	27

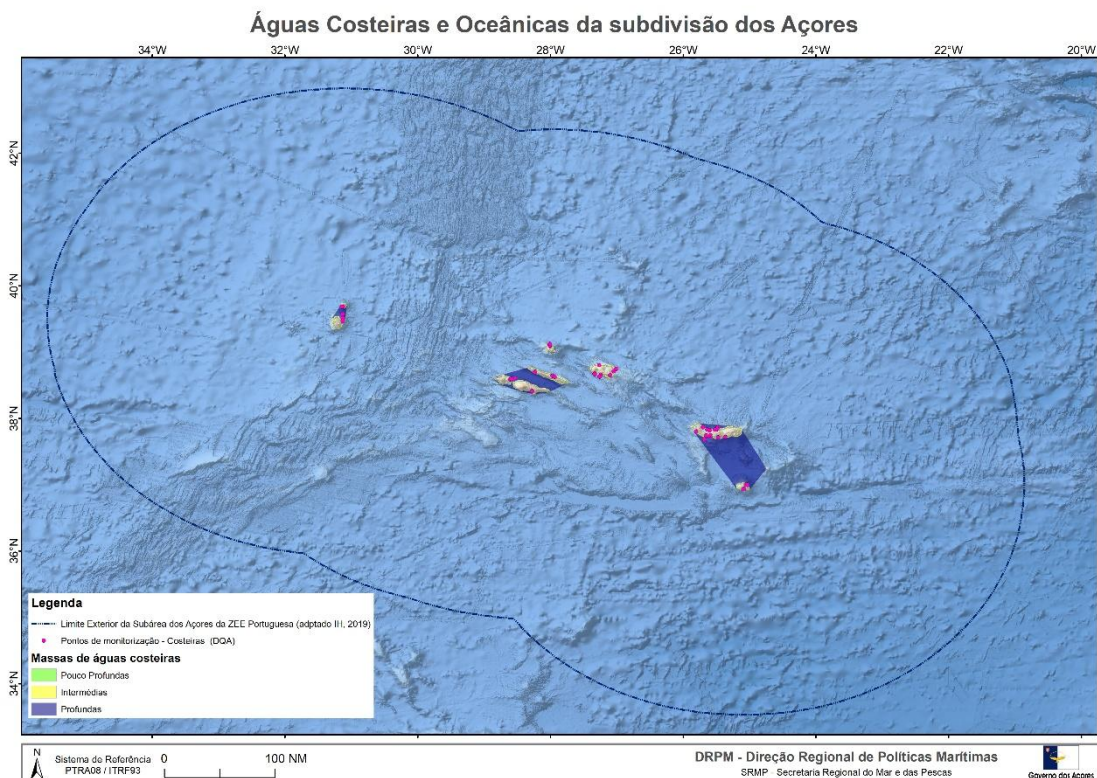


Figura 3.1. Área de avaliação da subdivisão dos Açores: pontos de monitorização das massas de água costeiras delimitadas no âmbito da DQA e águas oceânicas (fora das águas costeiras).

### 3.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão foram definidos 7 critérios para a determinação do BEA do Descritor 5, que se encontram divididos em primários e secundários, sendo que os Critérios secundários associados a cada descritor, de acordo com o artigo 3º, alínea 2), são utilizados para completar um critério primário, ou quando o ambiente marinho esteja em risco de não conseguir atingir ou manter um bom estado ambiental em relação a esse critério específico. Na Tabela 3.2, inclui os vários Critérios definidos pela Decisão (UE) 2017/848.

Tabela 3.2. Critérios e respetivos elementos e unidades de medida para avaliação do D5 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios
Nutrientes presentes na coluna de água: azoto inorgânico dissolvido, azoto total, fósforo inorgânico dissolvido, fósforo total <sup>1</sup>	<b>D5C1 – Primário</b> As concentrações de nutrientes não atingem níveis que indiquem efeitos de negativos resultantes da eutrofização. <b>Unidades de medida: µmol/l</b>
Clorofila presente na coluna de água	<b>D5C2 – Primário</b> As concentrações de clorofila não atingem níveis que indiquem efeitos negativos resultantes do enriquecimento em nutrientes.

<sup>1</sup> Nas águas costeiras, de acordo com a Diretiva 2000/60/CE. Fora das águas costeiras, os EM podem decidir a nível regional ou sub-regional, não utilizar um ou mais destes nutrientes.

Elementos dos critérios	Critérios
	<b>Unidades de medida: µg/l</b>
Oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água	<b>D5C5 – Primário</b> A concentração de oxigénio dissolvido não se encontra reduzida, devido ao enriquecimento em nutrientes, para níveis que indiquem efeitos negativos sobre os habitats bentónicos (nomeadamente sobre os biota e as espécies móveis a estes associados) ou outros efeitos da eutrofização. <b>Unidades de medida: mg/l</b>
Desenvolvimento explosivo de algas perniciosas (por exemplo cianobactérias) na coluna de água	<b>D5C3 – Secundário</b> O número, a extensão espacial e a duração dos eventos de desenvolvimento explosivo de algas perniciosas não atingem níveis que indiquem efeitos negativos resultantes do enriquecimento em nutrientes. <b>Unidades de medida: n.º de eventos, n.º de dias de duração, extensão (km²) por ano</b>
Limite da zona fótica (transparência) da coluna de água	<b>D5C4 – Secundário</b> O limite da zona fótica (transparência) da coluna de água não é reduzido (devido ao aumento das algas em suspensão) para um nível que indique efeitos negativos de um enriquecimento em nutrientes. <b>Unidades de medida: m</b>
Macroalgas oportunistas dos habitats bentónicos	<b>D5C6 – Secundário</b> A abundância de macroalgas oportunistas não atinge níveis que indiquem a existência de efeitos negativos de um enriquecimento em nutrientes. <b>Unidades de medida: km² e % da zona de avaliação</b>
Comunidades de macrófitas (algas e prados marinhos perenes tais como algas fucóides, zosteras e posidónias) dos habitats bentónicos	<b>D5C7 – Secundário</b> A composição das espécies e a abundância relativa ou a distribuição em profundidade das comunidades de macrófitas atingem valores que indicam a inexistência de efeitos negativos decorrentes de um enriquecimento em nutrientes, nomeadamente através de uma diminuição da transparência das águas. <b>Unidades de medida: km² e % da zona de avaliação</b>
Comunidades de macrofauna dos habitats bentónicos	<b>D5C8 – Secundário</b> A composição das espécies e a abundância relativa das comunidades de macrofauna atingem valores que indicam a inexistência de efeitos negativos resultantes de um enriquecimento em nutrientes e em matéria orgânica. <b>Unidades de medida: km² e % da zona de avaliação</b>

### Período de avaliação

O período de avaliação do BEA do 3º Ciclo de Implementação decorre entre 2018 - 2024 (presente relatório) e irá considerar os dados referentes ao período entre 2016 - 2021 de acordo com a recomendação da Comissão Europeia (European Commission, 2022).

### Critérios selecionados para a avaliação

De acordo com as fontes de informação elegíveis e disponíveis neste ciclo de avaliação (período de avaliação 2016-2021) foram incluídos os Critérios primários D5C1, D5C2 e D5C5 para as águas costeiras (Tabela 3.3) utilizando a informação derivada do reporte à DQA do ciclo correspondente.

Para a avaliação do BEA das águas oceânicas da subdivisão dos Açores foi considerado o Critério D5C2- P de forma a complementar a avaliação disponível para as águas costeiras.

**Tabela 3.3.** Critérios considerados no 3º ciclo de avaliação da DQEM para as águas marinhas da subdivisão dos Açores para avaliação do BEA nas águas costeiras e águas oceânicas da subdivisão dos Açores.

Área de avaliação	Critérios
<u>Águas Costeiras</u>	<u>D5C1, D5C2, D5C5</u>
<u>Águas Oceânicas</u>	<u>D5C2</u>

### Metodologias de avaliação/ Normas metodológicas

#### Águas costeiras

O 1.º ciclo de planeamento da DQA (2009-2015) desenvolvido na RH9 correspondeu ao Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (PGRH -Açores), publicado pela Resolução do Conselho do Governo n.º 24/2013, de 27 de março, e o 2.º ciclo (PGRH -Açores 2016 -2021) foi publicado pelo Decreto Legislativo Regional n.º 1 -A/2017/A, de 6 de fevereiro, tendo sido iniciado, em 2020, o processo de elaboração do PGRH -Açores 2022 -2027.

O PGRH -Açores 2022 -2027, já publicado pelo Decreto Legislativo Regional n.º 8/2023/A de 27 de fevereiro, e à semelhança do 2.º ciclo do PGRH -Açores, assenta na atualização e revisões necessárias para determinar a relação entre a identificação de pressões, a avaliação do estado das massas de água, incluindo a massas costeiras adjacentes, e a elaboração de programas de medidas que permitam mitigar o impacte das pressões, apresentando como pilar dessa relação o cumprimento dos objetivos ambientais consignados na DQA, a nível comunitário, e pela Lei da Água no contexto do direito interno Português.

Nas áreas oceânicas existe baixo risco de eutrofização sendo adequada uma monitorização reduzida conforme as diretrizes do *Coordinated Environmental Monitoring Programme* (CEMP) (OSPAR, 2016). Para a avaliação do estado ambiental das águas oceânicas da subdivisão dos Açores foi considerada ainda a informação já reportada no 2º Ciclo da DQEM (MM, SRMCT, SRAAC, 2020).

#### *Parâmetros de monitorização das águas costeiras*

No âmbito da DQA, o 1º ciclo de monitorização de vigilância das massas de água costeiras da RH9

abrangeu a monitorização das massas de água costeiras de 3 das 9 ilhas do Arquipélago dos Açores no período entre julho de 2008 e julho de 2009 e abrangeu a monitorização das massas de água costeiras das restantes 6 ilhas do Arquipélago dos Açores no período entre dezembro de 2010 e fevereiro de 2012. A rede de monitorização iniciou-se assim em 2008 para as águas costeiras nas ilhas de Santa Maria, São Miguel e Terceira e para as águas de transição na ilha de São Jorge. Posteriormente em 2011 foi alargada às massas de água costeiras ilhas do Pico, Faial, Graciosa, São Jorge, Flores e Corvo. A monitorização de parâmetros de qualidade biológica e físico-química incluiu os parâmetros de monitorização de acordo com o descrito na DQA e nos relatórios de monitorização de Neto *et al.*, 2009b, 2009b e Costa *et al.*, 2012. Na presente avaliação da DQEM, e considerando a avaliação realizada no âmbito do último ciclo de avaliação da DQA para as águas costeiras dos Açores, foram considerados os parâmetros indicados na tabela 3.4. de acordo com o Programa de Monitorização de Vigilância para a avaliação do estado das massas de água costeiras do 2º e 3º ciclo do PGRH-Açores.

**Tabela 3.4.** Parâmetros considerados nas massas de água costeiras da subdivisão dos Açores no âmbito da DQA (monitorização de vigilância no âmbito da DQA) e incluídos para avaliação do Descritor 5 - 3ºCiclo da DQEM.

Critério	Parâmetro	Período	Frequência	Limiares
D5C1 – P	Concentração de Nutrientes: Nitratos, Nitritos, Amónia, Fosfatos e Silicatos ( $\mu\text{M/L}$ )	2008-2012	Anual descontínua	Consulta a peritos
D5C2 – P	Concentração de Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )	2008-2012	Anual descontínua	Consulta a peritos
D5C5 – P	Concentração de Oxigénio dissolvido ( $\text{mg/L}$ ; % saturação)	2008-2012	Anual descontínua	Consulta a peritos

As recolhas e análises físico-químicas assim como as dos restantes parâmetros monitorizados nas águas costeiras da RH9 descritas nos relatórios de monitorização considerados no 1º ciclo da DQA (PGRH 2009-2015; Neto *et al.* 2009a, 2009b; Costa *et al.* 2012) executaram-se em conformidade com as normas comunitárias consubstanciadas na Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), transposta pela Lei.º58/2005, de 29 de Dezembro, e pelo Decreto-Lei n.º77/2006, de 30 de Março, a fim de se obterem dados dos elementos químicos e físico-químicos.

De acordo com a DQA, a monitorização de vigilância cumpre o objetivo de avaliar continuamente o estado das massas de água (incluindo as águas costeiras adjacentes). A monitorização de vigilância deve ser efetuada considerando um número de massas de água suficiente para fornecer uma avaliação coerente do estado da globalidade das massas de água, sendo que, em qualquer caso, será adequado utilizar uma subamostragem estatisticamente representativa para posterior extrapolação. Neste âmbito, de acordo com a DQA, e considerando o contexto específico da RH9 para águas superficiais costeiras e de transição, a monitorização deve ser estabelecida em pontos onde o volume de água presente seja significativo, tendo em conta o contexto específico de cada ilha da RH9. Em cada ponto de amostragem, conforme decorre do normativo legal, a monitorização deve ser realizada considerando parâmetros indicativos dos elementos de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química geral. A monitorização de vigilância deve decorrer durante o período mínimo de um ano, ao longo do período de vigência de cada PGRH.

Não obstante, se o exercício de monitorização de vigilância do PGRH anterior tiver demonstrado que a massa de água em questão atingiu um estado classificado de “bom” e a análise do impacto das pressões antropogénicas não tiver revelado qualquer alteração dos impactos sobre a massa de água, a monitorização de vigilância deve ser efetuada uma única vez, durante a vigência de 3 PGRH consecutivos.

Considerando a avaliação das águas costeiras reportada no âmbito da DQA, e na ausência de dados quantitativos provenientes de uma monitorização operacional ou de investigação, a avaliação do estado ambiental das águas costeiras no âmbito da DQEM é baseado na monitorização de vigilância incluída na avaliação da DQA correspondente ao 3º Ciclo de avaliação (PGRH 2022-2027), que inclui a avaliação de pressões e impactos nas águas costeiras como parte integrante da sua avaliação. Salvaguarda-se, no entanto, e como indicado no PGRH 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021), a importância e necessidade da atualização e manutenção da frequência do programa de monitorização da eutrofização das águas costeiras de forma a obter resultados fiáveis, pelo que o seu planeamento e frequência devem ser adaptados, conforme o levantamento de necessidades especificadas para a RH9 (Açores), ao longo da implementação dos planos.

#### *Critérios de avaliação para as águas costeiras*

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os critérios e os elementos dos critérios para as águas costeiras devem ser selecionados de acordo com os requisitos da DQA e para a avaliação de cada critério deve ser utilizada a avaliação realizada no âmbito da DQA e do PGRH vigente para a região hidrográfica dos Açores. Para as águas oceânicas (para além das águas costeiras), é referido que os critérios e elementos a avaliar devem ser acordados a nível regional ou nacional.

#### Critério (Primário) D5C1-P

<i>As concentrações de nutrientes não atingem níveis que indiquem efeitos negativos resultantes da eutrofização.</i>	
<b>Parâmetros</b>	Nutrientes presentes na coluna de água: azoto inorgânico dissolvido (DIN), azoto total, fósforo inorgânico dissolvido (DIP), fósforo total. Cargas pontuais e difusas de azoto e fósforo
<b>Unidades de medida</b>	Nutrientes: mg/L; Cargas: kg N/dia.km <sup>2</sup>
<b>Área de avaliação</b>	Subdivisão Açores (águas costeiras)
<b>Limiares aplicáveis</b>	De acordo com os definidos no PGRH 2009-2015; Borja <i>et al.</i> 2005

Para a aplicação do critério D5C1 (critério primário), nas águas costeiras, é reportada a concentração de nutrientes de acordo com o reporte no âmbito da Diretiva 2000/60/CE (DQA). Para as águas oceânicas não existem dados de monitorização da concentração de nutrientes na



coluna de água disponíveis para o período de avaliação 2016-2021.

#### *Input de cargas de nutrientes nas águas costeiras da subdivisão dos Açores*

De acordo com o descrito no PGRH-Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021), não existe praticamente nenhum método para a avaliação de pressões para as massas de água costeiras. Deste modo, partindo de um catálogo de pressões, foram identificadas e caracterizadas as pressões existentes para cada uma das águas costeiras adjacentes às ilhas açorianas, independentemente do significado das diferentes pressões. Na metodologia utilizada e proposta no PGRH 2022-2027 Açores, na análise por ilha (Volume 1 a Volume 9) (SRAAC, DROTRH, 2021), e adaptada de Borja *et al.*, 2005, foi utilizada a aproximação DPSIR (*Driver, Pressure, State, Impact, Response*), para avaliar o risco de as massas de água costeiras e de transição da RAA não atingirem o Bom estado ecológico. Esta metodologia apresenta duas fases distintas: uma relacionada com a identificação das principais forças motrizes e uma segunda onde se identificam e quantificam as principais pressões relevantes. A identificação das principais forças motrizes (ou *Driving Forces* na terminologia DPSIR), que se definem como qualquer intervenção humana que produza um efeito ambiental, baseou-se na análise de diversos trabalhos e na experiência e no conhecimento da região. Na segunda fase da referida metodologia, foi definido um conjunto de pressões, consideradas relevantes, e que poderão causar os principais impactes nesta região insular. Uma vez selecionadas as pressões relevantes, foi necessário classificá-las em significativas ou não significativas. Assim, foram estabelecidos quatro níveis para as pressões relevantes (Elevada, Moderada, Baixa, Ausente). Estes níveis tendem a considerar a magnitude da pressão e a sensibilidade do meio, daqui decorrendo que a valorização da pressão de uma massa de água será significativa ou não significativa se ocorrerem sobre o meio as pressões consideradas. O valor da pressão média global foi calculado com base na atribuição de um valor a cada nível de pressão (Elevada – 6, Moderada – 4, Baixa – 2, Ausente – 0). Com base no valor médio obtido, foi classificado o estado e a pressão: Ausente, se o valor se situar entre 0-1; Baixo, se o valor se situar entre 1-3; Moderado, se o valor se situar entre 3-5; Elevado, se o valor for > 5. Com base nesta classificação, foi definido o estado de pressão:

- Pressão alta (significativa): Existe uma elevada probabilidade de produzir impacte sobre a massa de água;
- Pressão moderada (significativa): Existe uma certa probabilidade de produzir impacte sobre a massa de água;
- Pressão baixa (não significativa): Existe uma elevada probabilidade de não produzir impacte sobre a massa de água;
- Pressão Ausente (não significativa): Não é produzido impacte sobre a massa de água.

Assim, se o valor obtido foi inferior ou igual a 3, a pressão global sobre o meio não terá significado, considerando-se o mesmo estado para o caso de não existirem dados. Seguindo o mesmo princípio, se o valor foi superior a 3, a pressão global sobre o meio será significativa.

Após a identificação e caracterização das pressões associadas à qualidade das águas costeiras, foram estabelecidos grupos de pressões relevantes entre os quais se incluiu a pressão originada

pelos nutrientes em que se relacionou a avaliação das características de mistura, que proporciona a diluição potencial da massa de água em conjunto com a taxa de regeneração ou dinâmica marítima, para as águas costeiras e águas marítimas, respetivamente. Este parâmetro foi utilizado com o objetivo de proporcionar uma medida da sensibilidade da massa de água aos inputs de nutrientes. Consequentemente, a comparação da carga total de nutrientes com a sensibilidade e o nível de pressão foram efetuados. Esta análise pretendeu determinar o efeito potencial da entrada de cargas elevadas de nutrientes nas massas de água, em particular o da eutrofização. A pressão dos nutrientes foi quantificada a partir das estimativas das cargas domésticas, industriais e da agropecuária geradas, entre outros setores relevantes, que podem atingir as águas costeiras através das linhas de água ou por descargas diretas. A análise por ilha consta dos documentos específicos de caracterização e na tabela 3.6, que consta nos Volumes de 1 a 9 da Parte 2 do PGRH 2022-2027 (DROTRH, SRAAC, 2021), onde é apresentada a determinação do nível de pressão que é exercido pela descarga de nutrientes nas águas costeiras e de transição dos Açores.

Características de mistura	Diluição potencial	Taxa de Renovação (t)*		
		Alta (horas)	Moderada (dias)	Baixa (semanas)
Mistura Total	Alta	Baixa S	Baixa S	Moderada S
Mistura Parcial	Moderada	Baixa S	Moderada S	Alta S
Estratificação permanente	Baixa	Moderada S	Alta S	Alta S
Carga de CBO <sub>5</sub>		Sensibilidade		
		Baixa	Moderado	Alto
Ausente		Sem P	Sem P	Baixa P
Baixa		Baixa P	Baixa P	Moderada P
Moderada		Baixa P	Moderada P	Moderada P
Alta		Moderada P	Alta P	Alta P
Carga de Azoto		Sensibilidade		
		Baixa	Moderado	Alto
Ausente	<100 kg N/dia km <sup>2</sup>	Sem P	Sem P	Baixa P
Baixa	100-200 kg N/dia km <sup>2</sup>	Baixa P	Baixa P	Moderada P
Moderada	200-300 kg N/dia km <sup>2</sup>	Baixa P	Moderada P	Moderada P
Alta	>300 kg N/dia km <sup>2</sup>	Moderada P	Alta P	Alta P

\*Associada à dinâmica costeira, tendo em consideração as características de agitação marítima, correntes e maré.

**Figura 3.2.** Determinação do nível de pressão pela carga de nutrientes em águas costeiras e de transição, produzido pelas descargas de nutrientes. Modificado de Borja *et al.* 2005. S – Sensibilidade; P- Pressão (adaptado de SRAAC, DROTRH, 2021).

Para aferir a pressão relevante das cargas orgânicas foi efetuada uma análise, tendo em consideração duas aproximações: uma relativa à carga total de Azoto pela área total de cada ilha (kg N/dia.km<sup>2</sup>), resultante da soma da carga de todas as bacias hidrográficas, e uma segunda considerando essa mesma carga distribuída pelo perímetro de cada ilha, assumindo uma distribuição uniforme da carga para toda a ilha.



Critério (Primário) D5C2-P

As concentrações de clorofila não atingem níveis que indiquem efeitos negativos resultantes do enriquecimento em nutrientes.	
<b>Parâmetros</b>	Clorofila presente na coluna de água Clorofila _a satélite
<b>Unidades de medida</b>	µg/l
<b>Área de avaliação</b>	Subdivisão Açores
<b>Limiares aplicáveis</b>	De acordo com os definidos no âmbito da DQA para a RH9 (águas costeiras); Até 50 % de incremento em relação ao valor de referência (águas costeiras + oceânicas)

As concentrações de clorofila na massa de água tendem a acompanhar a disponibilidade de nutrientes. De um modo geral, os padrões de distribuição de clorofila a nos Açores são complexos, relacionando-se com as características das correntes marinhas que circulam na região (Martins *et al.*, 2004; SRCT, 2014).

Em relação ao reporte do critério D5C2 (critério primário), concentração da clorofila na coluna de água para as águas costeiras é reportada de acordo com a avaliação efetuada no âmbito da Diretiva 2000/60/CE (DQA).

Clorofila a satélite

Foram utilizados dados de satélite referentes à concentração de Clorofila\_a. Os dados de concentração de clorofila\_a satélite para as águas da subdivisão dos Açores foram extraídos a partir dos dados mensais de imagens de satélite com resolução de 1km<sup>2</sup>. Foi efetuada uma limitação geográfica dos dados pelos paralelos 33,3º N e 43,5º N e pelos meridianos -20º W e -36º W de forma a incluir a subdivisão dos Açores. O valor limite foi considerado como sendo 50% superior ao valor de referência (OSPAR, 2022). Considera-se assim que o valor de clorofila satélite é elevado se for 50% superior ao valor de referência. Note-se que os valores de referência reportados no âmbito deste ciclo de avaliação são apenas para a clorofila\_a satélite. Os valores de referência e os valores limites foram determinados utilizando o percentil 90 em virtude de ser o parâmetro estatístico que melhor descreve uma distribuição dos dados.

<sup>2</sup> Disponíveis em

[https://data.marine.copernicus.eu/product/OCEANCOLOUR\\_ATL\\_BGC\\_L3\\_MY\\_009\\_113/description](https://data.marine.copernicus.eu/product/OCEANCOLOUR_ATL_BGC_L3_MY_009_113/description).

Critério (Primário) D5C5-P

A concentração de oxigénio dissolvido não se encontra reduzida, devido ao enriquecimento em nutrientes, para níveis que indiquem efeitos negativos sobre os habitats bentónicos ou outros efeitos da eutrofização.	
Parâmetros	Oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água
Unidades de medida	mg/L
Área de avaliação	Subdivisão dos Açores (costeiras)
Limiares aplicáveis	De acordo com os definidos no âmbito da DQA para a RH9 (águas costeiras);

Em relação ao reporte do critério D5C2 (critério primário) para as águas costeiras, é reportada a concentração de oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água de acordo com o reporte realizado no âmbito da Diretiva 2000/60/CE (DQA).

Em relação aos critérios de fundo (D5C5-P, D5C6-S, D5C7-S, D5C8-S) para as águas oceânicas foi considerado que a aplicação destes critérios não tem significado num contexto de avaliação da eutrofização (OSPAR, 2022) para a subdivisão dos Açores, pelo que a sua não utilização está prevista na alínea 1) do artigo 3º da Decisão (UE) 2017/848 considerando que as plataformas insulares são muito estreitas e de fundos baixos, estando rodeadas por vertentes inclinadas, de tal modo que a isóbata dos 200 m ocorre a distâncias da costa entre 1 e 10 km (IH, 2000). Adicionalmente, a ZEE dos Açores tem uma profundidade média de 3000 m e uma extensa área abissal, sendo que sensivelmente 97,5% da ZEE dos Açores tem profundidades superiores a 1000 m. As áreas marinhas com profundidades até 600 m representam menos de 1 % da ZEE dos Açores e encontram-se dispersas pela planície abissal separadas por zonas de profundidade entre 1000 a 5800 m. Adicionalmente, apenas 6% da ZEE dos Açores compreende profundidades entre 1000 e 1500 m (e.g. Martins, 1986; Morato *et al.*, 2008; GRA, 2012). Assim sendo este critério apenas foi considerado para avaliação nas águas costeiras da subdivisão dos Açores.

### 3.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

No presente ciclo, para o período de 2016-2021, a avaliação deste descritor, foi efetuada com base na avaliação efetuada no âmbito da DQA para as águas costeiras conforme descrito e detalhado no PGRH 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021) e nos dados/publicações disponíveis para águas marinhas dos Açores (águas costeiras e oceânicas) muitos dos quais já foram incluídos no relatório de avaliação do 2ºCiclo da DQEM.

## 3.3. Resultados

### 3.3.1. Avaliação ambiental e ecológica das águas costeiras e de transição

As campanhas de monitorização das águas costeiras na RAA realizadas de acordo com o estipulado no Anexo V da DQA, apresentaram resultados que indicam que as massas de água costeiras apresentam excelente qualidade ecológica, de acordo com as campanhas realizadas por

Neto *et al.*, 2009a, 2009b e Costa *et al.* 2012 e de acordo com a monitorização de vigilância referida no Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (PGRH 2022-2027) e no âmbito do reporte do 3º Ciclo da DQA. Adicionalmente, a qualidade das águas balneares identificadas costeiras dos Açores tem vindo a aumentar e em 2019 foi maioritariamente classificada como "Excelente". Também é crescente número de zonas balneares distinguidas no âmbito dos programas Bandeira Azul.

Devido à elevada heterogeneidade e variabilidade natural dos ecossistemas marinhos foi sugerido nos relatórios de monitorização que, com o objetivo de reduzir a variabilidade natural nos resultados que a monitorização das águas costeiras seja intensificada em determinados períodos sazonais, como por exemplo outono/inverno, nomeadamente os elementos de qualidade físico-química. Este facto está relacionado com a precipitação significativa que ocorre durante este período, transportando de forma mais significativa cargas orgânicas resultantes das atividades agrícolas e pecuárias, assim como elevadas quantidades de sólidos suspensos.

#### D5C1- P – Nutrientes presentes na coluna de água

Os valores da concentração de nutrientes (Azoto e Fósforo) provenientes da monitorização de vigilância, ainda vigente, das águas costeiras obtidos realizada no âmbito da DQA foram reportados no relatório de avaliação inicial da DQEM (SRMCT, 2014) Neste mesmo âmbito, e na ausência de novos dados quantitativos decorrentes de monitorizações operacionais ou de investigação, a avaliação e as condições relativas aos nutrientes como descritos no PGRH 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021) para a região dos Açores e o estado de qualidade ecológica das águas costeiras foi complementado pela análise/avaliação de pressões significativas, sendo que a análise das pressões incluiu a análise de cargas e inputs de nutrientes nas águas costeiras, realizado neste ciclo de avaliação, para as massas de água costeiras.

##### Pressão dos nutrientes sobre o meio marinho

As fontes mais comuns de nutrientes no meio marinho são os efluentes domésticos, as escorrências agrícolas provenientes de práticas agropecuárias intensivas e efluentes industriais das unidades de processamento alimentar. As águas de transição e costeiras do arquipélago do Açores, de acordo com o PGRH 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021), apresentam um conjunto de particularidades, que conduzem a uma identificação das pressões nestas massas de água única no planeamento de recursos hídricos no panorama português. Dessas particularidades destacam-se: o facto de serem massas de água adjacentes a ilhas, a formação geológica a estas associadas, a própria dimensão das ilhas, a inexistência de plataforma continental associada a cada ilha, a sua localização geográfica, especificidades ecológicas e ecossistémicas únicas, a delimitação anelar das massas de água costeiras. Para Região Autónoma dos Açores, os estudos disponíveis, relacionados com a qualidade marinha, são reduzidos. Deste modo, acresce a dificuldade de quantificar, de forma precisa, as pressões existentes nesta região.

A elevada exposição das costas das diversas ilhas do Arquipélago, consequência da sua posição oceânica e grande distância entre elas, bem como a natureza oligotrófica das suas massas de água apresentam-se como vantagens à dispersão de nutrientes e poluentes, o que por si só

diminui o risco de eutrofização. Porém em zonas protegidas, como baías, portos e marinas, o risco de eutrofização e ocorrência de *blooms* algais potencialmente tóxicos, torna-se maior.

No relatório do 3º ciclo do PGRH Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021) estão identificados e são avaliados os impactes das cargas de nutrientes associados a:

- Agricultura/floresta e Agropecuária (poluição difusa);
- Outras pressões (escorrências de zonas urbanas, lixeiras a céu aberto, limpeza de fossas, operações associadas a atividades marítimas) – poluição tóxica.

#### Poluição difusa

A poluição difusa é causada pela escorrência e infiltração no solo da precipitação, resultando no arrastamento de poluentes naturais e antropogénicos pelo escoamento superficial, até às massas de água de rios, lagos, transição, costeiras e subterrâneas. No âmbito geográfico em que a subdivisão dos Açores se encontra, uma parte significativa tem como output final as massas de água costeiras que rodeiam as ilhas. Assim, neste âmbito, podem incluir-se os excessos de fertilizantes e fitofarmacêuticos dos terrenos afetos à pastagem e agricultura, óleos, gorduras, substâncias tóxicas, erosão do solo dos terrenos agrícolas e floresta, materiais sedimentares das áreas urbanas, erosão das margens das linhas de água e movimentos de massas em eventos extremos de precipitação. De um modo geral as cargas poluentes difusas ocorrem em períodos de tempo intermitentes estando relacionados com a ocorrência de eventos meteorológicos. A intensidade está intimamente ligada com a intensidade e duração do evento de precipitação, sendo o uso do solo um fator determinante nas características deste tipo de poluição. A poluição difusa é caracterizada por ocorrer sobre áreas extensas, transportada por escorrimento superficial ou dispersão aérea, entrando no meio recetor de forma difusa e intermitente. A poluição difusa resultante, sobretudo, da atividade agropecuária, assume grande significado como fonte de contaminação dos recursos hídricos (águas interiores e costeiras). Por serem dispersas, irregulares e sem uma localização específica, as descargas não pontuais são de difícil controlo, especialmente numa Região onde o modelo agrícola assenta na bovinicultura.

As cargas decorrentes da aplicação de fertilizantes devem também ser consideradas. Os fertilizantes, aplicados em excesso relativamente à capacidade de absorção das plantas e do solo, muitas vezes em épocas do ano não aconselhadas, constituem um risco de contaminação dos recursos hídricos, atingindo inevitavelmente as zonas costeiras. Dada a grande importância que a poluição difusa tem, pela presença vincada de grandes áreas de pastagem em quase todas as ilhas, potenciadoras de impactes negativos que se fazem sentir nas ribeiras e lagoas de algumas ilhas, torna-se imprescindível referir a eutrofização. Embora possa ocorrer em zonas costeiras, o forte hidrodinamismo marinho reduz significativamente a sua ocorrência. Contudo, em zonas abrigadas, a probabilidade de eutrofização torna-se maior.

Nas metodologias de identificação e quantificação das principais fontes de poluição, geralmente são usadas hipóteses simplificadas e métodos expeditos. No 3º ciclo do PGRH 2022-2027, para estimar as cargas de origem difusa, consideraram-se as cargas obtidas para as bacias hidrográficas de cada ilha, afetado de um coeficiente de escoamento superficial considerado no balanço hidrológico.

## Poluição tóxica

Em relação à poluição tóxica, as fontes de poluição tóxicas identificadas no âmbito do PGRH Açores 2022-2027, são as descargas costeiras diretas, como os efluentes urbanos e os industriais. Os primeiros incluem as águas residuais domésticas das populações costeiras e as provenientes de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR). Também as linhas de água que transportam efluentes urbanos, industriais e agrícolas podem ser consideradas como fontes de poluição tóxica para as massas de água costeiras. Com base nos vários documentos consultados, disponibilizados pela DRAOT, identificaram-se as seguintes pressões:

- Efluentes Urbanos;
- Efluentes Industriais;
- Aterros Sanitários;
- Extração de Inertes;
- Transportes Marítimos.

## Inputs de cargas de nutrientes nas águas costeiras da subdivisão dos Açores

Considerando a tipologia dos focos de poluição foi possível observar pela análise das cargas poluentes tóxicas (domésticas e industriais) que estas são relativamente pouco significativas comparativamente às cargas difusas, em especial as associadas à pecuária, como se deduz dos valores de cargas totais de N e P por bacia hidrográfica apresentados nos relatórios PGRH- Açores 2022-2027 por ilha (SRAAC, DROTRH, 2021).

Na Tabela 3.5, são então apresentados os valores de cargas difusas totais (cargas biológicas) para as ilhas da subdivisão dos Açores de forma a avaliar a sua pressão em termos de input de nutrientes nas águas costeiras adjacentes às mesmas.

**Tabela 3.5.** Pressão identificadas para as massas de águas costeiras de acordo com o PGRH-Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021), nomeadamente poluição difusa, considerando cargas de origem biológica.

Ilha	Cargas difusas (poluição biológica)							
	Agricultura e florestal				Carga Pecuária			
	Ntotal		Ptotal		Ntotal		Ptotal	
	t/ano	kg/dia km <sup>2</sup>	t/ano	kg/dia km <sup>2</sup>	t/ano	kg/dia km <sup>2</sup>	t/ano	kg/dia km <sup>2</sup>
Santa Maria	63,2	1,8	2,7	0,1	120,82	3,4	40,71	1,4
São Miguel	487,6	1,8	111,6	0,4	15049,0	55,4	5 365,3	19,7
Terceira	269,05	1,8	60,44	0,4	7307,3	50,0	2605,2	17,8
Graciosa	43,8	2,0	9,7	0,4	892,8	40,3	318,3	14,4
São Jorge	102,61	1,2	8,84	0,1	2278,5	25,6	812,3	9,1
Pico	205,04	1,3	16,08	3,7	3212,87	19,8	1145,46	7,0
Faial	107,4	1,7	5,3	0,1	1942,6	30,8	692,6	11,0
Flores	47,6	0,9	4,5	0,1	681,49	13,0	242,97	4,6
Corvo	7,73	1,2	0,56	0,1	97,3	15,6	34,7	3,7

De acordo com o relatório PGRH 2022-2027 na sua análise por ilha (Volume 1 a 9, parte 2, SRAAC, DROTRH, 2021) e de acordo com a tabela 3.7 que resume esta análise e tendo conta os valores de cargas de azoto total por ilha, e de acordo com os valores de carga por Borja *et al.* 2005, a contribuição das bacias hidrográficas por ilha não ultrapassa, na sua maioria, o limiar dos 100kg N/dia.km<sup>2</sup>. Na Tabela 3.5 são apresentados os valores de NTotal médios (kg N por dia). Considerando apenas o escoamento superficial de acordo com o balanço hidrológico, cerca de 30% do escoamento superficial total, como meio de transporte da carga poluente para as linhas de água, verifica-se que em todas as bacias hidrográficas as cargas poluentes de Ntotal apresentam valores ainda mais reduzidos.

Através da análise de distribuição das cargas por bacia hidrográfica em cada uma das ilhas dos Açores (Volume 1 a 9, parte 2, SRAAC, DROTRH (2021)), verificou-se quais as bacias hidrográficas que poderão incrementar a concentração de azoto nas águas costeiras, nomeadamente:

- Na **ilha do Corvo**, as bacias hidrográficas que ultrapassam o limiar dos 25kg N/dia.km<sup>2</sup> localizam-se a norte da vila do Corvo.

- Na **ilha das Flores**, três bacias hidrográficas ultrapassam o limiar dos 75kg N/dia.km<sup>2</sup>, localizando-se uma no concelho de Santa Cruz das Flores e duas no concelho das Lajes das Flores.

- As bacias hidrográficas que contribuem com uma carga mais significativa na **ilha do Faial** encontram-se nos extremos a Norte e a Sul da região central da ilha.

- Analisando a distribuição das cargas por concelho, na **ilha do Pico**, verificou-se que o concelho das Lajes do Pico e a área Norte de São Roque do Pico são as regiões que contribuem de forma mais significativa para o total da carga poluente, verificando-se que no concelho das Lajes do Pico uma bacia hidrográfica de reduzida dimensão apresenta valores de cargas de Azoto total superiores a 300 kg/dia.km<sup>2</sup>.

- Na **ilha Graciosa** verificou-se que uma das bacias hidrográficas ultrapassa o limiar dos 100kg N/dia.km<sup>2</sup> e que as bacias hidrográficas que contribuem com uma carga mais significativa estão localizadas na região sudeste da Caldeira da Graciosa e na região envolvente da Ponta Branca.

- Na análise de cargas de origem biológica para a **ilha de São Miguel**, de acordo com as cargas de azoto total, estabelecidos de acordo com Borja *et al.*, 2005, a contribuição das bacias hidrográficas ultrapassa em alguns casos o limiar dos 100kg N/dia km<sup>2</sup>, sendo deste modo necessário diagnosticar as razões dos valores apresentados de uma forma efetiva. Analisando em termos de carga de Ntotal média, verifica-se que a carga produzida é de cerca de 62,1 kg N/dia km<sup>2</sup> e de cerca de 205,5 kg N/dia.km de linha de costa. Considerando apenas o escoamento superficial de acordo com o balanço hidrológico, cerca de 30% do escoamento superficial total, como meio de transporte da carga poluente para as linhas de água, verifica-se que em todas as bacias hidrográficas as cargas poluentes de Ntotal apresentam valores inferiores ao limiar dos 100 kg N/dia km<sup>2</sup>. Em termos de carga de Ntotal média, obtêm-se valores de cerca de 118,6 kg N/dia.km<sup>2</sup> e 61.6 kg N/dia.km. Contudo, reclassificando as classes de carga do Azoto total, verifica-se que as bacias hidrográficas que apresentam uma carga mais elevada por km<sup>2</sup> (classe 75-100 e superiores) se situam particularmente localizadas na região central e norte do concelho de Ponta Delgada e na zona oeste do concelho da Ribeira Grande.

- Na **ilha Terceira**, as quatro bacias hidrográficas que apresentam uma carga mais elevada por km<sup>2</sup> (classe 150-200) se situam a Este de Angra do Heroísmo.

Em relação aos níveis de nitratos nas massas de água interiores e de transição, no relatório da Diretiva Nitratos (APA, DGADR, 2020), é referido que para o período 2016-2019 registaram-se baixas concentrações de nitratos na generalidade das estações de águas superficiais interiores, de águas subterrâneas e de águas de transição, pelo que não se indiciam situações preocupantes referentes à concentração de nitratos nas massas de água da Região Autónoma dos Açores. Julga-se que a uniformização dos critérios de classificação das massas de água para cumprimento da Diretiva Nitratos com os critérios exigidos, e já adotados, para cumprimento da Diretiva Quadro da Água irá fortalecer a avaliação global das massas de água de cada Estado-membro. Assim, de acordo com o referido relatório, é ainda referido e como síntese global da avaliação efetuada para o período 2016-2019, que se considera que estão a ser tomadas medidas para manter ou, quando necessário, recuperar a qualidade das massas de água dos Açores, acompanhadas de uma rede de monitorização de vigilância, e sempre que necessário, de uma rede de monitorização operacional, em constante otimização, para o controlo sistemático e atualizado da qualidade e utilizações dos Recursos Hídricos da Região Autónoma dos Açores.

#### D5C2- Concentração de clorofila na coluna de água

Os valores da concentração de clorofila na coluna de água provenientes da monitorização de vigilância das águas costeiras realizada no âmbito da DQA foram já reportados no relatório de avaliação inicial da DQEM (SRMCT, 2014).

Em relação à análise dos dados de clorofila<sub>a</sub> satélite efetuada neste ciclo de avaliação, os valores obtidos são apresentados na tabela 3.6.

**Tabela 3. 6** Valores de clorofila<sub>a</sub> satélite: valor de referência (1998-2010), valor médio de concentração para o período de avaliação (2016-2021) e limiar utilizado para a área de avaliação da subdivisão dos Açores. Foi considerado o período produtivo de fevereiro a maio.

Clorofila <sub>a</sub> satélite (µg/l)			
Área de avaliação	Valor de referência	2016-2021	Limiar
Subdivisão dos Açores	0,43	0,25	0,65

#### D5C5- Oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água

Os valores de oxigénio dissolvido no fundo da coluna de água obtidos na monitorização de vigilância das águas costeiras realizada no âmbito da DQA foram reportados no relatório de avaliação inicial da DQEM (SRMCT, 2014).



### 3.4. Avaliação do bom estado ambiental

Neste ciclo de avaliação da DQEM, e de acordo com a Decisão 2017/848, foi utilizada a avaliação efetuada no âmbito da DQA para as massas de águas costeiras da Região Hidrográfica dos Açores (RH9) para avaliar o BEA das águas costeiras da subdivisão dos Açores (Tabela 3.6). Assim, de acordo com o PGRH 2022-2027, nomeadamente no Relatório Técnico e Diagnóstico (Parte 3) e na análise por ilha (Volume 1 a 9), foi considerado que as massas de água costeiras da RH9, na sua maioria, se encontram em excelente estado ecológico e através da análise de pressões, nomeadamente a pressão da entrada de nutrientes, tendo sido esta considerada como baixa/não significativa, considerou-se que não houve alteração do estado das águas costeiras na região dos Açores em relação ao ciclo anterior (PGRH 2016-2021). No entanto, note-se que entre estes dois ciclos de reporte da DQA, verificaram-se algumas alterações a alguns destes estados, nomeadamente: três massas de água costeiras passaram do estado Excelente a Bom (no Pico e Flores).

Em relação às águas oceânicas, é referido ainda na Decisão 2017/848 que a monitorização para além das águas costeiras poderá não ser necessária devido a baixo risco se os valores estiverem dentro dos limiares para as águas costeiras e considerando também o input de nutrientes proveniente das mesmas. Dada a inexistência de um programa de monitorização das águas oceânicas, considera-se, com as devidas reservas, que as águas oceânicas se encontram em Bom Estado Ambiental dado a avaliação em bom estado ecológico da DQA das águas costeiras, onde se inclui a avaliação da pressão da entrada de nutrientes estimada nas águas costeiras. No entanto, considera-se que é fundamental atualizar e implementar uma rede de monitorização operacional e de investigação das águas costeiras para efetuar a próxima avaliação de Bom Estado Ambiental de forma a aumentar e atualizar a representatividade da cobertura espacial e temporal das estações de amostragem das águas costeiras e sugere-se a combinação de dados *in situ* com dados de satélite (clorofila a) de forma a complementar/suportar a avaliação do estado de eutrofização das águas costeiras e aumentar também a cobertura espacial das águas marinhas da subdivisão dos Açores. Neste sentido, de acordo com os dados de clorofila\_a satélite, a concentração de clorofila na subdivisão dos Açores está abaixo do limiar definido de acordo com o valor do período de referência. No entanto, será necessário proceder à delimitação de áreas de avaliação dentro da subdivisão de forma a aumentar a robustez e confiança deste tipo de avaliação.

Dada a escassez de dados disponíveis neste ciclo de avaliação da DQEM, considera-se que, apesar de se atribuir um bom estado ambiental em relação ao estado de eutrofização da área de avaliação da subdivisão dos Açores, o grau de confiança da avaliação efetuada para o 3º ciclo da DQEM é baixo (tanto para as águas costeiras como oceânicas). Considerando ainda a compatibilização desta diretiva com a DQA, e de acordo com o PGRH 2022-2027, e sendo que a DQA determina que os programas de monitorização de recursos hídricos devem encontrar-se operacionais, referindo expressamente 3 tipos de redes de observação, monitorização de vigilância, monitorização operacional, e monitorização de investigação, deve ser tido em conta, para as águas superficiais costeiras e de transição, o seguinte:

- Não obstante terem sido realizados programas de monitorização, subsistem algumas



questões que carecem do acompanhamento de monitorização que permanecem por responder, nomeadamente:

- Relativamente à monitorização de vigilância, em termos das massas de água superficiais costeiras e de transição, alguns parâmetros biológicos e físico-químicos necessitam de um reforço de monitorização no sentido de cumprir com a periodicidade e adequabilidade definidas pela DQA e Lei da Água, bem como de reforço ao nível da representatividade dos pontos de monitorização (número e localização de pontos de monitorização por massa de água), em particular nas massas de água costeiras pouco profundas onde os pontos de monitorização devem ser ajustados a locais de potenciais pressões (como por exemplo, zonas de descarga de águas residuais, foz das principais linhas de água, entre outros);

- No que diz respeito à monitorização de investigação, permanecem questões de massas de água superficiais costeiras, no que diz respeito à compreensão da variação elementos biológicos nomeadamente fitoplâncton e macroalgas, e questões de massas de água de transição nomeadamente em relação aos elementos hidromorfológicos, poluição orgânica e por nutrientes.

Em relação à monitorização do estado ecológico e químico das águas de superfície, no âmbito da DQA, é ainda referido que a rede de monitorização das águas de superfície será estabelecida segundo os requisitos do artigo 8.o Esta rede deverá ser concebida de modo a proporcionar uma panorâmica coerente e completa do estado ecológico e químico em cada bacia hidrográfica, e permitirá classificar as massas de água em cinco classes, de acordo com as definições normativas enunciadas no ponto 1.2. Os Estados-Membros fornecerão um ou mais mapas que mostrem a rede de monitorização das águas de superfície no plano de gestão de bacia hidrográfica. Para cada período de vigência de um plano de gestão de bacia hidrográfica, os Estados-Membros estabelecerão, com base na caracterização e no estudo de impacto efetuados nos termos do disposto no artigo 5.o e no anexo II, um programa de monitorização de vigilância e um programa de monitorização operacional. Em determinados casos, os Estados-Membros poderão igualmente ter necessidade de estabelecer programas de monitorização de investigação e monitorizarão os parâmetros indicativos do estado de cada elemento de qualidade pertinente. Para a seleção dos parâmetros relativos aos elementos de qualidade biológica, os Estados-Membros determinarão o nível taxonómico apropriado para que os elementos de qualidade possam ser classificados com fiabilidade e precisão adequadas. Do plano de gestão de bacia hidrográfica constarão estimativas dos níveis de fiabilidade e precisão dos resultados fornecidos pelos programas de monitorização.

**Tabela 3.6.** Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 5 por área de avaliação e respetivo grau de confiança.

Área de avaliação	Critérios			BEA	Grau de confiança
	D5C1 Primário	D5C2 Primário	D5C5 Primário		
Águas Costeiras	BEA atingido	BEA atingido	BEA atingido	BEA atingido	Baixo
Águas Oceânicas	BEA atingido	BEA atingido	Não avaliado	BEA atingido	Baixo

### 3.5. Alterações Climáticas

Conforme consta do PGRH-Açores 2022-2027, a vulnerabilidade das ilhas dos Açores à alteração climática é elevada, tal como a generalidade dos arquipélagos atlânticos, tendo sido feita uma análise preliminar às alterações climáticas previsíveis para as diferentes ilhas dos Açores, designadamente anomalias nas temperaturas e na precipitação. Pese embora algumas circunstâncias que atenuam a amplitude da alteração expectável para determinados indicadores climáticos quando comparados com outras zonas do globo, como o efeito termorregulador do oceano, não devem ser minimizados os impactes resultantes da alta dependência que estas regiões apresentam face ao seu clima e à sua evolução futura.

Os fenómenos climáticos que podem pôr em risco os recursos hídricos são os eventos de precipitação extrema, o aumento da variabilidade climática traduzido por uma modificação da distribuição anual da precipitação de que pode resultar a alternância de períodos de cheias com períodos de seca mais ou menos prolongados, e o aumento da temperatura. Estes fenómenos climáticos exercerão os seus efeitos em dois sistemas principais ao nível dos recursos hídricos, nomeadamente sobre as massas de água superficiais e sobre as massas de água subterrâneas. As suas repercussões das alterações climáticas terão efeitos não só na quantidade de recursos hídricos disponíveis, mas também na sua qualidade, influenciando diretamente os processos de eutrofização.

É expectável que a modificação do regime de precipitação conduza a variações do volume e da distribuição temporal das disponibilidades de água superficial e subterrânea. Por outro lado, prevê-se igualmente que as necessidades de água para os diversos usos (e.g. urbano, turismo, agricultura, pecuária, indústria, produção de energia) possa crescer, aumentando a pressão sobre este recurso. Adicionalmente, o aumento da temperatura do ar, a intensificação de fenómenos extremos ou a subida do nível médio do mar contribuirão para a degradação da qualidade da água superficial e subterrânea. Nas massas de água superficiais, para além dos efeitos ao nível da biodiversidade, a elevação da temperatura conduzirá ao aumento generalizado do metabolismo aquático, que intensifica a produção primária e reduz a oxigenação das massas de água, e cuja consequência será a intensificação dos processos de eutrofização, incluindo nas massas de água superficiais, que abrangem as massas de água costeiras. Os fenómenos climáticos extremos contribuirão igualmente para a degradação da qualidade das águas superficiais através do aumento da erosão das bacias hidrográficas, com o consequente transporte de sólidos suspensos e de nutrientes (incluindo azoto e fósforo, essenciais para a proliferação de algas, que são os principais causadores da eutrofização) e a turvação das águas, e da modificação dos padrões de circulação da água de que poderá resultar a ressuspensão de sedimentos e a sua disponibilização às cadeias tróficas aquáticas.

O aquecimento da água do mar devido às alterações climáticas deverá dificultar o processamento natural da entrada de nutrientes. A eutrofização é amplificada pelas alterações climáticas devido a maior disponibilidade de luz solar, resultante de um aumento na estratificação térmica das águas, prolongando os períodos de crescimento de algas. É também agravada por mudanças no regime hídrico, pelo aumento das cargas de nutrientes transportadas durante episódios de chuva intensa, e pelo fenómeno de intrusão salina em áreas costeiras, designadamente a intrusão de

água salgada em aquíferos causada pela subida do nível do mar, a qual pode alterar o equilíbrio químico e exacerbar os efeitos da eutrofização.

Para mitigar os impactos das alterações climáticas e da eutrofização, são necessárias medidas integradas que combinem ações de redução de nutrientes com estratégias de adaptação climática, passando pela monitorização contínua do estado ecológico das massas de água e pelo planeamento integrado das bacias hidrográficas, incluindo a implementação de práticas sustentáveis para reduzir a carga de nutrientes de origem agrícola, pecuária, florestal, urbana e industrial, e a promoção de ações de sensibilização para a adoção de práticas que minimizem a poluição. Assim, a gestão dos recursos hídricos deverá ser um dos principais e primordiais focos de atenção para a adaptação às alterações climáticas. Esta adaptação deverá assentar numa correta gestão destes recursos de modo a minimizar os possíveis impactos das alterações climáticas, tal como preconizado no PGRH-Açores 2022-2027. De um modo geral, os objetivos e medidas incluídos no PGRH 2022-2027 contribuem significativamente para a capacidade adaptativa às alterações climáticas, com uma incidência muito clara na proteção da qualidade e da quantidade e na melhoria da gestão das massas de água, que são igualmente objetivos estratégicos do PRAC. Estes planos potenciam a capacidade adaptativa destes recursos, promovendo a proteção das origens de água, a melhoria das práticas agrícolas nas bacias hidrográficas, a monitorização dos estados quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, contribuindo para a redução da sua vulnerabilidade às alterações climáticas.

### 3.6. Referências

APA, DGADR, RP (2020). Poluição Provocada por Nitratos de Origem Agrícola - Diretiva 91/676/CEE, de 12 de dezembro – Relatório 2016-2019

Barcelos Ramos, E.J., Schulz, K.G., Voss, M., Narciso, Á., Müller, M.N., Reis, F. V., Cachão, M., Azevedo, E.B., 2017. Nutrient-specific responses of a phytoplankton community: A case study of the North Atlantic Gyre, Azores. *J. Plankton Res.* <https://doi.org/10.1093/plankt/fbx025>

CE/2024/2078. Comunicação da Comissão relativa aos limiares fixados no âmbito da Diretiva Quadro Estratégia Marinha (Diretiva 2008/56/CE) e da Decisão (EU) 2017/848/ da Comissão. 5pp.

COM/2020/259 final, 2020. Relatório da Comissão ao Parlamento Europeu e ao Conselho sobre a execução da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha (Diretiva 2008/56/CE). 34 pp.

Costa, A. C., C. Hipólito, C. Pereira, V. Gonçalves, D. Gabriel, J. Micael & P. Aguiar (2012). Caracterização das massas de água costeira das ilhas Graciosa, São Jorge, Pico, Faial, Flores e Corvo e caracterização das águas de transição da Região Hidrográfica dos Açores. Relatório Final (RPA6). Agroleico/Universidade dos Açores, 171 pp.

DECISÃO (UE) 2017/848 DA COMISSÃO de 17 de maio de 2017, que estabelece os Critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem

como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/UE. JO L 125 de 18.5.2017. 32 pp.

Decreto-Lei n.º 236/98, Estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Diário da República n.º 176/1998, Série I-A de 1998-08-01. Versão Consolidada. 40pp.

Diretiva n.º 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água (Diretiva Quadro da Água)

Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 17 de junho de 2008. Jornal Oficial da União Europeia, L164, 25-06-2008: 19-40.

Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro

Decreto Legislativo Regional n.º 8/2023/A de 27 de fevereiro

European Commission, 2022. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022.

GRA (2012). Uma proposta para uma melhor proteção da área marinha em torno dos Açores, no âmbito da reforma da Política Comum das Pescas. Governo Regional dos Açores. Horta, Portugal. 14 pp.

Instituto Hidrográfico (2000). Roteiro da costa de Portugal: Arquipélago dos Açores – 2ª Edição. Instituto Hidrográfico, Lisboa, Portugal. 233 pp.

Martins J. A. (1986). Potencialidades da ZEE Açoriana. Relatório da VI Semana das Pescas dos Açores –1985. Secretaria Regional de Agricultura e Pescas, Direção Regional das Pescas dos Açores, Pp. 125-132. Horta, Açores.

Martins A. M., Bashmachnikov I. L., Lafon V. M., Mendonca A. H., Jose F., Figueiredo M. P., Macedo L. M. (2004). Discovering the Azores front/current system with SeaWIFS imagery. Proceedings of SPIE, 5569: 156-167.

MM, SRMCT, SRAAC (2020). Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. março de 2020

Morato T., Machete M., Kitchingman A., Tempera F., Lai S., Menezes G., Santos R. S., Pitcher, T. J. (2008). Abundance and distribution of seamounts in the Azores. Marine Ecology Progress Series, 357: 17-21.

Neto, A.I., Brotas, V., Azevedo. J.M.N., Patarra, R.F., Álvaro, N.M.V., Gameiro, C., Prestes, A.C.L. & Nogueira, E.M. (2009a) Qualidade de águas costeiras do Grupo Oriental do arquipélago dos Açores e proposta de monitorização. Departamento de Biologia, Universidade dos Açores. iii+70 pp.+Anexos.

Neto, A.I., Brotas, V., Azevedo. J.M.N., Patarra, R.F., Álvaro, N.M.V., Gameiro, C., Prestes, A.C.L. & Nogueira, E.M. (2009b). Qualidade de águas costeiras da ilha Terceira (Açores) e proposta de monitorização. Departamento de Biologia, Universidade dos Açores. iii+50 pp.+ Anexos.

- OSPAR (2010). Quality Status Report. OSPAR Commission, London. 176 pp.
- OSPAR (2013). Revised JAMP Eutrophication Monitoring Guideline: Nutrients, Agreement 2013-04. 8 pp. <https://www.ospar.org/documents?d=32948>
- OSPAR (2016). CEMP Guidelines for coordinated monitoring for eutrophication, CAMP and RID. Agreement 2016-05. Revised in 2021.
- OSPAR (2022). The Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area OSPAR Agreement 2022-07 (Replaces Agreement 2013-08), 96 pp.
- OSPAR (2023). Eutrophication Thematic Assessment. In: OSPAR, 2023: Quality Status Report 2023. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr2023/thematic-as>
- PRAC (2017). Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores: Impactes, Vulnerabilidades e Medidas de Adaptação para o Setor Recursos Hídricos. Dezembro, 2017. Direção Regional do Ambiente.
- SRAA (2015). Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (RH9) 2016-2021, Secretaria Regional da Agricultura e Ambiente, Horta
- SRAAC, DROTRH (2021). Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (RH9) 2022-2027.
- SRAM (2012). Plano Gestão da Região Hidrográfica dos Açores – RH9. Relatório Técnico Específico – Reporte à Comissão Europeia. Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Ponta Delgada. 738 pp.
- Decreto Legislativo Regional n.º 1-A/2017/A
- SRMCT. DIRECTIVA-QUADRO ESTRATEGIA MARINHA. (2014). Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores. 765 pp.
- Devlin, M., Fernand, L. and Collingridge, K. 2022. Concentrations of Dissolved Oxygen Near the Seafloor in the Greater North Sea, Celtic Seas and Bay of Biscay and Iberian Coast. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicatorassessments/seafloor-dissolved-oxygen>

## 4. DESCRITOR 7: CONDIÇÕES HIDROGRÁFICAS

*A alteração permanente das condições hidrográficas não afeta negativamente os ecossistemas marinhos.*

### 4.1. Introdução

Este relatório de avaliação, é resultado da adaptação do reporte do ciclo anterior, quer ao nível de resultados quer de análise dos mesmos (MM, SRMCT, SRAAC, 2020). O valor ambiental dos oceanos numa escala global e a importância socioeconómica do Atlântico, justificam a existência de estudos hidrográficos e da química da água do mar para este oceano (Palma *et al.*, 2012). Consequentemente, o D7 encontra-se centrado na alteração permanente das condições hidrográficas, as quais advêm, predominantemente, das atividades costeiras que conduzem a alterações topográficas (e.g., barragens, obras de defesa costeira) e de infraestruturas costeiras e de alto mar (e.g., portos, parques eólicos); estas mesmas alterações hidrográficas permanentes podem ter diferentes origens: (1) alterações nos regimes térmico ou salino ou (2) modificações dos regimes de marés, transporte de água doce ou de sedimentos, ação da ondulação ou das correntes ou a modificações na turbidez (CE, 2019a, 2019b).

A avaliação do grau de alteração pode estar associada quer ao nível dos fundos marinhos quer ao nível da coluna de água e, por conseguinte, às comunidades biológicas aí residentes, sendo normalmente originadas por atividades de construção, como por exemplo, as alterações ou extensões da costa ou outras infraestruturas como pontes ou ilhas artificiais (CE, 2019a, 2019b). Há a referir, igualmente, que as modificações, tais como as alterações nos padrões de erosão ou no tempo de residência, podem modificar as condições locais com impactes negativos aos níveis das espécies e dos habitats e, como tal, podem refrear o atingimento pretendido para os descritores relacionados com a biodiversidade e a eutrofização (Descritores 1, 4, 5 e 6), o que estabelece uma ligação particular às avaliações destes outros descritores (CE, 2019a, 2019b). O D7 pode, ainda, apresentar interferências com outros descritores, nomeadamente com os Descritores 1, 2, 6 e 8, respetivamente, aos níveis dos habitats e ecossistemas, da entrada de espécies não indígenas na região, da alteração dos fundos marinhos e da introdução de produtos químicos contaminantes (SRMCT, 2014).

Na avaliação inicial do bom estado ambiental deste descritor (SRMCT, 2014), foi referida a ausência de estruturas de grande dimensão e inexistência de informação validada sobre qual o impacto das estruturas construídas para as comunidades biológicas. Adicionalmente, dada a evidente falta de informação sistematizada sobre o tipo de estruturas artificiais que distribuídas pelas ilhas do arquipélago dos Açores e que dada a ausência de informação validada sobre qual o impacto das estruturas construídas para as comunidades biológicas, não foi possível avaliar este descritor.

Em 2020, no relatório de avaliação do estado ambiental do 2º ciclo da DQEM (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), tendo por base a informação compilada através das diversas consultas efetuadas, efetuou-se uma primeira análise do provável Estado Ambiental. Por conseguinte, foi sugerida uma proposta de avaliação preliminar no que respeita à consecução do BEA para cada um dos

critérios. Assim, considerou-se que os dois critérios deste descrito atingiram o BEA, sendo atribuído um grau de confiança Baixo à avaliação do critério D7C1, uma vez que a informação técnica e científica disponível foi considerada pouco frequente e não estando ainda a literatura científica exatamente orientada de acordo com os parâmetros da DQEM, bem como a existência de um número muito limitado de dados e de não existir uma intermitência de análises efetuadas. À avaliação do critério D7C2 foi atribuído um grau de confiança Moderado, atendendo ao estudo exaustivo, por ilha, da inventariação da artificialização nas zonas costeiras dos Açores, o qual não engloba, contudo, um sistema de compilação de informação sobre obras costeiras nos Açores (SeaExpert, 2018).

## 4.2. Metodologia e dados

### 4.2.1. Área de avaliação

À semelhança dos ciclos anteriores a área de avaliação considerada para a subdivisão Açores é a ZEE dos Açores.

### 4.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

O projeto da “Inventariação da Artificialização das Zonas Costeiras para a Região Autónoma dos Açores” (SeaExpert, 2017) apresenta um estudo cuja compilação dos dados pretende dar resposta específica ao D7, tendo em consideração a possibilidade de as condições hidrográficas sofrerem alterações permanentes como resultado da artificialização costeira. Deste modo, foram estabelecidos, para cada ilha dos Açores, o nível e o grau de artificialização costeiros, tendo sido adotada o modelo de Delphi, denominado igualmente por *Ranking* (Lacasa, 2009; Piatto e Polette, 2012), o qual possibilita a diminuição de dúvidas e do grau de subjetividade e que é obtido após consulta a especialistas no sentido de estes atribuírem pesos às diferentes classes de artificialização. Posteriormente foram calculados os respetivos graus de artificialização, os quais foram obtidos pela divisão da percentagem de área “natural/artificial” pela percentagem de ocupação com “alto” nível de artificialização.

Para a contabilização da variação da magnitude do impacto de um determinado indicador em cada segmento costeiro, cada um destes mesmos indicadores foi classificado por Ng *et al.*, (2019), de acordo com cinco graus, desde o muito baixo até ao muito elevado. Estes autores consideraram, seis indicadores, nomeadamente: (1) tipo de escarpas nos Açores; (2) praias; (3) estruturas de defesa costeira; (4) exposição à ondulação e ondulação com origem em tempestades; (5) área inundada e (6) uso do território.

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão estabelece apenas critérios secundários para avaliação do BEA do D7 (Tabela 4.1).



**Tabela 4.1.** Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao Descritor 7 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Alterações hidrográficas dos fundos marinhos e da coluna de água (incluindo zonas intermareais)	<b>D7C1 - Secundário</b> Extensão e distribuição espacial da alteração permanente das condições hidrográficas (por exemplo, alterações da ação das ondas, das correntes, da salinidade ou da temperatura) nos fundos marinhos e na coluna de água, associadas, em particular, a perdas físicas dos fundos marinhos <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> por zona de avaliação</b>	Não aplicável
Os tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats, tal como utilizados para os descritores 1 e 6	<b>D7C2 - Secundário</b> Extensão espacial de cada tipo de habitat bentónico afetado negativamente (características físicas e hidrográficas e comunidades biológicas associadas) devido à alteração permanente das condições hidrográficas. <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> ou % da extensão natural total do habitat na zona de avaliação</b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.

#### 4.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

Os dados e fontes de informação basearam-se na literatura técnica disponibilizada pelas diferentes entidades oficiais, bem como na literatura científica, e direta ou indiretamente relacionados com o tema das condições hidrográficas, no arquipélago dos Açores.

### 4.3. Resultados

De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio, no que respeita aos métodos de monitorização e avaliação, para as águas costeiras, deverão ser utilizados os dados hidromorfológicos e as avaliações pertinentes previstas na Diretiva 2000/60/CE (Diretiva Quadro Água – DQA). De seguida apresenta-se parte da avaliação ambiental e ecológica decorrente do PGRH Açores 2022-207 (SRAAC, DROTRH, 2021), relevante para a avaliação deste descritor.

#### Avaliação Ambiental e Ecológica — Diretiva Quadro Água (DQA)

Os resultados apresentados nesta subsecção decorrem exclusivamente da avaliação realizada no âmbito da DQA e são transcritos sem alterações ou adaptações do 3º Ciclo do Plano de Gestão da Região dos Açores (PGRH 2022-2027 Açores).

De acordo com a DQA e Decreto-Lei n.º 77, de 30 de março de 2006, o estado ecológico das massas de água costeiras é classificado tendo em consideração diversos aspetos, nos quais se incluem elementos hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos, nomeadamente o regime de marés, a direção das correntes dominantes, a exposição às vagas, as condições morfológicas, a variação da profundidade, a estrutura e substrato do leito e a estrutura da zona intertidal.

Na metodologia de identificação de pressões utilizada no âmbito da DQA e descrita no PGRH



Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021) foi considerada uma lista de pressões e na experiência adquirida. As pressões foram divididas em quatro grupos dos quais se destaca o grupo das pressões morfológicas e as hidromorfológicas (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Lista de pressões consideradas. Fonte: PGRH Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021).

Pressão			
Poluição	Alterações morfológicas	Alteração do regime hidrológico	Biologia e Usos
<b>Fontes tóxicas</b> <ul style="list-style-type: none"><li>. Descargas Urbanas<ul style="list-style-type: none"><li>-Emissários sem tratamento</li><li>-Emissários com tratamento</li><li>-Descarga com tratamento</li><li>-Descargas sem tratamento</li></ul></li><li>. Descargas Industriais</li><li>. Transportes Marítimos</li><li>. Extração de inertes<ul style="list-style-type: none"><li>-Sedimentos</li><li>-Materiais basálticos</li></ul></li><li>. Lixiviados de Aterros Sanitários</li></ul> <b>Fontes difusas</b> <ul style="list-style-type: none"><li>. Descargas Industriais<ul style="list-style-type: none"><li>-Agroalimentares</li><li>-Construção</li><li>-Combustíveis</li><li>-Lixiviados</li></ul></li><li>. Agricultura e Floresta</li><li>. Pecuária</li></ul>	<b>Construção e ampliação de:</b> <ul style="list-style-type: none"><li>- Obras de defesas</li><li>- Marinas</li><li>- Portos de pesca e Comerciais</li><li>- Estruturas de defesa (esporões, quebra-mares, obras de defesa aderente)</li><li>- Dragagens</li></ul>	<b>Alteração da dinâmica costeira:</b> <ul style="list-style-type: none"><li>- Obras de defesa aderente</li><li>- Esporões</li><li>- Quebra-mares</li></ul>	<b>Exploração de recursos:</b> <ul style="list-style-type: none"><li>- Pesca</li><li>- Aquacultura</li></ul> <b>Mudanças na biodiversidade</b> <ul style="list-style-type: none"><li>- Introdução de espécies</li><li>- Introdução de doenças</li></ul> <b>Recreio</b> <ul style="list-style-type: none"><li>- Praias</li><li>- Piscinas naturais</li></ul>

As pressões morfológicas traduzem-se pelas alterações físicas nos leitos e nas margens das massas de água, de origem antropogénica, que têm como impacte alterações na hidrodinâmica e morfodinâmica das massas de água. Como exemplos de pressões pode-se referir a extração de inertes, a deposições de sedimentos, a remoção de substratos, os esporões, os quebra-mares, os canais de navegação, a ocupação das margens e as obras marginais.

As pressões hidromorfológicas são alterações do regime hidráulico e hidrológico das massas de água, de origem antropogénica, que têm como impacte alterações no estado e no potencial ecológico dessas massas de água. São exemplos de pressões hidromorfológicas: as variações nas características hidrodinâmicas com a introdução de estruturas portuárias, de recreio e de defesa (por exemplo, volume, velocidade, profundidade, da altura de onda e direção dominante); Alteração localizada do regime de correntes e propagação da onda de maré.

A avaliação das pressões nas águas costeiras foi efetuada no âmbito do PGRH Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021) e partindo do catálogo de pressões disponível e considerado foram identificadas e caracterizadas as pressões existentes em cada uma das ilhas do arquipélago da subdivisão dos Açores, independentemente do significado das diferentes pressões. Em certos casos, como na artificialização da linha de costa, foram agrupadas pressões para aumentar o seu significado e neste caso, incluíram-se aspetos relacionados com a presença de infraestruturas e com as perdas de área intertidal. Neste seguimento, foi definido um conjunto de pressões, consideradas relevantes, e que poderão causar os principais impactes nesta região insular. Uma vez selecionadas as pressões relevantes, foi necessário classificá-las em significativas ou não significativas. Assim, foram estabelecidos quatro níveis para as pressões relevantes (Elevada, Moderada, Baixa, Ausente), sendo que estes níveis tendem a considerar a magnitude da pressão

e a sensibilidade do meio, decorrendo daqui que a valorização da pressão de uma massa de água será significativa ou não significativa se ocorrem sobre o meio as pressões consideradas. O valor da pressão média global calcula-se com base na atribuição de um valor a cada nível de pressão (Elevada – 6, Moderada – 4, Baixa – 2, Ausente – 0). Com base no valor médio obtido, classificam-se o estado e a pressão: Ausente, se o valor se situar entre 0-1; Baixo, se o valor se situar entre 1-3; Moderado, se o valor se situar entre 3-5; Elevado, se o valor for > 5.

Com base nesta classificação, pode definir-se o estado de pressão:

- Pressão alta (significativa): Existe uma elevada probabilidade de produzir impacte sobre a massa de água;
- Pressão moderada (significativa): Existe uma certa probabilidade de produzir impacte sobre a massa de água;
- Pressão baixa (não significativa): Existe uma elevada probabilidade de não produzir impacte sobre a massa de água;
- Pressão Ausente (não significativa): Não é produzido impacte sobre a massa de água.

Assim, pode concluir que, se o valor obtido for inferior ou igual a 3, a pressão global sobre o meio não terá significado, considerando-se o mesmo estado para o caso de não existirem dados. Seguindo o mesmo princípio, se o valor for superior a 3, a pressão global sobre o meio será significativa. A identificação das pressões relevantes seguiu a metodologia apresentada, adaptada de Borja *et al.*, 2005, que utilizou a aproximação DPSIR (Driver, Pressure, State, Impact, Response), para avaliar o risco de as massas de água costeiras e de transição não atingirem o Bom estado ecológico, no País Basco, Espanha. Assim, após a identificação e caracterização das pressões, foram estabelecidos grupos de pressões relevantes de onde se destacam as pressões pertinentes para a avaliação deste descritor, nomeadamente as alterações morfológicas que são utilizadas para avaliar várias pressões relevantes provocadas pela artificialização da linha de costa, nomeadamente pela construção de estruturas de defesa costeira e portuária, dragagens dentro e fora das bacias portuárias e deposição (aterros), que provocam importantes impactes relacionados com a artificialização da linha de costa, alteração dos fundos marinhos e margens das massas de água, alteração e perda de habitats e introdução de poluentes nos ecossistemas (Tabela 4.3). Considera-se ainda, para as massas de água de transição, a introdução de estruturas transversais e longitudinais que alterem as condições naturais dos padrões hidrodinâmicos, de regeneração/mistura e de profundidade média da massa de água e o número de amarrações para embarcações (Instalações portuárias – portos, marinas, portinhos) considerando um índice de alteração morfológica, de alteração do habitat e indicador da alteração dos fundos (Tabela 4.3).

**Tabela 4.3.** Determinação do nível de pressão global gerado pelas pressões mais relevantes em águas costeiras e de transição. Fonte: PGRH Açores 2022-2027 (adaptado de SRAAC, DROTRH, 2021).

Nível de pressão			Ausente	Baixo	Moderado	Elevado
Poluição	Água (%)		<5	6-15	16-30	>30
	Sedimentos (%)	Transição	<10	11-25	26-50	>50
Costeira			<5	6-10	11-25	>25
Regime hidrológico	Dragagem de sedimentos ( $10^4 m^3/ano$ )	Portos	<1	1-10	11-20	>20
		Outros	<0,1	0,1-1	2-10	>10
Alteração morfológicas	Defesa Costeira (%)	Transição	<10	11-30	30-60	>60
		Costeira	<5	6-10	11-30	>30
	Divisão da Massa de Água (%)	Transição	<10	11-25	26-50	>50
	Profundidade média (m)	Transição	>3	3-1,5	1,5-0,75	<0,75
	Artificialização da LC (tipologia)		Natural	Seminatural	Semiartificial	Artificial
	Ancoradouros (n)	Portos	<100	101-200	201-500	>500
Outros		<50	51-100	101-200	>200	
Biologia	Espécies Exóticas (n)		0	1	2	3

Fonte: Modificado de Borja et al., 2005

No âmbito da DQA e do PGRH Açores 2022-2027 (SRAAC, DROTRH, 2021), não foram identificadas Massas de Água Fortemente Modificadas nas águas de transição e costeiras da RAA. Nos termos previstos pela DQA, o processo de identificação provisório poderá ser retomado se existir informação adicional, ao longo do processo de implementação da DQA, que permita colmatar as lacunas de conhecimento existentes.

Apesar da escassez de informação disponível, a análise de pressões hidromorfológicas, permitiu quantificar a existência de pressão hidromorfológica média em todas as ilhas dos Açores, tendo sido considerada como baixa ou ausente e não significativa e todas as águas costeiras da RAA foram consideradas em excelente estado ecológico e ambiental de acordo com a avaliação da DQA. No entanto, no que concerne às massas de água fortemente modificadas, deve efetuar-se uma identificação preliminar em função da magnitude das suas alterações hidromorfológicas, como resultado das alterações físicas provocadas pelas atividades humanas que poderão impedir o alcance do bom potencial ecológico. No caso de se dispor previamente de dados suficientes para a avaliação dos elementos hidromorfológicos, pode-se prescindir da identificação preliminar. Refira-se ainda que, para a identificação definitiva de uma massa de água provisoriamente candidata a fortemente modificada, é necessário avaliar os elementos hidromorfológicos de referência que sejam afetados pela alteração física, e verificar o incumprimento dos valores correspondentes ao Bom estado. Para tal, é fundamental concluir a caracterização das condições de referência do estado ecológico para as massas de água superficiais da Região. No caso das massas de água costeiras, no 1º ciclo do Plano de Gestão de Região Hidrográfica foi proposto que fossem classificadas como “Massas de Água Fortemente Modificadas” zonas que apresentem uma alteração significativa ao nível da: hidromorfologia, da

área intertidal, da função, da artificialização das margens, do regime de agitação e correntes dominantes locais. Nestas características enquadram-se a frente marítima da cidade de Ponta Delgada, a Baía da Praia da Vitória, em particular a área portuária de classe A, e a frente marítima da cidade da Horta/Baía da Horta, em particular a área portuária de classe A, que apesar de atualmente não estarem designadas como massas de Água Fortemente Modificada (AFM) foram integradas no procedimento em curso para a sua identificação preliminar e para a sua designação como AFM, de acordo com os documentos guia de referência utilizados no âmbito da avaliação da DQA(SRAAC, DROTRH, 2021).

#### Vulnerabilidade costeira das ilhas do arquipélago dos Açores

Nas zonas costeiras dos Açores, podem ser considerados sete riscos ambientais costeiros genéricos que representam ameaças significativas: aumento do nível do mar, tempestades, erosão costeira, tsunamis, deslizamento de vertentes, inundações e atividades sísmicas e vulcânicas (Ng *et al.*, 2013). Por conseguinte, Ng *et al.* (2019), tal como já mencionado anteriormente, desenvolveram um índice de vulnerabilidade costeira integrada com recurso a seis indicadores, que funcionaram como *proxies* para a avaliação da vulnerabilidade costeira nas nove ilhas dos Açores, e que se fundamentam num enquadramento conceptual de vulnerabilidade, o qual incorpora, por sua vez, três aspetos essenciais: elementos externos de stress, propriedades biofísicas e características socioeconómicas. Obtidos os valores para o índice de vulnerabilidade costeira, os mesmos foram utilizados para delinear segmentos costeiros em cinco classes, baseadas nos graus relativos de vulnerabilidade, e que variaram entre muito baixo e muito elevado (Ng *et al.*, 2019). Poder-se-á também referir que esta abordagem permitiu o desenvolvimento de um conhecimento de base para as orlas costeiras açorianas, nomeadamente em relação à exposição aos riscos com origem marítima, às características biofísicas inerentes (geomorfologia) ou adquiridas (estruturas de defesa costeira) e às características socioeconómicas (Ng *et al.*, 2019). No entanto, a partir de uma avaliação dos riscos costeiros e das medidas de proteção costeira a implementar, o mesmo demonstra que a engenharia costeira, muito provavelmente, permanecerá como o método crucial de proteção da costa, tendo ainda em conta o previsível aumento do nível do mar e da intensidade dos eventos climáticos extremos associados às alterações do clima (Ng *et al.*, 2013). Para além disso, existem estudos que demonstram que a presença de infraestruturas pode não apenas influenciar positivamente os stocks de espécies marinhas importantes como também ter um impacto positivo em áreas adjacentes, em termos de biodiversidade (Martins *et al.*, 2016). O trabalho de Ng *et al.* (2019) permitiu a identificação, posteriormente validada no campo, de um único segmento costeiro com um valor de 26 para o IVCI, e que corresponde a uma vulnerabilidade muito elevada, enquanto todos os restantes segmentos variaram entre 9 e 25, os quais correspondem a uma vulnerabilidade que oscila entre muito baixa a relativamente elevada, considerando aquele trabalho que, a vulnerabilidade costeira nos Açores, num sentido mais amplo, varia entre baixa e moderada a elevada para a maioria dos segmentos costeiros.

O estudo de caracterização do nível e grau de artificialização da zona costeira de todas as ilhas do Arquipélago dos Açores (SeaExpert, 2017), mostra que:

- A **Ilha do Corvo** apresenta 87.7% da sua orla costeira com características naturais,

enquanto apenas 0.7% da mesma demonstra um alto nível de artificialização, apesar de, ao nível do grau de artificialização, ter sido classificada como seminatural;

- A **Ilha das Flores**, demonstra níveis mais elevados de artificialização nas freguesias sedes de concelho, isto é, Santa Cruz e Lajes, apresentando também ambas um grau de artificialização semiartificial, enquanto que a freguesia da Fazenda apresenta o valor mais expressivo do reduzido nível de artificialização. A freguesia da Fazenda demonstra igualmente um grau semiartificial no que respeita ao grau de artificialização, enquanto as restantes freguesias são consideradas como seminaturais.

- Na **Ilha do Faial**, regista-se uma manifesta artificialização das freguesias urbanas do concelho da Horta, apresentando um alto nível de artificialização na área sujeita a inventariação, bem como no que respeita ao grau de artificialização; no que respeita às restantes freguesias, Praia do Norte e Capelo apresentam um nível natural bastante evidente, enquanto que para o grau de artificialização, o Capelo é classificado como natural e as restantes freguesias apresentam-se como seminaturais ou semiartificiais.

- Na **Ilha do Pico**, a freguesia da Madalena apresenta o valor percentual mais elevado para o nível de artificialização, enquanto as restantes freguesias exibem, maioritariamente, áreas consideradas naturais; no que respeita ao grau de artificialização, a freguesia da Madalena encontra-se classificada como natural, ao passo que as freguesias da Ribeirinha e da Criação Velha são consideradas como naturais e as restantes como seminaturais.

- A **Ilha de São Jorge**, apresenta valores superiores a 80% para o nível natural de artificialização, em todas as freguesias, sendo a freguesia da Urzelina a que demonstra um nível de artificialização mais elevado; no que concerne ao grau de artificialização, todas as restantes freguesias apresentam-se como seminaturais, à exceção dos Rosais que é considerada como natural.

- Para a **Ilha Graciosa**, registou-se o valor percentual mais elevado na freguesia de São Mateus, seguindo-se em segundo lugar a freguesia de Santa Cruz da Graciosa, enquanto Guadalupe apresenta a percentagem mais elevada no que respeita ao nível natural; relativamente ao grau de artificialização, todas as freguesias da ilha são tidas como seminaturais, à exceção de São Mateus que se apresenta como semiartificial;

- A **Ilha Terceira** demonstra maiores níveis de artificialização para as freguesias de Nossa Senhora da Conceição, na cidade de Angra do Heroísmo, Cabo da Praia e São Mateus da Calheta; no que respeita ao grau de artificialização, existem duas freguesias consideradas como artificiais (Cabo da Praia e São Mateus da Calheta), quinze como sendo semiartificiais e somente uma (Aqualva) como seminatural;

- A Ilha de **São Miguel**, a mais artificializada dos Açores, as freguesias do centro histórico de Ponta Delgada, bem como Vila Franca do Campo apresentam elevados níveis de artificialização, registando-se a particularidade da freguesia de São Sebastião não exibir a classe natural, enquanto que as freguesias de Lomba da Maia, Ribeira Quente e Algarvia demonstram os valores mais expressivos para o nível natural; quanto ao grau de artificialização, São Miguel apresenta 10 freguesias consideradas como artificiais, bem como 22 freguesias classificadas

semiartificiais;

- Na **Ilha de Santa Maria**, todas as freguesias desta ilha, à exceção de Vila do Porto, apresentam valores superiores a 80% relativamente ao nível natural de artificialização, com destaque para a Almagreira como o valor mais elevado; em relação ao grau de artificialização, Santa Maria, tal como o Corvo, demonstra o grau de artificialização mais homogéneo, isto é, toda a ilha está considerada como sendo seminatural.

Em geral, a caracterização mostra que a classe seminatural é a mais representativa ao nível do arquipélago dos Açores (51%), seguindo-se a classe semiartificial com 33.1%, sendo de apenas 12% o grau de artificialização para toda a região dos Açores (SeaExpert, 2017).

#### 4.4. Avaliação do bom estado ambiental

A Tabela 4.4 apresenta o resumo da avaliação atual do D7, considerando para se atingiu o BEA para ambos os critérios D7C1 e D7C2, no entanto em ambos os casos se considera que o grau de confiança é baixo uma vez que a caracterização da artificialização costeira requer atualização e a necessidade de implementação de um programa de monitoração da orla costeira dos Açores que identifique o impacto dos cada vez mais frequentes e intensos fenómenos extremos resultantes das alterações climáticas.

**Tabela 4.4.** Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 7 por área de avaliação e respetivo grau de confiança.

Área de avaliação	Critérios		BEA	Grau de Confiança
	D7C1 Secundário	D7C2 Secundário		
AMA	Atingido	Atingido	Atingido	Baixo

#### 4.5. Alterações Climáticas

As alterações climáticas foram reconhecidas como a maior ameaça para os ecossistemas marinhos no século XXI (IPCC, 2023). As projeções das propriedades da massa de águas profundas sugerem que partes do fundo do mar no Atlântico Norte sofrerão alterações significativas como consequência da absorção e armazenamento de calor e dióxido de carbono antropogénico no oceano profundo (Gehlen *et al.*, 2014; Sweetman *et al.*, 2017; Perez *et al.*, 2018). Estas alterações previstas podem afetar a produtividade, a biodiversidade e a distribuição da fauna de profundidade, especialmente as espécies indicadoras de VME, comprometendo os principais serviços ecossistémicos (Levin & Le Bris, 2015; Levin *et al.*, 2019; Xavier *et al.*, 2021; Morato *et al.*, 2020; Puerta *et al.*, 2020). Nos Açores, previu-se que as propriedades da água do mar de fundo mudassem em 2.100 com um pequeno aumento da temperatura da água do mar, uma perda de oxigénio dissolvido até 3,7%, uma diminuição de 40 a 55% no fluxo de matéria orgânica particulada para o fundo do mar, uma diminuição do pH superior a 0,3 unidades na maior parte da área e uma diminuição do horizonte de saturação para calcite e aragonite.

#### 4.6. Referências

- CE, 2019a. Our Oceans, Seas and Coasts. Descriptor 7: Hydrographical Conditions [WWW Document]. URL [https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-7/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-7/index_en.htm) (accessed 12.6.19).
- CE, 2019b. D7 Hydrographical conditions Permanent alteration of hydrographical conditions does not adversely affect marine ecosystems. [WWW Document]. URL [https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=25&O=136&titre\\_chap=D7](https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=25&O=136&titre_chap=D7) Hydrographical conditions
- CE, 2017. Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017, que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação., Jornal Oficial da União Europeia.
- Gehlen, M., Séférian, R., Jones, D. O. B., Roy, T., Roth, R., Barry, J., Bopp, L., Doney, S. C., Dunne, J. P., Heinze, C., Joos, F., Orr, J. C., Resplandy, L., Segschneider, J., and Tjiputra, J.: Projected pH reductions by 2100 might put deep North Atlantic biodiversity at risk, *Biogeosciences*, 11, 6955–6967, <https://doi.org/10.5194/bg-11-6955-2014>, 2014.
- IH, 2010. Roteiro da costa de Portugal Arquipélago dos Açores, vol.2. Grupo Central, 3.a. ed. Ministério da Defesa Nacional, Lisboa, Portugal.
- IPCC, 2023: Sections. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647
- Lacasa, R.M., 2009. Methodological approach to assessing and classifying artificialization process in the seashore áreas: a case study on the Porto Belo Peninsula, Southern Brazil. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.
- Levin, L. A. (1991). Interactions between metazoans and large, agglutinating protozoans: implications for the community structure of deep-sea benthos. *American Zoologist*, 31(6), 886-900.
- Levin, L. A., & Gooday, A. J. (1992). Possible roles for xenophyophores in deep-sea carbon cycling. *Deep-sea food chains and the global carbon cycle*, 93-104.
- MM, SRMCT, SRAAC (2020). *Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo*. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. março de 2020. Disponível em: <https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/gest%C3%A3o-do-mar-instrumentos>
- Morato, T, González-Irusta, J-M, Dominguez-Carrió, C, Wei, C-L, Davies, A, Sweetman, AK, Taranto, GH, Beazley, L, García-Alegre, A, Grehan, A, Laffargue, P, Murillo, FJ, Sacau, M, Vaz, S, Kenchington, E, Arnaud-Haond, S, Callery, O, Chimienti, G, Cordes, E, Egilisdottir, H, Freiwald, A, Gasbarro, R, GutiérrezZárate, C, Gianni, M, Gilkinson, K, Wareham Hayes, VE,



- Hebbeln, D, Hedges, K, Henry, L-A, Johnson, D, Koen-Alonso, M, Lirette, C, Mastrototaro, F, Menot, L, Molodtsova, T, Durán Muñoz, P, Orejas, C, Pennino, MG, Puerta, P, Ragnarsson, SÁ, Ramiro-Sánchez, B, Rice, J, Rivera, J, Roberts, JM, Ross, SW, Rueda, JL, Sampaio, Í, Snelgrove, P, Stirling, D, Treble, MA, Urra, J, Vad, J, van Oevelen, D, Watling, L, Walkusz, W, Wienberg, C, Woillez, M, Levin, LA & Carreiro-Silva, M 2020, 'Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic', *Global Change Biology*, vol. 26, no. 4, pp. 2181-2202. <https://doi.org/10.1111/gcb.14996>
- Ng, K., Phillips, M.R., Calado, H., Borges, P., Veloso-Gomes, F., 2013. Seeking harmony in coastal development for small islands: Exploring multifunctional artificial reefs for São Miguel Island, the Azores. *Appl. Geogr.* 44, 99–111. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.07.013>
- Palma, C., Lillebø, A.I., Borges, C., Souto, M., Pereira, E., Duarte, A.C., Abreu, M.P. de, 2012. Water column characterisation on the Azores platform and at the sea mounts south of the archipelago. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 1884–1894. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.015>
- Peran, A.D., Pham, C.K., Amorim, P., Cardigos, F., Tempera, F., Morato, T., 2016. Seafloor Characteristics in the Azores Region (North Atlantic). *Front. Mar. Sci.* 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00204>
- Perez, F., Fontela, M., García-Ibáñez, M. *et al.* Meridional overturning circulation conveys fast acidification to the deep Atlantic Ocean. *Nature* 554, 515–518 (2018). <https://doi.org/10.1038/nature25493>
- Piatto, L., Polette, M., 2012. Análise do Processo de Artificialização do Município de Balneário Camboriú, SC, Brasil. *Rev. da Gestão Costeira Integr.* <https://doi.org/10.5894/rgci274>.
- Puerta P, Johnson C, Carreiro-Silva M, Henry L-A, Kenchington E, Morato T, Kazanidis G, Rueda JL, Urra J, Ross S, Wei C-L, González-Irusta JM, Arnaud-Haond S and Orejas C (2020) Influence of Water Masses on the Biodiversity and Biogeography of Deep-Sea Benthic Ecosystems in the North Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 7:239. doi: 10.3389/fmars.2020.00239
- SeaExpert, 2017. Projeto da Inventariação da Artificialização das Zonas Costeiras para a Região Autónoma dos Açores. Relatório Final. Projeto executado para a Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia/Direção Regional dos Assuntos do Mar. Refa DRAM16/WP2/BDIU. Horta, Açores.
- Silva, M.A., Steiner, L., Irma, C., Maria, J.C., Rui, P., Tim, C., Philip, K.H., Mark, B., 2012. Winter sighting of a known western North Atlantic right whale in the Azores. *J. Cetacean Res. Manag.* 12, 65–69.
- SRAAC, DROTRH (2021). Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (RH9) 2022-2027.
- SRMCT, 2014. Diretiva-Quadro Estratégia Marinha/Estratégia Marinha para a Subdivisão dos Açores. Horta.





Sweetman, A. K., Thurber, A. R., Smith, C. R., Levin, L. A., Mora, C., Wei, C.-L., ... Roberts, J. M. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 5, 4. <https://doi.org/10.1525/elementa.203>

Xavier, J. R., Rees, D. J., Pereira, R., Colaço, A., Pham, C. K., & Carvalho, F. C. (2021). Diversity, Distribution and Phylogenetic Relationships of Deep-Sea Lithistids (Porifera, Heteroscleromorpha) of the Azores Archipelago. *Frontiers in Marine Science*, 8, 600087.

## 5. DESCRITOR 8: CONTAMINANTES NO MEIO MARINHO

*Os níveis de concentração dos contaminantes não dão origem a efeitos de poluição.*

### 5.1. Introdução

A Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” (Diretiva n.º 2008/56/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de junho, doravante DQEM) transposta para a lei nacional pelo Decreto-Lei n.º 108/2010, de 13 de outubro, alterado e republicado pelo Decreto-Lei n.º 136/2013, de 7 de outubro, onde estabelece que os Estados-Membros (EM) devem tomar as medidas necessárias para obter ou manter o Bom Estado Ambiental (BEA) do meio marinho. Para atingir esse objetivo, a Diretiva determina que cada EM deve elaborar, a cada seis anos, uma estratégia marinha a aplicar às águas, fundos e solos marinhos sob sua jurisdição, tendo em conta a região ou sub-região, onde as várias componentes dos seus espaços marítimos estão integradas.

Em Portugal, a transposição da DQEM é aplicável às águas marinhas sob soberania ou jurisdição nacional, as quais integram a região marinha do Atlântico Nordeste e as sub-regiões da Costa Ibérica e da Macaronésia, onde o Arquipélago dos Açores se insere.

O BEA é definido tendo em conta a conservação da biodiversidade ou a atenuação das pressões antropogénicas as quais incluem a pesca, pressões no fundo marinho, o lixo marinho e contaminantes.

No Anexo I da DQEM, o Descritor 8 é definido como “As concentrações de contaminantes estão em níveis que não dão origem a efeitos de poluição”. Os contaminantes são definidos como substâncias (i.e., elementos e compostos químicos) ou grupos de substâncias tóxicas, persistentes e passíveis de bioacumulação, e outras substâncias ou grupos de substâncias que suscitam um nível de preocupação equivalente. Esta definição está de acordo com a definição de substâncias perigosas utilizadas na Diretiva-Quadro da Água (doravante DQA) - 2000/60/CE (DQA), pela OSPAR<sup>3</sup> e HELCOM<sup>4</sup>.

Os efeitos da poluição são definidos como impactos adversos diretos e/ou indiretos dos contaminantes no meio marinho, tais como danos nos recursos vivos e nos ecossistemas marinhos, incluindo a perda de biodiversidade, os perigos para a saúde humana, o entrave às atividades marinhas, incluindo a pesca, o turismo e recreio e outros usos legítimos do mar, comprometimento da qualidade de utilização da água do mar e redução de comodidades ou, em geral, comprometimento da utilização sustentável dos bens marinhos e serviços.

Considerando a DQA, que contribui com medidas para a proteção das águas de superfície, deverá ter-se em conta dois componentes como forma de avaliar o estado químico da água a considerar na avaliação qualidade para um BEA, são estes: a seleção e a regulamentação de substâncias prioritárias (SP) (Tornero & Hanke, 2016).

A poluição química das águas de superfície constitui uma ameaça para o meio aquático com

<sup>3</sup> Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste

<sup>4</sup> Comissão de Proteção do Ambiente Marinho do Báltico

efeitos tais como, a toxicidade aguda e crónica para os organismos marinhos, acumulação no ecossistema e perda de habitats e de biodiversidade, bem como uma ameaça para a saúde pública. Os níveis de contaminação estão associados a processos de bioacumulação e/ou a fontes de poluição de origem humana. A bioacumulação de metais nos animais depende de uma infinidade de fatores: bióticos e abióticos. De entre fatores bióticos estão as dimensões e massa corporal, idade, sexo, dieta, metabolismo e posição na rede trófica e fatores abióticos, a distribuição de metais no meio ambiente, salinidade, temperatura e pH da água, tipo de habitat e interações com outros metais. Mas, de todos os fatores existentes, é a dieta que tem maior influência na acumulação de metais nos tecidos animais. A bioacumulação é um processo complexo, que requer uma análise simultânea dos níveis de metais nos tecidos dos animais a partir de pelo menos dois níveis tróficos adjacentes (Jakimska-Nagórska, 2011)

Uma abordagem holística é necessária considerando as diferentes pressões antropogénicas e a complexidade dos ecossistemas marinhos, exigindo um acordo das questões técnicas entre os EM da União Europeia (UE), com os quadros vizinhos. A Rede de Peritos em Contaminantes da DQEM, liderada pelo Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia, foi, por conseguinte, criada para compilar, debater e chegar a acordo sobre aspetos técnico-científicos da aplicação da DQEM. Através da Decisão (UE) 2017/848 (2), adotada em junho de 2017, os EM comprometeram-se a respeitar critérios e normas metodológicas comuns ao definir o conceito de BEA em termos quantitativos para as águas marinhas.

A entrada de contaminantes no meio marinho é considerada no âmbito do descritor 8 da DQEM que pretende avaliar a saúde ambiental dos ecossistemas marinhos e recursos vivos da Zona Económica Exclusiva (ZEE) dos Açores, interagindo de forma dinâmica com outros descritores. O Descritor 8 tem as suas ligações mais estreitas com o Descritor 9, uma vez que as concentrações de contaminantes nas espécies marinhas podem dar origem a preocupações não só para consumo humano, mas também a aspetos mais abrangentes da integridade do ecossistema. O Descritor 10, o lixo marinho, está relacionado com o Descritor 8 uma vez que o lixo pode libertar contaminantes, ou devido à interação entre poluentes e lixo. A poluição química pode afetar biodiversidade (Descritor 1), integridade das cadeias alimentares (Descritor 4) e ecossistemas do fundo do mar (Descritor 6), que estão, por isso, intimamente ligados.

Existe claramente uma relevância da interação/integração da monitorização de contaminantes para a proteção do ambiente marinho e para a segurança da saúde humana (descritores 8 e 9, respetivamente) dentro da DQEM. A identificação de possíveis relações entre os níveis de contaminantes em sedimentos e tecidos de peixes e outros organismos marinhos, bem como a associação desses níveis às fontes de poluição, são grandes desafios para os investigadores. O principal desafio é existirem programas de monitorização destinados à avaliação da qualidade ambiental marinha e à segurança da saúde humana, que geralmente aplicam abordagens e até mesmo metodologias diferentes (p.ex. diferentes tecidos analisados).

O presente relatório sintetiza os resultados da avaliação da Região Autónoma dos Açores (RAA) no período de 2016 a 2021, com base em estudos científicos e dados recolhidos de monitorizações regionais.

## 5.2. Metodologia e dados

### 5.2.1. Área de avaliação

A área de estudo para a avaliação do BEA no âmbito deste descritor inclui toda ZEE da RAA, caracterizada por profundos fundos marinhos com um complexo cenário geotectónico onde ocorrem fenómenos sísmico-vulcânicos, refletidos por emissões de lava, desgaseificação difusa dos solos e atividade hidrotermal (Couto *et al.*, 2015).

Embora não sejam conhecidas as fontes antropogénicas de poluição por metais pesados nos Açores, devido à frequente atividade sísmica e vulcânica, elevados aportes de metais pesados podem ser lixiviados para a água do mar que rodeia as ilhas, afetando os organismos marinhos e integrados nas cadeias alimentares, atingindo também espécies comerciais (Colaço *et al.*, 2006; Torres *et al.*, 2020; Wallenstein *et al.*, 2009).

Altos níveis de metais pesados foram relatados para várias espécies hidrotermais e do litoral vulcânico, mais concretamente o cádmio que foi detetado em valores superiores aos níveis máximos (MLs, *maximum levels*) estabelecidos no Regulamento (CE) nº. 1881/2006 para a UE (Dionísio *et al.*, 2013; Torres *et al.*, 2020).

Destaca-se ainda a importância do banco Condor onde os sedimentos são naturalmente enriquecidos em elementos essenciais, como o ferro, e não essenciais, como o cádmio e o arsénio (Caetano *et al.*, 2013).

Mais recentemente, Torres *et al.*, 2023 reportou que as espécies marinhas açorianas parecem ser fontes acumuladoras de metais, em particular o cádmio, apresentando níveis muito elevados que devem ser monitorizados de perto, nomeadamente as menos móveis e sésseis, apresentando níveis elevados e potencialmente tóxicos que devem ser monitorizados de perto. Refletindo uma importante fonte natural local que não deve ser subestimada; especialmente tendo em conta as elevadas taxas de consumo de alguns destes organismos, o que pode levar a um potencial problema de segurança do marisco. À luz destas descobertas, são discutidos os potenciais efeitos, impactos e desafios futuros da investigação, numa perspetiva ecológica e de saúde pública (Torres *et al.*, 2023).

### 5.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

A avaliação do D8 tem por base os critérios, normas metodológicas, especificações e métodos normalizados definidas na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio (Tabela 5.1). Os limiares definidos para avaliação dos critérios de avaliação são apresentados na Tabela 5.12.

Tabela 5.1. Critérios e respetivos elementos e unidades de medida aplicáveis ao Descritor 8 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios
<p><b>(1) Nas águas costeiras e territoriais:</b></p> <p><b>a)</b> Contaminantes selecionados em conformidade com a Diretiva 2000/60/CE:</p> <p>(i) contaminantes relativamente aos quais é estabelecida uma norma de qualidade ambiental na parte A do anexo I da Diretiva 2008/105/CE;</p> <p>(ii) poluentes específicos das bacias hidrográficas mencionados no anexo VIII da Diretiva 2000/60/CE, nas águas costeiras;</p> <p><b>b)</b> Contaminantes suplementares, a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.</p> <p><b>(2) Fora das águas territoriais:</b></p> <p><b>a)</b> Os contaminantes considerados no âmbito do n.º 1, caso ainda sejam suscetíveis de gerar efeitos de poluição;</p> <p><b>b)</b> Contaminantes suplementares, a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional.</p>	<p><b>D8C1 - Primário</b></p> <p>Nas águas costeiras e territoriais, e fora das águas territoriais as concentrações de contaminantes não excedem os limiares estabelecidos</p> <p><b>Unidades de medida: µg /l (água) e µg /kg (peso seco para os sedimentos) e µg /kg (peso fresco para a matriz biota)</b></p>
<p>Espécies e habitats ameaçados pela presença de contaminantes.</p> <p>Lista de espécies e tecidos a analisar, e de habitats, através da cooperação regional ou sub-regional.</p>	<p><b>D8C2 - Secundário</b></p> <p>A saúde das espécies e a condição dos habitats (designadamente a composição e abundância relativa das suas espécies em locais de poluição crónica) não são negativamente afetadas devido aos contaminantes, incluindo os efeitos cumulativos e sinérgicos.</p> <p><b>Unidades de medida: e.g. n.º indivíduos (por espécie) e km² (por tipo de habitat)</b></p>
<p>Episódios de poluição aguda significativa envolvendo substâncias poluentes, tal como definidas no artigo 2.º, n.º 2, da Diretiva 2005/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho (1), incluindo petróleo em bruto e compostos similares.</p>	<p><b>D8C3 - Primário</b></p> <p>A extensão espacial e a duração dos episódios de poluição aguda significativa são minimizadas.</p> <p><b>Unidades de medida: n.º de dias e km² (por ano)</b></p>
<p>Espécies dos grupos de espécies e tipos de habitats bentónicos</p>	<p><b>D8C4 - Secundário</b></p> <p>Os efeitos negativos dos episódios de poluição aguda significativa na saúde das espécies e na condição dos habitats (designadamente a composição e abundância relativa das suas espécies) são minimizados e, sempre que possível, eliminados.</p> <p><b>Unidades de medida: e.g. n.º indivíduos (por espécie) e km² (por tipo de habitat)</b></p>

Para esta avaliação devem ser tidas em consideração os diferentes tipos de substâncias químicas que:

- i) ultrapassam as normas de qualidade ambiental estabelecidas na DQA (n.º 35.º do art. 2.º e anexo V) para as águas de transição e costeiras e respetivos sedimentos e biota;
- ii) as substâncias consideradas como prioritárias (SP) na DQA (Anexo X – regulamentados pela Diretiva 2008/105/CE) que sejam libertadas no meio marinho da Região;
- iii) os contaminantes e químicos nocivos, cuja libertação (emissões, descargas e acidentes), podem trazer riscos significativos para o ambiente marinho, por acumulação ao longo do tempo ou exposições agudas, resultantes de acidentes.

Tabela 5.2. Limiares aplicáveis ao Descritor 8 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Critérios	Limiares
<b>D8C1</b>	<p><b>Nas águas costeiras e territoriais</b></p> <p>(a) Em relação aos contaminantes estabelecidos no n.º 1, alínea a) da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, os valores fixados em conformidade com a Diretiva 2000/60/CE;</p> <p>(b) Quando os contaminantes referidos na alínea a), da Diretiva 2008/56/CE forem medidos numa matriz para a qual não haja qualquer valor fixado ao abrigo da Diretiva 2000/60/CE, a concentração dos contaminantes nessa matriz é estabelecida pelos EM através da cooperação regional ou sub-regional;</p> <p>(c) Em relação aos contaminantes suplementares selecionados ao abrigo do número 1, alínea b), da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, as concentrações relativas a uma determinada matriz (água, sedimentos ou biota) que podem gerar efeitos de poluição. Os Estados-Membros devem estabelecer estas concentrações através da cooperação regional ou sub-regional, tomando em consideração a sua aplicação dentro e fora das águas costeiras e territoriais.</p> <p><b>Fora das águas territoriais</b></p> <p>(a) Para os contaminantes selecionados ao abrigo do número 2, alínea a), da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, os valores aplicáveis nas águas costeiras e territoriais;</p> <p>(b) Para os contaminantes selecionados ao abrigo do número 2, alínea b), da Diretiva 2008/56/CE, dos elementos dos critérios, as concentrações relativas a uma determinada matriz (água, sedimentos ou biota) que possam gerar efeitos de poluição.</p>
<b>D8C2</b> <b>D8C4</b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
<b>D8C3</b>	Não aplicável

Para a realização da presente avaliação foi utilizado o critério primário e as normas metodológicas associadas, as especificações e os métodos normalizados constantes da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio.

O objetivo principal foi avaliar o estado ambiental do meio marinho em relação à contaminação por substâncias perigosas, considerando:

Os **metais pesados** (i.e. ferro, mercúrio, cádmio, crómio, manganês, chumbo, selénio, cobalto, níquel e zinco), que são de elementos químicos com propriedades metálicas que existem naturalmente na crosta terrestre. A sua perigosidade para os seres vivos e para o ambiente fica a dever-se ao facto de não poderem ser degradados nem química nem biologicamente, tendo tendência a acumular-se nos organismos vivos. O mercúrio (Hg), o chumbo (Pb) ou o cádmio (Cd)

são alguns exemplos de metais particularmente tóxicos, uma vez que não possuem função no organismo humano, sendo por isso causadores de doenças graves sendo assimilados e concentrados nos seres vivos. Refira-se, no entanto, que apesar de estarem associados à sua potencial toxicidade, alguns metais pesados como por exemplo o cobalto (Co) ou o cobre (Cu), quando em concentrações normais, contribuem para a realização de funções vitais para o organismo. A libertação dos metais pesados ocorre naturalmente (dado existirem na natureza) ou através de fontes antropogénicas (resultantes da atividade humana) como é o caso da atividade industrial, incineração de resíduos ou uso de pesticidas. A sua propagação e contaminação acontece através do ar, onde os metais pesados se concentram em pequenas partículas inaláveis, da água ou dos solos (fonte: Agência Portuguesa do Ambiente).

Os **poluentes orgânicos persistentes** (PCBs, DDTs), que são substâncias químicas de síntese muito tóxicas produzidas para utilização na agricultura, para a indústria ou que resultam, como subprodutos, de processos industriais. Devido à sua estabilidade química e persistência os PCB têm sido detetados no solo, águas superficiais e subterrâneas, ar e alimentos. São perigosos para a saúde humana e para o ambiente, pois podem causar efeitos crónicos e agudos por exposição mesmo a baixas concentrações. Também se caracterizam por serem bioacumuláveis, isto é, uma vez absorvidas pelos seres vivos expostos ao ar, água solo ou alimentos, estas substâncias têm a capacidade de se acumularem nos seus tecidos gordos sendo, geralmente, hidrofóbicas. Nos animais de níveis tróficos superiores, podem atingir concentrações muito mais elevadas do que as que se verificam nos organismos de que se alimentam, sendo este efeito denominado biomagnificação. Uma vez na cadeia alimentar, vão sendo acumulados e podem pôr em risco a saúde humana e ambiente (fonte: Agência Portuguesa do Ambiente; UNEP Chemicals, 1999).

Os **hidrocarbonetos aromáticos policíclicos** (PAHs), que são compostos não polares e que têm por isso uma solubilidade em água muito baixa. No entanto, a sua elevada toxicidade faz com que mesmo em concentrações muito reduzidas estes compostos constituam um fator de risco ambiental grave. São poluentes estáveis e persistem no meio ambiente e como tal resistem à degradação química e biológica. Também são bioacumulativos, o que significa dizer que acumulam nos organismos vivos ao longo do tempo. Alguns exemplos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são: benzo[a]pireno, naftaleno, acenafteno, acenaftileno, antraceno, fluoreno, fenantreno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno e dibenzo(a,h)antraceno.

Na Tabela 5.3 são apresentados os limiares de referência para as matrizes água, sedimento e biota relativamente às substâncias consideradas prioritárias (Diretiva 2001/22/CE, da Comissão, 2001).

**Tabela 5.3.** Valores de referência para as substâncias prioritárias na água, sedimento e biota, Diretiva 2001/22/CE da Comissão, 2001.

Contaminantes	Água (ngL <sup>-1</sup> )	Sedimento (Me/Al x 10 <sup>-4</sup> )** (Orgânico/Corg x 10 <sup>-7</sup> )***	Biota (mgkg <sup>-1</sup> )
<b>Metais-traço</b>			
Cd (cádmio)	200	0,014**	0,25; 0,50; 1,5; 2,5; 5,0*
Pb (chumbo)	7200	3,3**	1,0; 2,0; 2,5; 5,0*
Hg (mercúrio)	50	0,010**	2,5; 5,0*
Ni (níquel)	20000	6,4**	9,5
Cu (cobre)		2,7**	95
Zn (zinco)		12**	1925
Cr (crómio)		8,9**	
As (arsénio)		1,9**	
<b>Compostos PBDE</b>			
PBDE47	0,2	-	-
PBDE99			
PBDE100			
PBDE153			
PBDE154			
<b>Fenóis</b>			
Nonilfenol	300		
Pentaclorofenol	400		
<b>Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs)</b>			
Antraceno	100	78***	10; 25; 30*
Fluoranteno	100	250	
Fenantreno		1250***	
Benzo-a-pireno	50	625***	
Benzo-a-antraceno		1,5***	
Benzo-b-fluoranteno	30		
Benzo-k-fluoranteno	30	3,5***	
Indeno	2	1,6***	
Benzo-e-perileno		2,1***	
<b>Bifenilos policlorados (PCBs)</b>			
CB52		2,7***	0,83



Contaminantes	Água (ngL <sup>-1</sup> )	Sedimento (Me/Al x 10 <sup>-4</sup> )** (Orgânico/Corg x 10 <sup>-7</sup> )***	Biota (mgkg <sup>-1</sup> )
CB101		3,0***	0,016
CB118		0,63***	0,0033
CB138		7,9***	0,398
CB153		40***	16
CB180		12***	0,630
<b>Outros compostos orgânicos</b>			
DDT	10		
Endosulfão	0,5		
Hexaclorobenzeno	10		
Hexaclorobutadieno	100		
Pentaclorobenzeno	0,7		
TBT (tributilestanho)	0,2		

\* Valores de referência dependentes da espécie de organismo marinho; \*\* razão entre as concentrações de metais-traço e a concentração de alumínio; \*\*\* razão entre as concentrações de compostos orgânicos e o conteúdo em carbono orgânico (Corg).

### 5.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

Estudos realizados entre 2016 e 2021 indicam que, as concentrações de metais pesados presentes nas matrizes água, sedimento e biota provêm de fontes antropogénicas, tais como a exploração marinha mais concretamente a mineração do mar profundo, e do enquadramento geológico (origem vulcânica) dos Açores que têm uma pegada de metais pesados nos solos agrícolas.

Para cada um dos principais grupos de contaminantes verificou-se se os valores indicados nas diferentes fontes de informação ultrapassam os limites legais recomendados (ex. Diretiva 2000/60/CE, Diretiva 2008/105/CE, ICES, 2008, Decisão COM 2010/477/UE), e com que frequência, de forma a poder aferir a situação da Região com base nos critérios e indicadores previamente estabelecidos.

Para o Descritor 8 consideram-se como critérios de pressão os critérios C1 (Concentrações em contaminantes) e C3 (Episódios de poluição significativa), e como critérios de impacto o C2 (Espécies e habitats afetados pela presença de contaminantes) e C4 (Efeitos negativos dos episódios de poluição aguda em espécies e habitats, constantes na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, 2017).

#### Critério D8C1

Nos últimos anos, um grande esforço tem sido focado no desenvolvimento de Critérios de Avaliação de Antecedentes *Background Assessment Concentrations* (BACs) e Critérios de

Avaliação Ambiental *Environmental Assessment Criteria* (EACs) para contaminantes específicos em sedimentos e biota (OSPAR, 2008). A OSPAR definiu como *Background Concentrations* (BCs), as concentrações de um contaminante num local ‘intocado’ ou ‘remoto’ com base em dados contemporâneos ou históricos, cujas concentrações observadas são consideradas ‘próximas do background’ se a concentração média for estatisticamente significativamente abaixo do BAC correspondente. Os EAC de SP são definidos como uma concentração de contaminação química no ambiente abaixo da qual é improvável que ocorram efeitos biológicos inesperados ou inaceitáveis nas espécies marinhas expostas. EACs e outros critérios de avaliação foram desenvolvidos para funcionarem como pontos de articulação na avaliação dos limites seguros das concentrações de contaminantes nos sedimentos e na biota e, por conseguinte, podem ser considerados análogos às Normas de Qualidade Ambiental (NQA) aplicadas ao abrigo da DQA. As substâncias para as quais foram definidos critérios de avaliação (incluindo um número limitado desenvolvido para contaminantes químicos novos e emergentes) e, sobretudo, a falta de medições diretas dos efeitos biológicos relacionados com os poluentes no terreno ainda é diminuta (Lyons *et al.*, 2017).

Para avaliar completamente a saúde dos ambientes marinhos e para responder a questões relacionadas com a biodisponibilidade de substâncias perigosas, interações entre misturas químicas ou fatores de stress e o impacto subsequente que estes fatores combinados têm na saúde dos organismos marinhos, é necessário avaliar de forma integrada incluindo para isso mais substâncias a analisar e avaliar as concentrações de contaminantes prioritários nas matrizes ambientais (tecidos de biota, sedimentos e água) bem como os efeitos biológicos.

#### Matriz Biota

No presente relatório referimos diferentes estudos que mostram que algumas espécies são excelentes modelos bioindicadores de contaminantes no meio marinho, tais como o mexilhão das fontes hidrotermais, corais de profundidade, caranguejos e raia.

Também foram consideradas as espécies analisadas no descritor 9 como espécies indicadoras de contaminantes que apresentaram valores inferiores ou próximos ao limiar dos valores máximos regulamentados.

#### Matriz Sedimento

Existe informação adicional, relativamente ao anterior ciclo de avaliação, correspondente à avaliação de materiais dragados para os metais-traço, tais como o Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn para a Ilha do Faial e São Miguel, e HAP, PCB, PAHs e compostos PCB apenas para a ilha Terceira (marina da praia da vitória).

#### Matriz Água

No que diz respeito ao estado de qualidade ambiental do Oceano Atlântico, nomeadamente das regiões OSPAR, o estabelecimento de concentrações de referência (*background reference concentrations*) para os metais pesados é de crucial importância, de forma a distinguir entre concentrações naturais e concentrações induzidas antropogenicamente. Assim, no âmbito da

expedição EMEPC/Açores/G3/2007 em maio e junho de 2007, Palma *et al.*, 2012 conduziu o estudo que teve como objetivo fornecer novos dados sobre perfis de profundidade da coluna de água de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos para a região atlântica entre 29–38°N e 27–31°W, e apresentou informação importante para o estabelecimento de valores de referência para o Cu, Cd, Pb e As dissolvidos.

#### Critério D8C2

Para o critério D8C2 não foi avaliada a saúde das espécies e a condição dos habitats por escassez de informação.

#### Critério D8C3

Para o critério D8C3 são apresentados, a título meramente informativo, dados extraídos dos registos do CleanSeaNet<sup>5</sup> que é um serviço europeu de deteção por satélite, disponibilizado pela Agência Europeia de Segurança Marítima (EMSA), de derrames de petróleo e navios que oferece assistência aos Estados Membros participantes na identificação e rastreio da poluição por hidrocarbonetos à superfície do mar e monitorização da poluição acidental durante emergências, visando contribuir para a identificação das fontes de poluição.

Os dados existentes para a subdivisão dos Açores sobre os contaminantes continuam a ser diminuta para avaliar o estado ambiental deste descritor ou até mesmo dos seus elementos.

Os eventos de poluição aguda devem ser incluídos quando os EM avaliam o estado do seu ambiente marinho. Tais ocorrências de poluição aguda deverão também ser consideradas no contexto do Plano de Ação para a Poluição Zero da UE<sup>6</sup>.

#### Critério D8C4

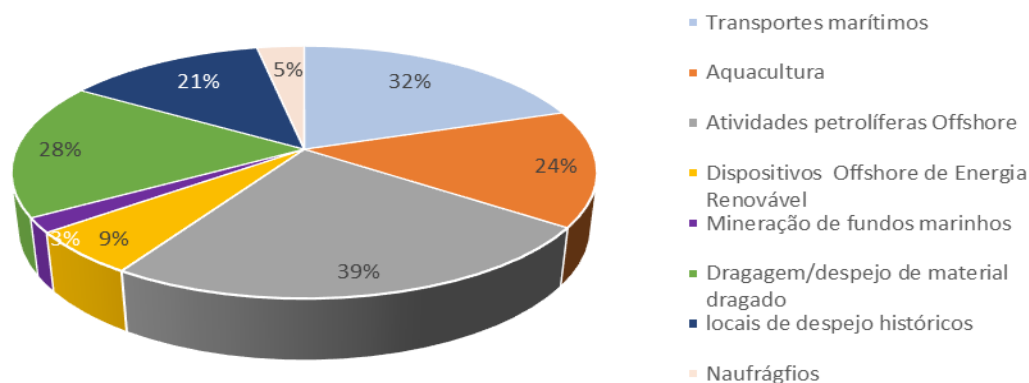
Para o critério D8C4 não foram avaliados os efeitos negativos dos episódios de poluição aguda em espécies e habitats, por escassez de informação.

<sup>5</sup> <https://www.emsa.europa.eu/we-do/surveillance/earthobservationservices/item/4645-cleanseanet-detections-and-feedback-data.html>

<sup>6</sup> [https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan\\_en#:~:text=On%2012%20May%202021%2C%20the,the%20zero%20Pollution%20Stakeholder%20Platform](https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan_en#:~:text=On%2012%20May%202021%2C%20the,the%20zero%20Pollution%20Stakeholder%20Platform)

### 5.3. Resultados

Os contaminantes de origem antropogénica chegam ao ambiente marinho, maioritariamente, a partir de fontes terrestres, Tornero *et al.*, 2016 fez uma revisão da literatura existente e compilou uma lista de 276 substâncias químicas que foram, estão a ser ou poderão ser libertadas na coluna de água a partir de atividades humanas marítimas, ilustrado na Figura 5.1. Entre os contaminantes identificados: 19 são metais/metaloídes, 10 compostos organometálicos, 24 compostos inorgânicos e 19 radionuclídeos. As atividades de petróleo e gás offshore contribuem para esta lista com o maior número de substâncias, seguidas pelas atividades de transporte marítimo e aquacultura (Figura 5.1). Além disso, embora a maioria das substâncias tenha sido associada a apenas uma atividade marítima, existem casos em que estão associadas a mais do que uma fonte, aumentando assim os seus potenciais riscos.



**Figura 5.1.** Percentagem do número total de substâncias identificadas para cada atividade humana marítima.

Esta revisão teve como principal objetivo informar sobre o estado atual do conhecimento das fontes de contaminantes marinhos e fornecer apoio para a criação de abordagens de monitorização, incluindo o rastreio de pontos críticos. A lista resultante pretende, portanto, ser um ponto de partida valioso quando se aborda a gestão da poluição química desde os ambientes costeiros até aos ambientes de mar aberto (Tornero *and* Hanke, 2016).

#### Critério D8C1 – Contaminação no Biota

Em 2016 foi avaliado o perfil de isótopos estáveis, a concentração de metais e os PCBs no músculo e fígado de *Raja clavata*, conhecida por raia-lenga. Os resultados refletiram a bioacumulação e sugeriram processos de bioampliação para As e Hg no tecido muscular. O Cd, Cu e Zn foram detetados em quantidades elevadas no fígado e o Estrôncio (Sr) estava presente no músculo em níveis elevados. O Hg e o Se foram fortemente correlacionados, sugerindo um papel mitigador do Se na regulação do Hg acumulado nos tecidos. Ambos os tecidos apresentaram baixas concentrações de PCB. Nenhum destes contaminantes excedeu os limites legislados pela UE (Regulamento (UE) 2023/915 da Comissão de 25 de abril de 2023). No entanto, a informação científica é escassa e pouco frequente o que não traduz a necessidade de um plano de monitorização regional, tendo em conta a natureza vulcânica das Região e o aumento global da

atividade antropogénica no Atlântico Norte, como o estabelecimento da Parceria Transatlântica de Comércio e Investimento (TTIP) entre a Europa e os EUA e a potencial exploração mineira no mar profundo, junto à área hidrotermal não ativa situada na ZEE nacional (Torres *et al.*, 2016).

Torres *et al.*, 2020 também apresenta uma revisão sistemática completa de todos os estudos realizados sobre espécies marinhas costeiras na Macaronésia com foco no Cd, metal pesado altamente tóxico, particularmente suscetível à mobilização por processos antropogénicos e naturais, considerando o enquadramento geológico e o contexto socioeconómico dos Açores. Os resultados foram comparados e discutidos com dados provenientes do Mediterrâneo, uma região com aparente forte poluição antropogénica. Espécies como a lapa-burra (*Haliotis tuberculata*), são acumuladoras de Cd, cujos níveis elevados devem ser monitorizados regularmente fontes naturais locais, sendo também vital verificar e monitorizar se as concentrações destes poluentes estão abaixo dos níveis máximos legais estabelecidos pela UE do ponto de vista da saúde pública (Torres *et al.*, 2020).

Teixeira *et al.*, 2020 demonstrou que o Se é um potencial elemento protetor contra o Hg nos tecidos musculares e hepáticos de três espécies demersais de peixes de profundidade. Comparando as espécies, o cação (*D. calcea*) apresentou as maiores concentrações de Hg, os menores níveis de Se. Por outro lado, o tubarão-lanterna-liso (*E. pusillus*) apresentou concentrações mais baixas de Hg e concentrações mais elevadas de Se. Comparando os tecidos, a mora comum (*Mora moro*) parece acumular mais Hg e Se no fígado do que as espécies de tubarão *D. calcea* e *E. pusillus* que demonstraram acumular Hg e Se preferencialmente no músculo. Os resultados indicam que estas três espécies por terem concentrações de Hg próximas e acima dos limites regulamentares da UE podem representar um risco real de toxicidade de Hg para o consumidor (Teixeira *et al.*, 2020).

De acordo com estudos anteriores realizados na região, outras espécies edíveis, entre as quais as lapas e a craca, apresentam elevados níveis de concentração de alguns metais pesados, o que tem sido relacionado, várias vezes, com a origem vulcânica das ilhas. Torres *et al.*, 2020 avaliou o teor de metais pesados no tecido comestível de *Haliotis tuberculata* da Ilha de São Miguel, Açores. Os potenciais riscos para a saúde humana devido ao seu consumo foram avaliados através da estimativa da ingestão média diária (EDI) e do quociente de risco alvo (THQ) dos metais. À semelhança de outros organismos nos Açores, as lapas apresentam níveis superiores ao normal de alguns metais pesados, particularmente o cádmio, refletindo uma fonte natural local que deve ser monitorizada de perto do ponto de vista da saúde pública.

A concentração de metais pesados depende das suas características naturais e do nível de pressão antropogénica. Os locais de origem vulcânica têm uma diferente pegada de metais pesados nos solos agrícolas o que os difere dos solos dos centros urbanos. As diferentes espécies animais absorvem metais pesados de forma diferente, de acordo com o seu comportamento alimentar e fisiologia. Dependendo da capacidade de acumular metais pesados, algumas espécies podem ser utilizadas em programas de monitorização para a identificação de áreas perturbadas. As espécies de caranguejo estão incluídas nestas espécies sentinela e são conhecidas por terem uma capacidade bioindicadora. Álvaro *et al.*, 2016 mostrou que o caranguejo mouro, *Pachygrapsus marmoratus*, espécie abundante nos Açores, de fácil captura e manuseamento, é

uma potencial espécie bioindicadora da concentração de metais pesados nas zonas costeiras dos Açores, apresentando uma potencial ferramenta de monitorização *P. marmoratus* amostrados em diferentes locais da Ilha de São Miguel, mostrou variabilidade na concentração de metais de acordo com o local de amostragem. Os metais mais abundantes foram o Fe, Cu, Zn e Mn, conhecidos por estarem presentes em zonas vulcânicas ativas.

No que diz respeito às novas fontes de contaminação da biota, as atividades de exploração mineral no mar profundo, podem originar plumas de sedimento com quilômetros de dispersão contendo elevadas concentrações de metais dissolvidos, que ficarão biodisponíveis. Estas exposições agudas têm impactos nos ecossistemas marinhos bentónicos, (Carreiro-Silva *et al.*, 2022; Martins *et al.*, 2023; Martins *et al.*, 2017). Carreiro-Silva *et al.*, 2022 coloca a hipótese que a elevada mortalidade registada nos corais *Dentomuricea aff. meteor*, durante a experiência com a suspensão em sulfureto polimetálico, pode ter resultado da combinação dos efeitos mecânicos e toxicológicos. Dado o potencial de dispersão das plumas resultantes da mineração do mar profundo e a natureza sensível dos octocorais, das áreas marinhas protegidas será necessário proteger as comunidades de corais de águas profundas (Carreiro-Silva *et al.*, 2022a).

Martins *et al.*, 2017 avaliou se o aumento da concentração de Cu afetaria a função das proteínas de defesa e a expressão genética antioxidante, relacionadas com o sistema imunitário do mexilhão residente nas fontes hidrotermais *B. azoricus*. Os aumentos das concentrações de Cu mostraram causar sérias alterações nos mecanismos de defesa celular nomeadamente no decréscimo da atividade enzimática e diminuição de fatores transcrição genéticos.

As implicações de uma exploração mineira no mar profundo da RAA e áreas adjacentes podem ser graves no que diz respeito à avaliação do bom estado ambiental da Região. Aliado às fontes de origem antropogénica no Atlântico Norte e às fontes naturais de origem vulcânica, um potencial efeito cumulativo da atividade mineira pode colocar em risco a concretização dos critérios de avaliação da qualidade marinha previstos no Descritor 1, 8 e 9.

Em conformidade as espécies consideradas para a avaliação do Descritor 9, espécies bioindicadoras para o Descritor 8 e de valor comercial para o Descritor 9, foi consultada informação disponibilizada por Torres *et al.* (2016 e 2020), com amostras recolhidas em 2011, 2013 e 2014, bem como informação através do plano de monitorização de contaminantes em curso na subdivisão Açores, MoniPOL (Plano de Monitorização Regional de contaminantes em organismos Marinhos para consumo Humano, através do sistema de incentivo conforme a Portaria n.º 32/2009, de 28 de Abril). Desta forma, na literatura considerada foi encontrada informação relativa à concentração de Cd, Pb, Hg e arsénio (As), em espécies de peixes (demersais, semi-pelágicos e grandes pelágicos) e moluscos. Relativamente à concentração de Pb, todas as espécies analisadas apresentaram valores inferiores ao valor máximo regulamentado para tecidos edíveis (0,3 mg Kg<sup>-1</sup>: peixes e elasmobrânquio; 1,5 mg Kg<sup>-1</sup>: moluscos). Os valores de Hg foram superiores aos estabelecidos por regulamentação europeia (0,5 mg Kg<sup>-1</sup>) para a melga e boca negra. Para a espécie congro, apesar da média encontrada ser inferior ao valor máximo regulamentado para tecidos edíveis, vários indivíduos registaram valores de Hg superiores a 0,5 mg Kg<sup>-1</sup>. O As foi o metal que apresentou maiores concentrações em todas as espécies analisadas, com especial destaque para os indivíduos da espécie congro, juliana e melga,



que apresentam valores superiores a 15 mg Kg<sup>-1</sup>. No entanto, o regulamento atual, que estabelece valores limite de arsénio inorgânico nos itens alimentares, não prevê valores limite para os produtos de origem marinha. Adicionalmente, a contaminação por PCB's na área avaliada em raias parece ser bastante baixa, não implicando um risco para o consumo humano (Torres *et al.*, 2016).

Por forma a ter uma visão global, as espécies estudadas para a região dos Açores, na **Tabela 5.4** as espécies foram agrupadas por tecido e por média de concentrações para os diferentes metais (adaptado do relatório do plano de Monitorização de contaminantes em espécies comerciais da RAA-MoniPol).

**Tabela 5.4.** Valores de cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e arsénio (As) (mg.Kg-1 peso húmido) medidos em peixes e moluscos comerciais. \*Valor regulamentar estabelecido pelo Regulamento (CE) n.º 1881/2006, com alterações de acordo com o Regulamento (CE) n.º 629/2008, no que diz respeito aos teores máximos de cádmio, e o Regulamento (CE) n.º 2022/617, no que diz respeito aos teores máximos de mercúrio no peixe e em moluscos. \*\*Sem legislação em vigor na UE ou nos EUA. LD=limite de deteção. MoniPOL (Plano de Monitorização Regional de contaminantes em organismos Marinhos para consumo Humano, através do sistema de incentivo conforme a Portaria n.º 32/2009, de 28 de abril).

Espécie (nome científico)	Espécie (nome comum)	Cd (mg Kg-1, ww)		Pb (mg Kg-1, ww)		Hg (mg Kg-1, ww)		As (mg Kg-1, ww)	
		Músculo	Fígado	Músculo	Fígado	Músculo	Fígado	Músculo	Fígado
Valor regulamentar		0,05	-	0,3	-	0,5	-	-	-
<i>Beryx splendens</i>	Alfonsim	<LD	1,450 ±0,000	0,003 ±0,001	<LD (2)	0,470 ±0,136	0,410 ±0,136	1,034 ±0,153	7,350 ±0,153
		-5	1,400-1,500	<LD-0,005		0,352-0,686	0,370-0,450	0,894-1,223	7,200-7,500
		-2	-2	-5		-5	-2	-5	-2
<i>Beryx decadactylus</i>	Imperador	0,002 ±0,000	5,100 ±1,127	0,005 ±0,011	0,016 ±0,004	0,304 ±0,076	0,320 ±0,036	2,876 ±1,159	15,567 ±2,804
		<LD-0,003	4,400-6,400	<LD-0,050	<LD-0,027	0,208-0,508	0,280-0,350	0,993-0,5016	12,500-18,000
		-20	-3	-20	-3	-20	-3	-20	-3
<i>Conger conger</i>	Congro	0,015 ±0,008	4,800 ±3,593	<LD	0,015 ±0,008	0,437 ±0,156	0,350 ±0,175	30,400 ±16,961	16,667 ±5,877
		<LD-0,032	2,200-8,900	-9	0,010-0,024	0,200-0,600	0,180-0,530	8,600-58,000	9,900-20,500
		-9	-3	-9	-3	-9	-3	-9	-3
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Boca negra	0,005 ±0,002	3,000 ±0,308	0,007 ±0,012	<LD	0,542 ±0,125	0,826 ±0,273	1,517 ±0,474	1,620 ±0,217
		0,003-0,009	2,700-3,500	0,002-0,035	-5	0,400-0,749	0,440-1,100	0,927-2,362	1,400-1,900
		-8	-5	-8	-5	-8	-5	-8	-5
<i>Mora moro</i>	Melga	0,003 ±0,001	1,915 ±0,770	0,016 ±0,006	0,020 ±0,001	0,743 ±0,110	1,155 ±0,457	22,135 ±3,649	14,510 ±3,127
		<LD-0,004	0,600-3,200	0,013-0,024	<LD-0,023	0,549-0,874	0,460-2,000	15,132-26,653	11,000-20,400
		-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10	-10
<i>Phycis phycis</i>	Abrótea	<LD	0,290 ±0,304	0,003 ±0,002	<LD	0,224 ±0,056	0,229 ±0,288	10,522 ±2,806	9,800 ±3,032
		-11	<LD-0,304	<LD-0,003	-10	0,163-0,276	0,037-0,980	4,507-13,800	6,300-14,500
		-10	-10	-11	-10	-11	-10	-11	-10
<i>Phycis blennoides</i>	Juliana	<LD	0,733 ±0,032	0,010 ±0,000	<LD	0,390 ±0,097	0,230 ±0,035	25,000 ±9,877	0,733 ±0,032
		-10	0,710-0,770	<LD-0,011	-3	0,027-0,052	0,190-0,250	10,000-40,000	0,710-0,770
		-3	-3	-10	-3	-10	-3	-10	-3
<i>Sparisoma cretense</i>	Veja	0,003 ±0,004	0,250 ±0,115	0,002 ±0,000	0,023 ±0,005	0,022 ±0,014	0,023 ±0,008	1,929 ±0,788	4,544 ±1,041
		0,002-0,020	0,034-0,370	0,002-0,002	0,016-0,340	0,012-0,070	0,020-0,044	0,818-3,710	2,500-6,100
		-18	-9	-18	-9	-18	-9	-18	-9
Valor regulamentar		0,05	-	0,3	-	1	-	-	-
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz	0,002 ±0,000	13,100 ±0,071	0,002 ±0,000	0,024 ±0,000	0,384 ±0,100	1,100 ±0,000	1,607 ±0,198	3,200 ±0,141
		<LD-0,003	13,100-13,200	<LD-0,003	0,024-0,024	0,260-0,552	1,100-1,100	1,105-1,904	3,100-3,300
		-23	-2	-2	-2	-23	-2	-23	-2
Valor regulamentar		0,1	-	0,3	-	1	-	-	-
<i>Katsuwonus pelamis</i>	Atum-bonito	<LD	0,255 ±0,007	<LD	0,028 ±0,001	0,21 ±0,047	<LD	1,520 ±0,397	4,50 ±0,424
		-10	0,250-0,260	-10	0,027-0,029	0,017-0,030	-10	1,000-2,200	4,420-4,800
		-2	-2	-2	-2	-10	-10	-10	-2
<i>Thunnus obesus</i>	Atum-patudo	0,009 ±0,006	10,150 ±1,413	0,054 ±0,242	<LD	0,480 ±0,0422	0,361 ±0,057	0,660 ±0,411	2,330 ±0,447
		0,004-0,031	6,900-11,300	<LD-0,026	-10	0,370-0,061	0,290-0,490	0,260-1,700	1,800-3,300
		-11	-10	-11	-10	-11	-10	-11	-10
Valor regulamentar		1	-	1,5	-	0,3	-	-	-
<i>Patella aspera</i>	Lapa-brava	1,606 ±0,498	3,156 ±0,786	0,127 ±0,112	0,109 ±0,051	<LD	0,010 ±0,00	1,530 ±0,343	8,622 ±1,679
		0,760-2,600	1,600-4,200	0,039-0,360	0,047-0,190	-10	<LD-0,012	1,300-2,100	7,100-12,000
		-10	-9	-10	-9	-9	-10	-10	-9



**Critério D8C1 – Contaminação no sedimento**

Relativamente à matriz sedimento a informação é ainda diminuta, no entanto desenvolveram-se algumas campanhas de monitorização dos fundos marinhos arenosos subtidaís dos Açores, com o projeto PLASMAR (Gonçalves *et al.*, 2019) onde se descrevem os resultados das campanhas efetuadas no Faial e em S. Miguel durante o ano de 2019, utilizando quatro metodologias diferentes: 1) campanhas de monitorização a bordo das embarcações licenciadas para a atividade, com redes de amostragem durante o processo de extração; 2) vistoria superficial à areia depois de terminado o processo de bombagem; 3) quadrados de amostragem subaquáticos por mergulho com escafandro autónomo com sugadora para caracterização das comunidades biológicas subtidaís dos fundos arenosos de zonas exploradas e não exploradas das referidas ilhas; e 4) observação qualitativa da macrofauna subaquática dos mesmos locais.

Foram analisadas 6 amostras de sedimentos do Faial que mostraram baixas concentrações de matéria orgânica, de carbono orgânico e de azoto, indicando que se trata essencialmente de sedimentos de natureza mineral (Tabela 5.5). Em termos de metais pesados, apenas o níquel (Ni) apresentou valores superiores ao que é permitido para solos para produção agrícola. Os valores dos metais pesados mais problemáticos (mercúrio – Hg; chumbo – Pb; cádmio – Cd; crómio – Cr) foram de um modo geral muito semelhantes em todas as amostras (Tabela 5.5).

**Tabela 5.5.** Concentrações de nutrientes e metais pesados das amostras do Faial (zona de exploração com fundo cinzento).

Data	Locais											
	Ribeirinha						Pedro Miguel					
	12/07/2019		18/07/2019		25/07/2019		04/07/2019		11/07/2019		19/07/2019	
Média	d.p.	Média	d.p.	Média	d.p.	Média	d.p.	Média	d.p.	Média	d.p.	
pH (H2O)	7,5	0,01	7,8	0,01	8,2	0,01	8,1	0,01	8,2	0,0	8,3	0,01
pH (CaCl2)	6,9	0,01	7,2	0,01	7,9	0,01	8,1	0,01	8,0	0,0	8,0	0,01
Conduct, eléctrica (µS/cm)	4400,0	2,00	4620,0	2,00	1995,2		6190,0	2,00	4660,0	2,0	7860,0	2,00
Matéria orgânica (%)	0,5	0,01	0,4	0,01	0,6	0,01	0,3	0,01	0,4	0,0	0,9	0,01
Carbono orgânico (%)	0,3	0,04	0,3	0,04	0,3	0,04	0,2	0,04	0,3	0,0	0,5	0,04
Azoto total (%)	0,0	0,02	< 0,02		< 0,02		< 0,02		0,1	0,0	0,0	0,02
Razão Carbono: Azoto	9,3		16,4		17,0		24,8		3,2	3,2	16,9	
Fósforo (P2O5) (ppm)	15,1	0,40	14,6	0,40	17,0	0,40	16,1	0,40	16,3	0,4	212,5	0,40
Potássio(K2O) (ppm)	335,2	1,30	292,5	1,30	384,9	1,30	391,1	1,20	389,5	1,3	341,6	1,30
Cálcio (CaO) (ppm)	3252,3	0,90	2895,2	0,90	3102,5	0,90	521234,0	0,90	3911,5	0,9	527,9	0,90
Magnésio (MgO) (ppm)	1151,5	0,40	838,1	0,40	1353,5	0,40	1314,2	0,40	1532,1	0,4	164,4	0,40
Enxofre (ppm)	188,4	0,10	89,2	0,10	236,2	0,10	232,5	0,10	241,0	0,1	35,1	0,10
Ferro (ppm)	186,8	0,10	151,2	0,10	203,0	6 0,1	188,3	0,10	180,1	0,1	124,8	0,10
Manganês (MnAl) (ppm)	-74,1	0	-111,4	0	-172,5	0	-145,1		-177,8	0	-213,8	0
Boro (ppm)	4,2		3,8		5,3		5,5		5,6	5,6	0,5	
Cd (ppm)	<1		<1		<1		<1		<1		<1	
Cu (ppm)	59,8	1,20	55,3	1,10	59,2	1,18	56,7	45304,00	57,6	1,2	54,3	1,09
Ni (ppm)	<b>144,6</b>	<b>2,89</b>	<b>132,1</b>	<b>2,64</b>	<b>126,4</b>	<b>2,53</b>	<b>142,9</b>	<b>2,86</b>	<b>125,6</b>	<b>2,5</b>	<b>89,7</b>	<b>1,79</b>
Pb (ppm)	<50		<50		<50		<50		<50		<50	
Zn (ppm)	<150		<150		<150		<150		<150		<150	
Hg (ppm)	1,5	0,03	<1		<1		1,8	0,04	<1		<1	
Cr (ppm)	77,3	1,55	66,4	1,33	70,9	1,42	79,8	45296,00	74,4	1,5	57,6	1,15

Nas seis amostras de sedimentos do Faial analisadas apenas o níquel (Ni) apresentou valores superiores ao que é permitido para solos para produção agrícola. Os valores dos metais pesados

mais problemáticos (mercúrio – Hg; chumbo – Pb; cádmio – Cd; crómio – Cr) foram de um modo geral muito semelhantes em todas as amostras.

Na Praia da Vitória, na ilha Terceira, a dragagem efetuada em 2017 teve como propósito a manutenção do canal de navegabilidade da marina e reposição de areias nas praias que ficaram suprimidas preparando a zona balnear de modo a dotar a praia de maior capacidade como melhorar o seu aspeto paisagístico. As amostras de sedimentos foram recolhidas desde a superfície até à cota de dragagem, ou seja, até 1,50 m de profundidade. Os ensaios laboratoriais realizados sobre as amostras recolhidas, incluíram a determinação de parâmetros químicos e biológicos, entre os quais o Arsénio, Cádmio, Crómio, Cobre, Chumbo, Níquel Zinco, Mercúrio, PCBs, PAHs HCBs. Após a avaliação dos resultados obtidos (ver Tabela 5.6) considerou-se o Material Dragado Limpo podendo este ser depositado no meio aquático ou repostado em locais sujeitos a erosão ou utilizado para alimentação de praias, sem normas restritivas.

Tabela 5.6. Resultados dos ensaios laboratoriais das amostras recolhidas em 2017 e 2021.

	Compostos	Unidades	Anos	
			2017	2021
Média de valores da amostragem	Carbono Org. Total	(%)	0,33	<0,2 (LQ)
	Arsénio	(mg/Kg)	13,67	14
	Cádmio	(mg/Kg)	<0,2 (LQ)	<1,0 (LQ)
	Crómio	(mg/Kg)	6,33	7
	Cobre	(mg/Kg)	5,33	<2 (LQ)
	Chumbo	(mg/Kg)	0,47	2,5
	Níquel	(mg/Kg)	7,33	12,33
	Mercúrio	(mg/Kg)	<0,1 (LQ)	<0,1 (LQ)
	Zinco	(mg/Kg)	46,33	56,67
	PCB soma	(µg/Kg)	<0,5 (LQ)	<10 (LQ)
	HCB soma	(µg/Kg)	<0,5 (LQ)	
	PAH soma	(µg/Kg)	<10 (LQ)	<10 (LQ)

#### Critério D8C1 – Contaminação da água

Relativamente à matriz água Palma *et al.*, 2012 mostrou que as águas mais profundas da plataforma dos Açores apresentaram concentrações de sulfato e fósforo elevadas, provavelmente devido à origem terrestre/antropogénica destes nutrientes e à capacidade de fixação de fósforo e enxofre em águas profundas e, apresentam, baixas concentrações de Arsénio próximo da costa. No que diz respeito aos elementos potencialmente tóxicos estudados, Palma *et al.*, 2012 sugere novas concentrações de referência para a Região V da OSPAR: entre 0,15–13nM para o Cu, 0,05–1,4nM para o Cd, 0,03–5nM para o Pb e 7–28nM para o Arsénio) com base nos valores de referência previamente estabelecidos (Tabela 5.7).

Tabela 5.7. Valores de referência legais para produtos contaminantes em diferentes matrizes aplicáveis à Região dos Açores – Diretiva 2001/22/CE; ICES (2008).

Contaminantes	Tipo	Matriz	
		Água ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Biota ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )
	Hg <sup>1</sup>	50	2,5/5,0
	Cd <sup>1</sup>	200	0,25/0,5/1,5/2,5/5,0
	Pb <sup>1</sup>	7200	1,0/2,5/5,0
PAHs	BaP <sup>1</sup>	50	10 / 25 / 30
Organoclorados	$\Sigma\text{PCBs}^2$	~66	~17,5
	TBTs	0,2	
	DDT	10	

### Critério D8C3 – eventos Significativos de poluição aguda

Mesmo não estando ainda estabelecida a estratégia para que a informação dos derrames possa ser feita de uma forma homogénea entre os EM, os dados do *CleanSeaNet* foram extraídos e compilados para os anos de avaliação (2016 - 2021), unicamente os registos de deteção com a classificação A (alta confiança) foram considerados e foi adicionalmente calculada a área de deteção em forma circular, usando a fórmula  $\text{Área Circular} = \sqrt{(\text{área}(\text{m}^2)/\text{PI})}$ , por forma a representar no mapa da sub-região Açores (Figura 5.2). Para a ZEE dos Açores, no período acima descrito, registaram-se um total de 100 ocorrências de classificação A, tal como representado na Figura 5.3.

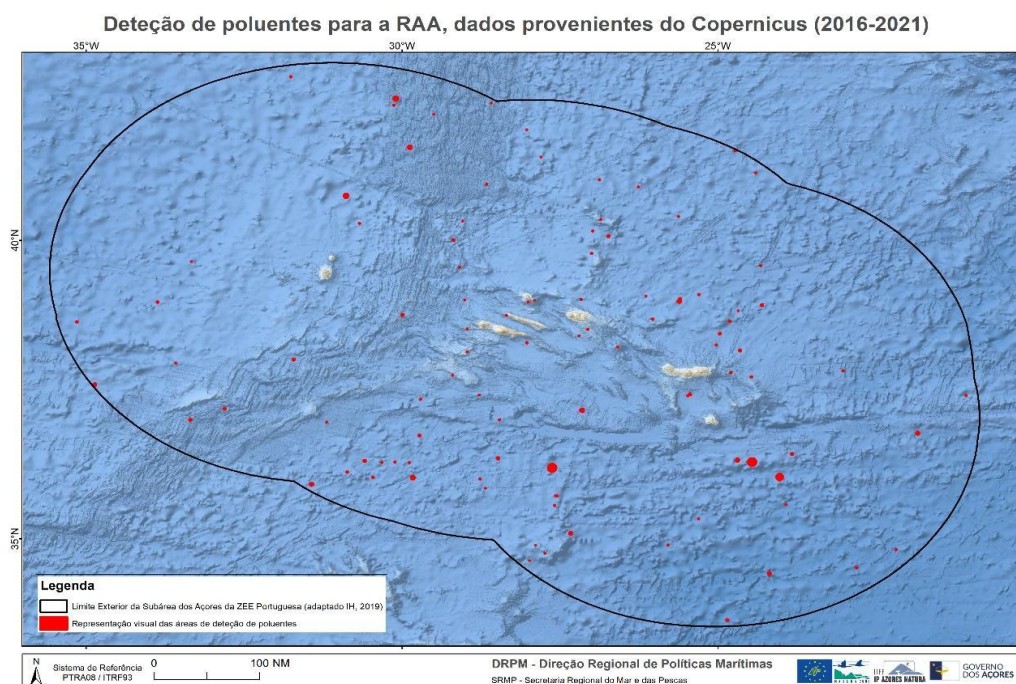


Figura 5.2. Mapa da sub-região dos Açores com os dados de eventos registados, extraídos do CleanSeaNet, entre 2016-2021.

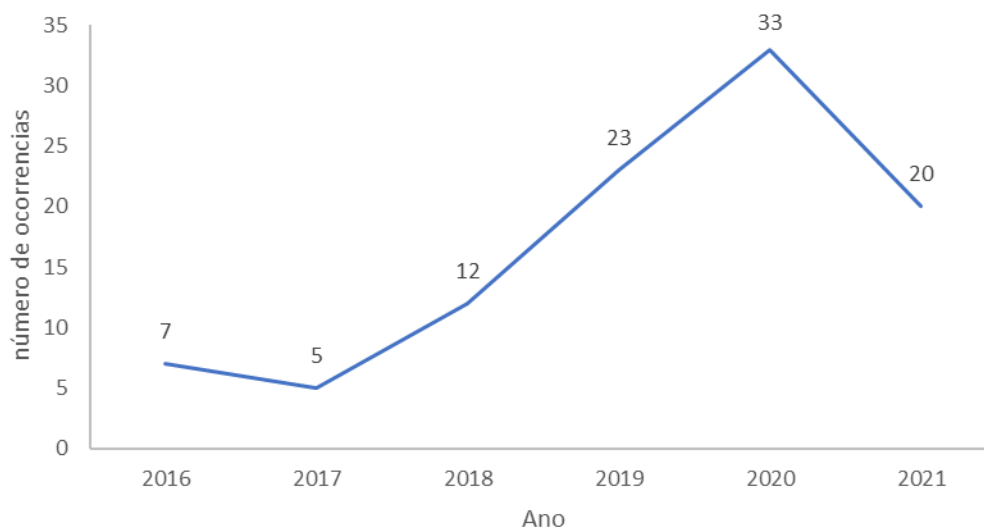


Figura 5.3. Ocorrências de Poluição com classificação A para a sub-região Açores.

Analisando o número de eventos durante o período de avaliação da DQEM, verifica-se que em 2020 foi o ano onde se registou o maior número de ocorrências, conforme mostra a Figura 5.3.

O D8C3 não foi avaliado uma vez que os dados disponíveis detetam manchas que podem ser causadas por derrames de óleo, outros poluentes (p.ex., despejo de águas residuais, lixo marinho) ou características que ocorrem naturalmente (por exemplo, proliferação de algas, áreas de afloramento, etc.). Informações mais detalhadas tais como a identificação e valores de concentração dos contaminantes e/ou fontes de poluição são necessárias para que se consiga avaliar o critério 3 (C3).

As avaliações D8C3 harmonizadas exigirão um acordo sobre os fatores que determinarão 1) quando um único derrame se deverá ser considerado para relatório de avaliação DQEM, e 2) quando ocorre um único derrame deverá ser considerado como «significativo», desencadeando assim a obrigação de monitorização do impacto do derrame ao abrigo do D8C4. As conclusões devem estabelecer as bases para compreender como o D8C3 e o D8C4 devem ser utilizados na avaliação global do D8, garantindo que os derrames e os seus efeitos são considerados numa avaliação holística do BEA.

#### 5.4. Avaliação do bom estado ambiental

**O meio marinho da RAA é considerado em bom estado ambiental quando as concentrações ambientais de contaminantes estiverem dentro dos níveis estabelecidos (padrões de qualidade ambiental da Diretiva Quadro da Água e critérios de avaliação ambientais da OSPAR) e se os efeitos dos contaminantes em processos biológicos e grupos taxonómicos estiverem dentro dos níveis estipulados (OSPAR - Eco Quality Objectives).**

A Decisão de BEA descreve em termos gerais a utilização dos critérios de avaliação de bom estado ambiental e exige que os detalhes sejam acordados a nível (sub)regional. Uma integração de todos os critérios não é exigida pela Decisão de BEA. A Figura 5.4 ilustra a utilização dos critérios e os níveis de integração do Descritor 8.

Atualmente não existem regras comumente acordadas para a integração dos resultados por parâmetro ou critério. A maioria dos Estados-Membros utiliza a regra «one-out-all-out» (OOAO) para as avaliações de D8C1. Esta regra estipula que, se um único critério de avaliação falhar, o estado geral da categoria correspondente será considerado como “não cumpre os requisitos”, independentemente de todos os outros critérios estarem em conformidade. No entanto, existem abordagens alternativas à regra OOAO. Por exemplo, OSPAR e HELCOM utilizam a ferramenta CHASE, que permite uma avaliação matemática do risco das substâncias libertadas para as várias matrizes, solo, água e biota, sem descurar o princípio da precaução. Para D8C2 e D8C3/C4, as regras de integração até agora não são geralmente aplicadas e a orientação tem de ser desenvolvida (Acangeli *et al.*, 2022).

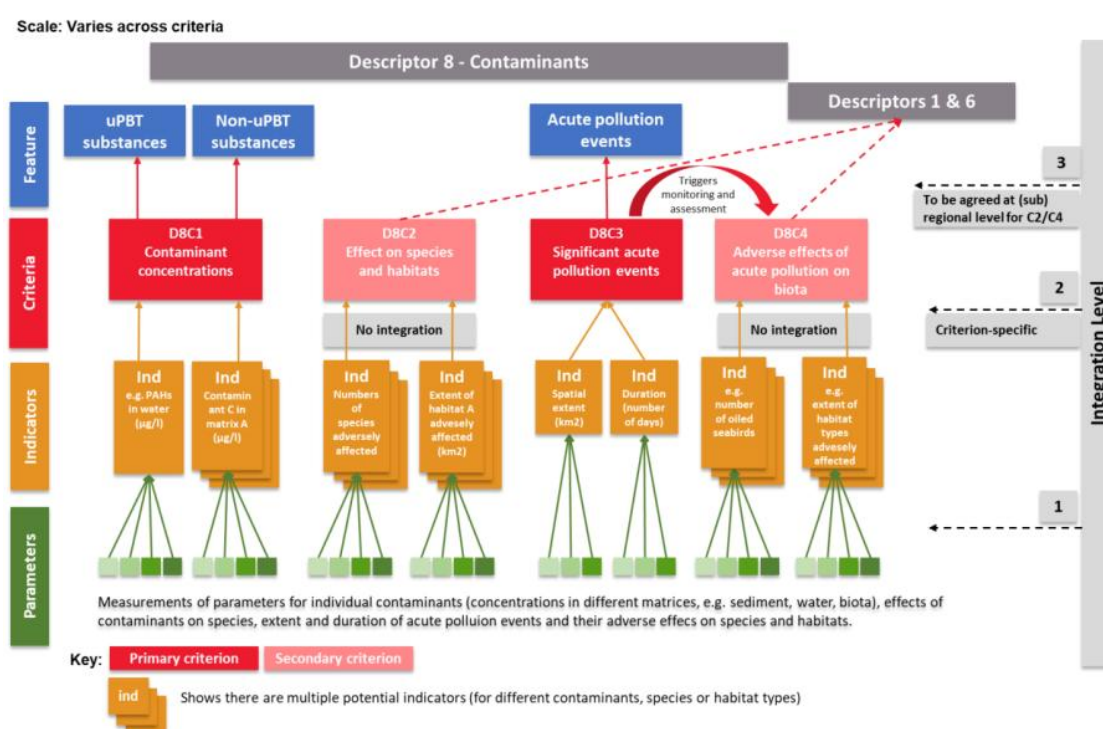


Figura 5.4. Critérios do Descritor 8 e níveis de integração. (Acangeli *et al.*, 2022)

A avaliação inicial do BEA, deste descritor, efetuada em 2014 e a sua reavaliação para a subdivisão Açores efetuada em 2020 (SRMCT, 2014) baseou-se na informação científica existente, classificando o BEA como desconhecido. Na presente avaliação consideram-se alguns estudos e relatórios recentes que adicionam informação para o Descritor 8 mas, ainda assim, não nos permite avaliar o BEA ação chave para essa avaliação. Considerando que os dados são insuficientes para avaliar o estado ambiental deste descritor ou até dos seus elementos, para período de avaliação 2016-2021 determinado pela UE (European Commission, 2023) a avaliação o BEA mantém -se como desconhecido (Tabela 5.8).

Contudo, a RAA começa a estar estruturada para assumir uma monitorização regular dos contaminantes nas matrizes sedimentos e tecidos da biota (nomeadamente as espécies comerciais, bioindicadoras, consideradas para o descritor 9), cumprindo o Programa Conjunto de



Avaliação e Monitorização da OSPAR, doravante JAMP<sup>7</sup>, inclui uma monitorização extensiva das concentrações de contaminantes nos sedimentos e na biota. Para constituir a base de avaliação, a OSPAR utilizou duas formas de critérios de avaliação na interpretação dos produtos químicos dados de monitorização; (1) *Background Concentrations* (BCs) e *Background Assessment Concentrations* (BACs) e (2) *Environmental Assessment Criteria* (EACs). Comparações entre os diferentes tipos de critérios têm sido utilizadas para as avaliações das concentrações de contaminantes em sedimentos e biota (JAMP|OSPAR *Commission*).

A avaliação do cumprimento do BEA no âmbito do Descritor 8 deverá ser baseada na monitorização de programas que incluem medições químicas e biológicas relacionadas com os efeitos de poluentes nos organismos marinhos. Os programas de monitorização incluirão a avaliação de concentrações de contaminantes prioritários em matrizes ambientais, nomeadamente, água, sedimentos e tecidos da biota. Os programas de monitorização deveriam incluir também a quantificação dos efeitos biológicos dos contaminantes em diferentes níveis de organização biológica. A seleção dos contaminantes prioritários, a monitorização de espécies e as medições de efeitos biológicos podem variar entre as áreas de avaliação em resposta às preocupações locais e às condições ambientais.

Estes dados de monitorização serão interpretados através de uma série de níveis de metas ambientais, expressos como concentrações químicas ou níveis de resposta biológica. Em particular, os dados de monitorização serão interpretados em relação aos níveis-alvo concebidos para proteger contra a ocorrência de efeitos da poluição. Exemplos incluem NQA e CAA para água, sedimentos e biota. Os efeitos biológicos serão avaliados com base em critérios de danos significativos para os organismos em causa. Além disso, a monitorização os dados serão avaliados em relação às concentrações de base ou aos níveis de resposta biológica, para permitir abordagens de risco adicional a utilizar para os níveis-alvo, permitindo uma maior utilização da monitorização dados na interpretação dos agentes causadores dos efeitos da poluição, e criar alertas prévios de potenciais problemas.

A integração dos resultados dos programas de monitorização será facilitada pela abordagem coerente e conjuntos consistentes de níveis de metas ambientais (NQA, BAC, EAC, etc.) atualmente aplicados e a ser desenvolvido no âmbito da DQA, das convenções marítimas regionais ou a nível dos EM.

O regime de conformidade a aplicar a nível dos EM deve ser acordado a nível europeu. São necessárias disposições claras, que permitam uma implementação harmonizada da DQEM, que devem incluir detalhes técnicos sobre a conformidade ou não conformidade, considerando também as questões estatísticas de amostragem e comparações com os níveis-alvo.

O critério D8C1 tem em conta as concentrações de substâncias químicas em diferentes matrizes, o critério D8C2 inclui disposições para a avaliação dos efeitos dos contaminantes sobre a saúde das espécies e a condição dos habitats. De acordo com a Decisão de BEA, os EM deverão estabelecer estes efeitos adversos através da cooperação (sub)regional. Os EM deverão estabelecer também, através da cooperação (sub)regional, uma lista de espécies (e tecidos

---

<sup>7</sup> <http://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/jamp>

relevantes para avaliação) e habitats que estão em risco de efeitos adversos de contaminantes, incluindo efeitos cumulativos e sinérgicos (Acangeli *et al.*, 2022).

**Tabela 5.8.** Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 8 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).

Área de avaliação	Critérios	BEA	Grau de confiança
	D8C1 Primário		
Subdivisão Açores (AMA-PT-SD-AZO)	Desconhecido	Desconhecido	NE

## 5.5. Referências

- Acangeli, A. *et al.* 2022. Marine Strategy Framework Directive (MSFD) Article 8 MSFD Assessment Guidance.
- Álvaro, N. V., Neto, A.I., Couto, R.P., Azevedo, J.M.N. and Rodrigues, A.S. (2016). Crabs tell the difference – Relating trace metal content with land use and landscape attributes. *Chemosphere* 144, pp. 1377–1383.
- Caetano, M., Vale C, Annes B., Raimundo J., Drago T., Schimdt S., Nogueira M., Oliveira A., Prego R. (2013). The Condor seamount at Mid-Atlantic Ridge as a supplementary source of trace and rare earth elements to the sediments. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 98(PA), pp. 24–37. doi: 10.1016/J.DSR2.2013.01.009.
- Carreiro-Silva M., Martins I., Riou V., Raimundo J., Caetano M., Bettencourt R., Rakka M., Cerqueira T., Godinho A., Morato T., Colaço A. (2022a). Mechanical and toxicological effects of deep-sea mining sediment plumes on a habitat-forming cold-water octocoral. *Frontiers in Marine Science*.
- Carreiro-Silva, M., Martins, I., Raimundo, J., Caetano, M., Bettencourt, R., Cerqueira, T. and Colaço, A. (2022b). Metal concentrations in seawater of an ex-situ experiment with the cold-water octocoral *Dentomuricea aff. meteor*. doi.org/10.1594/PANGAEA.948404.
- Colaço, A., Bustamante, P., Fouquet, Y., Sarradin, P.M. and Serrão-Santos, R. 2006. Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web. *Chemosphere* 65 (11), pp. 2260–2267. doi: 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2006.05.034.
- Couto, R., Rodrigues, A., Neto, A.I. (2015). Shallow-water hydrothermal vents in the Azores (Portugal). *Revista de Gestão Costeira Integrada* 15. doi: 10.5894/rgci584.
- DECISÃO (UE) 2017/ 848 DA COMISSÃO, de 17 de maio de 2017. *Jornal Oficial da União Europeia*.
- Dionísio, M.A.M. (2013). *Building a Scientific Basis for Its Management*. Ponta Delgada: Universidade dos Açores.
- DIRECTIVA 2001/22/CE DA COMISSAO, de 8 de M. de 2001. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*.

- DQA, Diretiva-quadro da Água da UE. (2000).
- Gonçalves, J.M., Silva, M., Simões, J., Medeiros, R. (2019). Relatório técnico final das campanhas de monitorização dos fundos marinhos arenosos subtidais dos Açores 3o PRODUTO DO CONTRATO DE PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS: AJUSTE DIRETO No 25/SRAM/2018.
- Jakimska-Nagórska, A., Konieczka, P., Skóra, K. and Namieśnik, J. (2011). Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part I: The Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. *Polish Journal of Environmental Studies* 20, pp. 1117–1125.
- Lyons, B.P., Bignell, J. P., Stentiford, G.D., Bolam, T.P.C., Rumney, H. S. Bersuder, P., Barber, J. L., Askem, C. E., Nicolaus, M. E. E., Maes, T. (2017). Determining Good Environmental Status under the Marine Strategy Framework Directive: Case study for descriptor 8 (chemical contaminants). *Marine Environmental Research* 124, pp. 118–129.
- Martins, I., Goulart J., Martins, E., Morales-Román, R., Marín, S., Riou, V., Colaço, A., Bettencourt, R. (2017). Physiological impacts of acute Cu exposure on deep-sea vent mussel *Bathymodiolus azoricus* under a deep-sea mining activity scenario. *Aquatic Toxicology* 193, pp. 40–49. doi: 10.1016/J.AQUATOX.2017.10.004.
- Martins, I., Guerra, A., Azevedo, A., Harasse, O., Colaço, A., Xavier, J., Caetano, M., Carreiro-Silva, M., Martins, I., Neuparth, T., Raimundo, J., Soares, J., Santos, MM. (2023). A modelling framework to assess multiple metals impacts on marine food webs: Relevance for assessing the ecological implications of deep-sea mining based on a systematic review. *Marine Pollution Bulletin* 191, p. 114902. doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2023.114902.
- OSPAR COMMISSION. (2008). Monitoring and Assessment Series CEMP Assessment Manual Co-Ordinated Environmental Monitoring Programme Assessment Manual for contaminants in sediment and biota.
- Palma, C., Lillebø, A.I., Borges, C., Souto, M., Pereira, E., Duarte, A.C. and de Abreu, M.P. (2012). Water column characterization on the Azores platform and at the sea mounts south of the archipelago. *Marine Pollution Bulletin* 64(9), pp. 1884–1894
- Teixeira, G., Raimundo, J., Goulart, J., Costa, V., Menezes, G.M., Caetano, M., Pacheco, M., Martins I. (2020). Hg and Se composition in demersal deep-sea fish from the North-East Atlantic. *Environmental Science and Pollution Research* 27(27), pp. 33649–33657.
- Tornero, V., Hanke, G. (2016). Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin* 112(1–2). doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.091.
- Torres, P., Llopis, A.L., Melo, C.S., Rodrigues, A. (2023). Environmental Impact of Cadmium in a Volcanic Archipelago: Research Challenges Related to a Natural Pollution Source. *Journal of Marine Science and Engineering* 11(1).
- Torres, P., Rodrigues, A., Prestes, A.C.L., Neto, A.I., Álvaro, N., Martins, G.M. (2020). The Azorean edible abalone *Haliotis tuberculata*, an alternative heavy metal-free marine resource? *Chemosphere* 242, p. 125177.
- Torres, P., Tristão da Cunha, R., Micaelo, C., Santos Rodrigues, A. (2016). Bioaccumulation of metals and PCBs in *Raja clavata*. *Science of The Total Environment* 573, pp. 1021–1030.
- UNEP Chemicals. (1999). UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME Guidelines for the Identification of PCBs and Materials Containing PCBs First Issue Prepared by UNEP Chemicals IOMC INTER-ORGANIZATION PROGRAMME FOR THE SOUND MANAGEMENT OF CHEMICALS.





Wallenstein, F.M., Couto, R.P., Amaral, A.S., Wilkinson, M., Neto, A.I., Rodrigues, A.S. (2009). Baseline metal concentrations in marine algae from São Miguel (Azores) under different ecological conditions – Urban proximity and shallow water hydrothermal activity. *Marine Pollution Bulletin* 58(3), pp. 438–443. doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2008.11.021.

## 6. DESCRITOR 9: CONTAMINANTES EM ORGANISMOS MARINHOS PARA CONSUMO HUMANO

*Os contaminantes nos peixes e mariscos para consumo humano não excedem os níveis estabelecidos pela legislação da União ou outras normas pertinentes.*

### 6.1. Introdução

A avaliação inicial do Bom Estado Ambiental (BEA) deste descritor para a subdivisão dos Açores remonta a 2014 e baseou-se em dados de contaminantes disponíveis na literatura que foram comparados com os valores de referência estabelecidos pelo Regulamento (UE) nº 1881/2006 da Comissão, de 19 de dezembro, alterado pelo Regulamento (UE) nº 629/2008 da Comissão, de 2 de julho<sup>8</sup>. Na reavaliação do estado ambiental para a subdivisão Açores efetuada em 2020 foi atualizada a informação existente, e conseqüentemente, realizada uma análise comparativa com os níveis limite definido por regulamentação europeia para as concentrações de Cd, Pb, Hg e PCB's presentes em doze espécies marinhas com maior valor comercial (MM, SRMCT, SRAAC, 2020). Dada a escassez de informação no primeiro ciclo de avaliação DQEM para descritor o BEA foi classificado como “desconhecido”, tendo sido identificadas novas metas ambientais para o presente ciclo de avaliação (2016-2021). Em 2023 arrancou na RAA o Plano de Monitorização Regional de contaminantes em organismos marinhos para consumo humano (MoniPOL), que se prolongará até 2027, e é liderado pela investigadora Inês Martins do Instituto de Investigação em Ciências do Mar Okeanos-UAc, com o apoio da Secretaria Regional do Mar e das Pescas através da Direção Regional das Pescas (DRP).

### 6.2. Metodologia e dados

#### 6.2.1. Área de avaliação

A área de estudo localiza-se na Zona Económica Exclusiva (ZEE) dos Açores, sendo a mesma caracterizada por fundos marinhos vulcânicos que são tectonicamente ativos devido à atividade hidrotermal existente. Apesar de não estarem identificadas fontes de poluição por metais pesados de origem antropogénica, a atividade sísmica e vulcânica existente na subdivisão dos Açores, incluindo a atividade hidrotermal no mar profundo, origina uma elevada libertação de metais pesados para a coluna de água (Colaço *et al.*, 2006; Dionísio *et al.*, 2013; Torres *et al.* 2016a). A amostragem de espécimes foi realizada **maioritariamente** nas áreas contíguas às ilhas do Faial e do Pico (grupo central do arquipélago), nomeadamente nos bancos submarinos Princesa Alice e Condor. Destaca-se que o banco submarino Condor tem grande importância para a pesca de espécies demersais (Menezes *et al.*, 2013), sendo os sedimentos dos fundos marinhos desta área ricos em elementos essenciais (por ex. ferro) e não essenciais, como o cádmio e o arsénio (Caetano *et al.*, 2013).

---

<sup>8</sup> Revogado pelo Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril e que fixa os teores máximos de certos contaminantes presentes nos géneros alimentícios.

### 6.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

Para a realização da presente avaliação foi utilizado o critério primário e as normas metodológicas associadas, as especificações e os métodos normalizados constantes da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão de 17 de maio. Na Tabela 6.1 são apresentados os elementos dos critérios, critérios e limiares aplicáveis ao D9.

**Tabela 6.1.** Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D9 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Contaminantes enumerados no Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril. Os EM podem avaliar contaminantes suplementares, a estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional. Lista de espécies e tecidos a analisar, a estabelecer de acordo com as condições estabelecidas nas “especificações” e através da cooperação regional ou sub-regional.	<b>D9C1 - Primário</b> O nível de contaminantes presentes nos tecidos comestíveis (músculo, fígado, ovas, carne ou outras partes moles, se for caso disso) dos organismos marinhos (incluindo peixes, crustáceos, moluscos, equinodermes, algas e outras plantas marinhas) capturados ou colhidos no meio natural (exceto peixes ósseos provenientes da maricultura) não é superior aos limiares estabelecidos. <b>Unidades de medida: µg/kg, mg/kg ou pg/g</b>	(a) Para os contaminantes enumerados no Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril, os níveis máximos estabelecidos nesse regulamento  (b) Para outros contaminantes limiares a estabelecer pelos EM através da cooperação regional e sub-regional.

Nesta avaliação foram consideradas várias espécies de valor comercial e/ou particular relevância socioeconómica: nove peixes demersais e semi-pelágicos (abrótea, boca-negra, alfonsim, imperador, goraz, melga, juliana, congro e veja), dois grandes pelágicos (atum patudo e bonito) e dois moluscos (lapa-burra e lapa-brava) e um elasmobrânquio (raia-lenga). Será assim reportado neste relatório os níveis de contaminantes em peixes e moluscos baseados na bibliografia existente e comparados com os valores de referência presentes no Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril. Refira-se que apenas o cádmio (Cd), o chumbo (Pb) e o mercúrio (Hg) bem como PCB apresentam valores limite de referência determinados no referido regulamento europeu.

### 6.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

Foram utilizados dados provenientes das análises realizadas em espécimes recolhidos em 2011, 2013 e 2014 (Torres *et al.*, 2016 a, b e 2020), assim como nos anos de 2022 e 2023 no âmbito da monitorização MoniPOL (Okeanos-UAc) (Tabela 6.2). Optou-se por incluir estes últimos anos por forma a colmatar a escassez de dados existente para esta região ultraperiférica.

As concentrações dos metais Cd, Pb, Hg e As foram determinadas em amostras de músculo (11 peixes e um elasmobrânquio) e da glândula digestiva em duas espécies de lapas (Tabela 6.2), conforme disposto no Regulamento (CE) n.º 333/2007, de 28 de março que estabelece os



métodos de amostragem e de análise para o controlo dos teores de oligoelementos e de contaminantes. As espécies incluídas na Tabela 6.2 compreendem as espécies de maior interesse comercial e com maior representação nos desembarques da região durante o período de 2016 e 2021.

**Tabela 6.2.** Nome científico, nome comum, local de captura, ano de captura, nº de indivíduos amostrados, contaminantes analisados e referência bibliográfica associada: a) Torres *et al.* (2016a); b) Torres *et al.* (2016b); c) Torres *et al.* (2020); d) Martins *et al.* (2023). \*Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril.

Nome comum	Nome científico	Local	Ano	Nº indivíduos	Contaminantes analisados	Referência
<b>Peixes</b>						
<i>Demersais e semi-pelágicos</i>						
Abrótea	<i>Phycis phycis</i>	ZEE Açores	2022-2023	11	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Boca negra	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	ZEE Açores	2022-2023	8	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Alfonsim	<i>Beryx splendens</i>	ZEE Açores	2022-2023	5	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Imperador	<i>Beryx decadactylus</i>	ZEE Açores	2022-2023	20	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i>	ZEE Açores	2022-2023	23	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Melga	<i>Mora moro</i>	ZEE Açores	2022-2023	10	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Juliana	<i>Phycis blennoides</i>	ZEE Açores	2022-2023	10	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Congro	<i>Conger conger</i>	ZEE Açores	2022-2023	9	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
Veja	<i>Sparisoma cretense</i>	ZEE Açores	2022-2023	18	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)
<i>Grandes pelágicos</i>						
Atum-bonito	<i>Katsuwonus pelamis</i>	ICES 27.10.a.2	2011	15	Cd*, Hg*, Pb*	a)
Atum-patudo	<i>Thunnus obesus</i>	ICES 27.10.a.2	2011	15	Cd*, Hg*, Pb*	a)
<b>Elasmobrânquios</b>						
Raia-lenga	<i>Raja clavata</i>	ICES 27.10.a.2	2013-2014	30	Cd*, Hg* e PCB*	b)
<b>Moluscos</b>						
Lapa-burra	<i>Haliotis tuberculata</i>	São Miguel	2013	21	Cd*, Pb*	c)
Lapa-brava	<i>Patella aspera</i>	ZEE Açores	2022-2023	10	Cd*, Hg*, Pb*, As	d)

### 6.3. Resultados

As concentrações de Cd registadas nas amostras de músculo das espécies de peixes demersais e semi-pelágicos foram inferiores ao valor máximo regulamentado para tecidos edíveis (0,05 mg Kg<sup>-1</sup>: demersais e semi-pelágicos; 0,10 mg Kg<sup>-1</sup>: goraz, Tabela 6.3). No caso da raia-lenga a concentração média obtida para este metal foi igual ao limite regulamentar estabelecido pela UE para elasmobrânquios (0,05 mg Kg<sup>-1</sup>). Quanto ao atum-bonito e atum-patudo os valores de concentração média de Cd encontravam-se acima dos valores limiares de referência aplicados pela União Europeia, 0,10 mg Kg<sup>-1</sup> (Torres *et al.*, 2016a). Importa, contudo, destacar que os resultados das análises realizadas em 2023, não revelam valores superiores aos regulamentados, tendo o atum-bonito um valor de Cd inferior ao limite de deteção e o atum-patudo uma média de concentração de 0,009+/-0,006 mg Kg<sup>-1</sup>.

Relativamente aos moluscos foram encontrados valores médios de Cd superiores aos regulamentados (1,00 mg Kg<sup>-1</sup>) na glândula digestiva da lapa-burra e lapa-brava. Todas as espécies analisadas apresentaram concentrações inferiores de Pb ao valor máximo regulamentado para tecidos edíveis R (0,3 mg Kg<sup>-1</sup>: peixes e elasmobrânquio; 1,5 mg Kg<sup>-1</sup>: moluscos). Foram também registadas concentrações de Hg superiores ao estabelecido por regulamentação europeia (0,5 mg Kg<sup>-1</sup>) nas espécies melga e boca-negra. Para a espécie congro, apesar da média encontrada ser inferior ao valor máximo regulamentado para os tecidos edíveis, foram vários os indivíduos que registaram valores de Hg superiores a 0,5 mg Kg<sup>-1</sup>.

O As foi o metal que apresentou maiores concentrações em todas as espécies analisadas, em particular os indivíduos da espécie congro, juliana e melga, com concentrações superiores a 15 mg Kg<sup>-1</sup>.

Por último, a contaminação por PCB's na área avaliada em raias é reduzida, não implicando um risco para o consumo humano (Torres *et al.*, 2016b).

**Tabela 6.3.** Média aritmética +/- desvio padrão das concentrações de cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), arsénio (As) e PCB (mg Kg<sup>-1</sup>, peso húmido), obtidas no músculo de diferentes espécies de peixes (demersais, semi-pelágicos e grandes pelágicos), elasmobrânquios e glândula digestiva de moluscos capturados na subdivisão dos Açores e valores limite estabelecidos pelo Regulamento (UE) nº 2023/915 da Comissão, de 25 de abril. LD=Limite de deteção (Fonte: Martins *et al.* (2023); Torres *et al.* (2016b e 2020).

Nome comum	Nome científico	Concentração (mg Kg <sup>-1</sup> , peso húmido)			
		Cd	Hg	Pb	As
<b>Peixes</b>					
<i>Demersais e semi-pelágicos</i>					
Abrótea	<i>Phycis phycis</i>	<LD	0,224+/-0,056	0,003+/-0,002	10,522+/-2,806
Boca negra	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0,005+/-0,002	<b>0,542</b> +/-0,125	0,007+/-0,012	1,517+/-0,474
Alfonsim	<i>Beryx splendens</i>	<LD	0,470+/-0,136	0,003+/-0,001	1,034+/-0,153
Imperador	<i>Beryx decadactylus</i>	0,002+/-0,000	0,304+/-0,076	0,005+/-0,011	2,876+/-1,159
Melga	<i>Mora moro</i>	0,003+/-0,001	<b>0,743</b> +/-0,110	0,016+/-0,006	22,135+/-3,649
Juliana	<i>Phycis blennoides</i>	< LD	0,390+/-0,097	0,010+/-0,000	25,000+/-9,877
Congro	<i>Conger conger</i>	0,015+/-0,008	0,437+/-0,156	<LD	30,400+/-16,961
Veja	<i>Sparisoma cretense</i>	0,003+/-0,004	0,022+/-0,014	0,002+/-0,000	1,929+/-0,788
<b>Valor regulamentar</b>		<b>0,05</b>	<b>0,50</b>	<b>0,30</b>	-
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i>	0,002+/-0,000	0,384+/-0,100	0,002+/-0,000	1,607+/-0,198
<b>Valor regulamentar</b>		<b>0,10</b>	<b>1,00</b>	<b>0,3</b>	-
<i>Grandes Pelágicos</i>					
Atum-bonito	<i>Katsuwonus pelamis</i>	<b>0,155</b> +/-0,059	0,040+/-0,012	0,152+/-0,028	-
Atum-patudo	<i>Thunnus obesus</i>	<b>0,186</b> +/- 0,058	0,139+/-0,021	0,036+/-0,001	-
<b>Valor regulamentar</b>		<b>0,10</b>	<b>1,00</b>	<b>0,30</b>	-
<b>Elasmobrânquios</b>					
Raia-lenga	<i>Raja clavata</i>	0,05	0,25+/-0,03 $\sigma$ 0,37+/-0,09 $\varphi$	-	-
<b>Valor regulamentar</b>		<b>0,05</b>	<b>1,00</b>	<b>0,30</b>	-



Nome comum	Nome científico	Concentração (mg Kg <sup>-1</sup> , peso húmido)			
		Cd	Hg	Pb	As
<b>Moluscos</b>					
Lapa-burra	<i>Haliotis tuberculata</i>	1,53	-	0,17	-
Lapa-brava	<i>Patella aspera</i>	1,606+/-0,498	<LD	0,127+/-0,112	8,622+/-1,679
<b>Valor regulamentar</b>		<b>1,00</b>	<b>0,30</b>	<b>1,50</b>	<b>-</b>



#### 6.4. Definição e avaliação do bom estado ambiental

Para este ciclo de avaliação (2016-2021) propõe-se manter a determinação de BEA do anterior ciclo de avaliação anterior, nomeadamente:

*“Os contaminantes nos peixes, moluscos e mariscos para consumo humano não excedem os níveis estabelecidos pela legislação comunitária, ou seja, em termos metodológicos, quando menos de 10% das amostras apresentam desvios positivos em relação aos níveis fixados”.*

De dar nota que os dados disponíveis para este descritor neste ciclo de avaliação foram ampliados com a implementação em 2023 do Plano de Monitorização MoniPol, em colaboração com o Instituto de Investigação em Ciências do Mar Okeanos-UAç. Este é um sinal claro da administração regional no reforço das medidas de monitorização com vista à prevenção, proteção e conservação do meio marinho. Assim, a avaliação deste descritor será melhorada no próximo ciclo de avaliação mantendo-se de momento a classificação anterior (Tabela 6.4).

**Tabela 6.4.** Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 9 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).

Área de avaliação	Critérios	BEA	Grau de Confiança
	D9C1 Primário		
Subdivisão Açores (AMA-PT-SD-AZO)	Desconhecido	Desconhecido	NE

#### 6.5. Referências

Caetano, M., Vale, C., Anes, B., Raimundo, J., Drago, T., Schimdt, S., Nogueira, S., Oliveira, M. Prego, A., and Prego, R. (2013). The Condor seamount at Mid-Atlantic Ridge as a supplementary source of trace and rare earth elements to the sediments. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 98, 24-37pp.

Colaço A., Bustamante P., Fouquet Y., Sarradin P.M. and Serrão-Santos R. (2006) Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web. Chemosphere 65: 2260–2267pp.

Dionísio, M., Costa A. and Rodrigues A. (2013) Heavy metal concentrations in edible barnacles exposed to natural contamination. Chemosphere 91: 563-570pp.

European Commission. (2023). MSFD guidance: reporting on the 2024 update of Articles 8, 9 and 10. (MSFD Guidance Document 20; version 20240514). Brussels.

Martins, I., Oliveira, S., Goulart, J. (2023). MoniPol - Plano Regional de Monitorização de

Contaminantes em Organismos Marinhos para Consumo Humano, ano 1-projeto piloto. Portaria nº32/2009, de 28 de abril, alterada pela Portaria nº47/2010, de 13 de maio. Instituto de Investigação em Ciências do Mar - Okeanos, Universidade dos Açores, Horta, Portugal. 29.

Menezes, G., Diogo, H. and Giacomello, E. (2013). Reconstruction of demersal fisheries history on the Condor seamount, Azores archipelago (Northeast Atlantic), Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, Volume 98, Part A, 190-203pp.

MM, SRMCT, SRAAC (2020). Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. março de 2020

SRMCT (2014). Diretiva-Quadro Estratégia Marinha. Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores, 765 pp.

Torres, P., Rodrigues, A., Soares, L., Garcia, P. (2016a) Metal Concentrations in Two Commercial Tuna Species from an Active Volcanic Region in the Mid-Atlantic Ocean. Arch. Environ. Contam. Toxicol.70:341–347pp.

Torres, P. Tristão da Cunha, R., Micaelo, C., Rodrigues, A. S. (2016b). Bioaccumulation of metals and PCBs in *Raja clavata*, Science of The Total Environment, Volume 573, 1021-1030.

Torres, P., Rodrigues, A. Prestes, A., Neto, A., Álvaro, N. and Martins, G. 2020. The Azorean edible abalone *Haliotis tuberculata*, an alternative heavy metal-free marine resource? Chemosphere. Vol. 242. ISSN 0045-6535.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125177>

## 7. DESCRITOR 10: LIXO MARINHO

*As propriedades e quantidade de lixo marinho não prejudicam o meio costeiro e marinho.*

### 7.1. Introdução

O lixo marinho é definido como qualquer material sólido persistente, fabricado ou processado, descartado (nos rios, no mar ou nas praias) ou abandonado no ambiente marinho e costeiro (Jeftic *et al.*, 2009). Considera-se também todo o lixo que tenha sido trazido indiretamente para o mar pelos rios, esgotos, águas pluviais ou ventos; acidentalmente perdido, incluindo o material perdido no mar com mau tempo (artes de pesca, carga) (UNEP, 2005).

As ameaças à vida marinha são principalmente mecânicas devido à ingestão de detritos e plástico e emaranhamento em tiras de empacotamento, cordas e linhas sintéticas, ou redes à deriva (Derraik, 2002). A acumulação do lixo marinho no fundo do mar também é considerada como um potencial perigo para os ecossistemas marinhos. Esta acumulação pode inibir a troca gasosa entre as águas superficiais e as águas dos poros dos sedimentos, bem como levar à hipoxia ou anoxia das zonas bentónicas podendo interferir com o normal funcionamento do ecossistema, e alterar a composição da vida fundo (Derraik, 2002).

Nos termos do nº 2 do artigo 17.º da Diretiva 2008/56/CE<sup>9</sup>, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de junho, aqui referida como Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” (DQEM), os Estados-Membros (EM) devem rever e atualizar as suas estratégias marinhas de seis em seis anos. Isto inclui os relatórios sobre os artigos 8º (avaliação estado das águas marinhas), 9º (determinação do BEA - Bom Estado Ambiental) e 10º (revisão e/ou definição de metas ambientais), que foram atualizados pela última vez por Portugal em 2020, e que devem ser atualizados e notificados à Comissão Europeia (CE) em 2024 (EC, 2023).

Considerando o disposto na Decisão 2017/848/UE da Comissão, de 17 de maio<sup>10</sup>, o BEA para o descritor 10 (D10) será alcançado quando existirem evidências de que o lixo marinho, quer seja quantitativamente ou qualitativamente, não prejudica o meio costeiro e marinho.

No 2º relatório de avaliação do estado das águas marinhas para a subdivisão Açores, submetido em 2020, considerou-se que a informação disponível para o lixo marinho no arquipélago era insuficiente e não permitia avaliar o BEA em relação a este descritor, apesar dos progressos significativos na recolha de dados durante o 1º ciclo da DQEM (2012-2017), para além da ausência de limiares (*Threshold*) para a maioria dos parâmetros avaliados.

Considerando a localização oceânica dos Açores no extremo nordeste do Giro Subtropical do Atlântico Norte, estando sujeitos a uma forte influência de correntes oceânicas que podem transportar lixo marinho vindo de outras zonas longínquas, em 2020, no 2º relatório de avaliação, entendeu-se que o Descritor 10 pode não refletir necessariamente o BEA ao alcance da região

<sup>9</sup> Que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política para o meio marinho (Diretiva-Quadro «Estratégia Marinha»)

<sup>10</sup> Que estabelece os critérios e as normas metodológicas de avaliação do bom estado ambiental das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação, e que revoga a Decisão 2010/477/EU.

(MM, SRMCT, SRAAC, 2020). Como tal, possivelmente a elevada influência externa de lixo marinho poderá conduzir à observação de resultados crescentes deste contaminante mesmo que sejam estabelecidas medidas de mitigação e aplicados limiares que permitam avaliar o BEA (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), continuando assim a refletir as tendências internacionais para este contaminante.

## 7.2. Metodologia e dados

### 7.2.1. Área de avaliação

A informação recolhida no âmbito dos programas de monitorização (PMo), projetos ou iniciativas, e integrada na presente avaliação do D10 para a Subdivisão Açores, restringe-se à área que inclui as águas marinhas nacionais até aos limites exteriores da Zona Económica Exclusiva (ZEE) subárea Açores, e faz parte da sub-região marinha da Macaronésia.

No entanto, deve-se considerar que os dados reportados são apenas indicativos da possível situação atual do arquipélago considerando que, em alguns casos, as áreas de monitorização não são suficientes para uma representação real (como é o caso dos dados reportados no Critério D10C1 – macrolixo).

### 7.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

A presente avaliação baseou-se nos critérios e nas normas metodológicas constantes da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017. Os critérios atribuídos a este descritor poderão ser consultados na Tabela 7.1.

**Tabela 7.1.** Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D10 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Lixo (exceto lixo microscópico) <sup>11</sup>	<b>D10C1 - Primário</b> A composição, a quantidade e a distribuição espacial do lixo ao longo da orla costeira, na camada superficial da coluna de água e nos fundos marinhos, situam-se a níveis que não põem em risco o ambiente costeiro e marinho. <b>Unidades de medida:</b> Orla costeira: <b>n.º de itens/100m</b> Coluna de água/fundos marinhos: <b>n.º de itens/km<sup>2</sup></b>	A estabelecer através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais ou sub-regionais
Lixo microscópico (partículas <5 mm), classificado nas categorias “polímeros artificiais” e “outros”.	<b>D10C2 - Primário</b> A composição, a quantidade e a distribuição espacial do lixo microscópico ao longo da orla costeira, na camada superficial da coluna de água e nos sedimentos do fundo do mar, situam-se a níveis que não põem em risco o ambiente costeiro e marinho. <b>Unidades de medida:</b> Orla costeira/fundos marinhos: <b>n.º de itens e peso (g)/kg</b> Coluna de água: <b>n.º de itens e peso (g) /km<sup>2</sup></b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regionais
Lista de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes ou invertebrados a estabelecer através da cooperação (sub)regional	<b>D10C3 - Secundário</b> A quantidade de lixo e lixo microscópico (classificados nas categorias “polímeros artificiais” e “outros”) ingerida pelos animais marinhos situa-se num nível que não afeta negativamente a saúde das espécies em causa. <b>Unidades de medida: n.º de itens e peso (g)/peso ou comprimento do indivíduo</b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional
Lista de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes ou invertebrados em risco devido ao lixo a estabelecer através da cooperação (sub)regional	<b>D10C4 - Secundário</b> O número de indivíduos de cada espécie que são afetados negativamente pelo lixo (por exemplo ao ficarem enredados ou sofrerem outros tipos de ferimentos ou morte ou efeitos na saúde). <b>Unidades de medida: n.º indivíduos/espécie</b>	A estabelecer através da cooperação regional ou sub-regional

### 7.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

Considerando os critérios, elementos e parâmetros estipulados pela Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017, Tabela 7.1, a 3ª avaliação do D10 para a subdivisão Açores integra o reporte de dados e, em alguns casos, a avaliação de tendências, para todos os critérios

<sup>11</sup> Lixo classificado nas categorias seguintes: polímeros artificiais, borracha, tecido/têxteis, papel/cartão, madeira transformada/trabalhada, metal, vidro/cerâmica, produtos químicos, resíduos indefinidos e resíduos alimentares. Os EM podem estabelecer outras categorias.

primários (D10C1 e D10C2) e secundários (D10C3 e D10C4), no período de avaliação de 2016-2023.

Apesar das orientações facultadas pela CE no guia de reporte (EC, 2023) indicarem como período de avaliação ideal 2016-2021, para a subdivisão Açores entende-se necessário incluir também dados de 2022 e 2023, de forma a fortalecer a análise temporal dos dados. A informação reportada neste relatório é recolhida anualmente através de PMo implementados na região desde 2015-2016 (MM, SRMP, SRMar, 2021).

A avaliação do BEA do D10 (secção 7.4), será determinada com a integração das avaliações de cada critério, que por sua vez, serão avaliados por integração dos parâmetros a eles atribuídos, nomeadamente: impacto do lixo marinho na orla costeira, superfície da coluna de água e fundos, para os critérios D10C1 e D10C2; impacto em espécies seleccionadas, para os critérios D10C3 e D10C4.

Importa referir que os PMo referentes à monitorização de macrolixo e microlixo na orla costeira, como também, da ingestão de lixo e microlixo pela biota (em particular, na recolha de cagarros e outros animais marinhos) conta com a estreita colaboração da Secretaria Regional do Ambiente e Ação Climática (SRAAC), através dos Serviços de Ambiente e Ação Climática (SAAC) em cada ilha. Paralelamente, é igualmente relevante referir que todo o processo de reporte à DQEM para este descritor contou com a importante colaboração da equipa científica do Instituto de Investigação em Ciências do Mar - OKEANOS (da Universidade dos Açores), o *Azores Marine Litter Research Lab*.

## Critério D10C1

### Orla Costeira

No que se refere ao reporte de informação e avaliação do parâmetro “macrolixo na orla costeira”, os dados avaliados foram obtidos com a implementação do PMo “PT-MO-D10-MACROC: Monitorização De Macrolixo Na Orla Costeira/Praias” (MM, SRMP, SRMar, 2021), em 2016, e que continua, anualmente, a recolher informação em 6 locais de amostragem no arquipélago dos Açores (Figura 7.1).

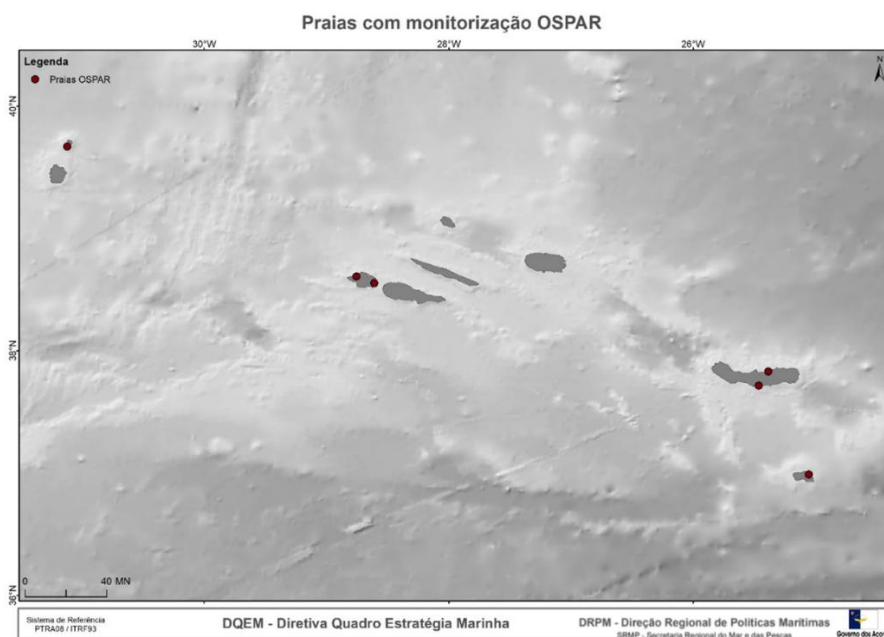
Em 2020, com a implementação do valor limite para o *beach litter*, de 20 itens/100m (Van Loon *et al.*, 2020), proposto pelo grupo de trabalho da DQEM para o lixo marinho (TG ML<sup>12</sup>), surge a possibilidade de se comparar os resultados obtidos no PMo com um valor máximo a atingir de forma a manter-se o BEA. Considera-se que o parâmetro não atingiu o BEA se o valor da abundância de lixo marinho, calculado à escala regional, ultrapassar os 20 itens/100m de orla costeira. O processo de definição do limiar pelo TG-ML teve em consideração a prevalência de diferentes níveis de lixo marinho e o seu impacto nas praias da Europa (Van Loon *et al.*, 2020).

---

<sup>12</sup> O TG ML foi criado a pedido dos Estados-Membros da UE no âmbito da Estratégia Comum de Aplicação (ECA) da DQEM. As atividades baseiam-se num mandato e num programa de trabalho acordados no âmbito da ECA e aprovados pelos Diretores Marítimos da UE. O grupo reporta através do grupo GES. Apoia a aplicação do descritor 10 da DQEM e as atividades externas da UE relativas ao lixo marinho. (retirado de: [MSFD Technical Group on Marine Litter \(europa.eu\)](https://europea.eu))

Em 2023, a OSPAR adotou o mesmo valor limite tendo este sido utilizado na análise de dados das monitorizações implementadas nas cinco regiões da OSPAR (os Açores integram a região V da OSPAR), apresentada no *Quality Status Report 2023*<sup>13</sup> (QSR2023) (Lacroix *et al.*, 2022). Como tal, e porque o PMo PT-MO-D10-MACROC baseia-se na metodologia OSPAR, a avaliação do parâmetro “macrolixo na orla costeira” (ver a secção 7.3) foi elaborada com base nas indicações do *Beach Litter Expert Group*<sup>14</sup> (BLEG) da OSPAR (Lacroix, 2023).

Os dados aqui apresentados foram recolhidos entre 2016 e 2023, através de quatro campanhas anuais (fevereiro, abril, julho e outubro). Esta monitorização segue as orientações metodológicas definidas pela OSPAR (OSPAR CEMP, 2020) e pela DQEM (MSFD; 2013; MSFD, 2023), que estipula a recolha de informação de todo o lixo depositado numa extensão de 100 metros de praia. Neste período foram efetuadas 163 amostragens em 4 ilhas dos Açores, nomeadamente: Santa Maria (Praia de São Lourenço), São Miguel (Praia da Maia/Calhau d’Areia e Praia da Pedreira, sendo esta última substituída em 2022 pela Praia do Degredo), Faial (Praia do Almocharife e Praia do Norte) e Corvo (Praia da Areia).



**Figura 7.1.** Localização das praias selecionadas para a monitorização de macrolixo na orla costeira entre 2016 e 2023. (Fonte: DRPM).

A seleção destas praias provem de uma análise inicial desenhada para cobrir todo o arquipélago através de uma monitorização piloto de 42 praias selecionadas de acordo com diversos critérios, como por exemplo, acessibilidade, orientação, proximidade de áreas urbanas e/ou cursos de água, tipo de substrato, comprimento e largura, sujeição a limpezas regulares (Pham *et al.*, 2016; Ríos *et al.*, 2018). No que se refere às praias da ilha de São Miguel, a praia da Pedreira (a sul da ilha) foi selecionada devido ao seu isolamento e difícil acesso, ou à escassez de ações de limpeza.

<sup>13</sup> Quality Status Report 2023 OSPAR: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/>

<sup>14</sup> O Governo Regional dos Açores, através da DRPM, integra este grupo de *experts*, juntamente com a equipa científica do *Azores Marine Litter Research Lab* (IMAR/Okeanos), com o intuito de garantir que as especificidades da RAA sejam consideradas na elaboração de protocolos de monitorização, entre outros documentos.



No entanto, devido a um deslizamento acentuado de terras no inverno de 2021, o PMo foi interrompido na praia da Pedreira tendo-se optado por alterar o local de monitorização para a praia do Degredo (a 732 metros a Este, conforme a Figura 7.2), a partir de 2022.



**Figura 7.2.** Georreferenciação da Praia da Pedreira (●) e Praia do Degredo (●), na ilha de São Miguel, locais de amostragem do PMo de macrolixo em praias. (Fonte: GoogleEarth)

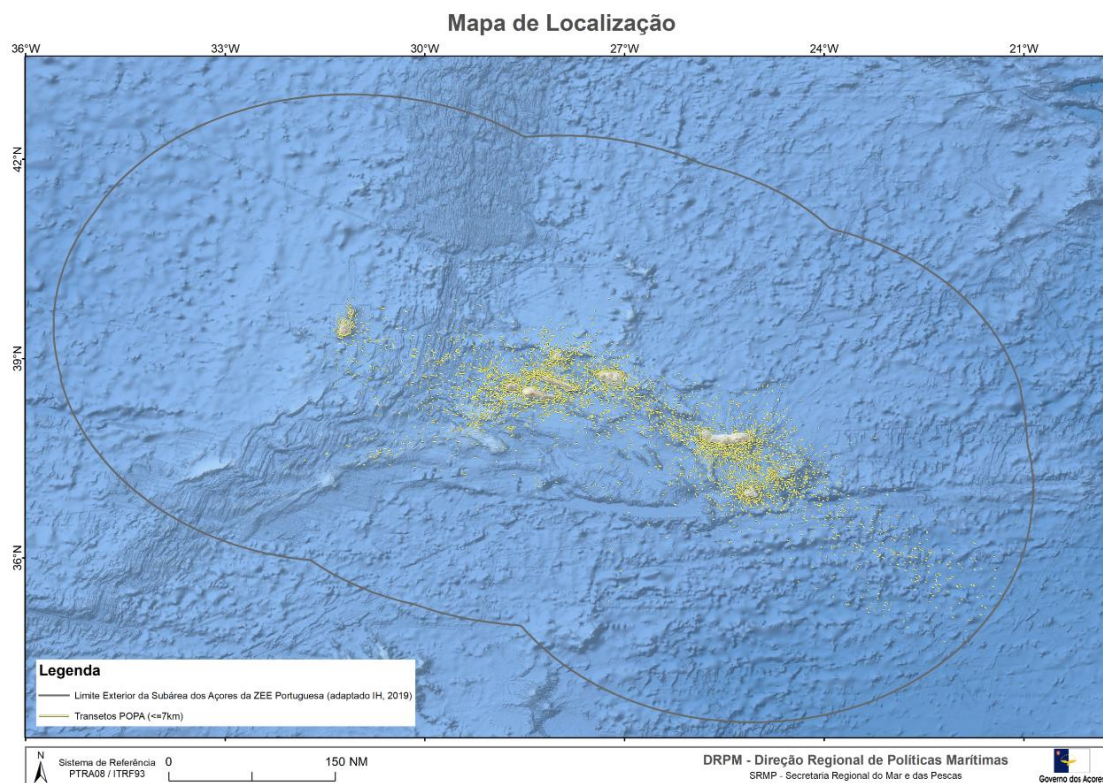
A avaliação do macrolixo costeiro neste relatório contempla ainda os resultados do programa voluntário de monitorização do lixo marinho costeiro<sup>15</sup>, que decorre nos Açores desde 2015 e recolhe informação das ações voluntárias de limpeza de zonas costeiras. Este programa regional promovido pelo Governo Regional dos Açores (GRA), através da DRPM, descreve e quantifica (peso em kg) o lixo marinho recolhido por tipologia, em função da área intervencionada, do tempo despendido e do número de participantes (esforço da limpeza). No período de 2016 a 2023, foram realizadas 459 ações de limpeza. A metodologia aplicada está articulada com a metodologia definida pela OSPAR (OSPAR CEMP, 2020) e pela DQEM (MSFD; 2013; MSFD, 2023).

#### Superfície da Coluna de água

A informação aqui reportada para o parâmetro “macrolixo na superfície da coluna de água” foi recolhida no âmbito do PMo PT-AMA-MO-D10\_MacroWC “Monitorização de macrolixo na superfície do mar”, seguindo as diretrizes do guia da CE (MSFD, 2023). A metodologia deste programa está contemplada no PMo PT-AZO-MO-POPA (POPA - Programa para a Observação das Pescas dos Açores), e é aplicada por observadores a bordo de embarcações de pesca de atum com salto e vara. As observações (Figura 7.3) foram feitas principalmente durante os meses de maio a novembro, limitando-as às estações da primavera e verão.

<sup>15</sup> [https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/-/campanhas\\_voluntarias](https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/-/campanhas_voluntarias)





**Figura 7.3.** Transetos efetuados durante o programa de monitorização de macrolixo flutuante na subdivisão Açores, entre 2015 e 2023. (Fonte: DRPM)

## Fundos

Com a elaboração dos PMos em 2021, estipulou-se que a monitorização do parâmetro “macrolixo nos fundos marinhos”<sup>16</sup> e os resultados obtidos estariam dependentes do processo de implementação do PMo “PT-AZO-MO-MoniCo: Programa De Monitorização De Recursos E Ambientes Costeiros Dos Açores”. Segundo a metodologia do PMo PT-AZO-MO-MoniCo (IMAR/OKEANOS), serão realizadas campanhas de monitorização do lixo marinho nos fundos até à batimétrica dos 40m, em habitats costeiros, com recurso a censos visuais subaquáticos, com transetos de 50 m, consoante as condições locais, e considerado como indicador de monitorização o nº de itens/km<sup>2</sup> (de acordo com as normas metodológicas da Decisão 2017/848/UE da Comissão, de 17 de maio). Com o mesmo indicador, o programa irá recolher ainda imagens em *Vulnerable Marine Ecosystems* (VMEs) costeiros, recorrendo à utilização de *Remote Underwater Vehicles* (RUVs). Apesar de ser um programa com uma elevada expectativa na produção de informação sobre este parâmetro, os censos visuais subaquáticos só tiveram início em 2022, pelo que os dados recolhidos ainda estão em análise e deverão ser reportados no próximo ciclo da DQEM.

No entanto, e considerando que as orientações facultadas pela CE no guia de reporte (EC, 2023) indicam como período de avaliação ideal 2016-2021, neste relatório e na avaliação do parâmetro “macrolixo nos fundos marinhos” será considerada a informação recolhida no estudo de Duncan

<sup>16</sup> “PT-MO-D10-MACROSB: Monitorização De Macrolixo Nos Fundos” (MM, SRMP, SRMar, 2021)

*et al.*, 2023. Este estudo realizado pela equipa do OKEANOS, apresenta uma previsão da distribuição e abundância das artes de pesca abandonadas, perdidas ou descartadas (ALDFG - *abandoned, lost or discarded fishing gear*) no mar profundo dos Açores, com dados recolhidos entre 2006 e 2020, representando 80% do lixo marinho observado. É de notar que parte desses dados já foram reportados no 2º relatório de avaliação do estado das águas marinhas da DQEM, em 2020.

## Critério D10C2

### Orla Costeira

A avaliação do impacto do microlixo (1 – 5 mm) na orla costeira baseia-se nos dados recolhidos das monitorizações mensais realizadas entre 2016 e 2023, no âmbito dos projetos de investigação (Azorlit<sup>17</sup>, Lixaz<sup>18</sup> e IMPLAMAC<sup>19</sup>), integrados no PMo “PT-MO-D10-MicroC: monitorização de microlixo na orla costeira/praias”. A metodologia aplicada na amostragem e análise de dados está em conformidade com as orientações da CE (MSFD, 2023).

O critério D10C2 inclui apenas os fragmentos de lixo marinho até aos 5 mm. Nos Açores, ainda não está implementada a monitorização dos fragmentos com tamanho inferior a 1 mm. No entanto, no âmbito dos trabalhos de amostragem realizados durante o projeto IMPLAMAC, o OKEANOS publicou recentemente informação sobre a identificação e abundância de microplásticos com tamanhos entre os 100 µm to 5 mm, que foram recolhidos em 19 praias do arquipélago (Rodrigues *et al.*, 2024).

Apesar do PMo PT-MO-D10-MicroC integrar a monitorização de 10 praias da região, neste reporte apenas foi possível considerar dados relativos a oito praias, devido a constrangimentos na disponibilização de recursos humanos e financeiros que possibilitassem a análise de todas as amostras recolhidas. No entanto, considera-se que as amostras das 2 praias em falta sejam analisadas até ao próximo reporte da DQEM, em 2030.

### *Informação complementar*

Na subdivisão Açores, em 2019 com a implementação do projeto IMPLAMAC, do qual a DRPM é parceira beneficiária, em colaboração com o OKEANOS<sup>20</sup>, iniciou-se a recolha de informação sobre a abundância de fragmentos plásticos (> 1 mm) em profundidade (até 1 m) na Praia do Porto Pim e na Praia das Milícias (Figura 7.4).

Os resultados obtidos no âmbito do projeto IMPLAMAC, foram apresentados no artigo científico de Pham *et al.*, 2023, e serão reportados neste relatório na secção Critério D10C2.

<sup>17</sup> “Establishing a baseline on Marine Litter in the Azores”, 2015-2016, financiado pela *Gallifrey Foundation*.

<sup>18</sup> “Impacts of Marine Litter in the Azores”, ACORES-01-0145-FEDER-00053, 2016 a 2019.

<sup>19</sup> “Avaliação do impacto dos microplásticos e dos contaminantes emergentes nas costas da Macaronésia”, MAC2/1.1a/265.

<sup>20</sup> Através do Contrato Nº 30/DRAM/2020 de aquisição de serviços referente à “Execução de tarefas de recolha, compilação e organização de dados de microplásticos presentes no ambiente marinho dos Açores, no âmbito do projeto IMPLAMAC”



Figura 7.4. Identificação das zonas amostradas (A e B) na Praia do Porto Pim (Faial) e na Praia das Milícias (São Miguel), em 2021. (Fonte: Pham *et al.*, 2023).

#### Superfície da Coluna de água

A recolha de dados sobre a presença de microlixo na coluna de água decorreu entre 2017 e 2023, no âmbito de vários projetos de investigação, como o projeto IMPLAMAC MAC2/1.1a/265, contando ainda com a colaboração da Associação *Sail and Explore*<sup>21</sup>, organização que promove ações de *Citizen Science* com foco na problemática do lixo marinho. Esta colaboração permitiu a realização de campanhas abrangentes que cobriram diferentes áreas do grupo central (Figura 7.5). No total contabilizaram-se 471 arrastos, sendo que a maioria decorreu em 2019 e 2023.

<sup>21</sup> <https://www.sailandexplore.com/>

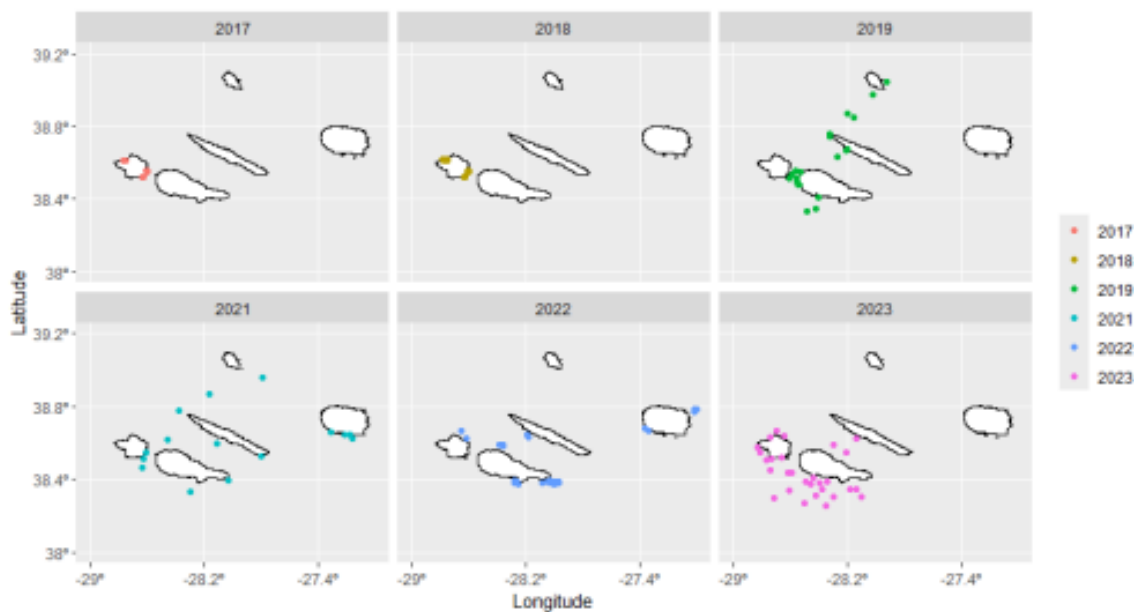


Figura 7.5. Representação espacial das áreas de recolha de amostras de água, para avaliação de presença e quantificação de microplásticos. (Fonte: OKEANOS)

#### Fundos

No período de avaliação da DQEM, 2016-2021, e até mesmo nos anos mais recentes, não foram realizadas amostragens para analisar a presença de microlixo nos sedimentos dos fundos marinhos dos Açores. Em 2023, apresentou-se candidatura do projeto IMPLAMAC 2.0 ao programa de financiamento INTERREG MAC, que integrou como objetivos a recolha e análise de amostras de microplásticos dos fundos marinhos dos Açores, e assim colmatar a falta de informação, no entanto, o projeto não foi aprovado. Como tal, considera-se que a falta de financiamento seja o principal constrangimento para a implementação de um programa de monitorização para esta componente.

Desta forma, não será possível efetuar a avaliação deste parâmetro do critério 2 do D10, à semelhança do último reporte, em 2020.

#### Critério D10C3

Tartarugas marinhas (*Caretta caretta*, Linnaeus 1978)

Além da informação já reportada no 2º relatório de avaliação das águas marinhas da subdivisão Açores (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), não há novos registos de ocorrência de plásticos no trato digestivo da espécie *Caretta caretta*, apesar desta ter sido considerada como espécie bioindicadora pela OSPAR em consideração aos resultados obtidos através do projeto INDICIT<sup>22</sup>. Como tal, não será possível avaliar o BEA para esta espécie.

<sup>22</sup> Implementation Of Indicators Of Marine Litter On Sea Turtles And Biota In Regional Sea Conventions and Marine Strategy Framework Directive Areas, com financiamento Europeu através do contrato nº11.0661/2016/748064/SUB/ENV.C2)

No entanto, e mais recentemente, o artigo científico publicado por Rodríguez *et al.*, 2022, referente à ingestão e emaranhamento de lixo marinho em tartarugas verdes, apresentou uma compilação e análise de dados recolhidos na região entre 2000 e 2020. Sendo que o período de análise coincide com o período estipulado pela CE para avaliação dos dados de cada critério, entendeu-se ser relevante apresentar alguns dos resultados obtidos por Rodríguez *et al.*, 2022.

Cagarro<sup>23</sup> (*Calonectris borealis*, Cory 1881)

A monitorização da ingestão de microlixo em cagarros foi integrada no PMo “PT-MO-D10-B: Impacto do macrolixo e microlixo na biota” (MM, SRMP, SRMar, 2021) tendo como base a informação recolhida desde 2015 e reportada no 2º relatório de avaliação do estado das águas marinhas no âmbito da DQEM. O trabalho desenvolvido nesta área entre 2015 e 2022, numa colaboração estreita entre a Direção Regional de Políticas Marítimas (DRPM) e o OKEANOS, permitiu a apresentação do cagarro como potencial bioindicador para o lixo marinho na subdivisão Açores conforme é demonstrado no artigo científico publicado recentemente por Rodríguez *et al.*, 2024.

No reporte à DQEM de 2020, os Açores apresentaram a implementação do cagarro como bioindicador de microlixo (maioritariamente plásticos) como meta ambiental a atingir durante o 2º ciclo da DQEM (2018-2023). Além disso, Portugal, através do grupo de trabalho nacional para o lixo marinho, apoiado pelo OKEANOS, apresentou ao Grupo de Correspondência Interseccional sobre Lixo Marinho (ICG-ML) da OSPAR a possível aplicabilidade desta espécie como bioindicador na região V, à semelhança do bioindicador (*Fulmarus glacialis*) já existente para o Atlântico Nordeste.

Os resultados apresentados por Rodríguez *et al.*, 2024 fortaleceram a intenção do GRA de estabelecer este bioindicador nos Açores, fornecendo uma visão detalhada do trabalho desenvolvido nos últimos anos. Destaca-se ainda, que o estudo permitiu apresentar um valor limite (*Threshold*) para o bioindicador, possibilitando assim a uma avaliação mais eficaz e a implementação de uma meta ambiental quantitativa realista para o próximo ciclo da DQEM (2024-2029) na subdivisão Açores.

#### Critério D10C4

No que se refere ao critério D10C4 “espécies afetada negativamente pelo lixo marinho” não existem dados abrangentes e consistentes para uma monitorização temporal, contudo, há informações pontuais disponíveis. Esta informação é, por norma, recolhida no âmbito da Rede de Arrojamentos de Cetáceos dos Açores (RACA), coordenada pela DRPM, com o apoio de uma rede de parceiros institucionais, incluindo os SAAC, que coordenam localmente, com o apoio das Autoridades Marítimas (Guarda Nacional Republicana - GNR/SEPNA e Guarda Marítima - Polícia Marítima), entre outras entidades/parceiros como veterinários, operadores turísticos, pescadores profissionais, voluntários e cientistas.

Os emaranhamentos em lixo marinho representam uma ameaça para os animais marinhos, embora a maioria dos incidentes permaneçam subestimados devido a dificuldades na sua

<sup>23</sup> <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/corys-shearwater-calonectris-borealis>



monitorização. A informação sobre emaranhamentos em megafauna marinha dos Açores aqui reportadas foi recolhida com base num conjunto de registos efetuados através da RACA e de eventos de emaranhamento reportados por vários utilizadores do mar, incluindo operadores turísticos, investigadores e pescadores.

### 7.3. Resultados

#### 7.3.1. Critério D10C1

##### Orla Costeira

##### Abundância de macrolixo

Esta secção visa avaliar na subdivisão Açores a abundância de macrolixo (nº de itens por 100 m de costa) em praias selecionadas (e já identificadas na secção Dados e fontes de informação disponíveis - Critério D10C1) e as tendências atuais regionais e para cada local de amostragem. Foram considerados os dados recolhidos em 7 praias, tendo estas sido monitorizadas 2 a 4 vezes por ano (idealmente, em fevereiro, abril, julho e dezembro), perfazendo um total de 163 ações de monitorização, conforme o protocolo proposto pela OSPAR (OSPAR CEMP, 2020) e DQEM (MSFD, 2013; MSFD, 2023).

Além disso, e para efeitos de comparação com o valor limite já referido (mediana de 20 itens/100m), esta avaliação segue a mesma metodologia de análise aplicada pelo BLEG no QSR2023 da OSPAR, onde se considera apenas os itens com tamanho superior a 2,5 cm, identificado como macrolixo.

À escala de cada praia, as abundâncias foram avaliadas através do cálculo da mediana dos dados de amostragem para um único local e as tendências foram avaliadas através do cálculo das *slopes* Theil-Sen<sup>24</sup> e do *p-value*<sup>25</sup> associado (para um nível de significância,  $\alpha$ , igual a 0,05) (Lacroix *et al.*, 2022). No entanto, à escala regional, as abundâncias foram avaliadas através do cálculo da mediana das medianas obtidas para cada praia. No caso das tendências, estas foram avaliadas através da agregação do cálculo das medianas das *slope* obtidas para cada praia e respetivo *p-value* ( $\alpha = 0,05$ ) (Lacroix *et al.*, 2022).

Os fragmentos mesoplásticos não identificáveis (5 mm a 2,5 cm) não estão incluídos na avaliação porque são monitorizados com menos precisão devido ao seu pequeno tamanho e à ocorrência de números muito elevados em algumas praias (Hanke *et al.*, 2019; Lacroix *et al.*, 2022). Como tal, estes materiais não serão considerados na avaliação do BEA para o critério D10C1.

Não obstante, os fragmentos mesoplásticos têm uma elevada expressão nas amostragens efetuadas em cada uma das praias selecionadas. Posto isto, há a necessidade de demonstrar

<sup>24</sup> [https://en.wikipedia.org/wiki/Theil%E2%80%93Sen\\_estimator](https://en.wikipedia.org/wiki/Theil%E2%80%93Sen_estimator)

<sup>25</sup> Para esta avaliação, um *p-value* inferior ao nível de significância estipulado ( $\alpha = 0,05$ ), indica-nos uma tendência significativa. Se o *p-value* for superior a  $\alpha$ , não é possível dizer que não há tendência. Só podemos concluir que os nossos dados não mostram evidências de uma tendência significativa (Walvoort *et al.*, 2021).

graficamente a sua abundância (Figura 7.6) para uma melhor visualização do problema do impacto do lixo marinho nas praias dos Açores.

A avaliação de abundâncias de lixo marinho na orla costeira/praias na subdivisão Açores, para o critério D10C1, foi realizada com recurso ao programa de análise estatística Jamovi Versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team, 2023), o pacote de *software* LitterR (Walvoort *et al.*, 2021) e Excel.



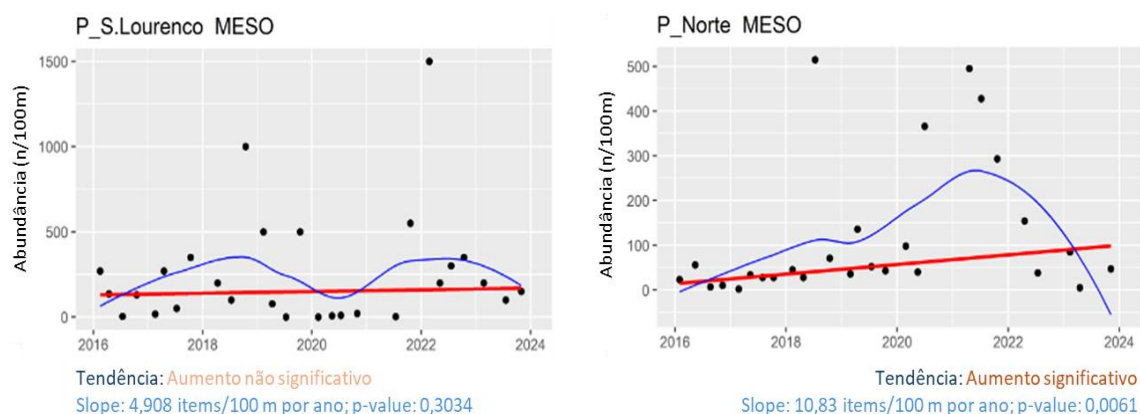
**Figura 7.6** Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m e representação gráfica das tendências para a contagem total (macro e meso), macrolixo (> 2,5 cm) e fragmentos mesoplásticos (> 5 mm e < 2,5 cm) para a subdivisão Açores, no período de 2016-2023, obtida através do programa LitterR e Excel. (Fonte: DRPM)

Por observação da Figura 7.6, é possível verificar que os fragmentos mesoplásticos têm uma expressão elevada (47,41% do lixo total recolhido) nas monitorizações de 2018, 2021 e 2022 (com

médias de 118,4, 121,2 e 134,8 itens/100m, respetivamente), que influenciaram acentuadamente a contagem total desses anos, sendo a média regional de 78,3 itens/100m, nos 6 anos de monitorização. O número máximo de fragmentos mesoplásticos observados numa amostragem foi de 1100 fragmentos por 100 m na Praia de São Lourenço (Santa Maria), sendo este também o local de amostragem com a média mais elevada com um valor de 235,5 itens/100m (mediana de 143 itens/100m), seguida da Praia do Norte (Faial) com uma média de 120,9 itens/100m (mediana de 47 itens/100m).

Considerando as categorias de itens listadas no último *Beach litter assessment* da OSPAR (Lacroix *et al.*, 2022), no que se refere aos fragmentos mesoplásticos, verificou-se a predominância dos itens “OSPAR ID 1171 – Fragmentos de plástico 0-2,5 cm” (com uma média de 95,5 fragmentos por 100m). Os itens identificados como “OSPAR ID 1172 – Fragmentos de poliestireno 0-2,5cm”, surgem com uma média de 43,9 fragmentos por 100 m de praia.

Sendo a Praia de São Lourenço e a Praia do Norte locais de amostragem com maior incidência de fragmentos mesoplásticos, é relevante referir que ambas apresentaram tendências crescentes no período de 2016-2023. No entanto, apenas a Praia do Norte demonstra uma tendência crescente estatisticamente significativa ( $p\text{-value} < 0,05$ ), conforme é possível visualizar na Figura 7.7.



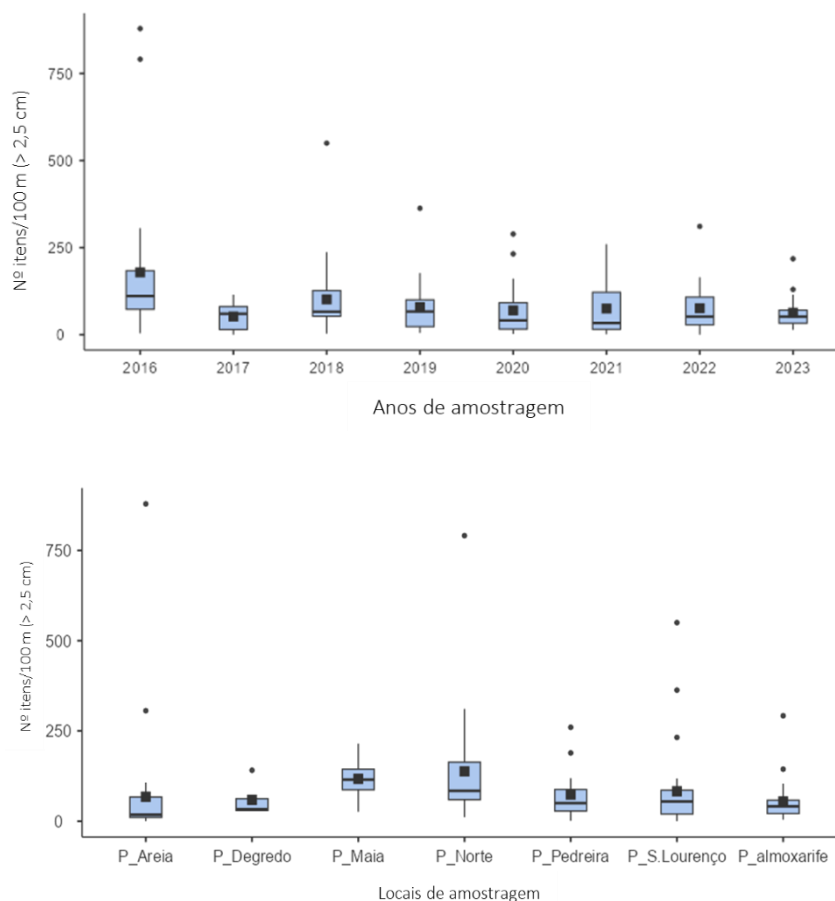
**Figura 7.7.** Representação gráfica das tendências dos fragmentos mesoplásticos (> 5 mm e < 2,5 cm) nas praias de maior incidência, praia de São Lourenço (Santa Maria) e praia do Norte (Faial), entre 2016 e 2023. Os gráficos foram obtidos através do programa LitterR, devendo ser considerada a seguinte legenda: (●) nº itens/100m por amostragem; (—) linha de tendência Theil-Sem, do nº de itens/100m para o período de 8 anos; (—) linha Loess-smoother. (Fonte: DRPM)

A tendência crescente para a abundância dos fragmentos mesoplásticos na Praia do Norte (Faial), poderá estar relacionada com a proximidade desta praia ao Centro de Processamento de Resíduos da Ilha e a uma ribeira. No entanto, avaliando a tipologia de fragmentos amostrados considera-se que essa influência poderá ser mínima, visto que é possível verificar o desgaste dos fragmentos causado pela ação do mar.

Focando, agora, a avaliação na análise de abundâncias de macrolixo (> 2,5 cm) na orla costeira, de forma a avaliar o BEA deste parâmetro do critério D10C1, segue a caracterização do macrolixo por ano e local de amostragem (Figura 7.8). Além disso, é apresentado o cálculo da mediana da abundância à escala regional de forma a estabelecer uma comparação com o valor limite de 20



itens/100m. Seguindo as orientações de reporte da DQEM (EC, 2023), neste relatório também dar-se-á destaque à caracterização das tipologias do macrolixo recolhido, considerando a composição dos materiais, tal como definido nas recomendações da DQEM (MSFD, 2013; MSFD, 2023), e a sua classificação como itens de plástico de utilização única (doravante mencionados por SUP, *single-use plastics items*) e os itens de plásticos associados a atividades piscatórias e aquacultura (FISH, *fishery-related litter items*) (Hanke *et al.*, 2019), de acordo com a Diretiva (UE) 2019/904, de 5 de junho<sup>26</sup>.



**Figura 7.8.** Resumo gráfico da distribuição de dados do macrolixo costeiro do nº de itens/100m (> 2,5 cm) por ano e por praia, no período de 2016-2023, obtido através do programa Jamovi 2.5.5. A média do nº de itens/100m é representada por (■) e os *outliers* da amostra (●). (fonte: DRPM)

As Tabelas 7.2 e 7.3 integram a análise estatística dos dados recolhidos de macrolixo (> 2,5 cm) costeiro, por ano e por praia. A estatística descritiva apresentada, foi obtida através do programa Jamovi 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team, 2023), e demonstra o nº total de itens por ano e por praia, os valores médios e medianos, mínimos e máximos, que deverão ser reportados à Comissão, segundo as recomendações da DQEM (MSFD, 2013).

<sup>26</sup> Diretiva (UE) 2019/904, de 5 de junho, relativa à redução do impacto de determinados produtos de plástico no ambiente. Em conformidade com a diretiva, os EM devem seguir as orientações da Comissão, 2021/C 216/01 Comunicação da Comissão, sobre os produtos de plástico de utilização única.

**Tabela 7.2.** Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, no que se refere ao nº de itens/100m (> 2,5 cm). Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023).

N=163		Intervalo de Confiança a 95%									
	Ano	N	Média	Erro- padrão	Lim, inferior	Lim, superior	Mediana	Soma	Desvio- padrão	Mín.	Máx.
Contagem total (nº itens/100m)	2016	24	179	44,36	87,2	270,8	111	4296	217,3	4	879
	2017	23	52,2	7,44	36,8	67,7	60	1201	35,7	0	115
	2018	20	101,5	26,69	45,6	157,3	66	2029	119,4	3	550
	2019	22	79,2	17,1	43,6	114,8	66,5	1742	80,2	5	363
	2020	21	69,9	16,44	35,6	104,1	41	1467	75,3	2	289
	2021	16	75,1	21,5	29,3	120,9	33,5	1202	86	1	260
	2022	18	75,9	17,6	38,8	113,1	52	1367	74,7	0	311
	2023	19	63,2	11,32	39,4	86,9	52	1200	49,4	14	218

Nota. O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

**Tabela 7.3.** Estatística descritiva dos dados recolhidos nas praias seleccionadas, no que se refere ao nº de itens/100m (> 2,5 cm). Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023).

N=163		Intervalo de Confiança a 95%									
Praia	N	Média	Erro- padrão	Lim. Inferior	Lim. Superior	Mediana	Soma	Desvio- padrão	Mín.	Máxi	
P. Areia	31	67,60	28,95	8,48	126,70	17,50	2096	161,20	0	879	
P. Degredo	4	59,00	27,38	-28,13	146,10	33,00	236	54,80	29	141	
P. Maia	29	117,30	8,16	100,57	134,00	115,00	3401	43,90	26	215	
P. Norte	27	138,00	29,58	77,20	198,80	84,00	3726	153,70	11	791	
P. Pedreira	17	73,90	16,32	39,28	108,50	50,00	1256	67,30	1	260	
P. São Lourenço	28	82,80	22,46	36,67	128,80	54,50	2317	118,80	0	550	
P. Almoxarife	27	54,50	11,13	31,64	77,40	41,00	1472	57,80	4	292	
RA Açores	163	89,00	9,00	71,20	107,00	61,00	14504	115,00	0	879	

Nota. O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

À escala regional, por observação dos valores expostos na Tabela 7.2, verifica-se que o ano de 2016 apresenta os valores mais elevados da média e mediana do nº de itens/100m (179 itens/100m e 111 itens/100m, respetivamente), tendo sido registados um total de 4296 itens de lixo marinho. Nos anos seguintes, apenas em 2018, se recolheu acima dos 2000 itens/100m (mediana de 66 itens/100m), sendo que os restantes anos apresentam valores muito próximos, com um intervalo de variação entre os 1200 – 1742 itens/100m. Além disso, e visualizando a Figura 7.6, verifica-se que a tendência regional para o macrolixo em praias é decrescente, embora não seja estatisticamente significativa ( $p\text{-value}>0,05$ ).

Se se direcionar a análise dos dados para uma escala local, Tabela 7.3, e seguindo as orientações da OSPAR de se considerar apenas a mediana na determinação de abundâncias (Lacroix *et al.*, 2022), conclui-se que a praia da Maia/Calhau d’Areia (São Miguel) é o local de amostragem com

a abundância mais elevada, com mediana de 115 itens/100m. Este é um valor muito superior ao Valor Limite Europeu de 20 itens/100 m (van Loon *et al.*, 2020). Por outro lado, a praia d’Areia (Corvo) apresenta-se como o local de amostragem com a abundância mais baixa, com uma mediana de 17,50 itens/100m, surgindo como a única praia monitorizada na subdivisão Açores com mediana inferior ao valor limite, no período de 2016-2023. Este resultado vem contrariar o reporte à DQEM de 2020, que colocava a praia do Almojarife como a praia com menor abundância de lixo marinho por 100 m (MM, SRMCT, SRAAC, 2020). De qualquer forma, é preciso referir que a Praia do Almojarife obteve uma mediana de 41,0 itens/100m, ou seja, sofreu uma redução de 24% comparativamente à mediana apresentada no reporte de 2020 (54 itens/100m).

Analisando as tendências temporais dos dados recolhidos é preciso ter em consideração as características de cada uma das praias amostradas (exposição às correntes marinhas, proximidade de cursos de águas e a zonas urbanas, etc.) e a influência do fator humano (i.e., alterações de equipas, disponibilidade de recursos humanos para a realização das amostragens, ações de limpeza de praia pelos municípios e outras iniciativas, entre outros).

A representação gráfica da variação temporal dos valores médios e medianos e as tendências calculadas para cada praia, podem ser visualizadas na Figura 7.9.

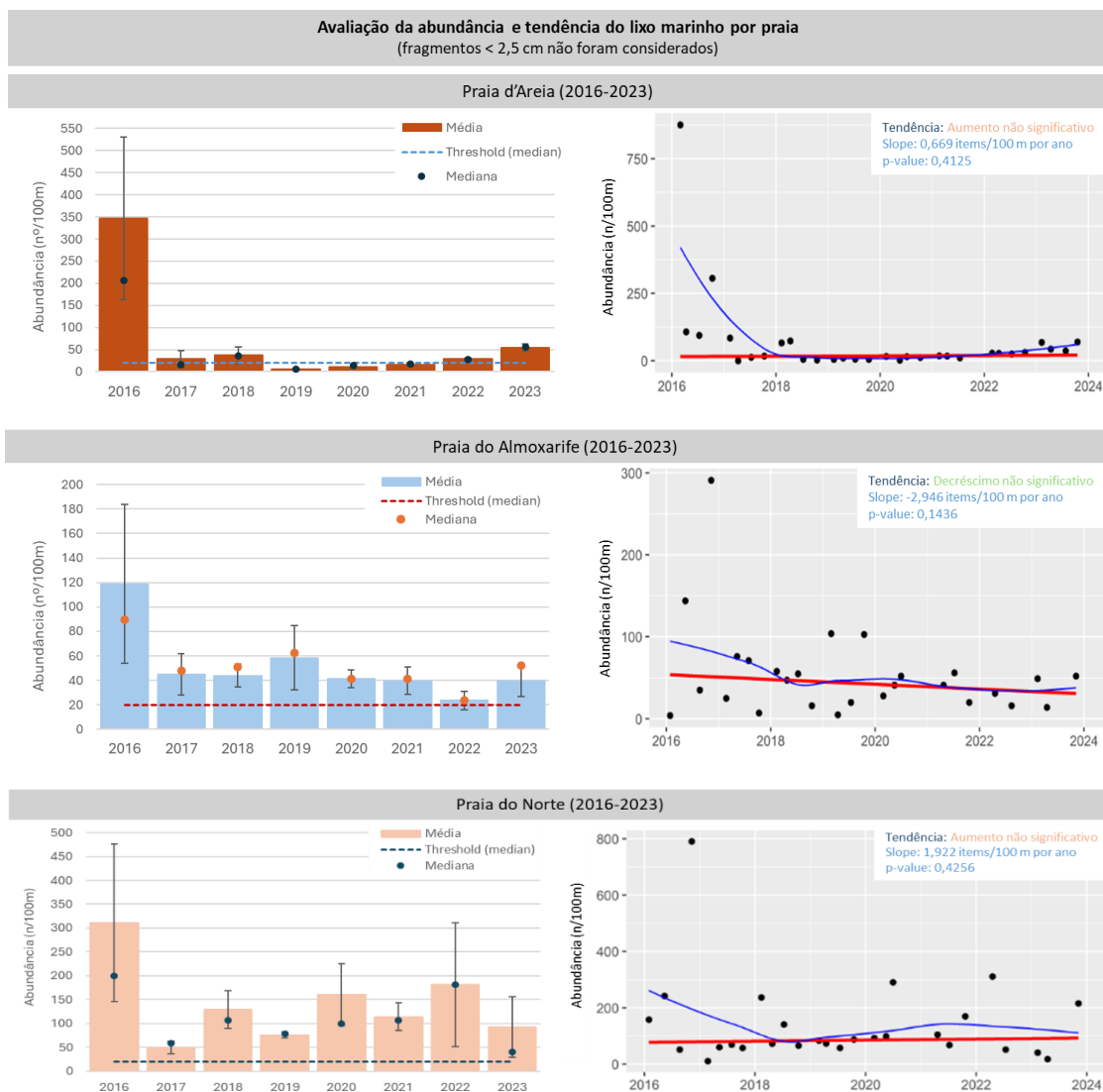




Figura 7.9. Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m (> 2,5 cm) e representação gráfica das tendências para cada local de amostragem, obtida através do programa LitterR e Excel. no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

Das 7 praias monitorizadas, apenas a Praia do Norte no Faial apresenta tendência crescente relevante, embora estatisticamente não significativa. Em nenhuma praia se verifica tendências significativas, no entanto isso não significa que as suas orientações (crescente ou decrescente) não estejam corretas ou que não haja tendências. A Praia do Degredo é o único local de amostragem em que ainda não é possível estabelecer tendências considerando que foram feitas somente 2 monitorizações por ano e estas só tiveram início em 2022.

Tipologias de macrolixo

O macrolixo contabilizado na monitorização de praias, na subdivisão Açores, representa 52,69% do total de resíduos registados no período de 2016-2023 (por sua vez, os fragmentos mesoplásticos constituem 47,41% do total). A Figura 7.10 apresenta as tipologias consideradas nesta avaliação, de acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017, nomeadamente: Polímeros artificiais/Plástico, Borracha, Madeira, Têxtil, Papel, Metal, Cerâmica/Vidro e Indefinido (inclui itens com mistura de materiais ou impossível de identificar).



Figura 7.10. Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m (> 2,5 cm) por tipologia, no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

Na Figura 7.10 é possível visualizar os valores médios e medianos, e a sua variação anual, obtidos para cada uma das tipologias suprarreferidas. Considerando a mediana do nº de itens/100m, verifica-se que a tipologia “Polímeros artificiais/Plástico” volta a destacar-se, conforme foi reportado no 2º relatório de avaliação da DQEM para os Açores. A Tabela 7.4 integra os resultados da avaliação estatística dos dados recolhidos para cada uma das tipologias mencionadas.

Tabela 7.4. Estatística descritiva dos dados recolhidos nas praias selecionadas, no que se refere ao nº de itens/100m (> 2,5 cm) por tipologia. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5

(Jamovi, 2024; R Core Team 2023).

Categorias	Intervalo de Confiança a 95%				Mediana	Soma	Desvio- padrão	Mín.	Máx.
	Média	Erro- padrão	Lim. Inferior	Lim. Superior					
Polímeros artificiais/plástico	62,29	7,96	46,57	78,02	37,50	10154	101,67	0	820
Borracha	1,08	0,22	0,66	1,51	0,00	176	2,75	0	22
Madeira	8,18	2,62	3,01	13,35	1,00	1334	33,43	0	300
Papel	0,79	0,14	0,52	1,06	0,00	129	1,76	0	12
Textil	0,84	0,29	0,27	1,41	0,00	137	3,71	0	46
Metal	1,96	0,36	1,25	2,67	0,00	319	4,58	0	33
Cerâmica/Vidro	13,10	2,30	8,55	17,64	0,00	2135	29,39	0	154
Indefinido	0,11	0,03	0,04	0,18	0,00	18	0,45	0	3

Nota. O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

Observando os valores da Tabela 7.4, continua a verificar-se a prevalência dos “Polímeros artificiais/Plástico” nas amostras recolhidas, com valor médio de 62,29 itens/100m e mediano de 37,50 itens/100m, tendo sido registados um total de 10 154 itens plásticos. Esta tipologia de lixo marinho representa 84,27% do total contabilizado em 8 anos de monitorização.

Apenas a Praia da Maia (São Miguel) apresentou a tipologia “Cerâmica/Vidro” como a mais abundante (mediana de 39 itens/100m), contrariando a tendência regional da predominância do plástico. A Praia de São Lourenço, em Santa Maria, foi o local que demonstrou maior abundância da tipologia “Polímeros artificiais/Plástico” com uma mediana de 178,5 itens/100m, seguida pela Praia do Norte, no Faial, com a mediana de 125 itens/100m.

A Figura 7.11, demonstra a tendência regional para cada uma das tipologias de macrolixo consideradas para este reporte, e mostra que não foram obtidas tendências para cada uma delas. Isto poderá indicar que a abundância de cada uma das tipologias nos locais de amostragem está estável.

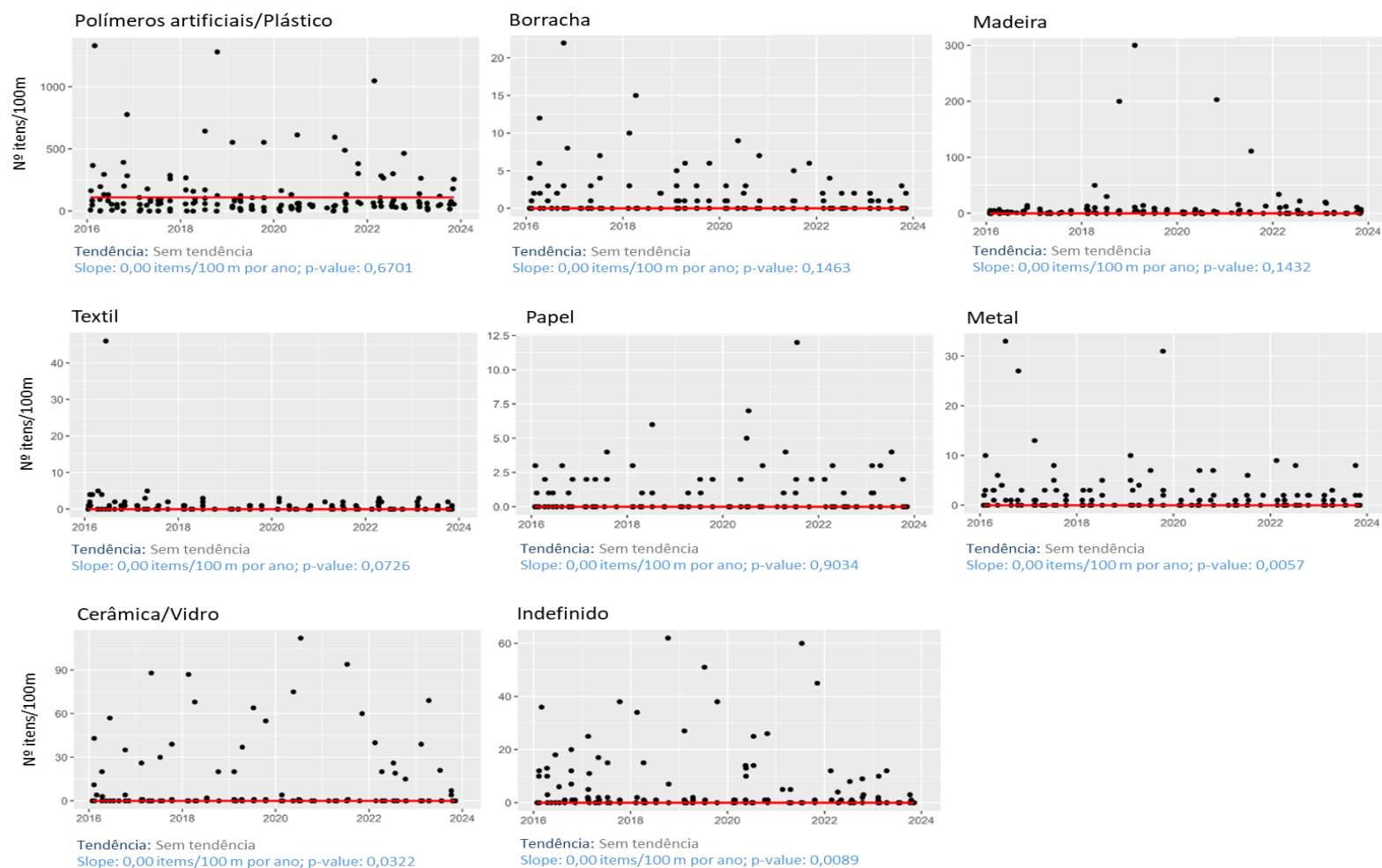
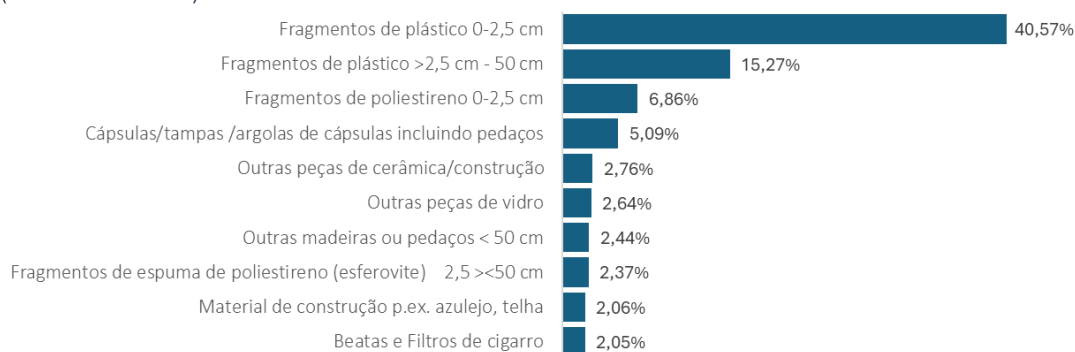


Figura 7.11. Representação gráfica das tendências para cada tipologia de lixo marinho, considerando nº de itens/100 m (> 2,5 cm), obtida através do programa Litter e Excel. no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

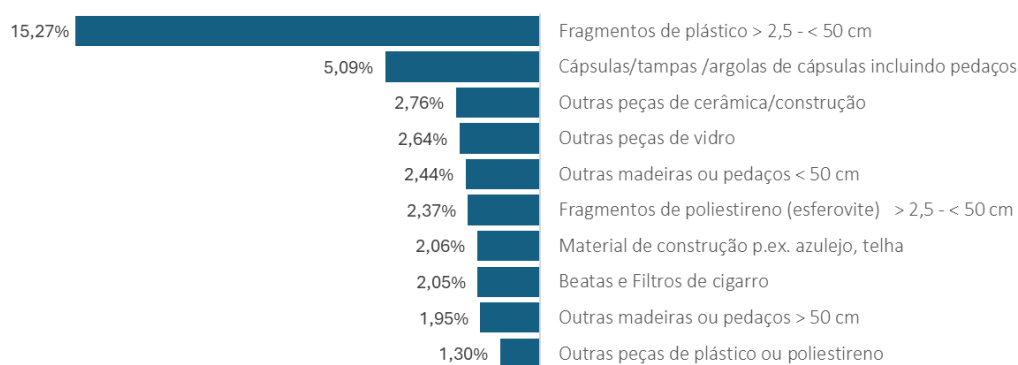
Além da caracterização do lixo marinho por tipologia, salienta-se a importância de identificar os itens mais predominantes nas amostragens efetuadas. Posto isto, e aplicando a listagem de itens disponibilizada pela OSPAR (Lacroix *et al.*, 2022), a Figura 7.12 evidencia os TOP10 dos itens registados para a totalidade dos resíduos (macro e meso) e apenas macrolixo.

**TOP10 itens de lixo marinho (macro e meso)**

(% do nº itens/100m)

**TOP10 itens de Macrolixo > 2,5cm**

(% do nº itens/100m)



**Figura 7.12.** Representação em gráfico de barras da abundância (em % do nº de itens/100 m), do TOP10 do total de lixo marinho e do TOP10 do macrolixo recolhido nas praias monitorizadas no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

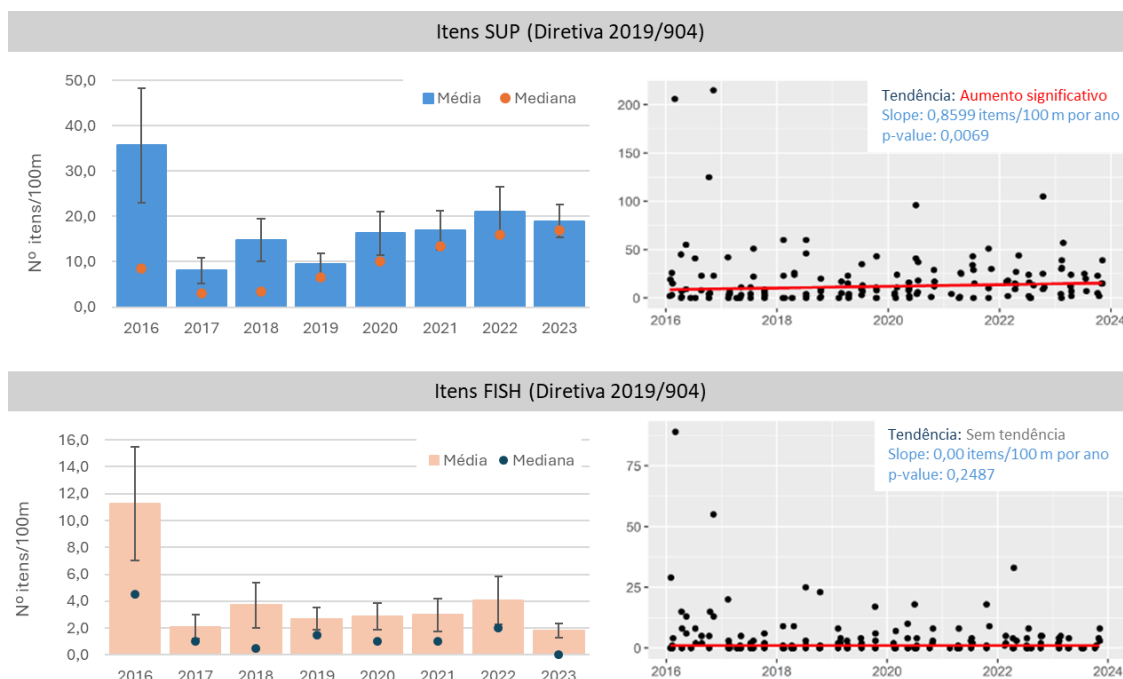
O TOP10 dos itens de lixo marinho macro e meso (Figura 7.12) representam 82,1% do total dos itens recolhidos. Por sua vez, o TOP10 de macrolixo representa 37,9% do total dos itens. É possível, novamente, visualizar a elevada expressão dos itens de mesolixo (fragmentos de plástico 0-2,5cm e fragmentos de espuma de poliestireno/esferovite 0-2,5cm) que constituem 47,43% da totalidade do lixo marinho registado entre 2016-2023.

Na categoria de macrolixo, verifica-se a prevalência dos “fragmentos plásticos > 2,5 - < 50 cm” e das “cápsulas/tampas/argolas de cápsulas, incluindo pedaços”, que representam, respetivamente, 15,27% e 5,09% do total de itens de lixo marinho.

Como já havido sido referido neste relatório, as orientações de reporte da DQEM (EC, 2023) propõe ainda que se classifique os itens SUP e FISH, se avalie a sua abundância e identifique-se quais os itens com maior abundância nessas categorias. Como tal, na Figura 7.13 é possível



observar a variação da média e mediana do nº itens por 100 m dos itens SUP e FISH, como também a sua tendência à escala regional.



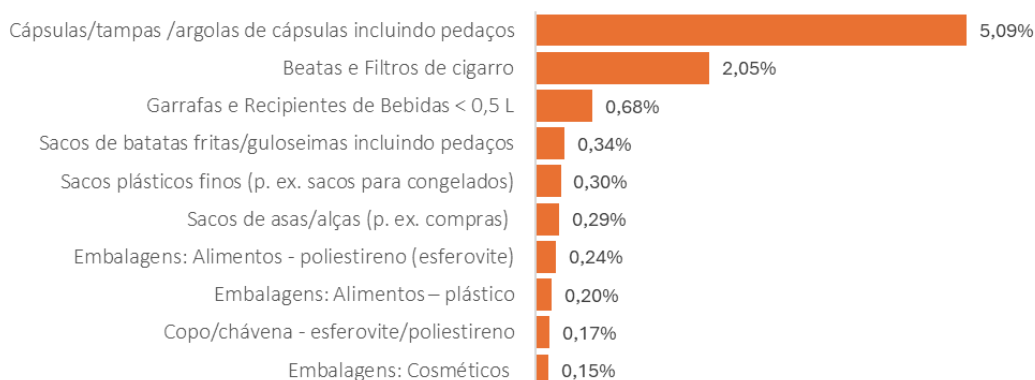
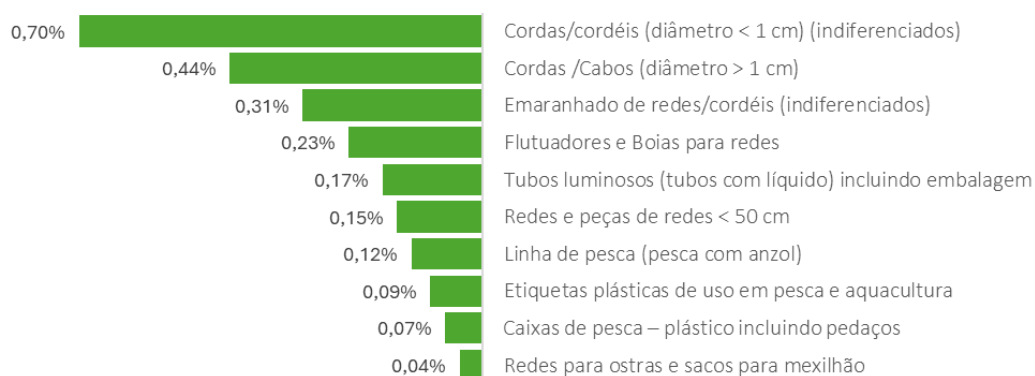
**Figura 7.13.** Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens/100 m SUP e FISH e representação gráfica das tendências, obtida através do programa Litter e Excel. no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

Na totalidade dos itens de lixo marinho registados nas praias selecionadas, entre 2016 e 2023, os itens SUP representam 10,48% desses itens, enquanto a percentagem de itens FISH é bastante reduzida, 2,42%. No total, foram coletados 2898 itens SUP e 666 itens FISH, sendo que a média e a mediana para cada uma destas categorias foi de: SUP – média 17,78 itens/100m, mediana 9,0 itens/100m; FISH – média 4,09 itens/100m, mediana 1,0 itens/100m.

É importante referir, que apesar dos valores apresentados para os itens FISH serem bastante inferiores, em outras iniciativas de limpeza costeira ou de identificação de pontos de acumulação de lixo marinho na orla costeira dos Açores, tem se verificado que este tipo de itens tem tendência a acumular-se em grandes quantidades em zonas rochosas e não em praias de areia. Como tal, poderá surgir a necessidade de se avaliar a possibilidade de se alargar as áreas de amostragem que seguem o protocolo OSPAR, passando a integrar zonas de acumulação rochosas.

No que se refere a tendências de abundância de itens, apenas os itens SUP apresentam tendência à escala regional e, além disso, considerando a representação gráfica da Figura 7.13, verifica-se uma tendência crescente estatisticamente significativa ( $p$ -value < 0,05).

A Figura 7.14 identifica o TOP10 dos itens SUP e FISH, podendo observar-se a percentagem do nº de itens para cada categoria em relação à totalidade do lixo marinho registado.

**TOP10 Itens SUP (% do nº itens/100m)****TOP10 Itens FISH (% do nº itens/100m)**

**Figura 7.14.** Representação em gráfico de barras da abundância (em % do nº de itens/100 m), dos itens SUP e FISH (Diretiva 2019/904) recolhido nas praias monitorizadas no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

**Campanhas voluntárias de recolha de lixo marinho**

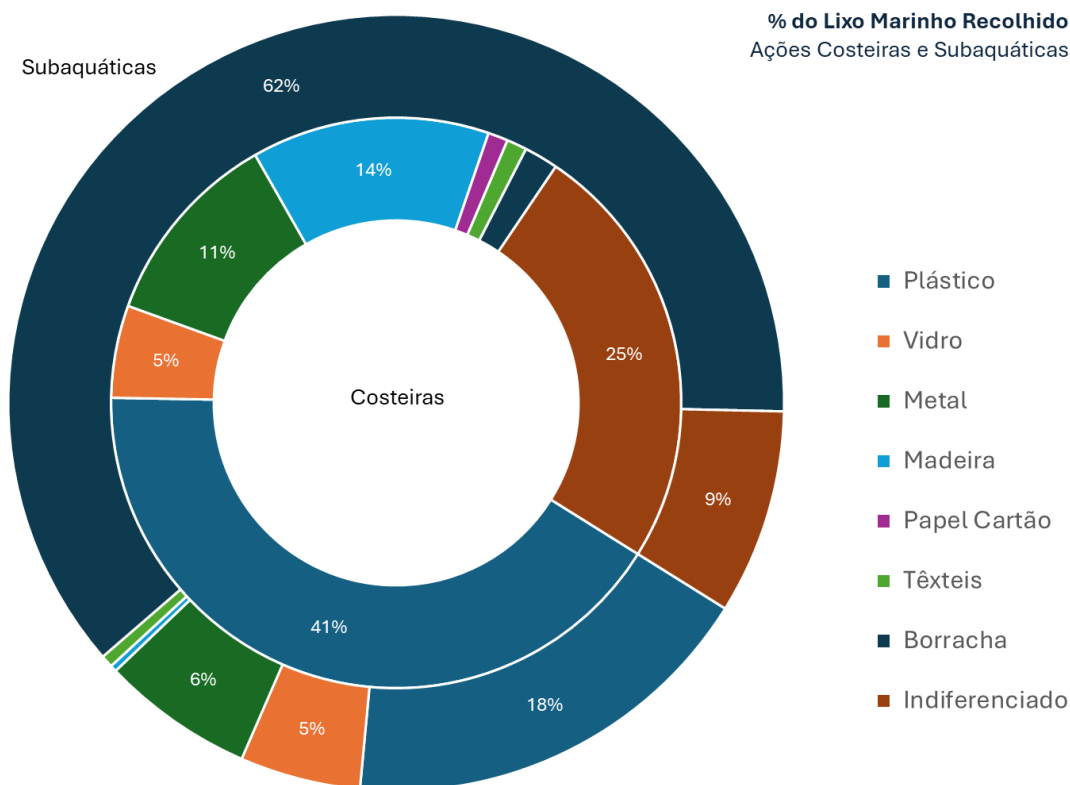
Apesar de não fornecer informação robusta para a avaliação do BEA, o programa de monitorização das ações voluntárias de recolha de lixo marinho na orla costeira e em zonas submersas promove o registo de dados qualitativos (tipologia) e quantitativos (peso em kg) através de metodologia específica desenvolvida pela DRPM com do OKEANOS.

A avaliação da informação que foi coletada ao longo dos anos demonstram que a presença de lixo marinho na linha costeira e zonas subaquáticas (maioritariamente, em áreas de portos comerciais ou portos de pesca) é evidente e regular.

Entre 2016 e 2023, foram registadas um total de 487 campanhas (459 ações costeiras e 28 subaquáticas), muitas delas inseridas em iniciativas ou projetos promovidos pela DRPM, e contabilizadas mais de 98 toneladas de lixo marinho retirado do ambiente marinho dos Açores.

A metodologia aplicada nestas ações voluntárias, foca-se na quantificação do peso (kg) de cada tipologia de lixo marinho, nomeadamente: Plástico, Borracha, Vidro/Cerâmica, Metal,

Papel/Cartão, Textil, Indefinido (considerando as indicações da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017).



**Figura 7.15.** Proporção do peso (%) para cada tipologia de lixo marinho recolhido em ações de limpeza costeira (círculo interior) e subaquáticas (círculo exterior), entre 2016 e 2023. (Fonte: DRPM)

À semelhança dos resultados do programa de monitorização OSPAR em praias, nas ações de limpeza costeira a predominância do plástico é evidente, com o 41% do peso total registado. Por outro lado, nas ações subaquáticas, a proporção é superior para a tipologia Borracha (62% do peso total). Esta diferença poderá dever-se ao facto de que em ações subaquáticas a abundância de pneus de grandes dimensões (que servem de proteção para as embarcações quando estão acostadas nos portos) é bastante elevada, sendo que apenas um desses pneus poderá atingir as 2 toneladas.

Fontes do Lixo Marinho

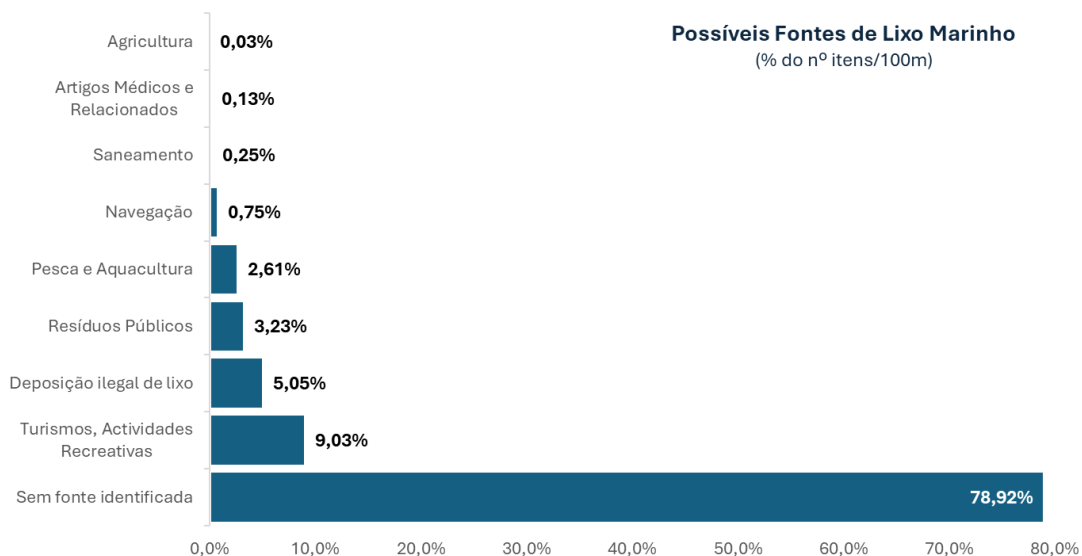
O aporte de lixo no oceano pode resultar tanto das atividades humanas terrestres como marítimas, associado à dispersão dos materiais no meio marinho através da ação de mecanismos de transporte, o que cria dificuldades quanto à identificação da sua origem. Nesse sentido, várias entidades têm vindo a desenvolver, ao longo dos anos, vários métodos e abordagens com vista à determinação das fontes do lixo marinho (Veiga *et al.*, 2016).

A atribuição das possíveis fontes baseou-se num sistema de classificação definido pela OSPAR (OSPAR, 2007) que identificada as cinco maiores fontes de lixo marinho da região OSPAR e definido um conjunto de indicadores de lixo marinho para posterior análise estatística (Tabela 7.5).

**Tabela 7.5.** Lista de indicadores específicos para cada fonte propostas pela OSPAR, selecionados para efeitos da análise dos dados recolhidos no programa de monitorização de praias, retirada de *Ospar Commission*, 2007.

FONTE	INDICADORES
<b>Pescas, incluindo Aquacultura</b>	<i>Jerry cans</i> . Caixas para peixe. Linhas de pesca. Pesos. Luvas de borracha. Flutuadores/boias. Cordas/cordões/redes <50cm e >50cm, respetivamente. redes/cordões emaranhados. Cofres para caranguejo/lagosta. Cofres para polvo. Redes para ostras e sacos de mexilhão. Bandejas para ostras. Folhas de plástico para a cultura do mexilhão (“Taitianos”)
<b>Águas de lastro, pesca e atividades offshore (resíduos não operacionais)</b>	<i>Cartões/tetrapacks</i> . Embalagens de produtos de limpeza. Latas de spray. Latas metálicas para alimentos. Luvas de plástico. Caixotes de plástico.
<b>Resíduos sanitários e relacionados com esgoto</b>	Preservativos. Bastões de cotonete. Toalhas sanitárias/pensos diários/pensos rápidos. Tampões/aplicadores de tampões.
<b>Transporte marítimo, incluindo Atividades offshore (resíduos operacionais)</b>	Faixas de amarração. Embalagens industriais. Capacetes. Paletes de madeira. Tambores de óleo (novos e antigos). Lâmpadas/tubos. Recipientes para pistolas de injeção.
<b>Atividades Turísticas e Recreativas</b>	Embalagens múltiplas -4/6 argolas. Sacos de compras de plástico. Garrafas/recipientes de plástico para bebidas. Garrafas/recipientes metálicos para bebidas. Recipientes plásticos para alimentos. Garrafas de vidro. Pacotes de batatas fritas/doces e chupa-chupas.

Alocando os itens listados pela OSPAR (Lacroix *et al.*, 2022) à respetiva fonte, verifica-se que não é possível atribuir uma fonte a cerca de 78,92% do total de lixo registado, conforme demonstrado na Figura 7.16. Em segundo e terceiro lugar surge o “turismo, atividades recreativas” e a “deposição de ilegal de lixo”, com cerca de 9,03% e 5,05% respetivamente. As restantes fontes, contribuíram com valores abaixo dos 5%.



**Figura 7.16.** Representação em gráfico de barras da abundância (em % do nº de itens/100 m) do lixo marinho recolhido no programa de monitorização de praias OSPAR em relação à sua fonte, no período de 2016-2023. (Fonte: DRPM)

A elevada percentagem de itens sem fonte atribuída poderá ser explicada pelo facto de que o TOP3 do lixo marinho, registado em 8 anos de programa de monitorização, são fragmentos de plástico ou poliestireno (Figura 7.12), cujas dimensões e estado de degradação impede a identificação do material de origem. Na fonte “turismo, atividades recreativas” os itens com maior abundância foram as “ID OSPAR 15 - Cápsulas/tampas/argolas de cápsulas incluindo pedaços” (5,09%), “ID OSPAR 410 - Garrafas e Recipientes: Bebidas < 0,5ml” (0,68%), “ID OSPAR 77 - Tampas (caricas)/coberturas/fecho de abertura fácil” (0,48%), segundo os resultados apurados pela DRPM.

#### BEA do parâmetro “macrolixo na orla costeira”

Por fim, de forma a avaliar se este parâmetro do critério D10C1 atingiu ou não o BEA, deverá avaliar-se se a abundância à escala regional é inferior ao valor limite proposto de 20 itens/100m. Como referido anteriormente, a abundância regional baseia-se no cálculo da mediana das medianas obtidas para cada praia, o que resultou numa mediana regional de 50 itens/100m. Como tal, verifica-se que a abundância macrolixo costeiro à escala regional é superior ao valor limite proposto, logo este parâmetro não está em BEA. Ora, seguindo a metodologia da OSPAR, este resultado reflete-se na necessidade de uma redução de 60% da abundância do macrolixo costeiro para que seja possível atingir o BEA.

Informação complementar

No âmbito do projeto LIFE IP Azores Natura (LIFE17 IPE/PT/000010)<sup>27</sup>, do qual a DRPM é parceira, no que se refere à ação C10: “Restauro e conservação de habitats marinhos e costeiros”, foram realizadas viagens de conhecimento pela orla costeira de algumas ilhas do arquipélago de forma a identificar zonas de acumulação de lixo marinho (Figura 7.17, Figura 7.18 e Figura 7.19).

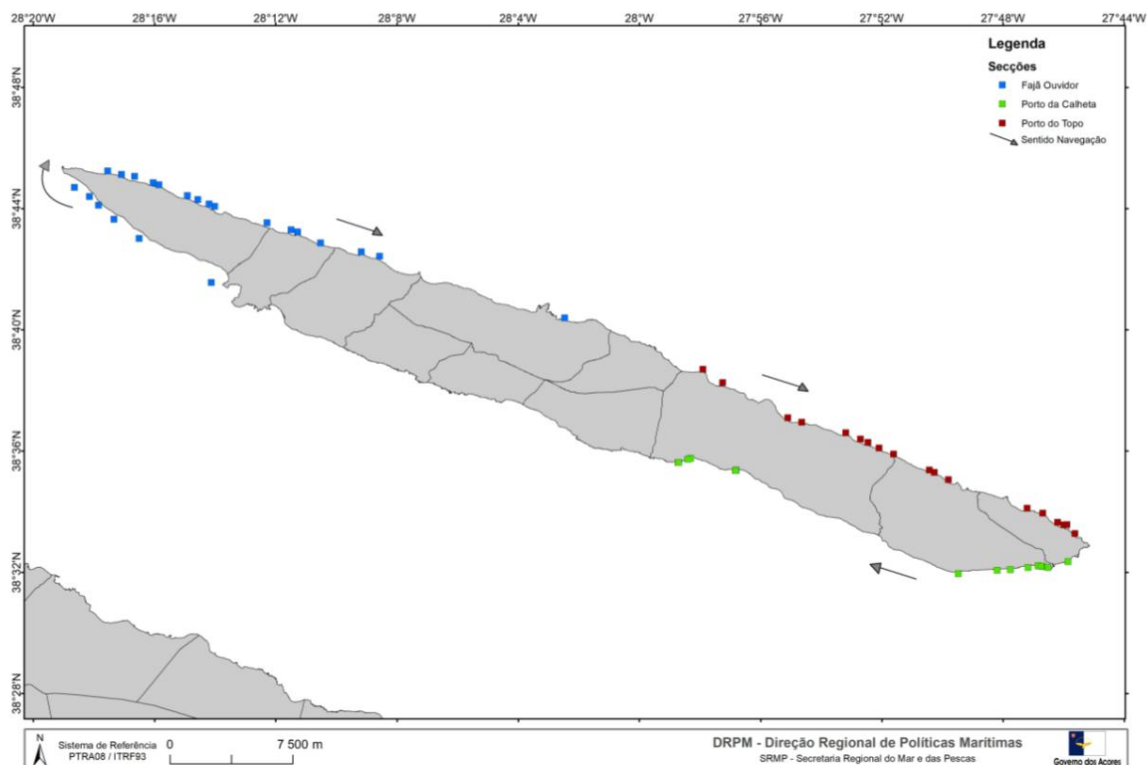


Figura 7.17. Mapeamento das zonas de acumulação de lixo marinho na orla costeira da ilha de São Jorge, em 2023. (Fonte: DRPM)

<sup>27</sup> O programa LIFE é um instrumento financeiro da UE que apoia projetos ambientais, de conservação da natureza e de ação climática em toda a UE.



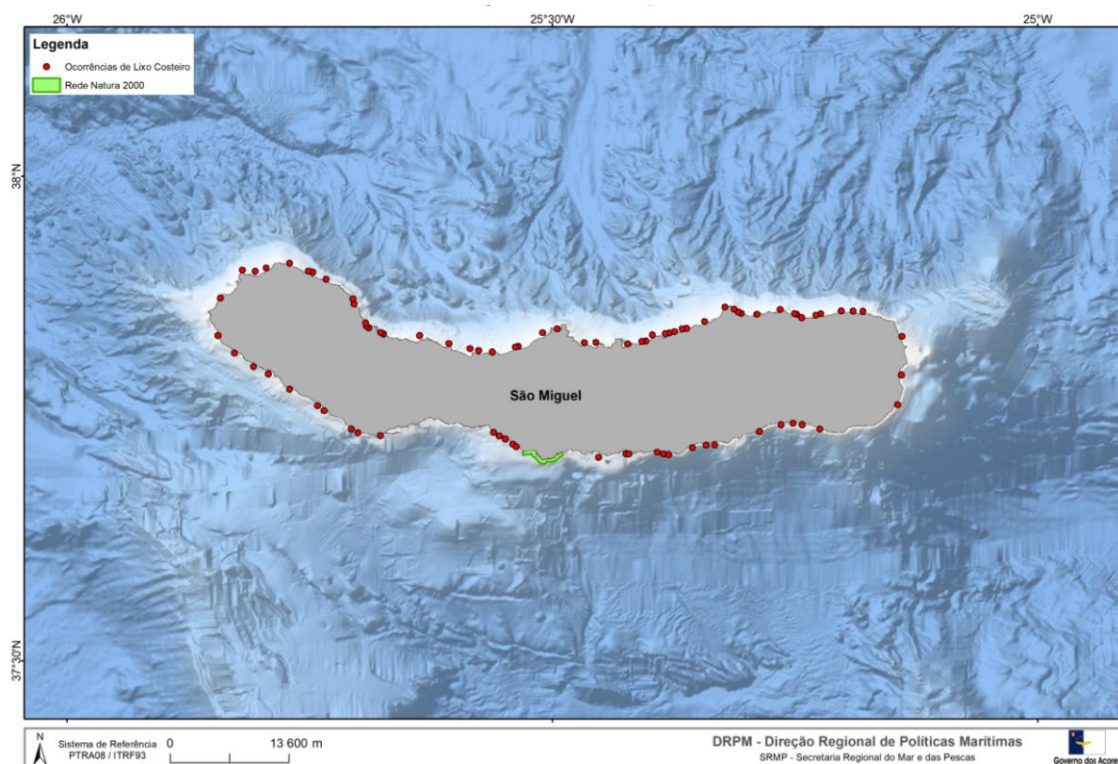


Figura 7.18. Mapeamento das zonas de acumulação de lixo marinho na orla costeira da ilha de São Jorge, em 2023. (Fonte: DRPM)

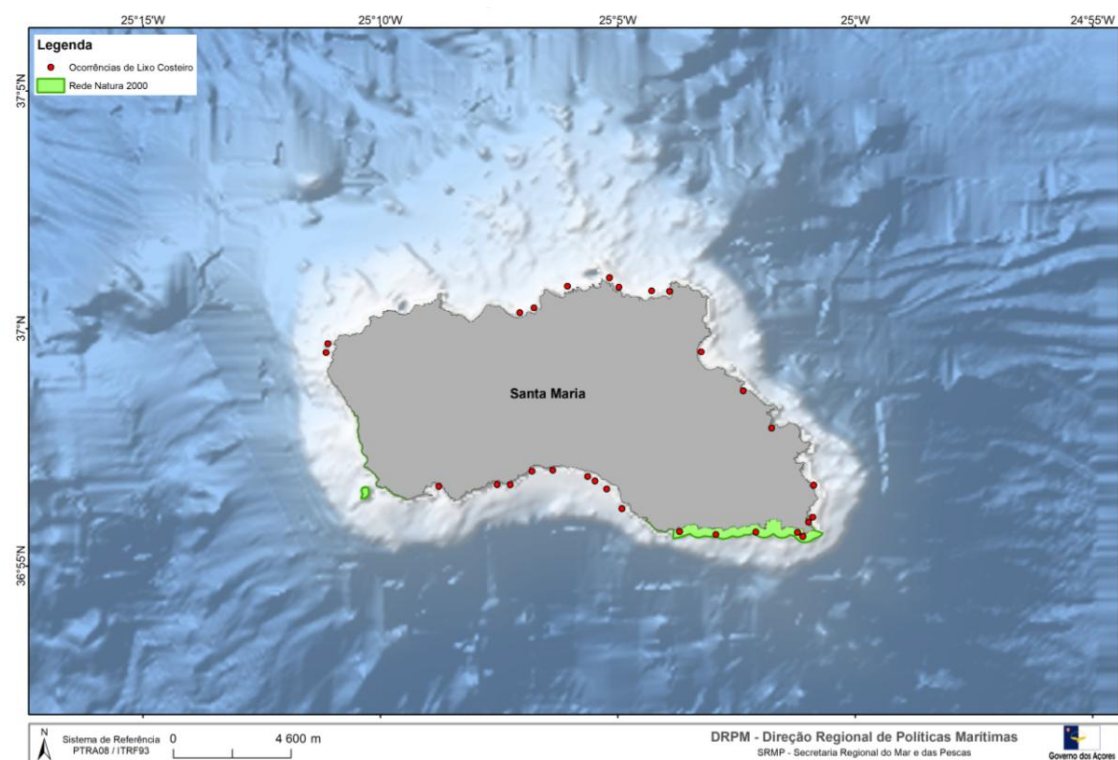


Figura 7.19. Mapeamento das zonas de acumulação de lixo marinho na orla costeira da ilha de São Jorge, em 2023. (Fonte: DRPM)

Como é possível verificar, a acumulação de lixo marinho na orla costeira das ilhas apresentadas observa-se ao redor de toda a ilha. No entanto, foi possível apurar uma maior abundância de zonas de acumulação no lado norte das ilhas. Além disso, e em particular, na ilha de São Miguel foi possível identificar zonas de acumulação muito afetadas por descarte ilegal de resíduos urbanos.

A grande maioria das zonas identificadas encontram-se em áreas de difícil acesso ou até mesmo inacessíveis por terra. Esta situação torna a recolha e quantificação do lixo marinho muito difícil e logisticamente complexa.

### Superfície da Coluna de Água

A monitorização de macrolixo na superfície da coluna de água integra a realização de transetos visuais de 10 minutos, 6 vezes por dia, de 2 em 2 horas, sendo que o lixo flutuante com mais de 2,5 cm é registado a uma altura de 8 metros acima do nível do mar, dentro de um transeto de largura fixa de 100 m (Chambault *et al.*, 2018). As observações são feitas principalmente durante os meses de maio a novembro, limitando-as às estações da primavera e verão, e decorrem em toda a ZEE dos Açores, águas costeiras e territoriais.

Para a avaliação do lixo flutuante analisaram-se um total de 5944 transectos visuais realizados entre 2015 e 2023, onde foram contabilizados 623 itens de lixo marinho (379 itens de plástico, 138 mistos, 32 de madeira, 31 não identificáveis, 18 itens de papel, 8 de borracha, 7 de metal, 6 têxtil e 4 de vidro).

Nesta avaliação, entendeu-se mais adequado subdividir a ZEE dos Açores em áreas costeiras e *offshore* (Figura 7.20), considerando uma distância de 50 km a partir da linha de costa, como também agrupar os transectos visuais anuais em células de 40x40 km (Figura 7.21) de forma a permitir uma análise temporal no *software* Litter (Figura 7.22).

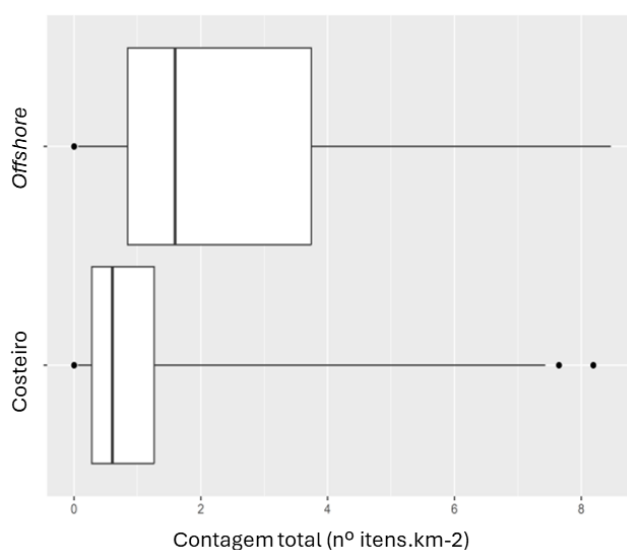
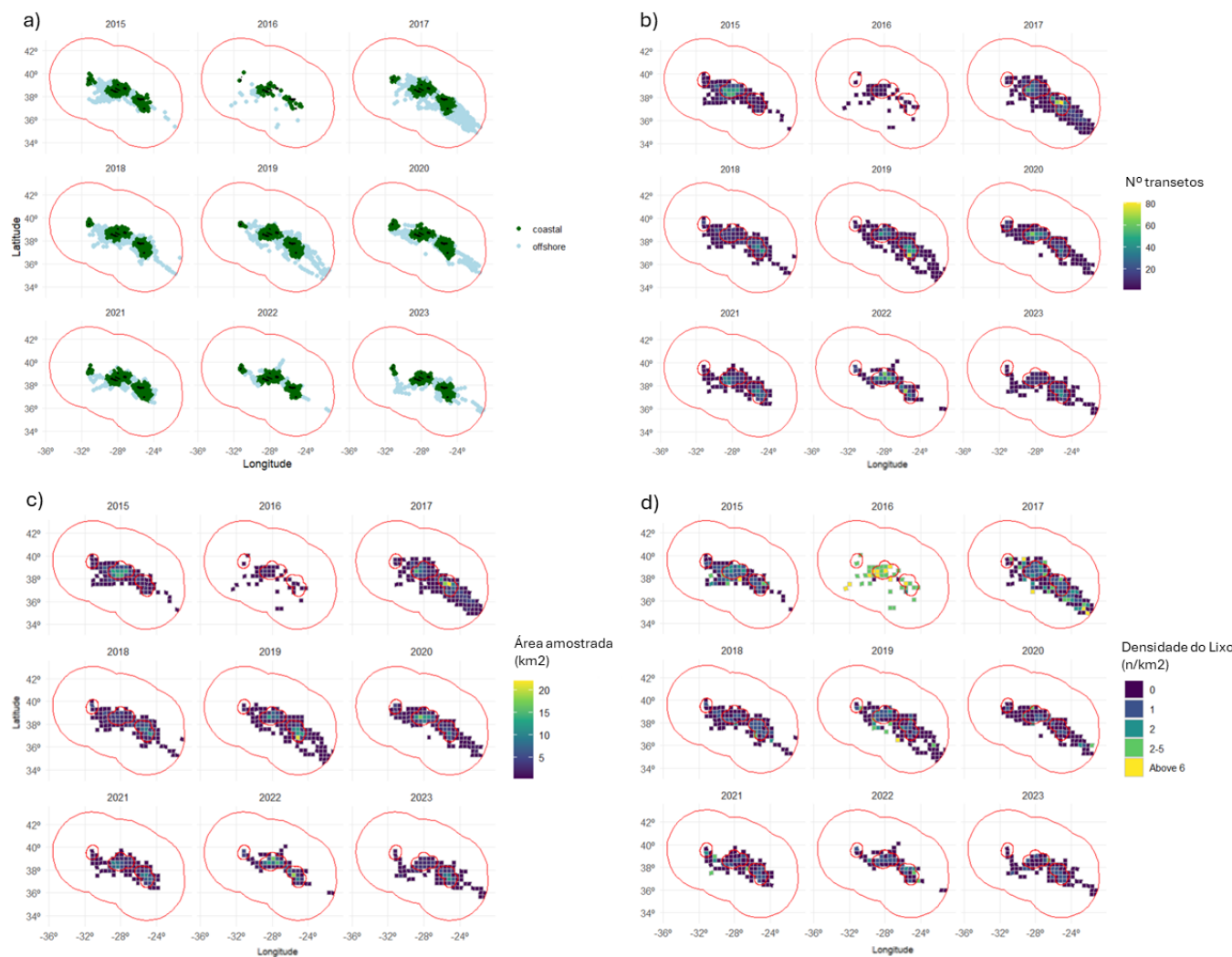


Figura 7.20. Resumo gráfico da distribuição do nº de itens de lixo marinho por km<sup>2</sup>, no período de 2015-2023, obtido através do *software* Litter (Walvoort *et al.*, 2021).





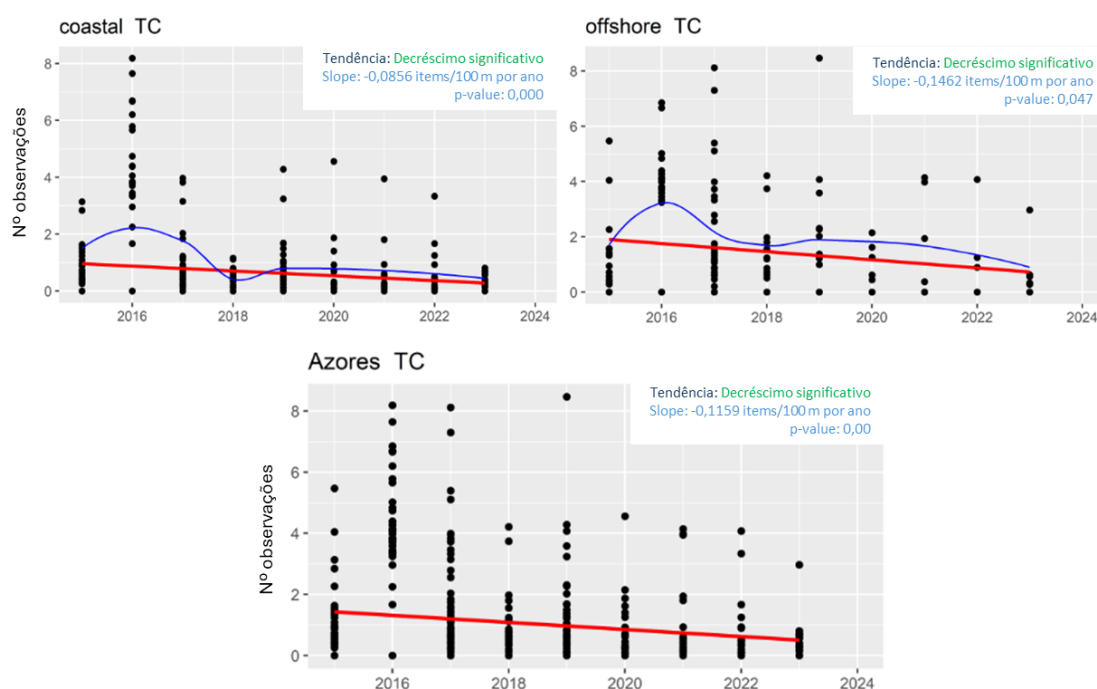
A média e mediana da abundância de itens de macrolixo flutuante observados nas células integradas na área costeira ( $n = 163$ ) foram, respetivamente, 1,218 e 0,6265 itens por célula. Na área *offshore* ( $n = 93$ ) os valores foram superiores, nomeadamente, uma média de 2,180 itens por célula e uma mediana de 1,490 itens por célula.



**Figura 7.21.** Representação gráfica das (a) áreas consideradas nesta avaliação, nomeadamente, costeiras e *offshore*, (b) do nº de transetos efetuados por cada célula 40x40 km, (c) dos km<sup>2</sup> cobertos em cada célula 40x40 km, e (d) a densidade de lixo marinho observado em cada uma das células 40x40 km.

Agrupar os transectos visuais anuais em células de 40x40 km demonstrou facilitar a análise dos dados recolhidos e assim permitir uma melhor avaliação deste parâmetro. Na Figura 7.21 (b) é possível verificar que a maioria dos transectos, ao longo dos anos, concentra-se nas zonas costeiras adjacentes às ilhas dos grupos central e ocidental (b), além disso é possível verificar que 2016 e 2017 foram os anos com maior registo de itens de lixo marinho observados (cerca de 116 e 188 itens, respetivamente), sendo os anos de 2022 e 2023 os anos com o menor número de registos (37 e 40 itens, respetivamente) (Figura 7.21, d). O facto de o nº de itens registados em 2022 e 2023 ser inferior aos observados em anos anteriores pode não indicar diretamente a possibilidade de haver uma redução significativa do lixo marinho presente nas águas marinhas dos Açores.

No entanto, considerando a análise da tendência temporal dos dados, a Figura 7.22 apresenta a tendência regional para as ocorrências de lixo marinho flutuante nos transectos efetuados, em zonas costeiras, *offshore* e na subdivisão Açores, sendo possível verificar uma tendência decrescente estatisticamente significativa para os 3 cenários ( $p$ -value < 0,05). Os resultados apresentados poderão possivelmente demonstrar que a quantidade de lixo marinho flutuante observado na região está a decrescer, no entanto, entende-se que é prematuro fazer tal afirmação sem se estabelecer uma tendência decrescente significativa num período temporal mais longo e considerar os fatores externos que poderão afetar o processo de monitorização, conforme referido anteriormente. Além disso, futuramente, e de forma a verificar a tendência apresentada, será necessário aumentar a área de atuação de forma a cobrir o máximo possível a subdivisão Açores e o número de transectos efetuados.



**Figura 7.22.** Representação gráfica das tendências para a contagem (●) total de lixo marinho flutuante observado nas zonas costeiras, *offshore* e na subdivisão Açores, obtida através do programa Litter, no período de 2016-2023. (---) Linha de tendência Theil-Sen\*, (---) Linha Loess-smoother (só é atribuída a 25 ou mais pontos de amostragem).

No entanto, à semelhança do reportado em 2020, os resultados obtidos equiparam-se aos resultados apresentados por Chambault *et al.*, 2018, demonstrando que a quantidade de macrolixo flutuante na subdivisão dos Açores é menor em comparação com as áreas encontradas mais próximas às plataformas continentais, embora o arquipélago esteja localizado a nordeste do Giro Subtropical do Atlântico Norte.

#### BEA do parâmetro “macrolixo na superfície da coluna de água”

O macrolixo flutuante é um parâmetro para o qual ainda não foram atribuídos limiares a nível da DQEM nem OSPAR. Além disso, apesar do TG-ML ter implementado orientações metodológicas (MSFD, 2013; MSFD, 2023), a metodologia de monitorização deste componente ainda não é considerada entre os grupos de trabalho da OSPAR. No entanto, deverá considerar-se as indicações da CE da possibilidade de se avaliar o BEA com base em tendências temporais e espaciais. Posto isto, com os 9 anos de monitorização e os resultados da análise efetuada, pode admitir-se que as tendências decrescentes, estatisticamente significativas, obtidas para as áreas costeiras e *offshore*, indicam que o BEA foi atingido para esta componente do D10.

#### Informação complementar

Apesar de não integrar o processo de avaliação deste parâmetro do D10C1, importa referir os trabalhos de monitorização de lixo marinho no âmbito do Programa De Observação De Megafauna Em Embarcações De Tráfego Local (POMET), iniciado em 2021. O POMET, coordenado pela DRPM é um PMo piloto a bordo de embarcações de transporte de passageiros que realizam viagens entre as ilhas do grupo central, do arquipélago dos Açores, que surgiu no âmbito da ação C9 do Projeto LIFE IP Azores Natura, do qual a DRPM é parceira beneficiária.

Para efeitos de recolha de dados, a monitorização é realizada por um observador a bordo das embarcações de tráfego local, colocado na ponte de comando ou na proa do navio, e assemelha-se à metodologia utilizada no PMo PT-AMA-MO-D10\_MacroWC e PMo PT-AZO-MO-POPA. No total, entre setembro de 2021 e dezembro de 2023, foram realizados 137 transetos e contabilizados 361 itens de lixo marinho (Figura 7.23).

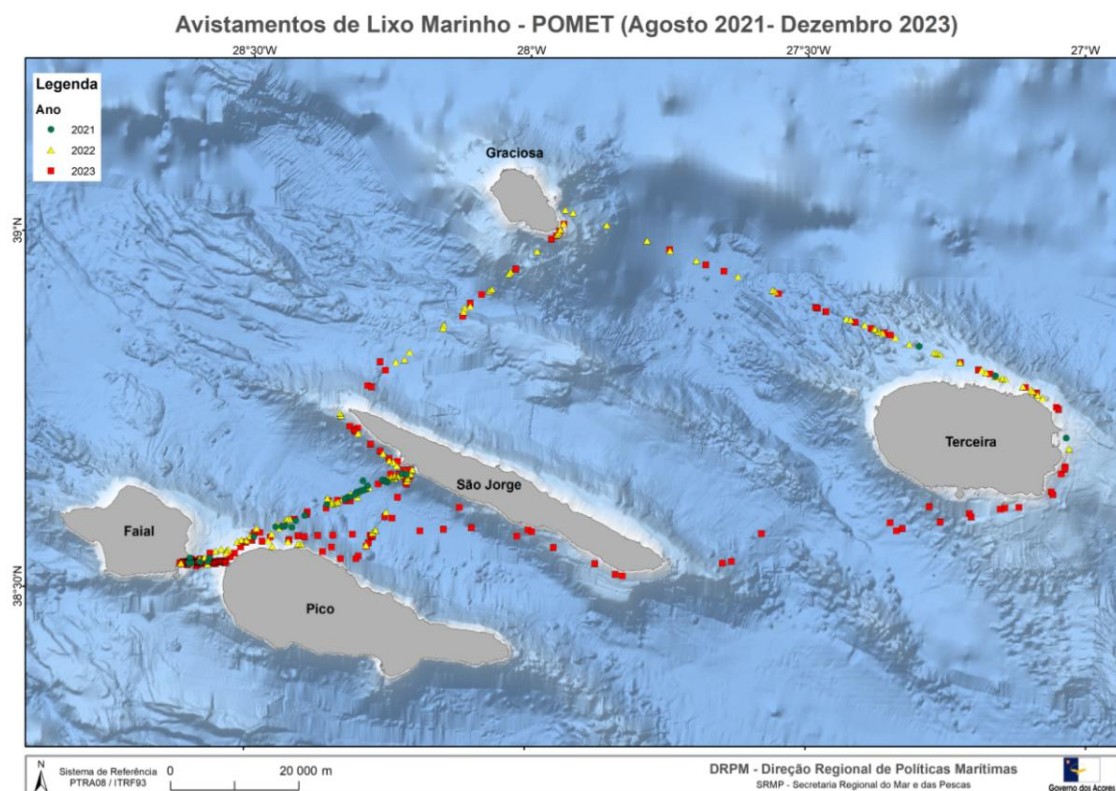


Figura 7.23. Avistamentos registados no âmbito do programa POMET, entre agosto de 2021 e dezembro de 2023, no grupo central do arquipélago dos Açores. (Fonte: DRPM)

Equiparando os resultados obtidos no POMET para o lixo marinho e os outros PMO implementados na região, verifica-se igualmente a predominância dos itens de plástico. No período avaliado, reportam-se 227 itens de plástico flutuante observados. A análise registou ainda itens mistos, madeira, borracha, papel, metal, têxtil, vidro e não identificáveis (Figura 7.24).

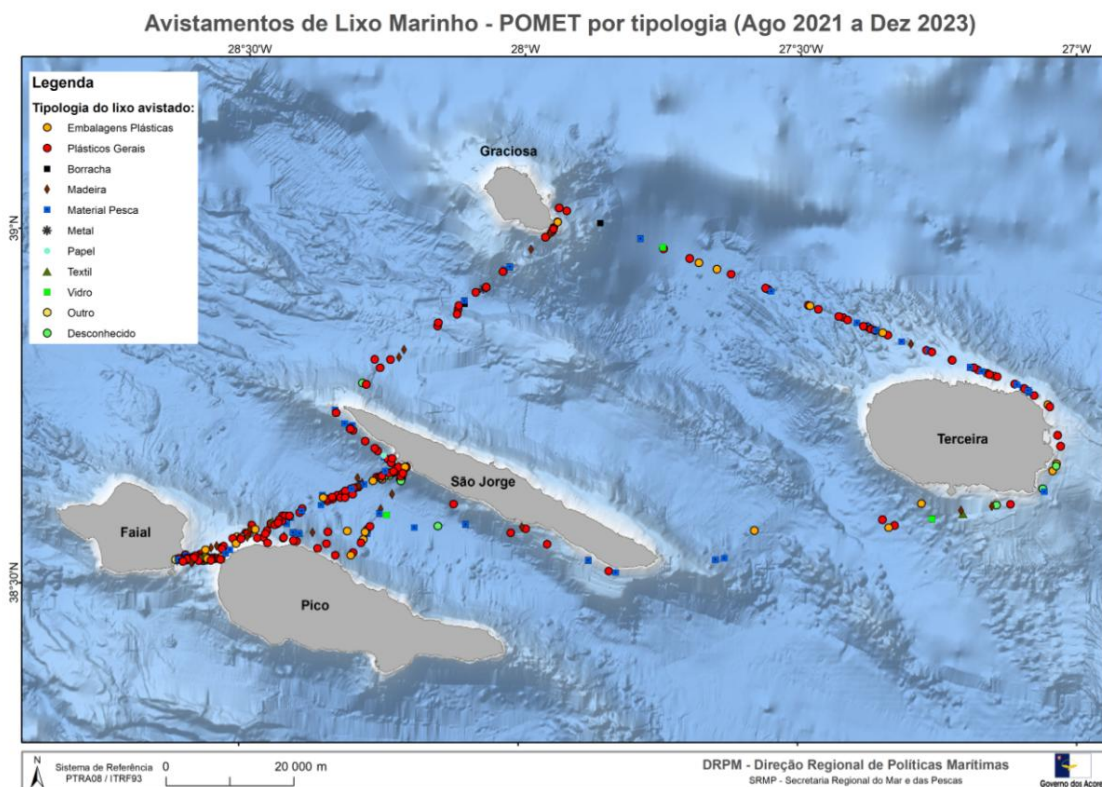


Figura 7.24. Tipologia do lixo marinho avistado no grupo central do arquipélago dos Açores, ente agosto de 2021 e dezembro de 2023, no âmbito do programa POMET. (Fonte: DRPM)

## Fundos

A informação aqui reportada foi recolhida no âmbito de um estudo científico desenvolvido por Duncan *et al.*, 2023, que apresentou uma previsão de *hotspots* de ALDFG em *habitats* sensíveis de águas profundas dos Açores e destacou áreas de oscilações potencialmente elevadas, tais como montes submarinos específicos.

Os dados foram obtidos a partir de imagens recolhidas em censos visuais exploratórios do fundo do mar realizados, entre 2006 e 2020, no âmbito de diferentes projetos de investigação (Duncan *et al.*, 2023). Foram avaliados 351 mergulhos, com imagens de veículos operados remotamente (ROV), câmaras rebocadas e um submersível tripulado (Figura 7.25), em locais selecionados que incluem montes submarinos *offshore* ao logo da *Mid-Atlantic Ridge* (MAR) e montes submarinos ao redor das ilhas do grupo central e oriental (Duncan *et al.*, 2023).



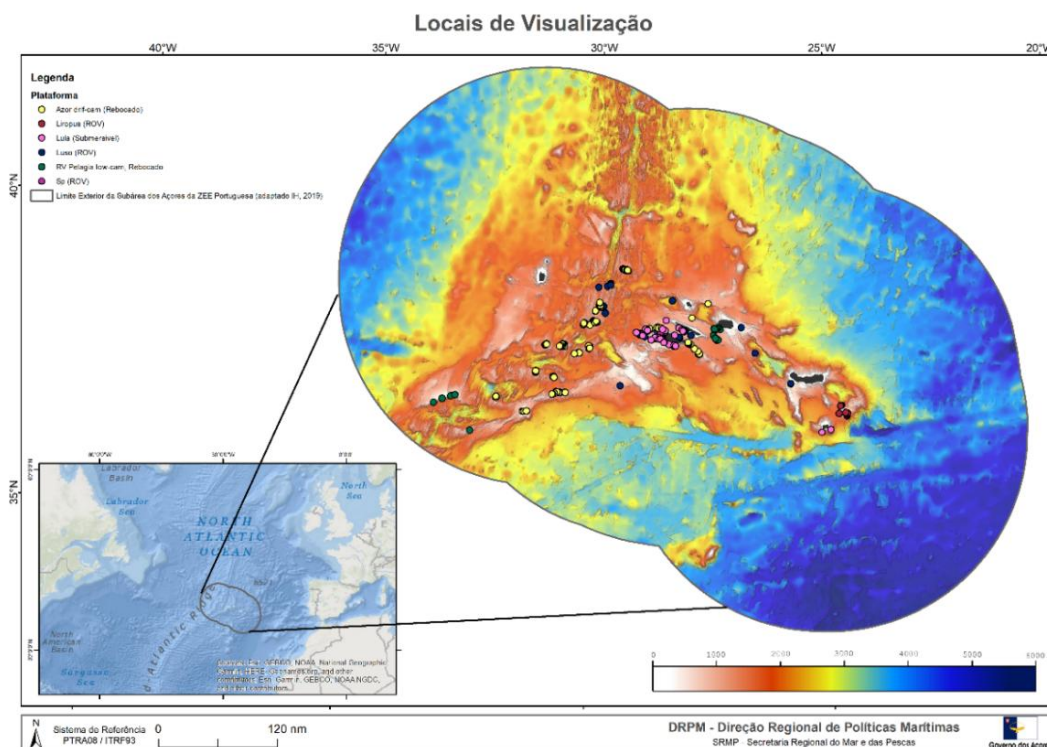


Figura 7.25. Locais de mergulho efetuados com ROVs (Liropus, Luso e Sp), submersível tripulado (Lula) e sistemas de câmeras a reboque (Azor drift-cam, RV Pelagia tow-cam) dentro da subdivisão Açores. (Fonte dos dados: Duncan *et al.*, 2023; Mapa: DRPM)

Todas as filmagens (num total de 545 horas) foram cuidadosamente selecionadas quanto à presença de artigos ALDFG, incluindo linhas de pesca de monofilamento, cabos, âncoras, bóias, rochas e redes de pesca (Duncan *et al.*, 2023), como se pode observar na Figura 7.26.

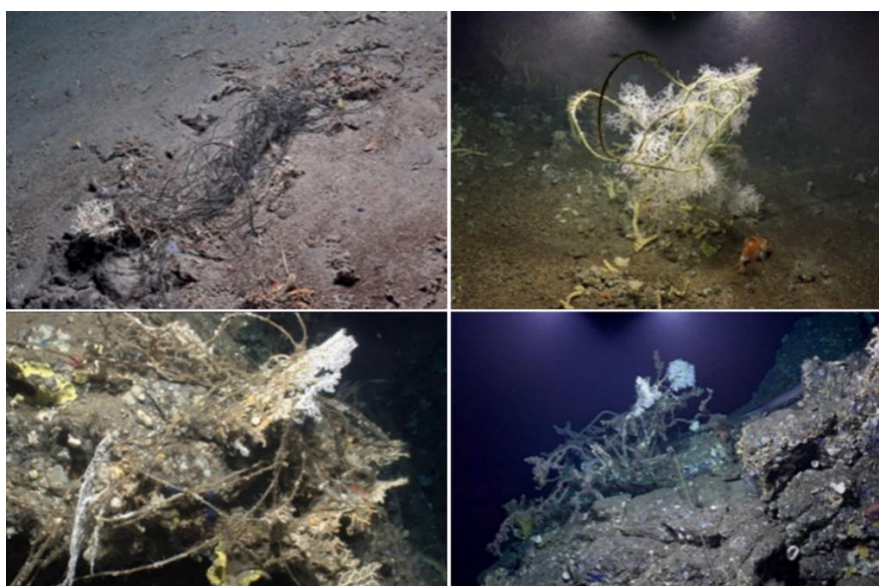
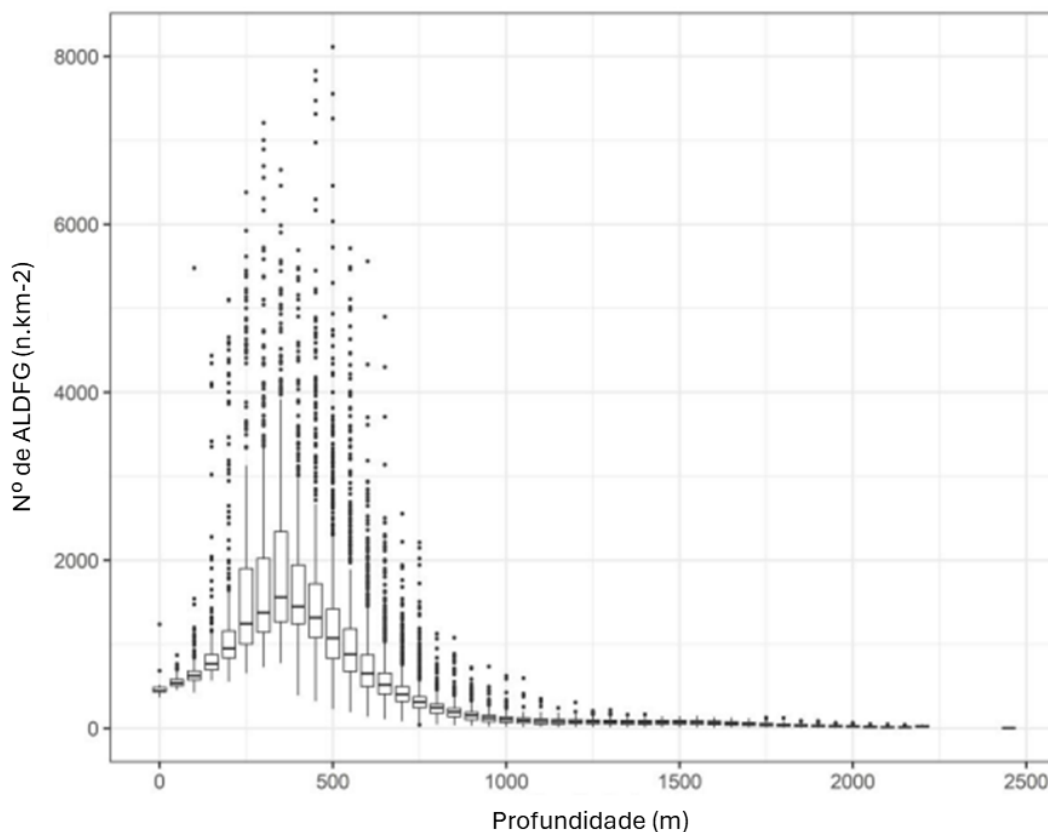


Figura 7.26. Exemplos de ALDFG observados no fundo do mar profundo do arquipélago dos Açores, apresentando interações com a fauna de profundidade. (Fonte: Duncan *et al.*, 2023)

O estudo de Duncan *et al.*, 2023, por análise de imagens, conseguiu avaliar informação referente a uma área total de 1,54 km<sup>2</sup> e uma distância linear total de 376 km do fundo do mar. Os itens ALDFG representaram a maioria (83%) de todos os itens de lixo observados no fundo do mar, com um total de 1799 itens ALDFG (Duncan *et al.*, 2023). As linhas de pesca de monofilamento foram os itens mais abundantes (94,22%), sendo que os outros itens observados se identificam como cordas sintéticas (2,33%), *dropstones* ou pesos com linha de pesca (1,45%), cabos (0,89%), *dropstones* (0,78%) ou pesos (0,17%), redes de pesca (0,11%) e âncoras com pesca (0,06%) (Duncan *et al.*, 2023).

O estudo possibilitou ainda avaliar a relação entre a presença de itens ALDFG e a distância do local de amostragem a zonas portuárias e a profundidade a que foi o mergulho. Nomeadamente, foi possível identificar uma diminuição da abundância de itens ALDFG à medida que a distância a zonas portuárias aumenta, no entanto, verificou-se um aumento da abundância desses itens à medida que se diminuía a profundidade, atingindo o pico a aproximadamente 400 m (Figura 7.27), antes de diminuir em profundidades muito rasas (Duncan *et al.*, 2023).



**Figura 7.27.** Resumo gráfico da distribuição de dados do macrolixo flutuante do nº de itens ALDFG por profundidade, no período de 2015-2023.

De forma a avaliar a abundância dos itens ALDFG, Duncan *et al.*, 2023, apresentou uma previsão espacial da abundância destes itens na subdivisão Açores (Figura 7.28).



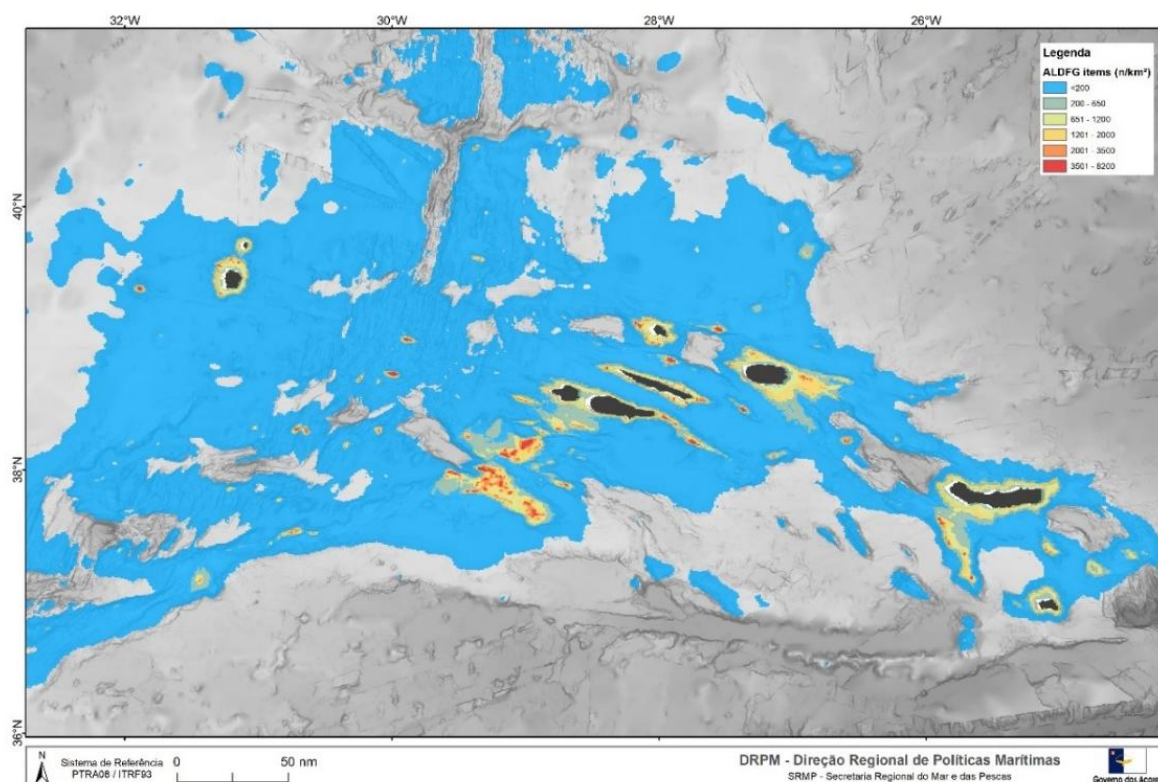


Figura 7.28. Previsão da abundância de itens ALDFG ( $n^{\circ}/km^2$ ) dentro dos limites da subdivisão Açores (acima dos 2000 m), gerada através do modelo GAMM. (Fonte dos dados: Duncan *et al.*, 2023; Mapa: DRPM)

Desta forma, foi possível prever que a abundância de itens ALDFG poderá ser maior em áreas costeiras próximas às ilhas mais populadas (ou seja, São Miguel e Terceira), bem como em montes submarinos proeminentes (Figura 7.29), como o Princesa Alice, Açor e Mar da Prata (Duncan *et al.*, 2023). O mesmo se verificou em áreas conhecidas como importantes para a pesca, como os montes submarinos Gigante e Sarda, cuja abundância de itens ALDFG poderá também ser elevada.

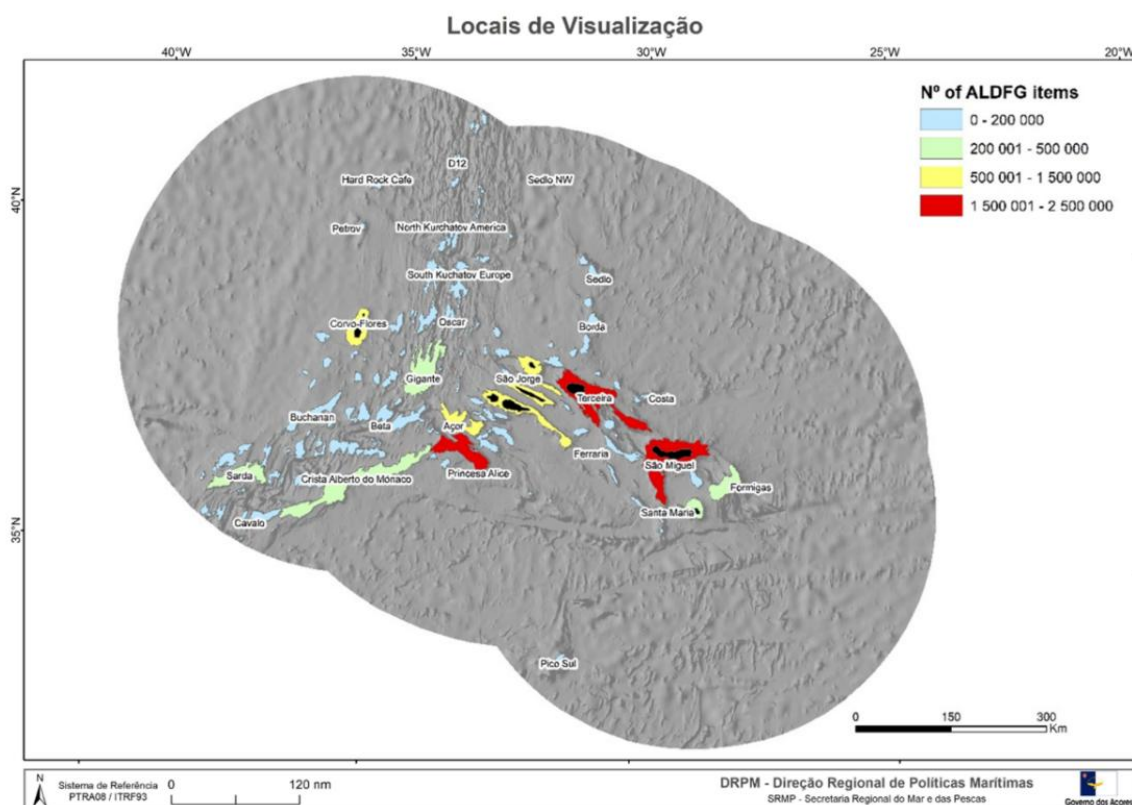


Figura 7.29. Número previsto de itens ALDFG nas diferentes unidades geomorfológicas da ZEE dos Açores. (Fonte dos dados: Duncan *et al.*, 2023; Mapa: DRPM)

O mesmo trabalho científico determinou que a abundância média prevista para itens ALDFG na subdivisão dos Açores seja de  $113 \pm 310$  itens km<sup>2</sup>, com uma média de  $597 \pm 756$  itens de ALDFG por km<sup>2</sup> acima dos 1000 m de profundidade (Duncan *et al.*, 2023). A área de pesca do banco Princesa Alice apresentou a maior concentração prevista de itens ALDFG, com  $1006 \pm 1089$  itens por km<sup>2</sup> (Duncan *et al.*, 2023). No total, prevê-se que 20,6 milhões de itens de ALDFG estejam presentes nos fundos do mar dos Açores (acima de 2000 m de profundidade), com 60% desses itens acima dos 1000 m (Duncan *et al.*, 2023).

#### BEA do parâmetro “macrolixo nos fundos marinhos”

A monitorização do lixo marinho nos fundos marinhos tornou-se cada vez mais importante devido ao crescente reconhecimento dos seus impactos ecológicos e económicos. A presença de lixo marinho, especialmente de plásticos, representa ameaças significativas para os ecossistemas marinhos, afetando a biodiversidade, a integridade dos habitats e a saúde dos organismos marinhos. Os métodos existentes para monitorizar o lixo nos fundos marinhos refletem as dificuldades associadas à aplicação de métodos compatíveis e harmonizados e as suas limitações (MSFD, 2023). As diferentes profundidades e a natureza dos fundos levam a que diferentes métodos de monitorização sejam aplicados, como por exemplo, técnica de arrasto, mergulho, imagens (MSFD, 2023).

Nos Açores, os métodos de pesca que utilizam a técnica de arrasto são proibidos de acordo com o disposto na alínea a) do nº1 do artigo 20º do Decreto Legislativo Regional n.º 29/2010/A<sup>28</sup>, de 9 de novembro. Como tal, a aplicação de metodologias de arrasto para recolha de amostras de lixo marinho nos fundos (como as aplicadas na OSPAR<sup>29</sup>) não é viável na região, sendo necessário recorrer a outras metodologias inovadoras, tais como as descritas em Duncan *et al.*, 2023.

Apesar da informação aqui reportada resultar de uma metodologia oportunista, apresenta-nos uma visão global do problema na subdivisão Açores, mas não permite estabelecer se este parâmetro do critério D10C1 está ou não em BEA.

É pertinente a implementação de um programa de monitorização para o lixo marinho dos fundos recorrendo a uma metodologia robusta e estandardizada, de forma que a informação recolhida permita assim estabelecer tendências temporais, enquanto não forem estabelecidos os valores limite a nível europeu, que estão atualmente em discussão tanto a nível do TG-ML como do grupo de *experts* da OSPAR (SLEG, *seafloor litter expert group*).

### 7.3.2. Critério D10C2

#### Orla Costeira

Neste parâmetro, foram incluídos dados das monitorizações mensais realizadas entre 2016 e 2023, em oito praias dos Açores, nomeadamente: Calheta (ilha das Flores), Conceição e Porto Pim (ilha do Faial), Milícias (ilha de São Miguel), Praia (ilha Graciosa), Praia d’Areia (ilha do Corvo) e São Lourenço (ilha de Santa Maria). No total, foram realizadas 285 amostragens. Importa notar que, devido a vários constrangimentos – como condições meteorológicas, ausência de areia, disponibilidade de pessoal no terreno, entre outros – o número de amostragens e de réplicas recolhidas não é consistente entre todas as praias.

A abundância de microlixo (1 – 5 mm) foi avaliada ao longo de 100 m de comprimento de praia. Em cada monitorização, foram amostrados dois níveis de acumulação: o nível superior, correspondente às marés vivas, e o nível inferior, correspondente à linha da última maré. Em cada nível, foram recolhidos quatro replicados, em quadrados de 50x50 cm separados aleatoriamente uns dos outros, mas com uma distância aproximada de cerca de 25 metros entre eles. Em cada replicado foi recolhida a camada superior de areia, até 5 cm de profundidade, sendo cuidadosamente peneirada diretamente através de uma malha de 1 mm.

Na análise dos dados aqui reportada, procedeu-se ao agrupamento dos dados de todas as réplicas por amostragem, estandardizando-os pelo peso total de sedimento seco recolhido. Seguindo este procedimento, obteve-se o número total de fragmentos (por diferentes tipologias) por peso seco de sedimento para cada praia monitorizada (Figura 7.30). A análise estatística dos dados aqui

---

<sup>28</sup> O Decreto Legislativo Regional n.º 29/2010/A, de 9 de novembro, regulamenta o exercício da pesca e da atividade marítima na pesca e define medidas adequadas às especificidades do território marítimo dos Açores.

<sup>29</sup> <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/seafloor-litter/>

apresentados foi efetuada com recurso ao *software* LitterR (Walvoort *et al.*, 2021) e o programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023).

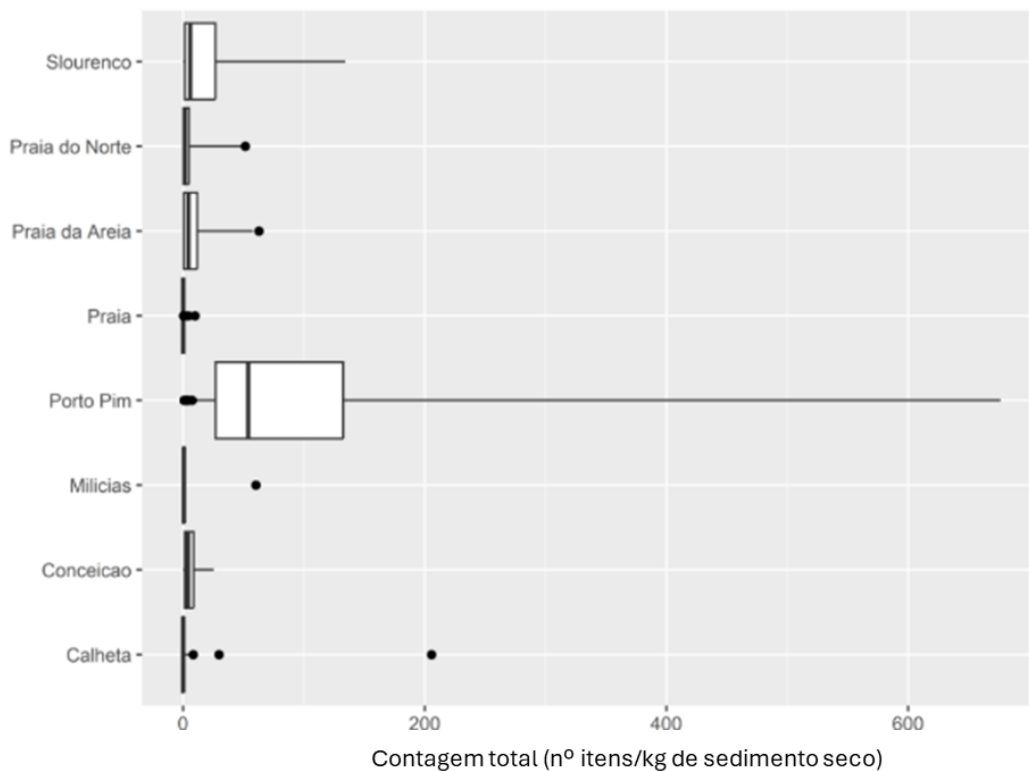


Figura 7.30. *Boxplot* da distribuição do nº de itens de microlixo por kg de sedimento seco, nas 8 praias amostradas, obtido através do *software* LitterR (Walvoort *et al.*, 2021).

Por observação da distribuição de dados na Figura 7.30 e dos valores apresentados na Tabela 7.6, à escala local, é evidente a elevada abundância de microplásticos na Praia do Porto Pim, na ilha do Faial, com uma abundância média e mediana de 96,62 e 53,95 microplásticos por kg de sedimento seco, respetivamente. O mesmo destaque se verificou nos resultados reportados em 2020, no 2º relatório de avaliação do estado das águas marinhas dos Açores (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), e no relatório final do projeto Azorlit (Pham *et al.*, 2016).

**Tabela 7.6.** Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, no que se refere ao nº de microplásticos (1 – 5 mm) por kg de sedimento seco. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). (Fonte dos dados: OKEANOS)

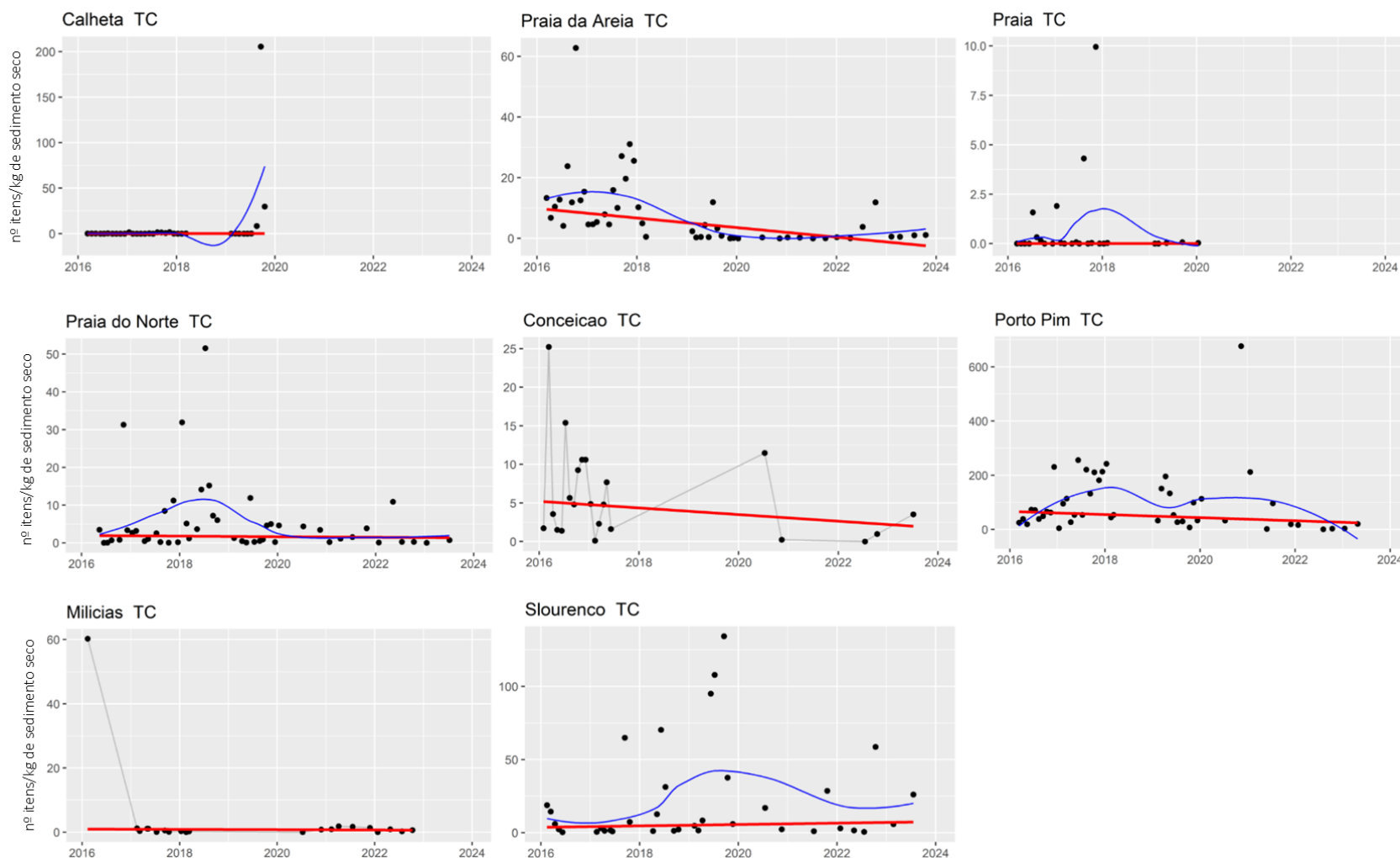
Praia	N	Média	Erro-padrão	Intervalo de		Mediana	Soma	Desvio-padrão	Mín.	Máx.
				Lim. Inferior	Lim. Superior					
Calheta	34	7,410	6,071	-4,941	19,760	0,070	251,900	35,400	0,000	205,560
Conceição	22	5,784	1,300	3,081	8,490	4,186	127,300	6,100	0,000	25,230
Milícias	21	3,503	2,841	-2,424	9,430	0,656	73,600	13,020	0,000	60,280
<b>Porto Pim</b>	<b>47</b>	<b>96,621</b>	<b>16,783</b>	<b>62,839</b>	<b>130,400</b>	<b>53,949</b>	<b>4541,200</b>	<b>115,060</b>	<b>0,780</b>	<b>676,500</b>
Praia	27	0,687	0,398	-0,131	1,510	0,000	18,500	2,070	0,000	9,960
Praia d'Areia	49	7,972	1,619	4,718	11,230	4,414	390,600	11,330	0,000	62,770
Praia do Norte	49	5,349	1,375	2,585	8,110	1,528	262,100	9,620	0,000	51,590
São Lourenço	36	21,694	5,608	10,310	33,080	5,907	781,000	33,650	0,344	134,410

Nota. O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

Embora a Praia de São Lourenço tenha sido avaliada com base num menor número de amostragens ( $n = 36$ ) em comparação, por exemplo, à Praia d'Areia ( $n = 49$ ) ou à Praia do Norte ( $n = 49$ ), os resultados obtidos colocam este local em segundo lugar no que se refere à abundância média e mediana de microplásticos por kg de sedimento seco (21,69 e 5,91 microplásticos por kg de sedimento seco, respetivamente). Este resultado vem contrariar o reportado em 2020 (MM, SRMCT, SRAAC, 2020) que colocava a Praia D'Areia como a segunda praia com maior densidade microplásticos da região.

As contradições referidas anteriormente podem ser apoiadas pela análise de tendências temporais efetuadas para cada praia amostrada (Figura 7.31), que indicam uma tendência decrescente estatisticamente significativa ( $slope = -1,576$  e  $p-value < 0,05$ ) para a Praia d'Areia na ilha do Corvo. Pelo contrário, a tendência obtida para a Praia de São Lourenço é crescente, no entanto, não é estatisticamente significativa ( $slope = 0,4709$  e  $p-value > 0,05$ ).

Considerando ainda a Praia do Porto Pim, e apesar dos resultados apresentados anteriormente indicarem esta como a mais impactada pela abundância de microplásticos, verifica-se que a tendência para este local é decrescente e estatisticamente significativa ( $slope = -5,684$  e  $p-value < 0,05$ ), conforme demonstrado na (Figura 7.31).



**Figura 7.31.** Representação gráfica das tendências temporais da abundância de microplásticos (1 – 5 mm) em cada praia amostrada, considerando nº de itens por kg de sedimento seco, obtida através do programa Litter. no período de 2016-2023. (---) Linha de tendência Theil-Sen\*, (---) Linha Loess-smoother (só é atribuída a 25 ou mais pontos de amostragem). (Fonte: DRPM)

As análises efetuadas permitiram ainda classificar os microplásticos recolhidos quanto à sua tipologia, tendo sido aplicadas 6 tipos de materiais: fragmentos, *pellets*, esferovite, filmes plásticos, linhas e outros. A Tabela 7.7 apresenta a análise estatística aplicada aos dados existentes, através do *software* Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023).

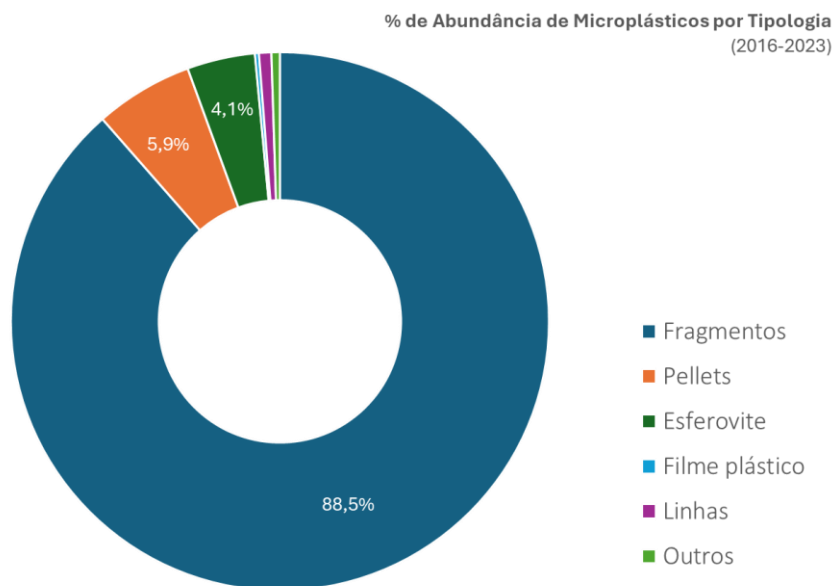
**Tabela 7.7.** Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, do nº de microplásticos (1 – 5 mm) por kg de sedimento seco, por tipologia. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). (Fonte dos dados: OKEANOS)

Tipologia	Intervalo de Confiança a 95%								
	Média	Erro- padrão	Lim. Inferior	Lim. Superior	Mediana	Soma	Desvio- padrão	Mín.	Máx.
<b>Fragmentos</b>	<b>20,025</b>	<b>3,355</b>	<b>13,421</b>	<b>26,629</b>	<b>1,156</b>	<b>5707,100</b>	<b>56,643</b>	<b>0,000</b>	<b>653,030</b>
<i>Pellets</i>	1,334	0,214	0,912	1,756	0,095	380,100	3,620	0,000	33,470
Esferovite	0,924	0,168	0,593	1,254	0,111	263,300	2,835	0,000	30,770
Filme plástico	0,054	0,018	0,019	0,089	0,000	15,400	0,298	0,000	4,120
Linhas	0,168	0,061	0,047	0,288	0,000	47,800	1,033	0,000	13,630
Outros	0,114	0,067	-0,018	0,247	0,000	32,600	1,136	0,000	19,020
<b>Total</b>	<b>22,619</b>	<b>3,554</b>	<b>15,624</b>	<b>29,613</b>	<b>2,249</b>	<b>6446,300</b>	<b>59,992</b>	<b>0,000</b>	<b>676,500</b>

Nota. O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

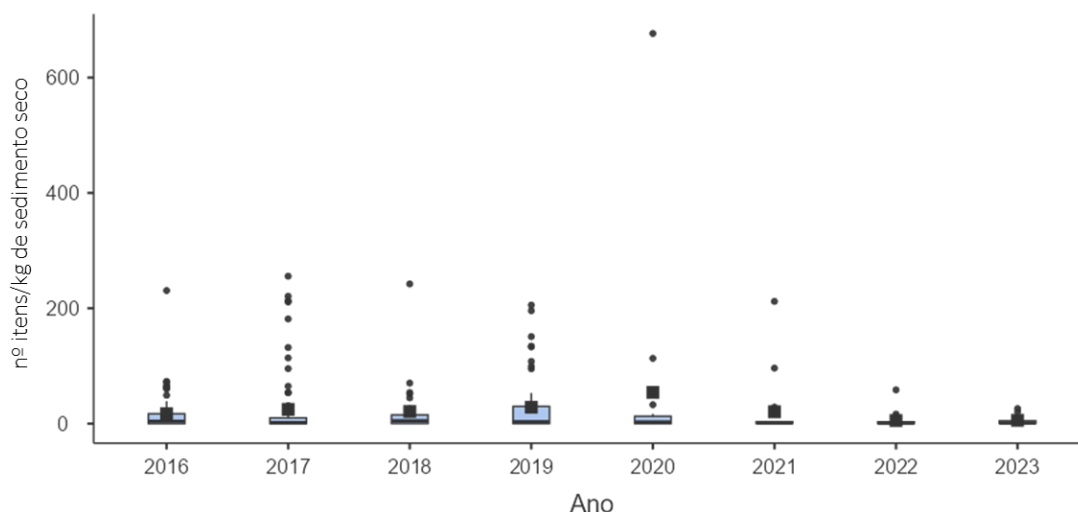
Observando a tabela anterior, verifica-se a predominância dos fragmentos plásticos nas amostras analisadas com uma percentagem de ocorrência de 88,5% em relação ao total de microplásticos contabilizados (Figura 7.32). Na Tabela 7.7 verifica-se, então, que a abundância média e mediana de fragmentos foi estimada em 20,03 e 1,16 itens por kg de sedimento seco, respetivamente. Além disso, os resultados demonstram que os *pellets* são a tipologia de microplásticos em segundo lugar, no que se refere à abundância, representando 5,9% dos itens analisados (média e mediana de 1,33 e 0,09 itens por kg de sedimento seco).





**Figura 7.32.** Representação gráfica da abundância de microplásticos, por tipologia, em percentagem do nº de itens por kg de sedimento seco, amostrados entre 2016 e 2023, em 8 praias dos Açores. (Fonte: DRPM).

À escala regional, verificou-se uma abundância média e mediana de 22,62 e 2,25 itens por kg de sedimento seco, respetivamente (Tabela 7.7). Além disso, pelo *boxplot* apresentado na Figura 7.33 e a análise estatística da Tabela 7.8, 2020 foi o ano com a abundância média mais elevada no período avaliado (2016-2023), registando-se um valor de 54,19 itens por kg de sedimento seco. No entanto, esse mesmo ano, não apresenta a mediana mais elevada (2,87 itens por kg de sedimento seco).



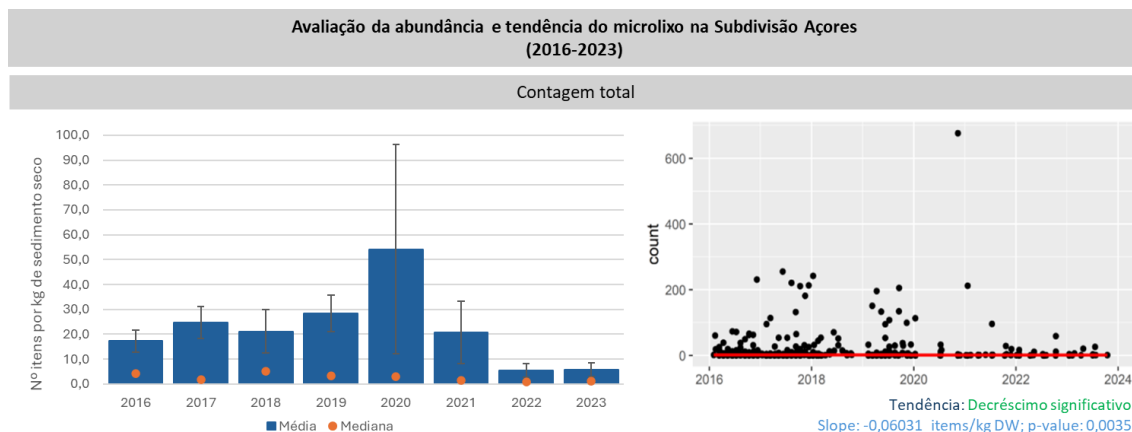
**Figura 7.33.** Resumo gráfico da distribuição de dados de microplásticos (1 – 5 mm) presentes em 8 praias da região, representado pelo nº de fragmentos por kg de sedimento seco, no período de 2016-2023, obtido através do programa Jamovi 2.5.5. A média do nº de itens por kg de sedimento seco é representada por (●) e os *outliers* da amostra (●). (Fonte dos dados: OKEANOS)

**Tabela 7.8.** Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2016-2023, do nº de microplásticos (1 – 5 mm) por kg de sedimento seco, por ano de amostragem. Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023). (Fonte dos dados: OKEANOS)

	Ano	N	Média	Erro-padrão	Intervalo de Confiança a 95%		Mediana	Soma	Desvio-padrão	Mín.	Máx.
					Lim. Inferior	Lim. Superior					
Total	2016	63	17,210	4,290	8,632	25,800	4,128	1084,200	34,060	0,000	230,800
	2017	76	24,720	6,550	11,668	37,800	1,796	1879,100	57,140	0,000	255,700
	2018	29	21,110	8,680	3,338	38,900	4,985	612,200	46,720	0,000	242,200
	2019	51	28,480	7,360	13,709	43,300	3,302	1452,600	52,530	0,000	205,600
	<b>2020</b>	<b>16</b>	<b>54,190</b>	<b>42,080</b>	<b>-35,505</b>	<b>143,900</b>	<b>2,874</b>	<b>867,100</b>	<b>168,330</b>	<b>0,000</b>	<b>676,500</b>
	2021	18	20,700	12,490	-5,651	47,100	1,420	372,600	53,000	0,000	212,000
	2022	21	5,460	2,840	-0,467	11,400	0,780	114,600	13,010	0,000	58,600
	2023	11	5,810	2,700	-0,205	11,800	1,111	63,900	8,950	0,000	26,100

Nota. O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

Em suma, na subdivisão Açores, a abundância de microplásticos nas praias é evidente e para o qual dificilmente ter-se-á uma solução de irradicação, considerando a crescente evolução da quantidade de lixo marinho nos oceanos. No entanto, a avaliação aqui reportada e evidenciada pela Figura 7.34, poderia indicar que caminhamos para uma redução lenta da abundância do microlixo nos sedimentos costeiros, considerando que a análise de tendência temporal aplicada aos dados recolhidos apresenta-se como decrescente e estatisticamente significativa ( $slope = -0,06031$  e  $p-value < 0,05$ ).



**Figura 7.34.** Representação em gráfico de barras das médias (barra), medianas (●) e erro padrão associado, do nº de itens por kg de sedimento seco (DW) e representação gráfica da tendência temporal para a contagem total microplásticos (1 – 5 mm) para a subdivisão Açores, no período de 2016-2023, obtida através do programa Litter e Excel. (Fonte: DRPM)

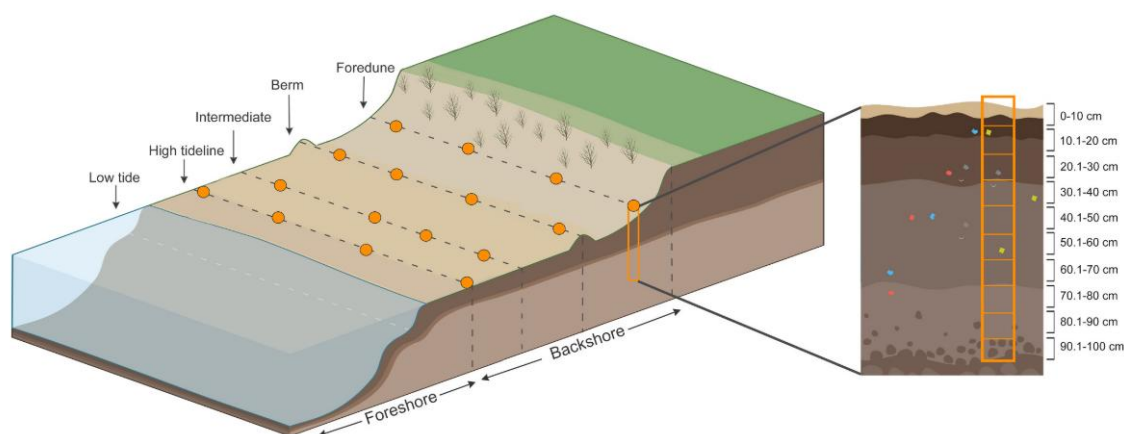
#### BEA do parâmetro “microlixo na orla costeira”

À semelhança da maioria dos parâmetros avaliados neste reporte, ainda não foram atribuídos limiares para abundância de microlixo na orla costeira pela CE e OSPAR. No entanto, existe a

possibilidade de se avaliar, qualitativamente, o BEA com base em tendências temporais e espaciais. Como tal, considerando os resultados obtidos e elencados anteriormente nesta secção, admite-se que as tendências decrescentes, estatisticamente significativas, do nº de itens por peso de sedimento seco nas 8 praias amostradas dos Açores, entre 2016 e 2023, indicam que o BEA foi atingido para esta componente do D10.

### *Informação complementar*

Conforme referido anteriormente na secção “Dados e fontes de informação disponíveis”, no âmbito do projeto IMPLAMAC e como foi reportado em Pham *et al.*, 2023, em 2021, recolheu-se informação sobre a abundância de fragmentos plásticos (> 1 mm) em profundidade (até 1 m) na Praia do Porto Pim e na Praia das Milícias, permitindo assim conhecer pela primeira vez a condição dos sedimentos costeiros nas camadas mais profundas (Figura 7.35).



**Figura 7.35.** Exemplo do desenho de amostragem aplicado nas praias amostradas, de forma a determinar a abundância de plástico até 1 m de profundidade e a quatro níveis, Pham *et al.*, 2023.

O trabalho desenvolvido possibilitou a quantificação de fragmentos plásticos com tamanhos entre 1 - 5 mm (microplásticos) e 5,1 – 25 mm (mesoplásticos), como também a sua classificação por tipologia (fragmentos, *pellets*, esferovite, linhas, filmes e outros) e por cores (11 classes de coloração foram estabelecidas) (Pham *et al.*, 2023).

Em ambas as praias, os resultados demonstraram existir uma ligeira tendência para uma menor concentração de plásticos nas camadas mais profundas, no entanto, a variabilidade no número de plásticos recolhidos por perfil vertical é consideravelmente grande (Figura 7.36). A concentração de plásticos foi expressa em número de itens por kg de sedimento seco (Pham *et al.*, 2023).

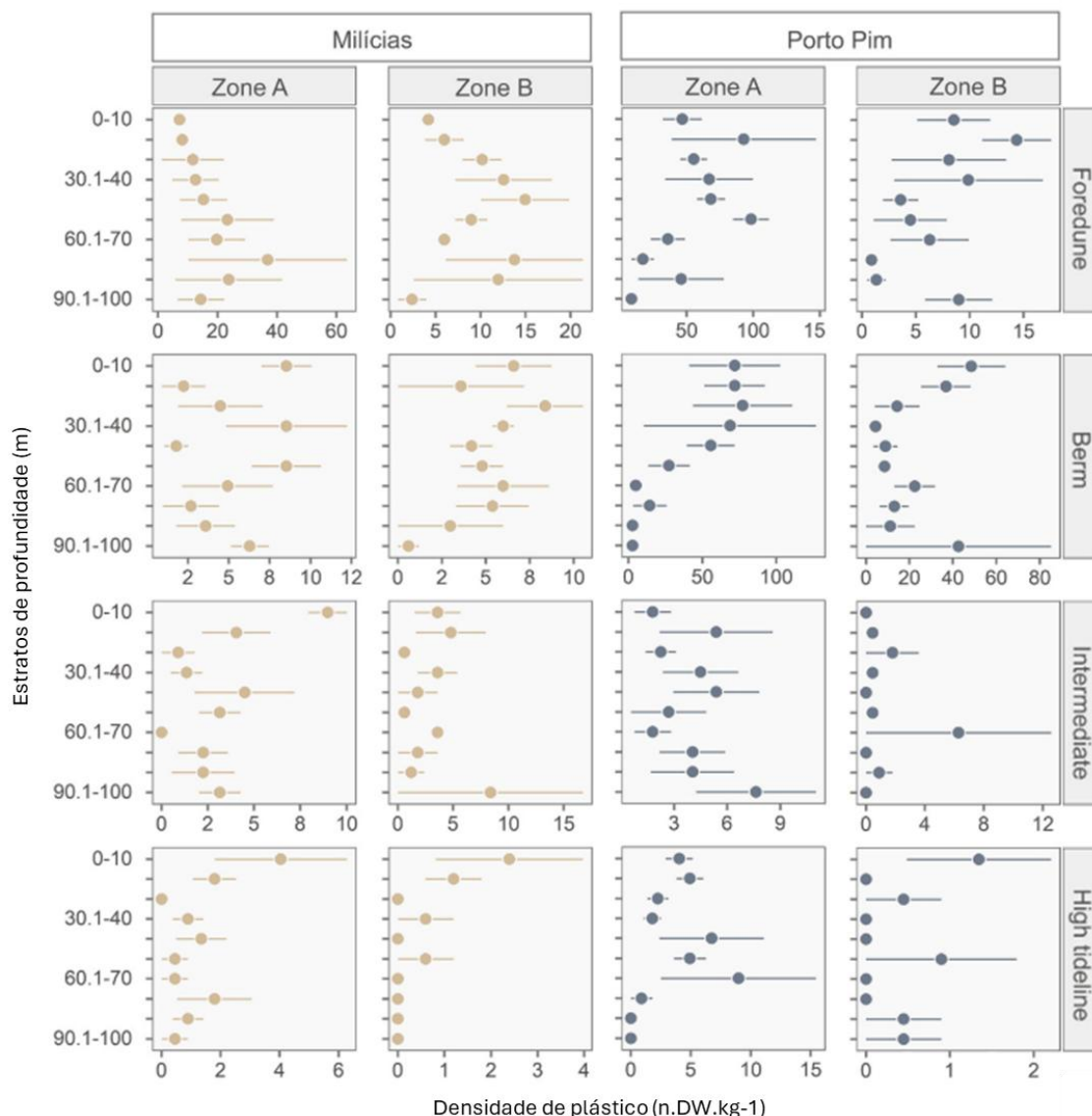


Figura 7.36. Abundância (nº itens por kg de sedimento seco) de fragmentos plásticos observados nos vários estratos de profundidade nas praias de Porto Pim e Milícias, no âmbito do projeto PLASTDEEP. (Fonte: Okeanos)

Na análise efetuada em Pham *et al.*, 2023, verificou-se que para as duas praias açorianas, a zona A apresentou uma maior abundância de plásticos em comparação com a zona B (Figura 7.37). Observou-se ainda que a quantidade de plástico aumentou significativamente quando se se desloca da linha da maré-cheia (*High tideline*) até à duna frontal (*Foredune*). Como tal, a maior parte dos artigos de plástico encontrados nas diversas praias e zonas concentraram-se na zona A (nas camadas *Berm* e *Foredune*), representando 94% do total de fragmentos plásticos contabilizados ( $90,2 \pm 7\%$ , média e desvio padrão, respetivamente) (Pham *et al.*, 2023). Por norma, as praias apresentaram maior proporção de fragmentos plásticos na *Foredune* (66%) da Zona A, no entanto, na praia do Porto Pim, verificou-se igualmente uma elevada concentração na camada *Berm* da zona B (Figura 7.37).

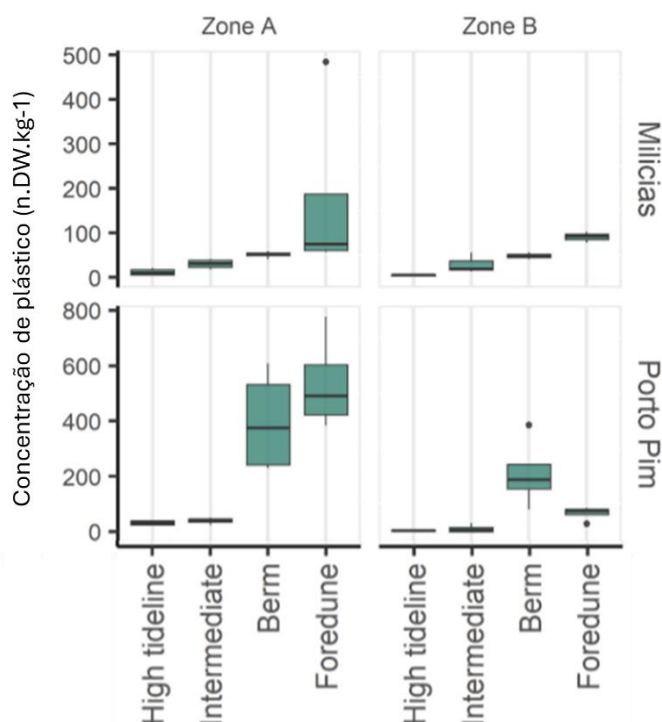


Figura 7.37. Boxplot da concentração de plástico (nº de itens por kg de sedimento seco) nas 4 camadas e zonas (A e B) das duas praias amostradas nos Açores (Pham *et al.*, 2023).

No que diz respeito à tipologia de fragmentos, Pham *et al.*, 2023, identificou uma maior abundância de fragmentos em Porto Pim, representando 89% dos itens encontrados ( $87 \pm 4\%$ , média e desvio padrão), nas Milícias a esferovite foi a tipologia encontrada em igual proporção aos fragmentos. Na praia de Porto Pim, a predominância de fragmentos manteve-se semelhante ao longo dos perfis de profundidade e ao longo dos diferentes níveis da orla costeira (Pham *et al.*, 2023). Os *pellets* estiveram presentes em proporções semelhantes nas duas praias (5% e 6%, nas Milícias e Porto Pim, respetivamente), e foram encontrados nas diferentes camadas de profundidade e níveis de costa (Pham *et al.*, 2023).

Relativamente à cor e composição dos fragmentos, Pham *et al.*, 2023 identificou o branco como sendo a coloração predominante nas duas praias, seguida pela cor azul. Simultaneamente, a composição dos polímeros foi semelhante em todas as camadas profundas das praias, sendo o polietileno o polímero dominante, seguido do polipropileno, perfazendo em conjunto 95% da amostra analisada.

Por fim, entende-se que a presença de fragmentos de plástico até 1 m de profundidade nas praias indica que os plásticos estão a ser transferidos verticalmente para baixo nos perfis de sedimentos, especialmente na parte superior da costa (Pham *et al.*, 2023). As praias são ambientes dinâmicos e de alta energia, onde os sedimentos são perturbados ou reposicionados por processos naturais e antropogénicos, levando ao soterramento de grandes quantidades de plástico (Pham *et al.*, 2023). Como tal, as diferentes camadas de plástico na estrutura sedimentar das praias não representam uma deposição cronológica dos fragmentos, mas sim causada pela mobilidade dos sedimentos (Pham *et al.*, 2023).

### Superfície da Coluna de água

A metodologia de recolha de dados variou ao longo dos anos, ajustando-se às necessidades e avanços tecnológicos dos projetos desenvolvidos nos Açores. Entre 2017 e 2018, foram utilizadas redes bongós, equipamentos tradicionais para a captura de zooplâncton. No entanto, a partir de 2019, optou-se pelas redes manta, uma tecnologia mais moderna e eficiente na captura de microplásticos na superfície da água. Em ambos os casos, recorreu-se a uma malha de 200  $\mu\text{m}$ , garantindo a comparabilidade dos dados ao longo dos anos.

A metodologia de análise adotada seguiu os parâmetros estabelecidos pelo projeto IMPLAMAC e as orientações do guia para a monitorização de lixo marinho da CE (MSFD, 2013; MSFD, 2023). De forma a possibilitar uma análise mais robusta, os dados recolhidos foram agrupados numa matriz de células geográficas de 10x10 km (Figura 7.38), perfazendo um total de 59 células analisadas. Por consequência, permitiu uma análise espacial generalizada da densidade de microplásticos, como também, possibilitou a identificação de tendências temporais (Figura 7.39).

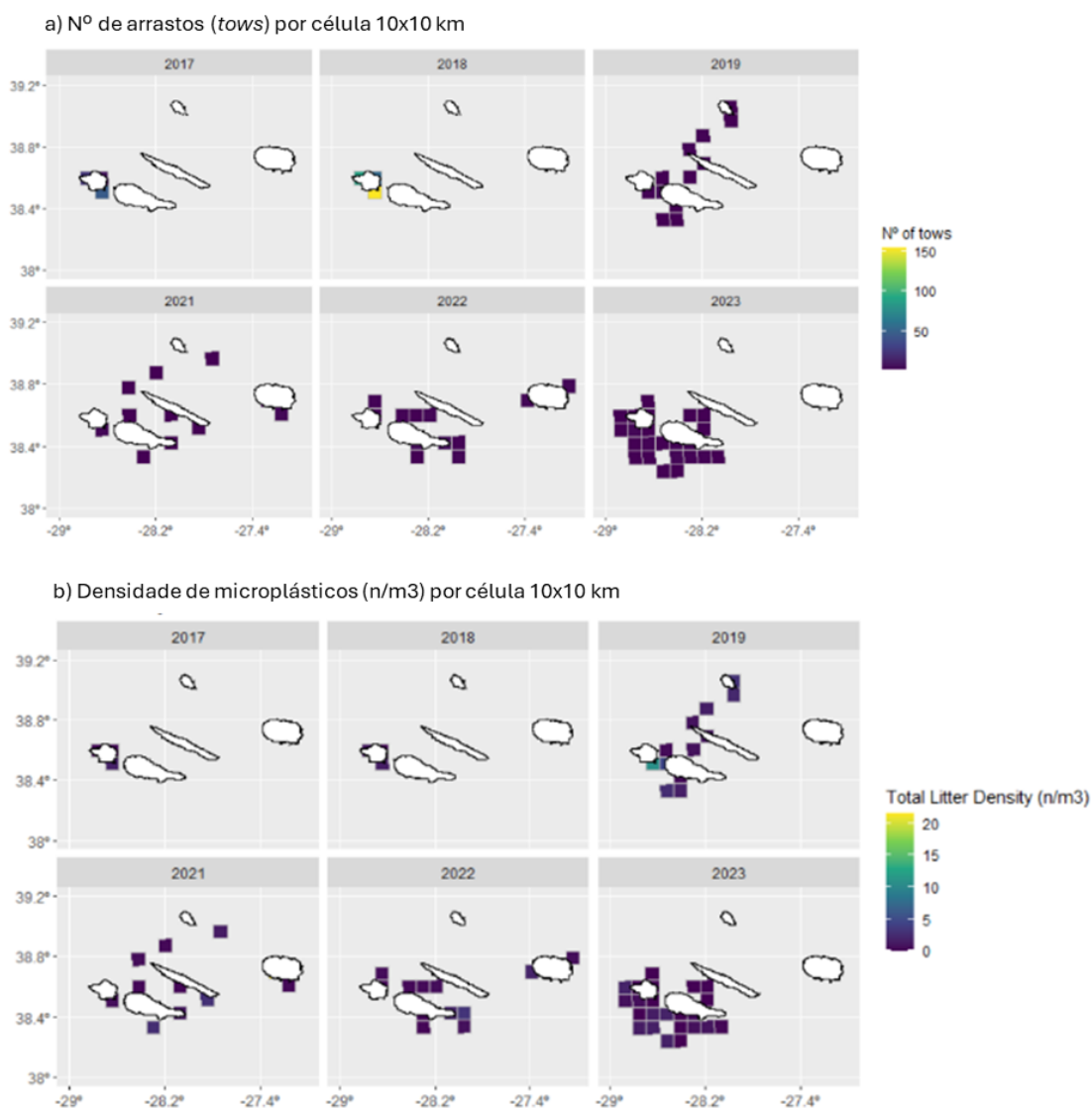
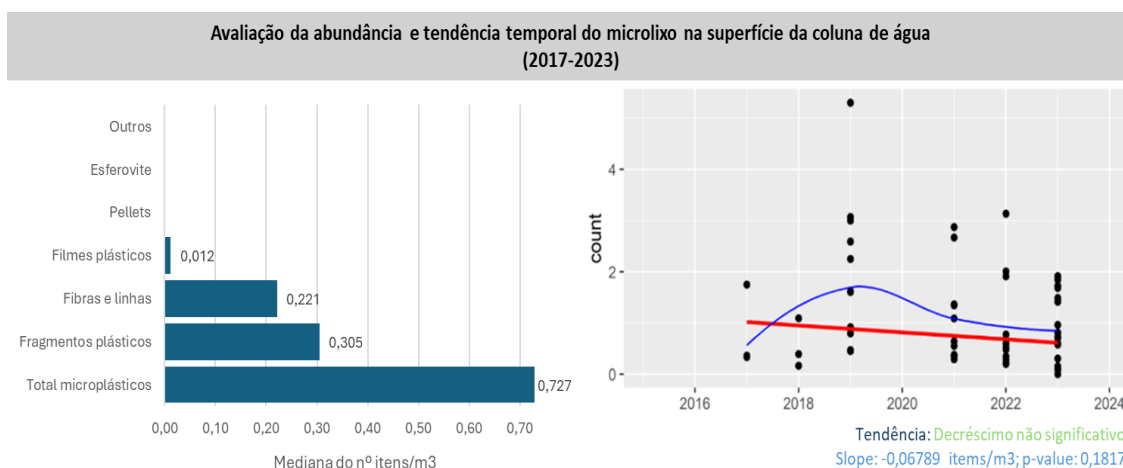


Figura 7.38. Representação gráfica (a) dos arrastos efetuados agregados em células geográficas de 10x10 km e (b) da densidade de microplásticos (n/m<sup>3</sup>) por célula, entre 2017 e 2023, no grupo central dos Açores. (Fonte: OKEANOS)

Considerando a representação espacial da densidade de microplásticos na Figura 7.38 (b) observa-se que, independentemente do ano de amostragem, a densidade (n/m<sup>3</sup>) manteve-se maioritariamente entre os 0 e 5 microplásticos por m<sup>3</sup>, sendo que a abundância média e mediana de microplásticos foi de 1,107 e 0,727 itens por m<sup>3</sup>, respetivamente (Figura 7.39).





**Figura 7.39.** Representação em gráfico de barras das medianas do nº de itens por m<sup>3</sup> e representação gráfica da tendência temporal para a contagem total microplásticos para a subdivisão Açores, no período de 2017-2023, obtida através do programa Litter e Excel. (Fonte: DRPM)

A análise efetuada classificou ainda os microplásticos recolhidos, por tipologia: fragmentos plásticos, fibras e linhas, filmes plásticos, *pellets*, esferovite e outros. À semelhança dos resultados apresentados para o parâmetro “microlixo na orla costeira”, também os fragmentos plásticos demonstraram a sua predominância, com uma mediana de 0,305 itens por m<sup>3</sup>.

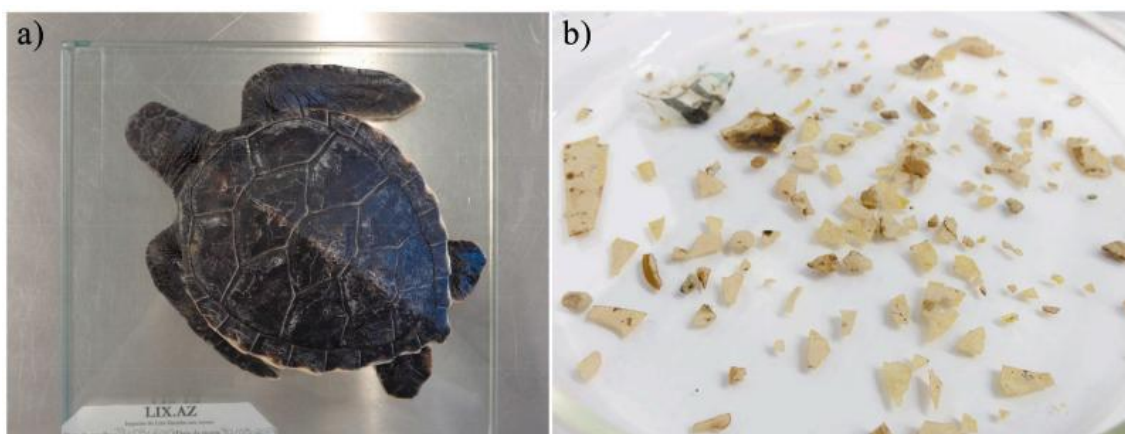
Por fim, a Figura 7.39 apresenta-nos igualmente a tendência temporal regional obtida para os dados recolhidos, indicando uma tendência decrescente, estatisticamente significativa (*slope*: -0,06789 e *p-value* > 0,05). Posto isto, apesar das tendências significativas, mas não representativas da totalidade da subdivisão Açores, não será possível avaliar o BEA por insuficiência de dados.

### 7.3.3. Critério D10C3

#### Tartarugas marinhas (*Caretta caretta*, Linnaeus 1978)

Conforme referido anteriormente, além da informação reportada no 2º relatório de avaliação das águas marinhas da subdivisão Açores (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), não há novos registos de ocorrência de plásticos no trato digestivo da espécie *Caretta caretta*. Como tal, serão apenas apresentados neste relatório os resultados do estudo sobre a ingestão de lixo marinho em tartarugas verdes, apresentado por Rodríguez *et al.*, 2022.

Este estudo baseou-se na informação recolhida de 21 tartarugas verdes juvenis (tamanhos entre 12 e 49 cm, no comprimento da curvatura da carapaça), que foram coletadas através da RACA, das quais 7 foram submetidas a necropsia de forma a avaliar o conteúdo do trato digestivo e a presença de plásticos (Figura 7.40).



**Figura 7.40.** (a) A tartaruga-verde morta mais pequena analisada, encontrada em 2017 (12,1 cm CCL; 11,0 cm SCL). (b) A maior quantidade de itens de plástico (n = 168; 1,526 g) recuperados ao longo do intestino grosso de uma tartaruga-verde (26,2 cm CCL; 24,3 cm SCL) encontrada morta nos Açores em 2009. (Fonte: Rodríguez *et al.*, 2022)

No que se refere à abundância de plástico ingerido por esta espécie, verificou-se que 86% das tartarugas necropsiadas continham plástico no trato digestivo, sendo que 3% dos itens foram encontrados nos estômagos e 97% nos intestinos (Rodríguez *et al.*, 2022), o que demonstra a elevada suscetibilidade desta espécie alimentar-se destes materiais. A abundância média dos itens ingeridos foi de  $27,86 \pm 23,40$  e 98% eram brancos/transparentes (Rodríguez *et al.*, 2022). Os fragmentos de plástico duro, com tamanhos entre 1 e 25 mm, foram o formato mais comum recuperado nas tartarugas e foram todos identificados como polietileno (PE) (Rodríguez *et al.*, 2022).

Apesar dos resultados apresentados não serem utilizados na avaliação do BEA do critério D10C3, o trabalho apresentado por Rodríguez *et al.*, 2022 veio demonstrar a vulnerabilidade das tartarugas verdes aos resíduos presentes no ecossistema marinho. As quantidades de plástico nos oceanos continuam a aumentar, bem como a sua fragmentação em partículas mais pequenas, e este fator de stress poderá ter importantes consequências ecológicas no bem-estar futuro das tartarugas verdes nos Açores, considerando a localização do arquipélago (Rodríguez *et al.*, 2022).

### **Cagarro (*Calonectris borealis*, Cory 1881)**

Através da Campanha SOS Cagarro<sup>30</sup>, iniciativa coordenada pelo GRA desde 1995, atualmente, através da DRPM, é possível recolher, em todas as ilhas do arquipélago, os cadáveres de cagarros juvenis que não sobrevivem à época de saída dos ninhos (outubro-novembro). Por causas naturais ou por atropelamento ou predação, considerando a elevada abundância de juvenis desta espécie na região, o número de cagarros mortos recolhidos anualmente durante a campanha é suficiente para que o programa de monitorização tenha uma amostragem robusta (em 2023, registaram-se 207 cagarros mortos e 3538 salvos) (Figura 7.41).

<sup>30</sup> <https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/sos-cagarro>



**Figura 7.41.** Amostragem do lixo marinho ingerido por cagarros e plásticos encontrados no trato digestivo. (Fotos de: Yasmina Rodríguez e Clara Rodrigues)

A avaliação do critério D10C3 apresentada neste relatório tem como base os resultados apresentados no estudo de Rodríguez *et al.*, 2024, que em parceria com o programa de monitorização PT-MO-D10-B, possibilitou avaliar os dados recolhidos entre 2015 e 2022. Neste período, foram recolhidos 1030 cagarros juvenis e 101 adultos mortos e avaliado o conteúdo estomacal de cada indivíduo. O resultado das amostragens, que é apresentado neste relatório, foi reportado estatisticamente em termos do número de plásticos, massa, tamanho, morfologia, cor e tipo de polímero, como também a percentagem da frequência de ocorrências de ingestão de plástico, média das abundâncias do número e massa (gramas) de itens de plástico por indivíduo (Tabela 7.9).

**Tabela 7.9.** Estatística descritiva dos dados recolhidos, entre 2015-2022, no que se refere ao nº de itens e massa (g) de plástico por cagarro juvenil recolhido nos Açores (fonte: Rodríguez *et al.*, 2024). Esta análise foi obtida através do programa Jamovi versão 2.5.5 (Jamovi, 2024; R Core Team 2023).

		Intervalo de Confiança a 95%									
	Ano	N	Média	Erro- padrão	Lim. Inferior	Lim. Superior	Mediana	Soma	Desvio- padrão	Mín.	Máx.
n_plástico/indi	2015	148	4,095	0,331	3,439	4,750	3,0	606	4,033	0	21
	2016	160	4,856	0,330	4,205	5,507	4,0	777	4,169	0	35
	2017	96	10,979	0,810	9,370	12,588	9,0	1054	7,941	0	39
	2018	116	11,914	1,768	8,411	15,417	8,0	1382	19,046	0	189
	2019	155	9,942	0,655	8,648	11,236	9,0	1541	8,153	0	52
	2020	162	17,099	1,025	15,075	19,123	15,0	2770	13,046	0	95
	2021	142	11,732	0,778	10,195	13,270	10,0	1666	9,268	0	46
	2022	60	22,47	2,461	17,54	27,39	18,5	1348	19,06	0	100
g_plástico/ind	2015	148	0,018	0,002	0,013	0,022	0,010	2,630	0,026	0,000	0,161
	2016	160	0,019	0,002	0,015	0,022	0,012	2,960	0,025	0,000	0,186
	2017	96	0,024	0,003	0,018	0,031	0,017	2,330	0,032	0,000	0,209
	2018	116	0,017	0,002	0,013	0,020	0,011	1,940	0,018	0,000	0,100
	2019	155	0,021	0,003	0,016	0,026	0,014	3,270	0,033	0,000	0,342
	2020	162	0,024	0,002	0,020	0,027	0,018	3,830	0,023	0,000	0,135
	2021	142	0,012	0,001	0,009	0,014	0,006	1,660	0,015	0,000	0,097
	2022	60	0,0223	0,0027	0,017	0,028	0,016	1,34	0,021	0,000	0,097

Nota, O IC da média assume que a distribuição amostral da média segue uma distribuição t com N-1 graus de liberdade

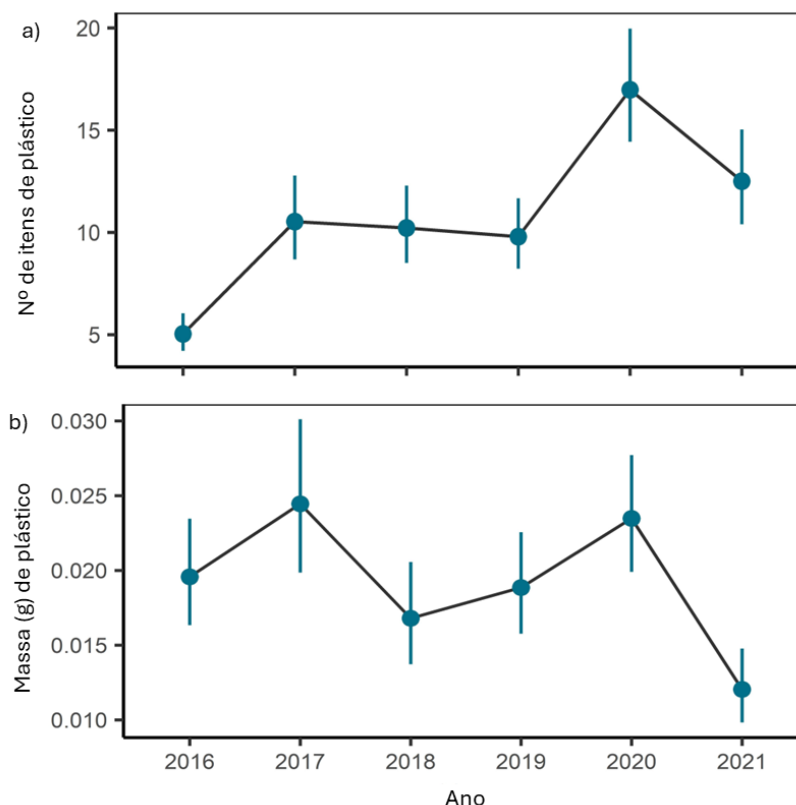
Um total de 11323 itens de plástico foram recuperados dos estômagos dos 1131 cagarros amostrados. 90% (IC mínimo = 88%; IC máx. = 91%) de todas as aves amostradas nos Açores foram afetadas pela ingestão de plástico (Tabela 7.10). Dos resultados apresentados em Rodríguez *et al.*, 2024, verificou-se diferenças na % da frequência de ocorrência (%FO) entre juvenis e adultos, sendo que 93% do juvenis (IC mínimo = 91%; IC máx. = 94%) apresentam itens de plástico no seu trato digestivo, mas nos adultos verificou-se esta situação em 55% dos indivíduos (IC mínimo = 46%; IC máx. = 65%).

Com a amostragem do trato digestivo, em Rodríguez *et al.*, 2024 verificou-se que grande parte dos itens de plástico foi encontrada na moela de ambas as faixas etárias: juvenis = 79%; adultos = 84%.

**Tabela 7.10.** Resumo dos dados sobre a ingestão de plástico por juvenis e adultos de cagarro amostrados entre 2015 e 2022 nos Açores (fonte: Rodríguez *et al.*, 2024)

Idade	N	% FO	Intervalo de Confiança a 95%		n_plastico			g_plastico		
			Lim. Inferior (%)	Lim. Superior (%)	Média	Erro-padrão	Mediana	Média	Erro-padrão	Mediana
Adulto	101	55%	46%	65%	2,0495	0,3705	1	0,0056	0,0014	0,000
Juvenil	1030	93%	91%	94%	10,7922	0,3768	8	0,0193	0,0008	0,013
Total	1131	90%	88%	91%	11,4160	0,3966	7	0,0185	0,0007	0,012

Além da análise supracitada foi possível também avaliar a tendência temporal (por aplicação de modelos GAMMs, *Generalised Additive Mixed-effect Models*) da abundância de plásticos ingeridos pelos juvenis de cagarros nos Açores (Figura 7.42), tendo sido identificado uma tendência crescente no número de itens de plástico, destacando a sua relevância para indicar a abundância de plástico no ambiente (Rodríguez *et al.*, 2024). Considerando que os juvenis amostrados nunca tiveram contato direto com o mar, pois são recolhidos mortos durante a sua primeira saída dos ninhos, a única fonte de alimento que tiveram foi através dos seus progenitores, o que os tornar vetores de transporte dos plásticos observados.



**Figura 7.42.** Avaliação de tendências temporais do nº de itens (a) e da massa (b) de plástico ingerido por juvenis de cagarro nos Açores, entre 2015 e 2022. Os pontos são os valores previstos obtidos dos modelos GAMM e as barras de erro representam os intervalos de confiança de 95% (fonte: Rodríguez *et al.*, 2024).

## Valor Limite Regional

Estabelecer o cagarro como bioindicador é um objetivo do GRA desde 2015 e foi instituído como meta (D10-AZO-M1) a atingir no 2º relatório de avaliação das águas marinhas dos Açores (MM, SRMCT, SRAAC, 2020). Nos Açores, esta espécie oferece várias vantagens em comparação com outros bioindicadores já estabelecidos (*Caretta caretta*) como, por exemplo, o facto de as aves amostradas não sofrerem de morte seletiva, tornando-as uma amostra mais representativa (Rodríguez *et al.*, 2024).

Além da identificação de bioindicadores, em 2020 foi também estabelecida como meta a criação de valores limites regionais (D10-AZO-M2) considerando a ausência de valores limites para os parâmetros e critérios do D10, que, recentemente, sofreu um *update* com a implementação do valor limite para o macrolixo na orla costeira (ver secção D10C1). Considerando esta necessidade, além de demonstrar as vantagens de integrar o cagarro como bioindicador, o estudo de Rodríguez *et al.*, 2024 apresentou ainda um potencial valor limite que virá possibilitar uma melhor avaliação do BEA para a contaminação por plásticos com recurso a cagarros no âmbito da OSPAR e da DQEM e desta forma permitir a elaboração de medidas de mitigação concretas a nível regional, nacional e, até mesmo, internacional.

Posto isto, Rodríguez *et al.*, 2024 apresenta-nos um valor limite definido como:

*“Não mais de 20% dos juvenis de cagarro têm > 4 partículas de plástico no proventrículo e na moela numa amostra de 200 aves ou mais, num período de pelo menos cinco anos consecutivos (em média 40 aves por ano), recolhidas mortas por área/região de avaliação durante a época de recria”.*

De forma a garantir uma análise efetiva deste parâmetro, considera-se suficiente uma amostra mínima de 40 juvenis por ano, de acordo com as orientações para a monitorização da ingestão de plástico em aves marinhas. Através da Campanha SOS Cagarro, a DRPM dará continuação ao programa de monitorização PT-MO-D10-B e garantirá a recolha destes indivíduos em 3/4 ilhas do arquipélago (Faial/Pico, São Jorge e São Miguel), considerando que nestas, por norma, consegue-se recolher o maior número de aves mortas.

## BEA do parâmetro

Por fim, de forma a avaliar se este parâmetro do critério D10C3 atingiu ou não o BEA, propõe-se que seja considerado o valor limite referido anteriormente. Como tal, avaliando a contagem do nº de itens por cagarro, verificou-se que 68,9% dos juvenis amostrados tinham mais do que 4 partículas no trato digestivo e, como tal, conclui-se que este parâmetro não está em BEA. Atingir o valor limite é uma tarefa sem breve resolução considerando que, para tal, a redução da quantidade de microplásticos nos oceanos teria de ser tremenda de forma a eliminar estes fragmentos das cadeias tróficas marinhas.

#### 7.3.4. Critério D10C4

Atualmente, um artigo científico com a compilação de toda a informação sobre emaranhamento de espécies em lixo marinho (Rodríguez, *in prep*), encontra-se em fase de elaboração pelo OKEANOS, tendo sido partilhado com a DRPM alguma da informação já compilada.

O estudo apresentará dados recolhidos ao longo de 16 anos e obtidos através da RACA e de eventos de emaranhamento reportados por vários utilizadores do mar, incluindo operadores turísticos, investigadores e pescadores. Os registos analisados integram informação sobre emaranhamento de tartarugas marinhas, cetáceos, tubarões e aves marinhas.

No total registaram-se 39 eventos de emaranhamento entre 2008 e 2023. Os resultados revelaram que as artes de pesca abandonadas são responsáveis por 54% dos emaranhamentos, enquanto os SUP representam 46% (Rodríguez, *in prep*). Observou-se que tartarugas marinhas (em Rodríguez *et al.*, 2022, 14% de tartarugas verdes foram encontradas emaranhadas em lixo marinho), cetáceos (em Rodríguez *et al.*, 2023, foram identificados 59 eventos de interação com lixo marinho) e aves marinhas ficaram emaranhadas, na maioria dos casos, em ALDFG. Por outro lado, tubarões e peixes ósseos, são principalmente afetados por SUP (Rodríguez, *in prep*). Os dados revelaram, ainda, que os tubarões-azuis e os golfinhos roazes são frequentemente encontrados com materiais emaranhados à volta do pescoço, enquanto os eventos registados com espadartes demonstraram a presença de anéis de plástico presos ao bico (Rodríguez, *in prep*). Embora a frequência dos emaranhamentos pareça baixa, os efeitos sobre os indivíduos são graves, podendo levar à perda de membros, constrições severas, deformações corporais permanentes e a própria morte.

#### 7.4. Avaliação do Bom Estado Ambiental

Os progressos na implementação de programas de monitorização e a recolha de mais informação são mais que evidentes, se se comparar com o último ciclo de análise da DQEM (2012-2018). Não só foi possível avaliar em concreto 4 parâmetros deste descritor (Tabela 7.11), como foi possível propor limiares regionais (para o cagarro) a serem implementados nos próximos ciclos. Não obstante, e mantendo em mente que ainda existem muitas lacunas na disponibilização e aquisição de informação (maioritariamente devido a constrangimentos financeiros e disponibilidade insuficiente de recursos humanos), mas não descurando os progressos e resultados apresentados, a subdivisão Açores propõe uma modificação na definição do BEA passando a definir-se conforme o disposto no anexo I do presente relatório.

No entanto, tendo em consideração que os Açores têm uma localização oceânica (no extremo norte do Giro Subtropical do Atlântico Norte e com forte influência de correntes), este descritor pode não refletir necessariamente o BEA ao alcance da região, mas sim uma tendência global, visto que a elevada influência externa poderá conduzir à não observação de resultados positivos, mesmo que sejam estabelecidas medidas e aplicados limiares que permitam avaliar o BEA (MM, SRMCT, SRAAC, 2020).



**Tabela 7.11.** Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 10 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).

Critérios	Parâmetros	BEA	Grau de confiança
<b>D10C1</b> Primário	Macrolixo na orla costeira	Não atingido	E
	Macrolixo na superfície da coluna de água	Atingido	M
	Macrolixo nos fundos marinhos	Desconhecido	NE
<b>D10C2</b> Primário	Microlixo na orla costeira	Atingido	M
	Microlixo na superfície da coluna de água	Desconhecido	NE
	Microlixo nos fundos marinhos	Não avaliado	NE
<b>D10C3</b> Secundário	<i>Caretta caretta</i>	Desconhecido	NE
	<i>Calonectris borealis</i>	Não atingido	E
<b>D10C4</b> Secundário	Espécies afetadas	Não avaliado	NE

Com base na regra de integração “one-out-all-out” da avaliação de cada parâmetro, para cada um dos critérios, foi possível determinar a avaliação do BEA para os critérios D10C1 e D10C3. Como tal, considerando que estes dois critérios têm pelo menos um parâmetro em mau estado ambiental (de acordo com os limiares existentes ou as tendências temporais analisadas), conclui-se que estes critérios não estão em BEA.

Por consequência, e utilizando a mesma regra de integração suprarreferida, havendo dois critérios que não atingiram o BEA, considera-se que o descritor 10 na subdivisão Açores, não atingiu o BEA neste ciclo da DQEM (Tabela 7.12).

**Tabela 7.12** Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 10 por área de avaliação e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).

Área de avaliação	Critérios				BEA	Grau de confiança
	D10C1	D10C2	D10C3	D10C4		
	Primário	Primário	Secundário	Secundário		
Subdivisão Açores (AMA-PT-SD-AZO)	Não atingido	Desconhecido	Não atingido	Não avaliado	Não atingido	B

## 7.5. Referências

- Chambault, P., Vandeperre, F., Machete, M., Lagoa, J.C., Pham, C. K. (2018). Distribution and composition of floating macro litter off the Azores archipelago and Madeira (NE Atlantic) using opportunistic surveys. *Marine Environmental Research*, 141, 225–232. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.09.015>
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5).
- Duncan, E. M., Vieira, N., González-Irusta, J. M., Dominguez-Carrió, C., Morato, T., Carreiro-Silva, M., Jakobsen, J., Jakobsen, K., Porteiro, F., Schlöpfer, N., Herrera, L., Ramos, M., Rodríguez, Y., Pereira, J. M., Fauconnet, L., Rodrigues, L., Parra, H., & Pham, C. K. (2023). Predicting the distribution and abundance of abandoned, lost or discarded fishing gear (ALDFG) in the deep sea of the Azores (North Atlantic). *Science of the Total Environment*, 900. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166579>
- EC European Commission. 2023. MSFD guidance: reporting on the 2024 update of Articles 8, 9 and 10. (MSFD Guidance Document 20; version 20240514). Brussels.
- Hanke, G., Walvoort, D., van Loon, W., Addamo, A.M., Brosich, A., del Mar Chaves Montero, M., Molina Jack, M.E., Vinci, M., Giorgetti, A. (2019) EU Marine Beach Litter Baselines, EUR 30022 EN, Publications Office of the European Union, Luxemburg, ISBN 978-92-76-14243-0, doi: 10.2760/16903, JRC114129.
- Jamovi, 2024. The jamovi project. *jamovi*. (Version 2.5) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.
- Jeftic, L., Sheavly, S., Adler, E., Meith, N., 2009. Marine Litter: A Global Challenge Marine Litter: A Global Challenge, Unep 2009.
- Lacroix, C., André, S., and van Loon, W. 2022. *Abundance, Composition and Trends of Beach Litter*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality->

[status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/beach-litter/](https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/gest%C3%A3o-do-mar-instrumentos)

MM, SRMCT, SRAAC (2020). Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. março de 2020. Disponível em: <https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/gest%C3%A3o-do-mar-instrumentos>

MM, SRMP, SRMar (2021). Estratégia Marinha: Atualização do Programa de Monitorização - 2º ciclo. Ministério do Mar; Secretaria Regional do Mar e das Pescas, Açores; e Secretaria Regional de Mar e Pescas, Madeira. Novembro de 2021. Disponível em: <https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/gest%C3%A3o-do-mar-instrumentos>

MSFD Technical Group on Marine Litter (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas. EUR 26113 EN – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. <https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=41&O=439>

MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani, F., Ruiz-Orejón, L. F., Ronchi, F., Tallec, K., Fischer, E. K., Matiddi, M., Anastasopoulou, A., Andresmaa, E., Angiolillo, M., Bakker Paiva, M., Booth, A. M., Buhhalko, N., Cadiou, B., Clarò, F., Consoli, P., Darmon, G., Deudero, S., Fleet, D., Fortibuoni, T., Fossi, M.C., Gago, J., Gérigny, O., Giorgetti, A., González-Fernández, D., Guse, N., Haseler, M., Ioakeimidis, C., Kammann, U., Kühn, S., Lacroix, C., Lips, I., Loza, A. L., Molina Jack, M. E., Norén, K., Papadoyannakis, M., Pragnel-Raasch, H., Rindorf, A., Ruiz, M., Setälä, O., Schulz, M., Schultze, M., Silvestri, C., Soederberg, L., Stoica, E., Storr-Paulsen, M., Strand, J., Valente, T., van Franeker, J., van Loon, W. M. G. M., Vighi, M., Vinci, M., Vlachogianni, T., Volckaert, A., Weiel, S., Wenneker, B., Werner, S., Zeri, C., Zorzo, P., and Hanke, G. (2023). Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas An update to improve the harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92- 68-04093-5, doi:10.2760/59137, JRC133594. Disponível em: <https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=41&O=466>

OSPAR CEMP, 2020. Guidelines for marine monitoring and assessment of beach litter: <https://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/cemp>

OSPAR Commission (2007). Pilot Project on Monitoring Marine Beach Litter Monitoring of marine litter in the OSPAR region.

[https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00306\\_Litter\\_Report.pdf](https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00306_Litter_Report.pdf)

Pham, C.K.; Dâmaso, C.; Frias, J.; Rodríguez, Y.; Carriço, R.; Ríos, N., Cruz, M.J (2016). Establishing a baseline on marine litter in the Azores (Azorlit): Final technical report. Horta, Faial, Portugal. IMAR-MARE, Departamento de Oceanografia e Pescas da Universidade dos Açores: 119 pp.

Pham, C. K., Estevez, S. G., Pereira, J. M., Herrera, L., Rodríguez, Y., Domínguez-Hernández, C., Villanova-Solano, C., Hernández-Sánchez, C., Díaz-Peña, F. J., & Hernández-Borges, J. (2023). Three-dimensional evaluation of beaches of oceanic islands as reservoirs of plastic particles in the open ocean. *Science of the Total Environment*, 900. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165798>

- R Core Team (2023). *R: A Language and environment for statistical computing*. (Version 4.3) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from CRAN snapshot 2024-01-09).
- Ríos, N., Frias, J.P.G.L., Rodríguez, Y., Carriço, R., Garcia, S.M., Juliano, M., Pham, C.K., 2018. Spatio-temporal variability of beached macro-litter on remote islands of the North Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 304–311. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.038>
- Rodrigues, C., Rodríguez, Y., Frias, J., Carriço, R., Sobral, P., Antunes, J., Duncan, E. M., & Pham, C. K. (2024). Microplastics in beach sediments of the Azores archipelago, NE Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 201. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116243>
- Rodríguez, Y., Vandeperre, F., Santos, M. R., Herrera, L., Parra, H., Deshpande, A., Bjorndal, K. A., & Pham, C. K. (2022). Litter ingestion and entanglement in green turtles: An analysis of two decades of stranding events in the NE Atlantic. *Environmental Pollution*, 298. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118796>
- Rodríguez, Y., Silva, M. A., Pham, C. K., & Duncan, E. M. (2023). Cetaceans playing with single-use plastics (SUPs): A widespread interaction with likely severe impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 194. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115428>
- Rodríguez, Y., Rodríguez, A., van Loon, W. M. G. M., Pereira, J. M., Frias, J., Duncan, E. M., Garcia, S., Herrera, L., Marqués, C., Neves, V., Domínguez-Hernández, C., Hernández-Borges, J., Rodríguez, B., & Pham, C. K. (2024). Cory's shearwater as a key bioindicator for monitoring floating plastics. *Environment International*, 186. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108595>
- Rodríguez, Y., Vandeperre, F., Parra, H., Machete, M., Fontes, J., Silva, M., & Pham, C. K. *in prep.* *Reporting marine litter entanglements affecting megafauna at the NE Atlantic*
- van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., Eriksson, J., Galgani, F., Gräwe, D., Schulz, M., Vlachogianni, T., Press, M., Blidberg, E., Walvoort, D. (2020) A European Threshold Value and Assessment Method for Macro Litter on Coastlines. EUR 30347 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-21444-1, doi: 10.2760/54369, JRC121707. <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/european-threshold-value-and-assessment-method-macro-littercoastlines>
- Veiga, J.M., Fleet, D., Kinsey, S., Nilsson, P., Vlachogianni, T., Werner, S., Galgani, F., Thompson, R.C., Dagevos, J., Gago, J., Sobral, P. and Cronin, R.; 2016; Identifying Sources of Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report; JRC Technical Report; EUR 28309; doi:10.2788/018068
- UNEP, 2005. Marine Litter An analytical. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/marine-litter-analytical-overview>
- Walvoort, D. and van Loon, W. (2021). litteR software for statistical analysis of litter data. <https://cran.r-project.org/web/packages/litteR/index.html>

## 8. DESCRITOR 11: RUÍDO SUBMARINO

*A introdução de energia, incluindo ruído submarino, mantém-se a níveis que não afetam negativamente o meio marinho.*

### 8.1. Introdução

O som está omnipresente no ambiente marinho, sendo produzido por diversas fontes naturais (bióticas e abióticas) e antropogénicas. Entre as naturais, as fontes bióticas incluem o som produzido pelos animais e as abióticas por ondulação, clima (chuva, vento, quebras de gelo) ou sismos. As fontes antropogénicas incluem sons derivados da navegação, turbinas eólicas, atividades de extração de gás e petróleo, uso de sonares, construções submarinas, aquacultura, explosões ou prospeção sísmica, entre outras (Kinneking, 2022).

A propagação do som difere substancialmente na água relativamente ao ar. Em ambiente aquático o som viaja cerca de cinco vezes mais depressa, percorrendo maiores distâncias com maior comprimento de onda e menor atenuação termodinâmica (Ladich & Winkler, 2017), sendo um importante meio de comunicação especialmente em condições de pouca visibilidade, tal como no mar profundo.

Para diversos animais marinhos, tais como por exemplo cetáceos, peixes, e invertebrados a comunicação acústica é fundamental. Os animais usam o som para navegar e se orientarem, procurar alimento, comunicar com parceiros ou para emitir sinais de aviso ou ameaça (Montgomery *et al.*, 2006).

A globalização económica e a procura contínua de alimentos, energia e matérias-primas levaram a um aumento estimado de 2.5 a 3 dB/década na intensidade do ruído oceânico na gama de frequências de 30-50 Hz desde 1960, no oceano Pacífico Norte (Andrew *et al.*, 2002; McDonald *et al.*, 2006; Chapman and Price, 2011), no entanto com diferentes alterações noutros oceanos (Miksis-Olds & Nichols, 2016).

Alguns dos principais sectores responsáveis pela produção de ruído no mar incluem: navegação/transportes e portos, produção/exploração de petróleo e gás, produção de energias renováveis, atividades militares, pescas, turismo e recreação (OSPAR, 2023).

O ruído subaquático tem vindo a ser reconhecido como um poluente e cada vez mais estudos vêm descrevendo o seu impacto em diversas espécies marinhas (Ellison *et al.*, 2012; Popper *et al.*, 2019; Azarm-Karnagh *et al.*, 2023). Alguns dos principais efeitos adversos provocados pelo ruído incluem respostas comportamentais e acústicas, evitamento, mascaramento auditivo, stress, desorientação, risco de lesões auditivas (temporárias ou permanentes), barotrauma, e até mesmo a morte em casos extremos (Popper *et al.*, 2014, Popper *et al.*, 2019, Southall *et al.*, 2019, Erbe *et al.*, 2019). A mortalidade por trauma físico (barotrauma) devido à exposição ao ruído é talvez improvável a partir de fontes contínuas de ruído. No entanto, a mortalidade é possível como consequência de resposta comportamental ao ruído, como por exemplo, arrojamentos ou doença de descompressão em baleias de bico (Merchant *et al.*, 2018).

O ruído é gerado maioritariamente pela navegação, atividades industriais de exploração e exercícios militares (Cruz *et al.*, 2021, OSPAR *Commission*, 2009). As fontes sonoras podem ser categorizadas como ruído contínuo ou impulsivo. O ruído impulsivo caracteriza-se por iniciar rapidamente e ter curta duração (como por exemplo, explosões de prospeção sísmica, sonares), enquanto os sons contínuos são de longa duração, sem características de impulso (como o transporte marítimo ou a dragagem). Uma das principais fontes de ruído contínuo no mar é causado pelo transporte marítimo.

No âmbito da Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM), o Bom Estado Ambiental (BEA) para o descritor 11 será alcançado quando, através da aplicação de critérios específicos, estabelecidos na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017, o ruído subaquático não afetar de forma adversa o meio marinho.

O Descritor 11 contém dois critérios para a avaliação do bom estado ambiental em águas europeias: D11C1 Ruído antropogénico de curta duração dentro de água e D11C2 Ruído antropogénico contínuo de baixa frequência dentro de água.

O D11C1 é definido como “A distribuição espacial, a dimensão temporal e os níveis das fontes de ruído antropogénico de curta duração não excedem os níveis suscetíveis de afetar negativamente as populações de animais marinhos”. O D11C2 é definido como “A distribuição espacial, a extensão temporal e os níveis de sons antropogénicos contínuos de baixa frequência não excedem os níveis suscetíveis de afetar negativamente as populações de animais marinhos”.

A OSPAR adotou também o critério D11C2 como indicador comum para a realização do seu relatório sobre o estado da qualidade (QSR) 2023 da avaliação-piloto do ruído ambiental (Kinneking, 2022).

A avaliação dos ciclos anteriores do D11 baseou-se em informação bastante limitada, tanto ao nível da monitorização do ruído contínuo como para o registo de atividades antropogénicas produtoras do ruído impulsivo, não tendo sido possível efetuar a avaliação do BEA para este descritor.

Em 2024, a Comissão Europeia definiu através da Comunicação C/2024/2078, os limiares para serem usados no âmbito da DQEM (Diretiva 2008/56/EC) e da Decisão da Comissão (EU) 2018/848, para alguns dos descritores, incluindo o D11. Estes limiares estabelecidos têm vindo a ser discutidos entre os diversos grupos de especialistas (TG Noise, ICG Noise da DQEM e OSPAR), tendo finalmente reunido o consenso necessário para a sua adoção a nível europeu.

## 8.2. Metodologia e dados

### 8.2.1. Áreas de avaliação

A área de avaliação incluída para o Descritor 11, considerada no presente relatório, compreende toda a Zona Económica Exclusiva (ZEE) da subdivisão dos Açores.

### 8.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

A presente avaliação baseou-se nos critérios e nas normas metodológicas constantes da Decisão da Comissão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017 que estabelece para a avaliação do estado ambiental do D11, dois critérios primários (Tabela 8. 1). Para que seja avaliado o BEA a Comissão estabelece, para ambos os critérios definidos, que os “Estados-Membros devem estabelecer limiares para estes níveis através da cooperação a nível da União, tendo em conta as especificidades regionais e sub-regionais” (Tabela 8. 1).

Em 2017, foi alterado o conceito do Descritor 11 pelo grupo de especialistas em ruído da DQEM (TG Noise), que inicialmente apenas quantificava o ruído nas águas marinhas (indicador de pressão) para passar a ter como objetivo quantificar o impacto do ruído nos organismos marinhos (indicador de impacto). Para tal, foi definido e implementado o conceito do nível de ruído a partir do qual podem existir efeitos adversos nas populações de animais marinhos (LOBE: *Level for Onset of Biologically Significant Adverse Effects*) (Borsani *et al.*, 2023).

Tabela 8. 1. Elementos dos critérios aplicáveis ao D11.

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Ruído antropogénico de curta duração.	<b>D11C1 – Primário:</b> A distribuição espacial, a dimensão temporal e os níveis das fontes de ruído antropogénico de curta duração não excedem os níveis suscetíveis de afetarem negativamente as populações de animais marinhos. <b>Unidades de medida: n.º de dias/trimestre e % ou km² por zona de avaliação por ano</b>	<b>Exposição de curto-prazo (exposição diária):</b> <ul style="list-style-type: none"><li>Área máxima de habitat afetada por níveis de ruído acima do LOBE: <b>20%</b></li></ul> <b>Exposição a longo-prazo (exposição anual):</b> <ul style="list-style-type: none"><li>Área máxima de habitat afetada por níveis de ruído acima do LOBE: <b>10%</b></li></ul>
Ruído antropogénico contínuo de baixa frequência.	<b>D11C2 – Primário:</b> A distribuição espacial, a dimensão temporal e os níveis das fontes de ruído antropogénico contínuo de baixa frequência não excedem os níveis suscetíveis de afetarem negativamente as populações de animais marinhos. <b>Unidades de medida: média anual e % ou km² por zona de avaliação por ano</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>Área máxima de habitat afetada mensalmente por níveis de ruído acima do LOBE: <b>20%</b></li></ul>

O limiar que a DQEM propõe consiste na percentagem máxima de habitat onde o LOBE pode ser excedido dentro do período de avaliação, que foi definida em 20% para a exposição de curto-prazo (exposição diária) ao ruído impulsivo, 10% para a exposição de longo prazo (exposição anual) ao ruído impulsivo e 20% para a exposição ao ruído antropogénico contínuo de baixa frequência. As métricas do LOBE serão definidas de acordo com a espécie indicadora, o seu habitat e o tipo de efeito adverso.



Os elementos mais relevantes para avaliar os efeitos da exposição ao ruído antropogénico contínuo consistem: na sensibilidade auditiva das espécies; nos níveis de exposição ao ruído a que diferentes tipos de efeitos são esperados (alterações no comportamento ou nos limiares auditivos, temporários ou irreversíveis; mortalidade); características/níveis sonoros a que os animais são expostos e a duração da exposição; contexto ecológico em que ocorre; e probabilidade de exposição dos animais ao ruído de acordo com a sua distribuição espacial e temporal e consequente sobreposição com as fontes de ruído (Silva *et al.*, 2020).

Em termos de efeitos adversos podem ser considerados para avaliação: o mascaramento e o distúrbio comportamental ou fisiológico. O mascaramento ou camuflagem sonora, que consiste na redução do espaço auditivo e dificuldade de comunicação entre os animais devido ao aumento dos níveis de ruído ambiente e consequente dissimulação das suas vocalizações pelo ruído (Kinneking, 2022), impedindo os animais de detetar, reconhecer ou interpretar sinais acústicos na presença de outras fontes sonoras (Clarke *et al.*, 2009, Silva *et al.*, 2020), sendo a métrica selecionada como a mais eficaz para a sua avaliação, o nível de ruído em excesso. Este valor é obtido através da quantificação do ruído antropogénico através da subtração do ruído proveniente de fontes naturais do ruído total, de acordo com a metodologia utilizada por Jesus *et al.*, (2022), sendo uma medida do grau de deterioração das condições auditivas e de comunicação numa determinada banda de frequências (Kinneking, 2022).

O distúrbio comportamental ou fisiológico consiste na alteração de comportamento de um indivíduo exposto ao ruído. Essa alteração poderá ser negativa (provocando a fuga ou outros comportamentos anti-predadores), positiva (atração, curiosidade) ou neutra (maior atenção e comportamentos de orientação) (Kinneking, 2022). Para este tipo de distúrbios, a métrica de avaliação mais adequada será a intensidade do ruído, avaliado através do nível de pressão sonora (SPL) (Romagosa & Silva, 2023).

### Estratégia de amostragem

#### *D11C1*

A estratégia de monitorização para o critério 1 - ruído impulsivo segue o Guia de monitorização do ruído subaquático nos mares europeus (Dekeling *et al.*, 2014), adotada tanto pela DQEM, como pela OSPAR.

Os critérios para recolha de dados das atividades produtoras de ruído impulsivo, incluem:

- O tipo de atividade (levantamento sísmico; cravação de estacas; explosão; sonar; dispositivo acústico de dissuasão);
- Localização de cada atividade (como um ponto único ou uma área de polígono);
- Os dias em que a atividade ocorreu;
- Propriedades da fonte - nível sonoro da fonte ou proxy (mínimo essencial).

Estes dados de base permitem o cálculo do Indicador, cuja unidade de medida é o *Pulse Block Days* (PBD). Os PBDs registam o número de dias e a sua distribuição dentro de um ano civil em que ocorreu atividade impulsiva antropogénica (que cumpre os critérios), dentro de uma unidade espacial definida. Adicionalmente, os Estados membros podem registar, quando disponíveis, informações mais pormenorizadas sobre a atividade (por exemplo, mais pormenores sobre os

sons produzidos) e quaisquer métodos de atenuação da fonte (por exemplo, a utilização de uma cortina de bolhas) que tenham sido aplicados (OSPAR CEMP Guidelines, 2017).

#### D11C2

A estratégia de monitorização para o critério 2 – ruído contínuo, adotada pela DQEM e também definida como indicador comum da OSPAR, inclui a avaliação das tendências do nível de ruído ambiente nas bandas de 1/3 de oitava de 63 e 125 Hz (frequência central) (re 1 $\mu$ Pa RMS; nível de ruído médio nestas bandas de oitava ao longo de um ano) medidas por estações de observação e/ou com recurso a modelos, se adequado. Este indicador é interpretado pelo sub-grupo técnico do ruído (TSG Noise) como: as tendências da média anual da pressão sonora ao quadrado associada ao ruído ambiente em cada uma de duas bandas de terceira oitava, uma centrada em 63 Hz e a outra em 125 Hz, expressas como um nível em decibéis, em unidades de dB re 1  $\mu$ Pa, quer medidas diretamente em estações de observação, quer inferidas a partir de um modelo utilizado para interpolar ou extrapolar a partir de medições em estações de observação (Van der Graaf, 2012).

Em 2018, o projeto JOMOPANS - Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea, recomendou o uso de percentis mensais do nível de pressão sonora (SPL), em substituição da média anual, e que o cálculo desses percentis fosse realizado para todas as faixas de um terço de oitava entre os 10 Hz e os 20 kHz, abrangendo assim com maior probabilidade a distribuição das principais frequências de ruído antropogénico contínuo e da sensibilidade auditiva da maioria dos mamíferos marinhos (Dekeling *et al.*, 2014, Merchant *et al.*, 2018, Silva *et al.*, 2020).

A OSPAR, definiu como indicador de pressão candidato, o excesso de ruído antropogénico, em toda a faixa de frequências dos 10 Hz aos 20 kHz, acima do nível de ruído natural (Van Oostveen *et al.*, 2020, Silva *et al.*, 2020), tendo proposto as seguintes etapas para a avaliação deste indicador: definir a escala e resolução espacial e temporal de análise; a recolha de dados sobre as atividades humanas responsáveis pela produção de ruído; caracterizar as propriedades acústicas das fontes sonoras, recolher dados ambientais com relevância para construir modelos de propagação de som e mapeamento do ruído ambiental e antropogénico, baseado nas estimativas dos modelos e mapas de excesso de ruído; monitorização dos níveis de ruído em determinados locais numa escala de longo prazo; e validação dos mapas do excesso de ruído e estimativas dos níveis de confiança, com base nas medições de ruído *in situ*. Foi sugerido utilizar como nível de referência o valo zero de excesso de ruído antropogénico (Silva *et al.*, 2020, Van Oostveen *et al.*, 2020).

Unidades de medida para os critérios:

**D11C1** – Número de dias por trimestre (ou por mês, se for caso disso) em que se registam fontes de ruído de curta duração; proporção (percentagem) de unidades de superfície ou extensão em quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>) da zona de avaliação em que se registam fontes de ruído de curta duração por ano.

**D11C2** – Média anual (ou outro parâmetro temporal) do nível de ruído contínuo por unidade de

superfície; proporção (percentagem) ou extensão em quilómetros quadrados (km<sup>2</sup>) da zona de avaliação em que se registam níveis de ruído superiores aos limiares.

### 8.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

#### D11C1

De forma a avaliar o critério 1, a Decisão 2017/848, 17 de maio, estipula que o ruído impulsivo deverá ser descrito como “nível sonoro da fonte de energia monopolar em unidades de dB re 1  $\mu$ Pa<sub>2s</sub>, ou como variação do nível sonoro desde zero até ao nível máximo da fonte monopolar em unidades de dB re 1  $\mu$ Pa m, ambos acima da faixa de frequências de 10 Hz a 10kHz”. Além disso, o nível de consecução do BEA deverá ser expresso pela “duração por ano civil das fontes de ruído de curta duração, a sua distribuição ao longo do ano e espacialmente na zona de avaliação e se os limiares fixados foram atingidos”.

De acordo com as recomendações indicadas pelo TG Noise no documento elaborado sobre a Monitorização de Ruído Subaquático nos Mares Europeus (TG Noise, 2017), relativamente ao ruído impulsivo de baixa, média e alta frequência, foi estabelecido que a monitorização deverá ser realizada através do registo das atividades que geram este tipo de sons, tais como a prospeção sísmica, perfurações, explosões ou utilização de sonares.

Apesar de ainda não existir uma plataforma a nível nacional ou regional de registo oficial deste tipo de emissões sonoras, a DRPM possui uma base de dados das licenças solicitadas e atribuídas para este tipo de atividades que poderá no futuro vir a contribuir com dados e informações para uma plataforma oficial de registo. A recolha desta informação poderá vir a ser coordenada com a recolha nacional, de modo a reunir informação da frequência, intensidade e períodos temporais destas emissões de modo a permitir calcular os valores necessários para avaliar se estes parâmetros se encontram ou não abaixo do limiar recentemente definido para o critério D11C1.

#### D11C2

Apesar de neste 3º ciclo ainda não ter sido possível implementar um programa de monitorização do ruído contínuo, têm vindo a decorrer diversos projetos de investigação e de conservação que têm procurado abordar e melhorar o conhecimento disponível sobre esta problemática, no sentido de reunir informação que permita a proposta de medidas de mitigação.

Para além da recomendação inicial do TG noise de monitorizar em bandas de 1/3 de oitava nas frequências de 63 e 125 Hz, em 2017 a Decisão da Comissão veio alargar a recomendação para as bandas de 1/3 de oitava das frequências centradas entre 10 Hz e 20 kHz, de modo a abranger a grande maioria das frequências usadas pela maioria das espécies marinhas (Merchant *et al.* 2018). A amostragem nesta banda de frequências poderá contribuir para uma melhor relação custo-benefício.

Em 2017, o trabalho publicado por Romagosa *et al.*, (2017) fez a primeira caracterização dos níveis de ruído subaquático de baixa frequência nos Açores, discutindo os principais efeitos adversos em baleias de barbas, tal como reportado no Relatório do D11 do ciclo anterior.

Em 2020, no âmbito do projeto JONAS – *Joint framework for Ocean noise in the Atlantic seas* (2019-2022), foram também publicados estudos que avaliam o ruído de embarcações e o seu potencial impacto nas comunidades de cetáceos na zona do canal Faial-Pico, comparando dados dos Sistemas de Informação Automática (AIS) com registos acústicos in situ recolhidos nessa zona (Soares *et al.*, 2020ab; Soares *et al.*, 2021).

No final de 2020 foi apresentado o Relatório de apoio técnico no âmbito do projeto RAGES, para análise de risco referente à avaliação dos critérios do Descritor 11 da DQEM. Este projeto tem como objetivo avaliar o impacto da exposição ao ruído contínuo nos cetáceos da região dos Açores, centrando-se nos indicadores, métricas e critérios de exposição (Silva *et al.*, 2020).

No âmbito do projeto LIFE IP Azores Natura (2019-2027) foi também contratado em 2022, pela Direção Regional de Políticas Marítimas à Universidade dos Açores, um estudo para apoio técnico e científico na elaboração de programas de conservação, que entre outros objetivos, pretendia avaliar as potenciais pressões ou impactos do tráfego marítimo sobre os cetáceos na região e o desenvolvimento de ferramentas que possam contribuir para a gestão das atividades marítimas com vista a mitigar os efeitos dessa pressão.

No âmbito deste contrato é pretendido aprimorar e expandir a cobertura espacial e temporal do modelo de ruído de (Soares *et al.*, 2020 a, b), que inclui a densidade do tráfego marítimo, expressa como número de embarcações x hora/arc min<sup>2</sup>, calculada a partir dos dados de AIS, e do nível de ruído na fonte de Mckenna *et al.*, 2012 para diferentes categorias de embarcações. É estimada a propagação do som produzido pelas embarcações através do modelo de propagação Kraken, configurado com dados de batimetria e coluna de água do *Copernicus Marine Service*<sup>31</sup>, para além de parâmetros de sedimentos do fundo do mar disponíveis na literatura. O ruído do tráfego marítimo será obtido como a medição do valor cumulativo do nível de pressão sonora (SPL), sendo estimado na banda de frequências até aos 1000 Hz. O atual modelo cobre as áreas em torno das ilhas do Faial, Pico, São Jorge e Terceira, tendo sido validado por dados recolhidos em junho de 2018, por três hidrofones autónomos. Este modelo irá ser expandido para todo o arquipélago dos Açores e irá usar dados de AIS do *Global Marine Traffic*. A validação e calibração do modelo atualizado serão realizadas por meio de medições de ruído in situ em pontos representativos das condições ambientais e de tráfego marítimo na região. Estes trabalhos irão traduzir-se na elaboração de mapas de risco do ruído subaquático dentro e fora de áreas marinhas protegidas da ZEE dos Açores, de modo a identificar as áreas e períodos temporais onde é mais elevado o risco de exposição a este tipo de pressões, e onde esta exposição poderá ter consequências mais adversas para os cetáceos (Romagosa *et al.*, 2023a). No entanto a análise destes resultados só ficará disponível para ser utilizado no próximo ciclo de avaliação da DQEM.

### 8.3. Resultados

#### 8.3.1. Critério D11C1

De acordo com o Guia elaborado pela Comissão OSPAR para monitorização do ruído subaquático

---

<sup>31</sup> <http://marine.copernicus.eu>

nos mares europeus, é estabelecido que o ruído impulsivo de elevada, média e baixa frequência, deverá ser monitorizado através do registo das atividades que geram este tipo de sons, como por exemplo: prospeção sísmica, perfurações, explosões e sonares (Dekeling *et al.*, 2014).

Assim, à semelhança do ciclo anterior foi compilada a informação referente ao registo de atividades potencialmente produtoras de ruído impulsivo gerados por atividades pontuais tais como obras portuárias ou estudos científicos incluindo levantamentos sísmicos para mapeamentos de fundos, entre outras atividades geradoras de ruído impulsivo, que decorreram na ZEE dos Açores, entre 2016 e 2021, num total de 32 navios/missões (Tabela 8.2).

**Tabela 8.2.** Listagem dos estudos e equipamentos utilizados pelos navios de investigação na ZEE dos Açores e plataforma estendida circundante, entre 2016-2021 (DRPM, 2024).

Ano	Equipamento/Estudo
2016	DASI e SPUTNIK (levantamento eletromagnético ativo do fundo do mar)
	Mapeamento/medições hidroacústicas (incl. ADCP, Parasound and Kongsberg Swathsonder)
	Levantamento multifeixe (MB) e Sonar Sacan Lateral (SSS) nos montes submarinos.
	ADCP, Parasound e multifeixe para Investigação paleoclimática
	ADCP, Parasound e multifeixe, Oceanografia física e química, medição em especial de glyoxal
2017	Lowered acoustic Doppler current profiler (LADCP)
	Multifeixe e subbottom profiler para recolha de dados hidrográficos e oceanográficos
	Mapeamento/medições hidroacústicas (incl. ADCP, Parasound and Multibeam)
	Simrad EK60 echo sounder para recolha de dados oceanográficos e meteorológicos em trânsito
2018	ADCP, Parasound e Multibeam para estudos de biodiversidade, fauna e sua distribuição
	ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; sistemas hidroacústicos de navios, mapeamento do sistema frontal dos Açores.
	ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; sistemas hidroacústicos de navios, para determinar flutuações no transporte de calor e características das massas de água
	LADCP - Lowered Acoustic Doppler Current Profiler, ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; sistemas hidroacústicos de navios, estudar o fluxo energético de certo tipo de ondas (“low-mode internal waves”), causadas pela interação entre feixes de marés e a topografia do fundo
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; Subbottom profiler, Recolha de dados sísmicos da dorsal médio-atlântica da zona MOMAR.
	ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler, manutenção da infraestrutura de investigação marinha EMSO (marine Research Infrastructure EMSO) no campo hidrotermal Lucky Strike.
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe, estudar a meiofauna e a macrofauna no nos sedimentos que rodeiam o campo hidrotermal Rainbow, química dos fluidos hidrotermais, papel do som para a fixação de larvas nas chaminés do campo hidrotermal, conhecer os padrões longitudinais e latitudinais da biodiversidade nos Açores.
ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; Parasound, estudo paleo-climático e paleo-oceanográfico do sistema frontal dos Açores através da geoquímica dos fósseis de corais de águas frias.	
2019	ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler, manutenção da infraestrutura de investigação marinha EMSO (marine Research Infrastructure EMSO) no campo hidrotermal Lucky Strike.

Ano	Equipamento/Estudo
	Sistemas hidroacústicos de navios, estudar a ecologia de organismos mesopelágicos, realizar estimativas da sua abundância e diversidade.
	Multibeam echosounder ATLAS HYDROSWEEP e Parametric echosounder CHIRP; Reflexão sísmica de alta resolução; Estudar os campos hidrotermais em regiões com atividade vulcânica significativa como a Crista Médio Atlântica (Açores).
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; investigar como o aumento dos níveis de ruído pode afetar as interações entre as baleias e as suas presas.
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; explorar montes submarinos da Crista Médio-oceânica onde há evidência de grandes agregações do coral <i>Paragorgia johnsoni</i> e outras espécies indicadoras de Ecossistemas marinhos vulneráveis.
2020	ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler, Multibeam echo sounder, sondas multifeixe (ADCP, Parasound, Multibeam hydroacoustic (medições de correntes e cartografia dos fundos oceânicos).
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; Subbottom profiler (Multibeam echosounder (Kongsberg EM122 and 710) mapeamento, Sediment echosounder (Parasound ATLAS DS3/P70) mapeamento); Investigação de potenciais locais de emissão de fluidos.
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; Subbottom profiler; ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; Contribuir para o conhecimento geológico, geofísico e oceanográfico da área.
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; Ecologia das presas de baleias.
2021	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe (Multibeam bathymetry surveys with the EM302); avaliar o papel do MAR (Mid-Atlantic Ridge, Crista Médio-oceânica) na formação dos padrões latitudinais e trans-atlânticos na biogeografia de águas profundas, conectividade e aglomerações da megafauna de águas profundas.
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe (Multibeam recordings, Echosounder recordings); investigar como o aumento dos níveis de ruído pode afetar as interações entre as baleias e as suas presas
	Multibeam echo sounder, sondas multifeixe; investigar atividade relacionada com a tectónica de placas no fundo do mar, incluindo componente de avaliação de risco por tsunamis.
	ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; sistemas hidroacústicos de navios; construir novas imagens sísmicas de alta resolução do manto e da crosta da região dos Açores Madeira-Canárias para entender o fluxo ascendente do magma.
	Sistemas hidroacústicos de navios; investigar o comportamento de mergulho dos golfinhos de risso e a interação com o DSL (deep scattering layer); migração vertical e comportamento alimentar do Tubarão-albafar; identificar processos e características oceanográficas chave que afetam a distribuição das presas.
ADCP- Acoustic Doppler Current Profiler; Subbottom profiler; compreender os processos que determinam o fluxo hidrotermal de elementos vestigiais e seus isótopos (TEIs) para o interior do oceano profundo na Crista Média Atlântica (MAR) na zona do Rainbow.	

### 8.3.2. Critério D11C2 (2016-2021)

O estudo realizado por Romagosa *et al.*, (2017) oferece a primeira caracterização de longo prazo dos níveis de ruído subaquático de baixa frequência no arquipélago dos Açores e discute os possíveis efeitos adversos em baleias de barbas. Este trabalho vem assim servir de base e referência para os futuros estudos e monitorizações a realizar na região. A investigação realizada procurou analisar a variabilidade espacial e temporal na banda de frequências dos 18-1000 Hz (faixa de frequências das vocalizações das baleias de barbas que ocorrem regularmente nos Açores) e determinar a contribuição do ruído das embarcações locais e do vento; e descrever os

níveis de ruído superiores a 120 dB re 1  $\mu$ Pa, que são reportados como causadores de alterações comportamentais nas baleias de barbas, avaliando os possíveis efeitos destes resultados nas espécies presentes nos Açores. De acordo com a Decisão 2017/848, de 17 de maio, para o critério D11C2, analisou ainda a variabilidade dos níveis de ruído em bandas de um terço de oitava, centrado nas frequências de 63 e 125 Hz, a fim de medir a contribuição do ruído causado por embarcações mais distantes (Romagosa *et al.*, 2017).

Em 2020, foi reportado no relatório de apoio técnico do projeto RAGES que os níveis mensais da mediana do nível de ruído derivados do tráfego marítimo, registados no Monte da Guia (200/272 m de profundidade), variaram entre 94.8 e 97.4 dB re 1  $\mu$ Pa, correspondendo a um aumento do ruído de 1.2 a 3.9 dB re 1  $\mu$ Pa relativamente ao ruído natural (Silva *et al.*, 2020). No entanto, os meses em que ocorreram maiores deteções de cetáceos não coincidiram com os períodos temporais em que se registaram níveis mais elevados de ruído de tráfego marítimo, sendo que em 50% do tempo, inclusive nos meses mais ruidosos, os níveis de ruído não ultrapassaram os 105 dB re 1  $\mu$ Pa (valor referido como estando abaixo do limiar definido para produzir alterações comportamentais: 120 dB RMS re 1  $\mu$ Pa) (Silva *et al.*, 2020).

Desde 2017 têm sido realizadas medições acústicas na zona sul do canal Faial-Pico. Silva *et al.*, 2020, reportaram, para o mês de junho de 2018 níveis de ruído do tráfego marítimo muito superiores ao ruído do vento (em média mais 2-6 dB), atingindo o valor máximo de 150 dB re 1  $\mu$ Pa. Foi ainda registado o excesso de ruído em 75% do tempo com níveis superiores ou iguais a 20-25 dB no Canal Faial-Pico, e superiores ou iguais a 12-15 dB a sul do mesmo canal e no canal de S. Jorge (Silva *et al.*, 2020).

Alguns estudos realizados por Soares *et al.* (2020ab, 2021) no âmbito do projeto JONAS analisaram especificamente os níveis de ruído subaquático do mês de junho de 2018. Estes estudos utilizaram medições acústicas, dados do Sistema de Identificação Automática (AIS) e modelos numéricos para modelar e mapear os níveis de ruído, tendo em conta a atividade da navegação registada pelos AIS. Com isso, foi possível gerar pela primeira vez mapas de ruído para esta área, identificando variações espaciais nos níveis de ruído associadas à atividade marítima registada. Estes mapas mostram uma concordância com os padrões conhecidos e rotas dos barcos de passageiros inter-ilhas, barcos de pesca e de lazer (Jesús *et al.*, 2023). No entanto, outro dos principais contribuintes para o ruído perto de zonas de distribuição de cetáceos são as embarcações de observação de cetáceos, que ainda não foi possível incluir nestes estudos, por não transportarem os sistemas de identificação de AIS (Soares *et al.*, 2020a).

Outro estudo destes autores que comparou os movimentos dos navios com os registos acústicos usou as gravações *in situ* para calibrar e validar o modelo de ruído (Soares *et al.*, 2020a). Estes estudos comparam os resultados de modelos numéricos com medições de ruído *in situ* de três hidrofones colocados na zona sul do canal entre as ilhas do Faial e Pico, nas frequências de 63 e 126 Hz que abrange a banda de frequências das vocalizações da baleia azul (*Balaenoptera musculus*) e baleia comum (*Balaenoptera physalus*) (20-200 Hz). Os resultados sugerem uma comparação favorável entre os resultados numéricos e experimentais, com diferenças médias de 1 a 4 dB nos 63 Hz e 1 a 2 dB nos 126 Hz, que indicam que os modelos numéricos desenvolvidos fornecem previsões satisfatórias do ruído subaquático na área. Estes resultados indicam assim



que esta poderá ser uma ferramenta bastante útil na avaliação de risco do impacto do ruído nos cetáceos nos Açores (Soares *et al.*, 2020b). Trabalhos futuros pretendem avaliar o nível de ruído em excesso (nível de ruído acima dos níveis naturais), de modo a avaliar e quantificar o impacto direto que poderá ter nas populações de cetáceos presentes nestas áreas (Soares *et al.*, 2020b).

Assim, Jesús *et al.*, 2022, recorrendo ao mesmo conjunto de dados testou também uma metodologia de calibração e estimativa do excesso de ruído usando registos acústicos recolhidos em junho de 2018 nas três localizações a sudoeste das ilhas do Faial e Pico. Os seus resultados indicam que os mapas de excesso de ruído calibrado *in situ* estão de acordo com a distribuição da navegação na área. De notar, as surpreendentes vastas áreas com valores elevados de excesso de nível sonoro (ENL) a sudeste das ilhas centrais devido à propagação acústica da navegação de e para a Terceira. No entanto, estes resultados apenas foram registados durante uma pequena parte do mês analisado (Jesús *et al.*, 2022).

Os níveis de excesso de ruído parecem ser relativamente baixos para a área considerada e para a maior parte do tempo durante o período de estudo. No entanto, os autores reconhecem que a área calibrada pode ser demasiado vasta para um número tão pequeno de observações espacialmente localizadas. Não existe ainda uma ferramenta específica para determinar a cobertura espacial da calibração de campo com algum grau de confiança (Jesús *et al.*, 2022).

Assim, os mapas sonoros dos níveis de excesso de ruído de banda larga calibrados *in situ* são coerentes com o tráfego de navios na zona de estudo, validando que a propagação do som ao largo das rotas de navegação e os padrões de tráfego de navios entre ilhas poderão impactar negativamente as espécies marinhas (Jesús *et al.*, 2022, 2023).

O método de calibração de campo proposto no estudo permitiu a integração de medições e dados modelados para alargar as observações localizadas a áreas mais vastas onde não existiam observações. Este trabalho concluiu assim, que a utilização de dados localizados para calibrar as previsões do modelo numa área ampla resultou numa redução global dos ENL e numa diminuição da dispersão durante a maior parte do tempo. No entanto, as áreas com ENL mais elevados eram consistentes com observações diretas de navegação, e os níveis de ruído em excesso na área de estudo eram relativamente baixos (<10 dB, 50% do tempo) durante o período de estudo (Jesús *et al.*, 2023).

No âmbito do projeto LIFE IP Azores Natura, Romagosa *et al.*, 2023b realizaram uma análise da densidade do tráfego marítimo na região dos Açores a partir de dados de AIS extraídos da plataforma *Global Marine Traffic*, para um período de 5 anos (2018, 2019, 2021, 2022, 2023), incluindo informação relativa a quatro tipos de navios (Transporte, Passageiros, Pesca e Outros) para a área da ZEE, incluindo 50 áreas marinhas protegidas dos Açores. Desta análise resultou a identificação de 12 corredores principais de tráfego marítimo, maioritariamente constituídos por navios de transporte com densidades intermédias ao longo de todo o ano, atravessando a maioria do Parque Marinho dos Açores.

Os navios de passageiros e outros registam densidades mais elevadas junto às ilhas e entre ilhas, principalmente na primavera e verão. Algumas das zonas que apresentaram maiores densidades foram o canal Faial-Pico, o canal Pico-São Jorge, zona sul de S. Miguel, banco Condor e Princesa Alice. Os navios incluídos na categoria “Outros” englobam navios não comerciais, outros navios,

navios desconhecidos ou não classificados em nenhuma das categorias anteriores, sendo a tipologia com maior contribuição para o tráfego nas zonas dos Parques naturais de ilha. Os navios de pesca apresentaram maiores densidades no verão, principalmente a nordeste do arquipélago e a sul-sudeste de S. Miguel, estando durante o resto do ano mais dispersos a nordeste e sudeste do arquipélago. No entanto as áreas a sudoeste do Faial (Banco Princesa Alice), a este da Terceira e noroeste de S. Miguel registaram densidades elevadas durante todo o ano (Romagosa *et al.*, 2023b).

A identificação destas áreas de risco é fundamental para avaliar o nível de exposição a que os animais marinhos estão sujeitos ao longo do ano, estando previsto a conclusão dos mapas de risco/pressão do tráfego marítimo e ruído subaquático sobre os cetáceos para março de 2025. Estes resultados poderão assim ser incluídos no reporte do próximo ciclo de avaliação.

No âmbito do projeto LIFE IP Climaz, e como referido no programa de monitorização proposto para o D11C2, a aquisição de uma boia multiparamétrica com hidrofone irá permitir a recolha autónoma de dados *in situ* nas águas dos Açores pela Administração regional (DRPM) e contribuir para a validação dos modelos de ruído. No entanto, devido a alguns atrasos na implementação do projeto e no processo de aquisição do equipamento, ainda não foi possível iniciar a recolha de dados pela DRPM, mas espera-se que o processo de aquisição e instalação esteja concluído até ao final de 2024, podendo estes dados vir a contribuir para o reporte e avaliação do próximo ciclo.

#### 8.4. Avaliação do Bom Estado Ambiental

Relativamente aos ciclos anteriores, novos estudos vieram contribuir para um progresso na recolha de informação sobre este descritor, para além dos projetos que abrangem esta temática e que foram sendo implementados e concluídos na subdivisão dos Açores (RAGES, JONAS, LIFE IP Azores Natura, LIFE IP Climaz).

Considerando a recente definição dos limiares propostos pela Comissão Europeia para ambos os critérios do D11, será necessário ajustar os programas de monitorização para que seja possível realizar uma avaliação do BEA no próximo ciclo.

Relativamente ao ruído impulsivo, os dados recolhidos com base nos pedidos de licenças de utilização do espaço marítimo e investigação científica, são ainda insuficientes para permitir o cálculo dos limiares recentemente definidos e avaliar quantitativamente a sobreposição espacial e temporal entre eventos com ruído e a distribuição dos cetáceos ou de outras espécies marinhas suscetíveis aos efeitos adversos do ruído subaquático.

A obrigatoriedade do registo temporal das emissões acústicas realizadas no âmbito dos diversos pedidos de licenças para investigação ou utilização de equipamentos emissores de ruído impulsivo revela-se essencial para reunir a informação necessária que possa permitir o cálculo das áreas e períodos temporais de maior risco e a comparação e avaliação relativa aos limiares recentemente definidos para este critério. Esta obrigatoriedade, deveria ainda ser estendida à medição acústica na fonte e da propagação do som (tendo em consideração diferentes condições ambientais). Essa informação deveria obrigatoriamente constar nos pedidos de licenciamento, para que os possíveis impactos possam ser devidamente avaliados, sendo que a não

apresentação dessa informação deveria resultar no indeferimento automático dos pedidos.

A coordenação entre as três subdivisões afigura-se fundamental na adoção de uma plataforma comum de registo sistemático para permitir avaliar o real impacto deste tipo de atividades possam ter no BEA.

Quanto ao ruído contínuo, devido à escassez de recursos, os trabalhos desenvolvidos e o esforço de monitorização e investigação têm estado essencialmente dependentes de projetos que vão capacitando com meios (equipamentos) e recursos humanos à medida que vão sendo financiados e desenvolvidos. Em particular o projeto LIFE IP Azores Natura e o LIFE IP Climaz irão contribuir significativamente durante os próximos anos para a monitorização e obtenção de mapas de risco de ruído que irão permitir avaliar o BEA do D11. De momento apenas foi possível avaliar uma área restrita na zona das ilhas do Faial, Pico e S. Jorge, através do modelo de ruído existente que identificou níveis de ruído e excesso de ruído para essa área, embora ainda apenas recorrendo a limiares adotados por outros projetos europeus que vêm servindo de referência nos últimos anos (Jesús *et al.*, 2022, Borsani *et al.*, 2023).

Assim, e apesar dos progressos realizados na definição de limiares para avaliação dos critérios, na recolha de informação adicional e na implementação de projetos que vêm permitindo monitorizar e recolher a informação necessária para avaliar o estado ambiental deste descritor e propor medidas de mitigação dos impactos, considera-se que ainda não será possível até à data, para a subdivisão dos Açores, avaliar o BEA do D11 (Tabela 8.3).

No entanto, de acordo com a informação disponível à data, o conhecimento atual indica não existirem ainda evidências que os níveis médios atuais de ruído nas águas da subdivisão dos Açores provoquem efeitos adversos significativos nas populações de cetáceos e de outras espécies marinhas da região. Sendo assim imperativo o investimento em estudos sobre os efeitos que o ruído contínuo poderá ter nestes animais. Por exemplo, durante o período de ocorrência das baleias de barbas na área do Monte da Guia, os níveis de ruído derivados do tráfego marítimo registados, permaneceram abaixo dos 98 dB re 1  $\mu$ Pa durante metade do tempo amostrado, o que indica que não devem ser esperadas alterações na capacidade auditiva destes indivíduos ou alterações significativas no seu comportamento. No entanto, a probabilidade de exposição ao excesso de ruído é maior para as baleias comuns que usam a área com maior frequência entre janeiro e junho. A gravidade destes efeitos estará sempre correlacionada com a duração da exposição individual ao ruído (Silva *et al.*, 2020). Importa ainda realçar que a informação recolhida até à data se baseia em estudos preliminares, que carecem ainda de ser aprofundados de modo a permitirem obter evidências claras do verdadeiro impacto destas atividades geradoras de ruído nas espécies marinhas.

Não obstante, estes indicadores partem do pressuposto que as medidas adequadas continuem a ser adotadas através dos atuais regimes de licenciamento deste tipo de atividades, de modo a gerir eficazmente os potenciais impactos que delas possam resultar.

**Tabela 8.3.** Avaliação do BEA para cada um dos critérios do Descritor 11 e respetivo grau de confiança. Segundo as indicações da Comissão Europeia, o BEA deverá ser avaliado da seguinte forma: “Atingido” (se os limiares definidos para cada critério, tiverem sido atingidos); “Não atingido” (se os limiares definidos para cada critério, não tiverem sido atingidos); “Desconhecido” (caso existam dados, mas são insuficientes

para avaliar o BEA); “Não avaliado” (quando não existem dados que possibilite avaliar o BEA). O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expresso através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação: “E” (elevado); “M” (moderado); “B” (baixo); “NE” (não existe).

Área de avaliação	Critérios		BEA	Grau de Confiança
	D11C1 Primário	D11C2 Primário		
Subdivisão Açores (AMA-PT-SD-AZO)	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	B/M

## 8.5. Referências

- Andrew, R. K., Howe, B. M., & Mercer, J. A. 2002. Long-time trends in ship traffic noise for four sites off the North American West Coast. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 115(5), 2851-2862. <https://doi.org/10.1121/1.1477152>
- Azarm-Karnagh, S., López Greco, L., Shafiei Sabet, S. 2023. Anthropogenic Noise Impacts on Invertebrates: Case of Freshwater Red Cherry Shrimp (*Neocaridina davidi*). In: Popper, A.N., Sisneros, J., Hawkins, A.D., Thomsen, F. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6\\_151-1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_151-1)
- Borsani, J.F., Andersson M., André M., Azzellino A., Bou M., Castellote M., Ceyrac L., Dellong D., Folegot T., Hedgeland D., Juretzek C., Klauson A., Leaper R., Le Courtois F., Liebschner A., Maglio A., Mueller A., Norro A., Novellino A., Outinen O., Popit A., Prospathopoulos A., Sigray P., Thomsen F., Tougaard J., Vukadin P., and Weilgart L. 2023. Setting EU Threshold Values for continuous underwater sound, Technical Group on Underwater Noise (TG NOISE), MSFD Common Implementation Strategy, Edited by Jean-Noël Druon, Georg Hanke and Maud Casier, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi: <https://doi.org/10.2760/690123>, JRC133476
- Chapman, N. R., & Price, A. 2011. Low frequency deep ocean ambient noise trend in the Northeast Pacific Ocean. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129(5), EL161-EL165. <https://doi.org/10.1121/1.3567084>
- Clark, C., Ellison, W., Southall, B., Hatch, L., Van Parijs, S., Frankel, A., & Ponirakis, D. 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. *Marine Ecology Progress Series* 395: 201–222. doi: <https://doi.org/10.3354/meps08402>
- Cruz, E. Lloyd, T., Bosschers, J., Lafeber, F.H., Vinagre, P. Vaz, G. 2021. Study on inventory of existing policy, research and impacts of continuous underwater noise in Europe. EMSA report EMSA/NEG/21/2020. WavEC Offshore Renewables and Maritime Research Institute Netherlands.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A, Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D., Young, J.V. 2014. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary, JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of

- the European Union, Luxembourg, doi: <https://doi.org/10.2788/29293>
- Ellison, W. T., Southall, B. L., Clark, C. W., & Frankel, A. S. 2012. A New Context-Based Approach to Assess Marine Mammal Behavioral Responses to Anthropogenic Sounds: Marine Mammal Behavioral Responses to Sound. *Conservation Biology*, 26(1), 21–28. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01803.x>
- Erbe C., Marley S.A., Schoeman RP, Smith JN, Trigg LE and Embling CB. 2019. The Effects of Ship Noise on Marine Mammals—A Review. *Front. Mar. Sci.* 6:606. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00606>
- Jesus, S. M., Soares, C., Romagosa, M., Cascão, I., Duarte, R., Zabel, F., Silva, M. A. 2022. A Methodology for Shipping Noise Field Calibration and Excess Noise Estimation: The Azores Case Study. *J. Mar. Sci. Eng.* 10: 1763.
- Jesus, S. M., Soares, C., Romagosa, M., Cascão, I., Duarte, R., Zabel, F., Silva, M. A. 2023. Broadband Excess Noise Estimation via Sample Distribution Field Calibration. In: Popper, A.N., Sisneros, J., Hawkins, A.D., Thomsen, F. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6\\_71-1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_71-1)
- Ladich, F., Winkler, H. 2017. Acoustic communication in terrestrial and aquatic vertebrates. *Journal of Experimental Biology* 220, 2306-2317.
- Kinneging, N. 2022. Pilot Assessment of Ambient Noise. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/ambient-noise-pilot>
- McDonald, M. A., Hildebrand, J. A., & Wiggins, S. M. 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific west of San Nicolas Island, California. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 120(2), 711-718. <https://doi.org/10.1121/1.2216565>
- McKenna, M. F., Ross, D., Wiggins, S. M. & Hildebrand, J. A. 2012. Underwater radiated noise from modern merchant ships. *Journal of the Acoustical Society of America* 131(1), 92-103. Doi: <https://doi.org/10.1121/1.3664100>
- Miksis-Olds, J.L.; Nichols S.M. 2016. Is low frequency ocean sound increasing globally? *J. Acoust. Soc. Am.* 139, 501–511. <https://doi.org/10.1121/1.4938237>
- Merchant, N. D., Farcas, A., Powell, C. F. 2018. Acoustic metric specification. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (JOMOPANS)
- Montgomery, J.C., Jeffs, A., Simpson, S.D., Meekan, M., Tindle, C. (2006). Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans. *Advances in Marine Biology* 51: 143-196.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., ... Tavalga, W. A. 2014. ASA S3 s–1 C1. 4 TR-2014 sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s–1 C1 and registered with ANSI. New York, NY: Springer

- Popper, Arthur N., and Anthony D. Hawkins. 2019. “An Overview of Fish Bioacoustics and the Impacts of Anthropogenic Sounds on Fishes.” *Journal of Fish Biology* 94, no. 5: 692–713. <https://doi.org/10.1111/jfb.13948>
- Romagosa M, Cascão I, Merchant ND, Lammers MO, Giacomello E, Marques TA and Silva M.A. 2017. Underwater Ambient Noise in a Baleen Whale Migratory Habitat Off the Azores. *Front. Mar. Sci.* 4:109. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00109>
- Romagosa, M., Silva, M.A. 2023a. DELIVERABLE DI.Cet6 - Metodologia para análise do tráfego marítimo e ruído subaquático. Relatório técnico elaborado no âmbito da “Aquisição de serviços para apoio técnico e científico na elaboração de programas de conservação, na recolha de dados, na implementação de tarefas e monitorização dirigidas a áreas, espécies e habitats marinhos integrados na Rede Natura 2000, no âmbito do Projeto LIFE IP AZORES NATURA (LIFE17 IPE/PT/000010) – Lote Cetáceos”, 19pp.
- Romagosa, Miriam; Félix Zarzuela, Francisco; Silva, Mónica. A. 2023b. Relatório de caracterização do tráfego marítimo na RAA (quantificação e mapeamento), obtida a partir dos resultados da análise dos dados de AIS. Relatório técnico elaborado no âmbito do contrato de prestação de serviços do projeto LIFE IP AZORES NATURA (LIFE17 IPE/PT/000010) – Lote Cetáceos, 69p.
- Silva, Mónica A.; Cascão, Irma; Romagosa, Miriam. 2020. Apoio Técnico no âmbito do Projeto RAGES, para análise de risco referente à avaliação dos critérios do Descritor 11 da DQEM. Relatório técnico final elaborado no âmbito do contrato de prestação de serviços Nº3/DRAM/2019, 53p.
- Soares, C., Duarte, R., Zabel, F., Silva, M. A. & Jesus, S. M. 2020a. Shipping noise predictions from AIS in the Faial-Pico area, Azores archipelago. *Global OCEANS 2020 Online Proceedings*, Outubro 2020, pp. 1-6.
- Soares, C., Duarte, R. J., Silva, M. A., Romagosa, M. & Jesus, S. M. 2020b. Shipping noise in the Azores: a threat to the Faial-Pico cetacean community? *Proceedings of Meetings on Acoustics, International Conference on Underwater Acoustics*, 40(1): 070012. Acoustical Society of America, pp. 1-12.
- Soares, C., Duarte, R. J., Zabel, F., Silva, M., Jesús, S.M. 2021. Shipping noise predictions from AIS in the Faial-Pico area, Azores archipelago. *JONAS – Joint Framework for Ocean Noise in the Atlantic Seas (contract EAPA 52/2018) funded by Interreg Atlantic Area - European Regional Development Fund*. <https://doi.org/10.5285/836f016a-33be-6ddc-e053-6c86abc0788e>
- Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., *et al.* 2019. Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals* 45, 125–232. doi: 10.1578/AM.45.2.2019.125TG-Noise. 2017. “Management and Monitoring of Underwater Noise in European Seas Overview of Main European-Funded Projects and Other Relevant Initiatives,” no. April.
- Van der Graaf A.J., M.A. Ainslie, M. André, K. Brensing, J. Dalen, R.P.A. Dekeling, S. Robinson, M.L. Tasker, F. Thomsen & S. Werner. 2012. *European Marine Strategy Framework Directive - Good Environmental Status (MSFD GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy*. 75p.



Van Oostveen, M., Barbé, D., Kwakke, J. 2020. Proposal assessment framework, OSPAR candidate indicator ambient underwater sound, Royal Haskoning DHV-report, ref. BH2849WATRP2003261655, March 2020 (draft).



## DESCRITORES DE ESTADO

### 9. DESCRITOR 1: BIODIVERSIDADE

*A biodiversidade é mantida. A qualidade e a ocorrência de habitats e a distribuição e abundância das espécies são conformes com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas prevalentes.*

#### 9.1. Introdução

No relatório de avaliação inicial da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” (DQEM) relativo à subdivisão dos Açores (SRMCT, 2014), a avaliação do descritor 1 (D1) com base nos indicadores estabelecidos na Decisão 2010/477/EU, teve em conta apenas três grupos funcionais: mamíferos, tartarugas e aves marinhas. Face à insuficiência dos dados, para a maioria das espécies, não se identificaram tendências, nem foi possível estabelecer limiares ou valores de referência. Também não foi possível fazer uma avaliação ao nível dos habitats. Na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio, foram definidos novos critérios para avaliar o Bom Estado Ambiental (BEA) para os grupos de espécies, que divergiram dos anteriormente estabelecidos e usados no relatório de avaliação inicial e, por conseguinte, as metodologias adotadas e resultados obtidos entre os 2 ciclos não foram comparáveis.

O projeto MISTIC SEAS II (11.0661 / 2015/712629 / SUB / ENVC.2): “*Aplicação de uma abordagem sub-regional coerente e coordenada para a monitorização e avaliação da biodiversidade marinha na Macaronésia, para o 2º ciclo da DQEM*” surgiu para implementar uma metodologia de monitorização da biodiversidade comum nos Açores, na Madeira e nas Canárias, metodologia essa desenvolvida ao longo do projeto pioneiro MISTIC SEAS I (MISTIC SEAS, 2015). Estas iniciativas surgiram da necessidade de os Estados-Membros cooperarem ao nível da região ou sub-região, para assegurar a coerência, pelo disposto no Artigo 5º da Diretiva 2008/56/CE (DQEM) e harmonizar o reporte na região biogeográfica da Macaronésia (Portugal e Espanha), com o objetivo de colmatar algumas lacunas de conhecimento detetadas no 1º ciclo da DQEM, com enfoque nos 3 grupos funcionais de megafauna marinha suprarreferidos (MISTIC SEAS II, 2017a).

No relatório subsequente relativo ao 2º ciclo da Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores para o período de 2013-2018 (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), para as aves e mamíferos marinhos a informação foi considerada insuficiente ou desatualizada para permitir avaliar a maioria dos critérios para as diferentes espécies no período de referência e por isso o BEA foi classificado como desconhecido, exceto para D1C1 (mortalidade por captura acidental), critério atingido em BEA para todas as espécies de ambos os grupos funcionais, considerando os poucos registos de captura acidental nas pescarias avaliadas e que levam a crer que é improvável que comprometa a sua viabilidade a longo prazo. No caso das tartarugas marinhas, o critério D1C2 foi avaliado como tendo atingido o BEA, com base na avaliação da tendência a longo termo da abundância

populacional na principal área de nidificação, enquanto a informação disponível foi considerada insuficiente para avaliar D1C1 e D1C3 neste ciclo e o BEA foi classificado como desconhecido. Os critérios D1C4 e D1C5 foram considerados de aplicação inadequada na Região, tendo em conta a sua vasta distribuição oceânica e características migratórias, bem como as especificidades do ciclo de vida dos vários grupos funcionais de megafauna, e por isso não foram avaliados. Para os peixes não explorados para fins comerciais não existiam séries temporais nem dados suficientes para avaliar o BEA, pelo que o mesmo foi considerado desconhecido. No caso dos habitats pelágicos (D1C6) a insuficiência de dados de monitorização para os vários parâmetros e indicadores e inexistência de uma análise a longo-termo que permita uma adequada caracterização dos habitats pelágicos para toda a subdivisão, também não foi possível avaliar o BEA, pelo que foi considerado desconhecido.

## 9.2. Metodologia e dados

### 9.2.1. Áreas de avaliação

Águas marinhas da subdivisão dos Açores.

### 9.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

A presente avaliação baseou-se nos critérios e nas normas metodológicas constantes da Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio de 2017. Os critérios atribuídos a este descritor poderão ser consultados na Tabela 9.1.

**Tabela 9.1.** Critérios e respetivos elementos, unidades de medida e limiares aplicáveis ao D1 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
<b>Espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes e cefalópodes</b> não explorados comercialmente em risco de captura accidental Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional <sup>32</sup>	<b>D1C1 - Primário</b> A taxa de mortalidade por espécie devido às capturas accidentais situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada	A estabelecer através de cooperação (sub)regional
<b>Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes e cefalópodes</b>	<b>D1C2 - Primário</b> A abundância da população da espécie não é negativamente afetada pelas pressões antropogénicas, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada <b>Unidades de medida: n.º de indivíduos ou biomassa (t)</b>	

<sup>32</sup> Tendo em conta o Quadro 1D da Decisão (UE) 2016/1251, de 12 de julho de 2016 relativo às espécies de aves, mamíferos, répteis e peixes, cujas capturas accidentais é necessário monitorizar no âmbito do programa plurianual da União para a recolha, gestão e utilização de dados nos sectores da pesca e da aquicultura no período 2017-2019.

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Lista a estabelecer através de cooperação (sub)regional	<b>D1C3 - Secundário<sup>33</sup></b> As características demográficas da população da espécie são indicativas de uma população saudável que não é negativamente afetada por pressões antropogénicas	
	<b>D1C4 - Secundário<sup>34</sup></b> A área de distribuição da espécie e, se for caso disso, o padrão dessa distribuição é consentâneo com as condições fisiográficas, geográficas e climáticas.	
	<b>D1C5 - Secundário<sup>3</sup></b> O habitat da espécie tem a dimensão e as condições necessárias para sustentar as diferentes fases do seu ciclo de vida.	Não aplicável
Tipos de <b>habitats pelágicos, de salinidade variável, costeiros, da plataforma continental e oceânicos</b> , e outros a estabelecer através de cooperação regional ou sub-regional	<b>D1C6 - Primário</b> A condição do tipo de habitat, incluindo a sua estrutura biótica e abiótica e as suas funções (por exemplo, a sua composição típica de espécies e a abundância relativa das mesmas, a ausência de espécies particularmente sensíveis ou frágeis ou de espécies que asseguram uma função essencial e a estrutura de tamanhos das espécies), não é negativamente afetada por pressões antropogénicas. <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> (habitat negativamente afetado) e em % da extensão total do tipo de habitat</b>	A estabelecer através de cooperação (sub)regional

Segundo a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os critérios D1C1 a D1C5 devem ser adotados ao nível do elemento, ou seja, da espécie, e as espécies selecionadas, devem, por sua vez, ser representativas dos grupos de espécies constantes da Tabela 9.2.

<sup>33</sup> Primário para as espécies de peixes e cefalópodes exploradas comercialmente.

<sup>34</sup> Primário para as espécies abrangidas pelos anexos II, IV ou V da Diretiva 92/43/CEE.

Tabela 9.2. Grupos de espécies por componente do ecossistema.

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

### 9.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

As espécies selecionadas na subdivisão dos Açores, para cada componente do ecossistema, como representativas dos grupos de espécies constantes nessa Decisão, estão listadas na Tabela 9.3 (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Tabela 9.3. Grupos de espécies constantes na Decisão (UE) 2017/848 e espécies selecionadas para caracterização e avaliação do BEA, na subdivisão dos Açores, no âmbito do Descritor 1.

Componente do ecossistema	Grupos de espécies	Elementos (espécies) monitorizados
<b>Aves</b>	Aves que se alimentam à superfície	Painho-da-madeira ( <i>Hydrobates castro</i> )
		Painho-de-monteiro ( <i>Hydrobates monteiroi</i> )
	Aves que se alimentam de espécies pelágicas	Garajau-rosado ( <i>Sterna dougallii</i> )
		Garajau-comum ( <i>Sterna hirundo</i> )
		Alma-negra ( <i>Bulweria bulwerii</i> )
		Cagarro ( <i>Calonectris borealis</i> )

Componente do ecossistema	Grupos de espécies	Elementos (espécies) monitorizados
		Frulho ( <i>Puffinus lherminieri</i> )
	Pequenos cetáceos Odontocetos	Golfinho-pintado-do-Atlântico ( <i>Stenella frontalis</i> ) Roaz ( <i>Tursiops truncatus</i> )
<b>Mamíferos</b>	Odontocetos de mergulho profundo	Golfinho-de-risso ( <i>Grampus griseus</i> ) Cachalote ( <i>Physeter macrocephalus</i> )
	Baleias-de-barbas (Misticetos)	Baleia-comum ( <i>Balaenoptera physalus</i> )
<b>Répteis</b>	Tartarugas marinhas	Tartaruga-comum ( <i>Caretta caretta</i> )
	Peixes costeiros	Badejo ( <i>Mycteroperca fusca</i> ) Peixe-cão ( <i>Bodianus scrofa</i> )
	Peixes pelágicos da plataforma	Cação ( <i>Galeorhinus galeus</i> )
	Peixes demersais da plataforma	Mero ( <i>Epinephelus marginatus</i> )
<b>Peixes não comerciais</b>		Barroso ( <i>Centrophorus granulatus</i> ) Xara-branca ( <i>Centrophorus squamosus</i> ) Gata-lixa ( <i>Dalatias licha</i> ) Sapata-bicuda ( <i>Deania profundorum</i> ) Sapata-branca ( <i>Deania calceus</i> ) Lixinha-da-fundura-de-veludo ( <i>Etmopterus spinax</i> ) Lixinha-da-fundura-lisa ( <i>Etmopterus pusillus</i> ) Raia-manteiga ( <i>Dipturus batis</i> )
	Peixes de profundidade	

Considerando que o período de reporte constante nas orientações oficiais CE de reporte à DQEM (MSFD *Guidance Document*, EC, 2023) para o 3º Ciclo da DQEM é de 2016 a 2021, existe uma consequente sobreposição de 3 anos com o período reportado pela subdivisão dos Açores no 2º ciclo 2013-2018 (MM, SRMCT, SRAAC, 2020). Este facto, aliado a limitações logísticas e orçamentais relacionadas com a periodicidade de monitorização, implicam que a informação reportada para o Descritor 1, em muitos casos, seja a mesma do Relatório do 2º Ciclo.

No intuito de respeitar as orientações emanadas pela CE, apenas se procedeu à atualização do reporte nos casos em que existe nova informação disponível para o período remanescente (i.e.,

de 2019 a 2021). O facto de o triénio 2019-2021 ter coincidido com a pandemia COVID-19 e a paragem temporária dos trabalhos relativos à maioria dos programas de monitorização *in situ*, dificultou ainda mais a recolha e apresentação de novos dados para atualizar o presente reporte.

A principal fonte de informação do presente relatório foram os resultados do projeto MISTIC SEAS II, nomeadamente os extraídos do *Macaronesian Roof Report*, abreviadamente MRR (MISTIC SEAS II Consortium, 2018) e dos Relatórios Técnicos dos Programas de Monitorização Oceânico e Costeiro (MISTIC SEAS II Consortium, 2019a, 2019b), para os grupos funcionais de aves, mamíferos e tartarugas marinhas, tendo ainda sido integrados dados dos Relatórios do Art. 12 da Diretiva Aves e do Art.17 da Diretivas Habitats do ciclo 2013-2018 (SRMCT 2019a, 2019b).

O MRR foi o resultado do trabalho coordenado entre cientistas, equipas técnicas e das autoridades competentes de Portugal e Espanha, envolvidas na implementação da DQEM na sub-região da Macaronésia. Este relatório incluiu dados adicionais disponíveis de outros projetos ou programas de monitorização/conservação governamental, como o Programa para a Observação das Pescas dos Açores, POPA (antigo PMo\_MOA05-III), o MONIAVES (antigo PMo\_MOA01-III), o LuMinAves (INTERREG MAC/4.6d/157) e o COSTA (*Consolidating Sea Turtle conservation in the Azores, US Fish and Wildlife Service, Marine Turtle Conservation Fund*, nº F15AP00577, F16AP00626, F17AP00403, F18AP00321; *Archie Carr Center for Sea Turtle Research e Disney Conservation Fund*), que constituíram a base para o cumprimento do artigo 17º da DQEM (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Destaca-se ainda o LIFE IP Azores Natura (LIFE17 IPE/PT/00010), um projeto integrado, em curso desde 2019 até 2027, que tem como objetivo a proteção ativa e a gestão integrada da Rede Natura 2000 nos Açores. Este projeto visa promover a conservação da biodiversidade e dos habitats naturais do arquipélago, implementando ações concretas para garantir a proteção de espécies e habitats prioritários, em conformidade com as diretrizes de conservação ambiental da União Europeia e que produziu alguma informação incorporada no presente reporte.

Em particular, para o Critério D1C1 a informação recolhida proveio de vários programas de monitorização implementados na RAA. O POPA recolhe informação sobre a captura accidental de espécies na pesca de salto e vara, como cetáceos, tartarugas e aves marinhas (desde 2019 as aves foram incluídas em formulário próprio) e da sua interação com a pesca. O projeto COSTA (operacionalizado pelo POPA) monitoriza as capturas accidentais de tartarugas, tubarões, mamíferos marinhos e aves no mar, na pesca por palangre de superfície. A monitorização das capturas accidentais de espécies protegidas nas restantes pescarias na Região está contemplada no Plano Nacional de Recolha de Dados, PNRD (*Data Collection Framework*, DCF), em embarcações de pesca que operam, nomeadamente: armadilhas e covos, redes de emalhar fundeadas, linha de mão dirigida a cefalópodes e peixes, palangre derivante de superfície, palangre de fundo (embarcações >12 e < 12m) e redes de cerco dirigidas a pequenos pelágicos.

Obteve-se dados adicionais independentes da pesca para peixes costeiros e de profundidade através do Programa de Monitorização de Recursos e Ambientes Costeiros dos Açores (MONICO), projeto SOSTubaProf (MAR 2020 - 16-01-03-FMP-0040) e das campanhas do cruzeiro anual de monitorização das espécies demersais dos Açores – ARQDAÇO.

No que respeita aos habitats pelágicos, extraiu-se informação do “Azores Ecoregion - Ecosystem Overview” do ICES (ICES Advice, 2022).

Para os vários critérios e grupos funcionais foi ainda efetuada consulta a investigadores/especialistas e de literatura científica relevante para tópicos específicos, como por exemplo, para os subcapítulos das alterações climáticas.

## TEMAS: Grupos de espécies de aves, mamíferos, répteis, peixes e cefalópodes marinhos

### 9.3. Aves marinhas

#### 9.3.1. Introdução

No âmbito do MISTIC SEAS II, os especialistas adotaram definições específicas do BEA, para os vários componentes do ecossistema do D1, nomeadamente para as aves marinhas da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018), conforme a Tabela 9.4.

**Tabela 9.4.** Critérios a avaliar e respetivos indicadores e definições de BEA adotados para a Macaronésia, incluindo a subdivisão dos Açores, durante o projeto MISTIC SEAS II, para o Descritor 1, grupo funcional aves marinhas (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Critérios (*Primários)	Indicadores MRR	Definição do BEA
<b>Aves Marinhas</b>		
D1C1*	<b>Taxa de captura acidental</b>  SB_BYC_BR	A captura acidental de aves marinhas não aumenta.
	<b>Abundância</b>	
D1C2*	Contagem de ninhos SB_ABU_NC	A dimensão média da população num período de 6 anos não sofre um declínio significativo em relação ao anterior período de 6 anos (tendo em conta as flutuações naturais).
	Taxa de vocalização SB_ABU_CR	
D1C3	<b>Sucesso reprodutor</b>  SB_DEM_BS	O sucesso reprodutor não sofre reduções significativas em relação à média dos últimos 10 anos, em pelo menos 3 de 5 anos.
	<b>Taxa de sobrevivência</b>  SB_DEM_SR	A taxa média de sobrevivência não é significativamente inferior a 0,9.
D1C4	<b>Distribuição</b>	A área de distribuição mantém-se.
	SB_DIS_RG	



### 9.3.2. Metodologia e dados

#### Critério D1C1

Indicador: Taxa de captura acidental - SB\_BYC\_BR

Portugal e a subdivisão dos Açores respondem às várias obrigações de monitorização e medidas necessárias para reduzir a captura acidental de espécies protegidas no âmbito da Política Comum das Pescas da UE, assim como noutra legislação nacional e internacional.

O Grupo de Trabalho sobre Captura Acidental de Espécies Protegidas do ICES (*ICES Working Group on Bycatch of Protected Species - WGBYC*) compila e avalia informações sobre a monitorização e avaliação da captura acidental de espécies protegidas, ameaçadas e em perigo (*Protected, Endangered and Threatened Species, PETS*) incluindo mamíferos, aves, tartarugas e peixes raros. O WGBYC fornece a base para os pareceres do ICES (*ICES Advice*) sobre o impacto da captura acidental nas populações destas espécies, ao rever anualmente os dados submetidos pelos países membros do ICES e outros países da UE sobre o esforço de pesca, o esforço de monitorização da captura acidental e incidentes de captura acidental, analisando ainda medidas relevantes de mitigação procurando criar sinergias com os Planos Nacionais de Recolha de Dados (*PNRD, Data Collection Framework, DCF*).

Os dados reportados no presente relatório correspondem à extração de informação dos dados de captura acidental submetidos pela RAA (Direção Regional das Pescas, DRP - SRMP) WGBYC para o período 2017-2021, que incluem os dados dos vários programas e projetos de monitorização e observação de pesca da RAA: PNRD, POPA, COSTA, EU-MAP, *Discardless*, entre outros PT-MO-D1-BYC - Monitorização das capturas acidentais de mamíferos, répteis, aves marinhas e peixes.

O POPA (PT-AZO-MO-POPA), surgiu em 1998, para monitorizar as atividades de pesca comercial na Região dos Açores, em especial da pesca pelágica de salto-e-vara dirigida a atuns. Este programa garante o estatuto “*dolphin safe*” para a pesca de atum e dos produtos e derivados da indústria atuneira dos Açores, recolhendo e disponibilizando informação sobre ocorrência de espécies marinhas classificadas, nomeadamente cetáceos, tartarugas marinhas, aves marinhas, e sua interação com a pesca do atum. O POPA baseia-se na presença do observador a bordo e na recolha de informação sob a forma de formulários, durante toda a campanha de pesca. São efetuados registos contínuos da atividade durante a viagem e registos pontuais de diferentes acontecimentos (eventos) durante a mesma viagem. Estes eventos relacionam-se diretamente com a pesca de atum, avistamentos de cetáceos, tartarugas e aves marinhas. Os dados recolhidos pelos observadores a bordo que dão resposta aos descritores D1 e D3 da DQEM incluem a seguinte informação: capturas por eventos de pesca (ex. local, operação de pesca, artes de pesca, espécies alvo, acidentais e capturas acidentais, quantidades, número e peso estimados, isco usado, número de linhas, tempo de pesca, horas de procura de atum, milhas percorridas); amostragens biológicas efetuadas ao isco vivo e às capturas (comprimentos e pesos via relação peso-comprimento); espécies associadas à pescaria de atum (interações com a pescaria e avistamentos no mar de cetáceos, aves e tartarugas marinhas).

O Programa de Observação para a Pesca com Palangre de Superfície nos Açores, COSTA (PT-AZO-MO-COSTA) é um programa de observação da pescaria portuguesa de palangre de superfície dirigido ao espadarte e tintureira, coordenado pelo Programa POPA, tendo a colaboração de dois observadores a tempo inteiro. Recolhe dados sobre as capturas das espécies alvo e capturas acidentais de tartarugas marinhas e de outras espécies. Além do objetivo principal que é a monitorização das populações de tartarugas marinhas, nomeadamente recolha de dados de abundância e tamanho e as pressões a que estão sujeitas como o *bycatch* e o lixo marinho, é efetuada marcação de tartarugas e inclui um programa de educação ambiental dedicado aos pescadores sobre as boas práticas de manuseamento e libertação das tartarugas (Vandeperre et. al., 2020).

No âmbito do Programa de Monitorização das populações de aves marinhas nidificantes (PT-MO-D1-SBB), são recolhidas informações sobre abundância, demografia e distribuição, relevantes para a avaliação dos critérios D1C2, D1C3 e D1C4, respetivamente, com base em censos de populações nidificantes, em particular, contagens de casais reprodutores, crias e/ou ninhos ocupados. Algum desse trabalho foi desenvolvido no âmbito das respetivas ações do projeto LIFE IP Azores Natura.

Este programa de monitorização baseia-se nas orientações emanadas do projeto MISTIC SEAS, que procedeu à harmonização de metodologias, seleção de espécies, âmbito espacial e periodicidade temporal / período de amostragem para as aves marinhas da Macaronésia. As principais metodologias escolhidas foram: contagem direta dos ninhos (sempre que possível); *Mist-netting* para método de captura-marcação-recaptura (CMR) quando os ninhos estão inacessíveis; e levantamentos da taxa de chamamento (também quando os ninhos estão inacessíveis). O programa desenvolvido particulariza 6 subprogramas de monitorização: Distribuição de colónias de nidificação de aves marinhas (MAC-D01-01-SB); Abundância de aves marinhas (MAC-D01-02-SB); Sucesso Reprodutor de aves marinhas (MAC-D01-03-SB); Taxa de sobrevivência (MAC-D01-04-SB); Predadores introduzidos (MAC-D01-05-SB) e poluição luminosa (MAC-D01-06-SB). No caso do D1C3, dado que não é possível avaliar o sucesso reprodutor para todas as espécies, é considerado o número de crias em cada ninho ou a fração de ninhos ocupados (consoante a espécie).

### Critérios D1C2 e D1C3

Para monitorizar a abundância (D1C2), e parâmetros demográficos (D1C3), tendo em conta as espécies alvo e a presença/ausência de predadores introduzidos, seguindo o método padronizado definido pelo MISTIC SEAS, selecionaram-se 10 colónias de nidificação (unidades de gestão): Corvo; Ilhéu Sentado (Flores); Monte e Mistério da Prainha (Pico); Capelinhos e Morro de Castelo Branco (Faial); Ilhéu de Baixo e Ilhéu da Praia (Graciosa); Ilhéu da Vila (Santa Maria); Ilhéu de Vila Franca do Campo (São Miguel), (MISTIC SEAS, 2016a). A metodologia utilizada dependeu da acessibilidade: contagem de ninhos (NC) em colónias acessíveis e registo de taxas de vocalização (CR) para colónias inacessíveis (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Indicador: Contagem de ninhos (NC – *Nest count*) - SB\_ABU\_NC

Por colónia, para monitorizar a abundância selecionou-se e marcou-se um conjunto de ninhos acessíveis (mínimo 30 - 40 ninhos), selecionados dentro de uma área com sinais de ocupação (presença de excrementos, penas, escavações e/ou indivíduos no ninho). Devido ao seu comportamento noturno e ao facto de a maioria das colónias de Procellariiformes estarem restritas a ilhéus e falésias inacessíveis a sua monitorização é difícil, pelo que, se apresenta um índice de abundância para a maioria das unidades de gestão selecionadas. Determinou-se o número de casais reprodutores por espécie/colónia, através da monitorização sistemática e contagem dos ninhos ocupados por casais ao longo da época de reprodução (ambos os adultos presentes simultaneamente ou, adultos anilhados e identificados no mesmo ninho durante a época, mesmo que não observados juntos) e por ovo ou cria (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Indicador: Monitorização acústica passiva | *Call rate* (ABU\_CR\_BP)

A monitorização acústica passiva com ARUs (Unidades de Gravação Autónomas) foi utilizada nos projetos LIFE EuroSAP, *Species Guardian*, *Mistic Seas II*, *LuMinAves* e LIFE IP Azores Natura para monitorizar colónias de aves marinhas, especialmente em locais inacessíveis como ilhéus e falésias. Este método foi calibrado com a técnica de Captura-Marcação-Recaptura (CMR), permitindo estimativas populacionais de espécies como o Painho-de-Monteiro. A aplicação desta metodologia, testada entre 2017 e 2019, contribui para a definição dos Planos de Ação de espécies e para o cumprimento da DQEM. Além disso, pode ser considerada no futuro para a avaliação da abundância de aves marinhas na região V, abrangendo os Açores, no âmbito da OSPAR.

No caso do cagarro (*Calonectris borealis*), devido à natureza inacessível dos locais de reprodução, que se encontram, principalmente, em falésias e penhascos verticais, o método adotado para os censos populacionais em todo o arquipélago (RAA) baseou-se na contagem do número de aves, que ao fim do dia, se reúnem no mar em torno das colónias de nidificação, nas chamadas "jangadas", por observadores treinados, em setores demarcados, a partir de terra (Bolton, 2001a, Feio, 1997, Monteiro *et al.*, 1999).

O garajau-comum (*Sterna hirundo*) e o garajau-rosado (*Sterna dougallii*) são monitorizados no âmbito do programa MONIAVES (PMo\_MOA01-III), que decorre anualmente nos Açores, geralmente entre 25 de maio e 10 de junho. Este censo foi realizado regularmente, desde 2009 (exceto em 2013) até 2015, através de projetos de investigação pelo DOP-UAc e IMAR (Departamento de Oceanografia e Pesca da Universidade dos Açores; por exemplo, Neves 2014, 2015), e desde 2016 até ao presente pelo Governo Regional dos Açores (coordenado pela Direção Regional de Políticas Marítimas, DRPM, anteriormente Direção Regional Assuntos do Mar, DRAM), e operado pela Direção Regional do Ambiente; ex: DRAM, 2016, 2017). A metodologia utilizada foi desenvolvida especificamente para Charadriiformes. Uma avaliação prévia das colónias de garajau (seja visitando as colónias acessíveis ou observando o comportamento das aves com binóculos) determina o período ótimo para o censo, que é aproximadamente de 3 semanas após a postura dos primeiros ovos. As colónias variam em termos de densidade de ocupação e não se localizam necessariamente no mesmo lugar ano após ano. Adicionalmente, o

pico de reprodução varia ligeiramente entre anos e nas várias ilhas dentro do mesmo ano. Aplicam-se três métodos diferentes para o seguimento de casais reprodutores de garajaus nos Açores. Se as colónias são acessíveis realiza-se a contagem direta, in situ, através de visitas de 20 minutos ou menos (para reduzir a perturbação), preferivelmente por 2 ou 3 observadores que contam ninhos, ovos e crias, fotografam e registam dados, lado-a-lado. São também registados ovos abandonados e partidos, e ovos, crias ou adultos predados. Em colónias inacessíveis que permitem a contagem de ninhos aparentemente ocupados utilizando binóculos ou telescópio, de um ponto de observação, estima-se o número de indivíduos e/ou a proporção de aves de cada espécie. As colónias inacessíveis não visíveis a partir de terra são monitorizadas através de contagens a partir de uma embarcação, por *Flush Counts*, à volta das 9 ilhas dos Açores, utilizando uma buzina de gás na proximidade das colónias para induzir o voo. O número total de aves voadoras e/ou a proporção de cada espécie, são estimados a partir da média dos registos dos diferentes observadores. Para determinar o número de casais reprodutores, é assumido que 3 aves voadoras correspondem a 2 casais reprodutores. Esta correção calculada por del Nevo, na década de 80, é aplicada para ter em consideração as aves que não levantam voo em resposta ao estímulo sonoro e as que se estão a alimentar longe da colónia (ex. Neves 2014, 2015).

Indicador: Sucesso Reprodutor (BS – *Breeding Success*) - SB\_DEM\_BS

O sucesso reprodutor determina-se utilizando a mesma metodologia da contagem de ninhos (D1C2) e através do registo do estado do ninho ao longo da época de reprodução. Os ninhos identificados que evidenciem presença direta ou indireta de adulto/ovo/cria são considerados ativos, identificados, georreferenciados e marcados com resina-epóxi ou pintura permitindo a sua monitorização ao longo tempo. Selecionam-se pelo menos 30-40 ninhos para cada espécie e colónia, para efeitos de significância estatística. Para monitorizar o sucesso reprodutor é necessário realizar pelo menos duas visitas às colónias durante a incubação e uma terceira após a eclosão do ovo. O sucesso reprodutor é calculado como o número de crias que abandonam o ninho com sucesso dividido pelo número de ovos postos (considerado equivalente ao número de casais reprodutores, para *Procellariiformes*, que põem apenas um ovo) (Hervías *et al.*, 2013). Registam-se falhas na reprodução, bem como evidências de predação, por exemplo, crias mortas ou ovos partidos com sinais de mordeduras, assim como a mortalidade resultante de outras causas, como ovos inviáveis com embrião no interior ou ninhos colapsados sobre o ovo/cria, ou crias que mortas por doença ou fome (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Indicador: Taxa de Sobrevivência (SR – *Survival rate*) - SB\_DEM\_SR

Para estimar as taxas de sobrevivência (SR) utiliza-se a metodologia de marcação-recaptura (CMR). Os adultos na colónia são anilhados e recapturados na colónia, verificando o número da anilha durante os anos seguintes, idealmente nos mesmos 30 ninhos selecionados para monitorização. Durante o primeiro ano, anilhou-se o maior número possível de adultos nas colónias, mesmo sem ninho. Sempre que se encontram adultos sem anilha estes são anilhados e regista-se a presença/ausência de pelada de incubação, um indício de que se tratará provavelmente de um reprodutor (adulto) em vez de prospector de ninho e/ou parceiro para reprodução no ano seguinte (Brooke, 2004, Rayner *et al.*, 2013, MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Idealmente a presença de ovo elimina o viés, pois haverá algum erro associado ao facto de os prospectores não reprodutores nos Procellariiformes poderem também possuir uma pelada inteiramente desenvolvida (Warham 1990).

#### Critério D1C4

Indicador: Distribuição (RG – Range) - SB\_DIS\_RG

Os Procellariiformes são filopátricos (Coulson e Coulson, 2008). Os reprodutores mostram fidelidade quase absoluta à colónia e muito elevada em relação ao ninho entre anos diferentes (J. Bried, comunicação pessoal). Perdas de colónias podem ser um importante indicador de populações pouco saudáveis. No entanto, espécies como o cagarro, que têm uma distribuição ampla pela costa das ilhas dos Açores, não apresentam colónias com limites geográficos bem definidos, portanto excluíram-se da análise deste critério no âmbito dos trabalhos do MISTIC SEAS II. Por outro lado, os Charadriiformes são muito móveis e mudam frequentemente de local de reprodução de ano para ano, pelo que também não podem ser avaliados a nível de colónia/unidade de gestão para este critério (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Devido às limitações logísticas e orçamentais do MISTIC SEAS II, optou-se por monitorizar o limite da distribuição reprodutora em vez da amplitude total da área de distribuição da espécie e escolheram-se apenas espécies cuja distribuição conhecida está restrita a alguns ilhéus/unidades de gestão: a alma-negra e o painho-de-monteiro. A alma-negra alcança o limite norte da sua distribuição nos Açores, e a recente confirmação de uma colónia na Graciosa mais a norte (ilhéu de Baixo), torna-a um bom indicador de alterações na distribuição. Outro indicador será a distribuição do painho-de-monteiro, espécie endémica dos Açores com população pequena e distribuição restrita a alguns ilhéus da Graciosa e grupo ocidental. Recentemente, Oliveira *et al.*, 2016 através da gravação de intensa atividade vocal em toda a época de nidificação (com ARU) e captura de um indivíduo com pelada de incubação (Oliveira *et al.*, 2016), confirmaram as suspeitas de Monteiro *et al.* (1999) de nidificação na ilha das Flores (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

#### Critério D1C5

O habitat da espécie é um critério secundário para aves marinhas (Decisão 2017/848/EU, da Comissão). Não se dispõe de informação suficiente (apenas dados pontuais de telemetria por satélite), nem de esquemas de monitorização sobre o habitat marinho destas aves. As aves marinhas, grandes migratórias, podem sofrer pressões nas suas zonas de alimentação e/ou invernada não abrangidas nos programas de monitorização atuais devido à falta de conhecimento sobre a distribuição no mar dos indivíduos, dos seus parâmetros demográficos e dos desafios de monitorização remota (Lewison *et al.*, 2012, MISTIC SEAS II Consortium, 2018).



### 9.3.3. Resultados

#### Critério D1C1

##### D1C1 - SB\_BYC\_BR – grupo aves marinhas

Seguidamente apresentam-se os registos de ocorrência dos espécimes capturados acidentalmente, pelos diferentes programas de observação de pesca comercial nos Açores, para o cagarro, proveniente dos dados reportados pela DRP – PNRD (DCF) ao ICES WG BYC, para os vários *métiers* (diferentes pescarias) e para o período compreendido entre 2017 e 2021, na RAA. O cagarro foi a única espécie das várias aves marinhas selecionadas para reporte DQEM com 3 registos em 2020, tendo as restantes espécies apresentado 0 registos anuais.

**Tabela 9.5.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de cagarro (*Calonectris borealis*), número de viagens, e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	DiscardLess and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	DiscardLess and SponGES (a)	0	31	0	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável
Redes de cercar (PS_SPF)		0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável



Pescaria	2019				2020				2021				
	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	
Armadilhas (FPO)	0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores	
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	39	0	PNRD Açores
	Cefalópodes (LHP_CEP)	0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
Salto e Vara (LHP_LPF)	0	97	0	POPA	<b>3 (c)</b>	79	<b>0,01</b>	POPA	0	146	0	POPA	
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	13	0	COSTA/PNRD Açores
	Fundo (LLS_DWS)	0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	49	0	PNRD Açores
Redes de emalhar (GNS_MPD))	0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores	
Redes de cercar (PS_SPF)	0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores	

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

(c) 3 indivíduos capturados em setembro.

**Alma-negra (*Bulweria bulwerii*)**

Critérios D1C2 Critérios D1C2 e D1C4

A população nidificante de alma-negra, *Bulweria bulwerii*, dos Açores é apenas monitorizada no ilhéu da Vila (Santa Maria), que alberga a maior população conhecida do arquipélago, 50 casais reprodutores (Monteiro *et al.*, 1999). A Universidade dos Açores realizou um seguimento regular no Ilhéu da Vila entre 2002 e 2012 e em que se obteve a mesma estimativa populacional (J. Bried, dados não publicados). A partir de 2013, realizaram-se algumas visitas ocasionais. Monteiro *et al.* (1999) identificaram ainda o Ilhéu de Baixo e o ilhéu da Praia, na Graciosa, como potenciais colónias (cada uma com <10 casais reprodutores), tendo a reprodução sido confirmada, em 2017, pela SPEA, no Ilhéu de Baixo, no âmbito do projeto MISTIC SEAS II e, em 2019, por Verónica Neves (dados não publicados), no Ilhéu da Praia. Mantém-se assim a estimativa populacional total de alma-negra nos Açores, de cerca de 50-70 casais reprodutores, distribuídos pelas 3 colónias reprodutoras (Figura 9.1). Ilhéu da Vila (Santa Maria), Ilhéu de Baixo e Ilhéu da Praia (Graciosa), conforme Monteiro *et al.* (1999) e reportado no Relatório da Diretiva Aves (SRMCT, 2019a).

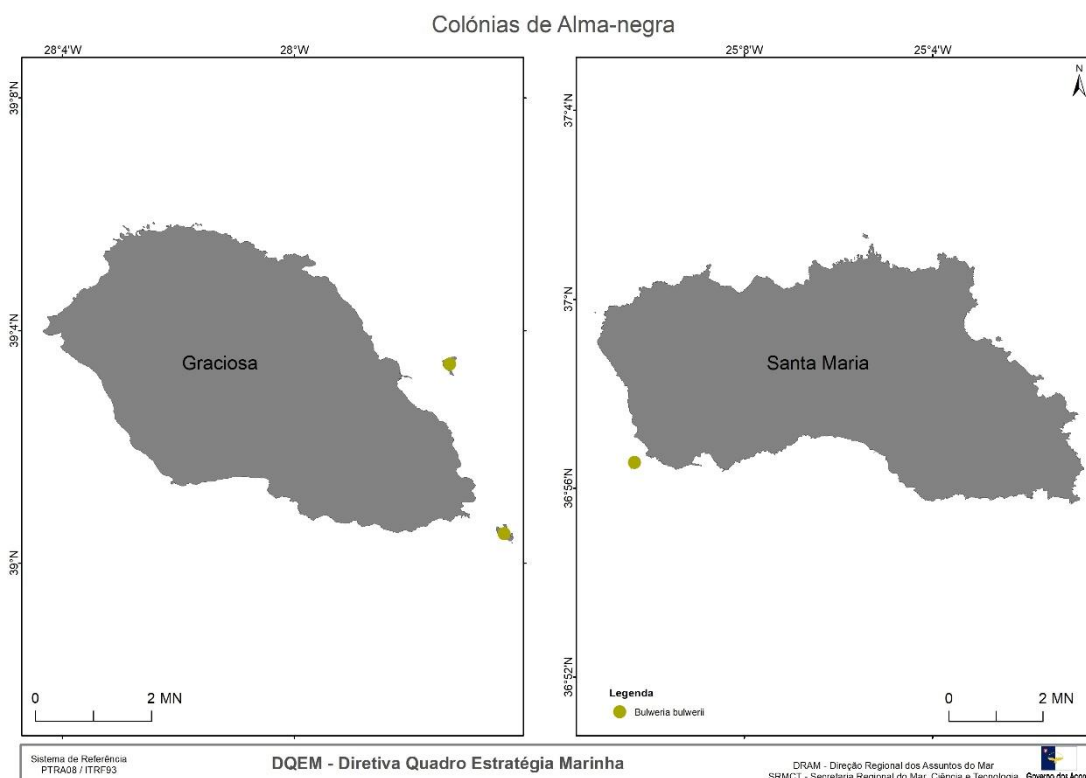


Figura 9.1. Colónias de *Bulweria bulwerii* (alma-negra) nos Açores.

O tamanho da população no ilhéu Vila estimou-se em 50 casais reprodutores (Monteiro *et al.*, 1999). As prospeções neste ilhéu de 2002 a 2012 registaram um máximo de 57 tentativas de reprodução durante uma época de nidificação, desde finais de abril, princípios de maio até setembro (J. Bried, dados não publicados), valor atualmente selecionado como referência. Durante o projeto MISTIC SEAS II (2017) contabilizaram-se 40 casais reprodutores, indicando uma

diminuição, mas é necessária uma série temporal mais longa para identificar uma tendência (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Nos anos seguintes, registaram-se 54 e 48 casais reprodutores (CR) em 2018 e 2019, respetivamente (Atchoi, 2021). Em 2020, o número subiu para 72 CR, e em 2021, atingiu os 74 CR. A média de casais reprodutores (CR) entre 2016 e 2021 foi de 60 casais. Como mencionado no relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA, verificou-se um ligeiro aumento em relação à referência histórica para esta colónia, o que sugere que a população está estável. Esse aumento pode ser atribuído a uma maior prospeção de ninhos, realizada com o método de vocalização-resposta, que tem sido aplicado continuamente desde 2018, permitindo a identificação de novos ninhos ocupados e de novos reprodutores.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Esta é uma colónia livre de predadores com um sucesso reprodutor médio, entre 2002-2012, de 46% (Bried *et al.*, 2021) valor definido como referência para esta colónia / espécie. Durante o projeto MISTIC SEAS II (2017) estimou-se um sucesso reprodutor de 70%. O sucesso reprodutor não pode ser comparado com o período de amostragem prévio devido a diferenças metodológicas. Para avaliar o BEA é necessária uma série temporal maior, aplicando a mesma metodologia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). A monitorização realizada entre 2018 e 2019 no âmbito dos projetos MSII e LuMinAves (Atchoi, 2021), bem como a estimativa do sucesso reprodutor integrada na ação D5.1 do projeto LIFE IP Azores Natura, indica que, com base nos dados de 2018 a 2022, a tendência de produtividade foi avaliada em 52% (valor médio).

Ilhéu de Baixo, Graciosa

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** No ilhéu de Baixo, a contagem de ninhos, monitorizada por acústica ativa com imitação-resposta, em colaboração com T. Pipa *et al.* (dados não publicados), e com o acompanhamento da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, revelou um valor médio de 17 CR. Segundo o relatório D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, a monitorização da população é influenciada pela experiência do observador e pela inacessibilidade dos ninhos, o que pode levar a erros na confirmação da sua ocupação. A população monitorizada abrange cerca de 85% do habitat disponível para a espécie. O aumento no número de ninhos ocupados pode estar relacionado com a redução da população de gaivota-de-patas-amarelas no ilhéu. Dada a dificuldade na estimativa do BS, torna-se essencial a implementação de monitorizações autónomas em desenvolvimento, com o objetivo de avaliar a produtividade anual e verificar se essa tendência se mantém.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** A determinação do sucesso reprodutor (BS) não é possível devido à inacessibilidade dos ninhos. Conforme mencionado no relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, a monitorização acústica ativa, realizada durante o período de incubação da espécie, baseia-se na premissa de que, se houver resposta, o ninho está ocupado, permitindo assim calcular a taxa de ocupação. Entre 2017 e 2023 (T. Pipa *et al.*, dados não publicados), a alma-negra apresentou uma taxa de ocupação média de 74%, sendo este o valor de referência para a colónia.

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** A alma-negra, como todas as espécies de Procellariiformes com uma postura de apenas um ovo, apresenta uma taxa de sobrevivência (SR) superior a 90%. O indicador D1C3\_DEM\_SR estabelece para as colónias dos Açores uma SR de 90% como referência,

enquanto a OSPAR considera que o limite deve ser superior a 80% para que a população se mantenha dentro do BEA. Cruz-Flores *et al.* (2022) estimaram uma SR de 76,6% para fêmeas e 81% para machos entre 2008 e 2016, resultando numa SR média de 79%, abaixo do esperado para espécies de grande longevidade, o que pode comprometer a viabilidade a longo prazo da espécie (Sanz-Aguilar *et al.*, 2009). Conforme publicado no relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, em 2021 a SR foi de 66% (estão disponíveis dados adicionais referentes a 2022-2023, que serão apresentados no próximo relatório de ciclo). Apesar da elevada fidelidade à colónia, superior a 85% (Bried, 2023), este critério é secundário e influenciado por fatores não avaliados. As estimativas apresentadas são preliminares e devem ser interpretadas com cautela. O esforço de CMR estava vinculado à capacitação dos PNIs, que foi concluída em 2023. Na próxima fase, um esforço consistente de captura e recaptura, realizado no período mais adequado, permitirá uma avaliação a longo prazo da SR da alma-negra e proporcionará uma tendência no final do projeto.

#### **Cagarro (*Calonectris borealis*)**

**D1C2 e D1C4** - O cagarro nidifica na costa de todas as ilhas açorianas principalmente, em ilhéus e falésias inacessíveis (Figura 9.2) e os Açores são a zona do mundo mais importante para o cagarro (*Calonectris borealis*), congregando com a Madeira e alguns casais nas Berlengas cerca de 85 % da população mundial da espécie (BirdLife, 2024). O número de aves reunidas em jangadas ao redor da costa das ilhas tem sido usado como base para estimar a abundância populacional. A estimativa de 500,000 casais reprodutores foi considerada exagerada, uma vez que alguns estudos demonstraram que mais de metade dos cagarros adultos numa colónia pode ser não reprodutora (Monteiro *et al.*, 1996a e ref. incl.). Em 1996, um censo realizado a partir de terra, em todo o Arquipélago, contabilizou cerca de 404,000 cagarros em jangada. No entanto, uma nova contagem em 2001, contabilizou 224,000 aves pousadas no mar em redor do Arquipélago (Bolton, 2001), sugerindo que a população pode estar a decrescer. Desconhece-se se o declínio observado reflete variações interanuais (atendendo ao longo período entre as 2 estimativas), diferenças comportamentais ou, ainda mortalidade genuína (Fontaine *et al.*, 2011). É necessário aprofundar o conhecimento sobre o comportamento de jangada, os fatores que influenciam a variabilidade interanual da presença das aves nestas jangadas, bem como a proporção de aves reprodutoras que delas fazem parte, a fim de melhorar as estimativas populacionais desta espécie.

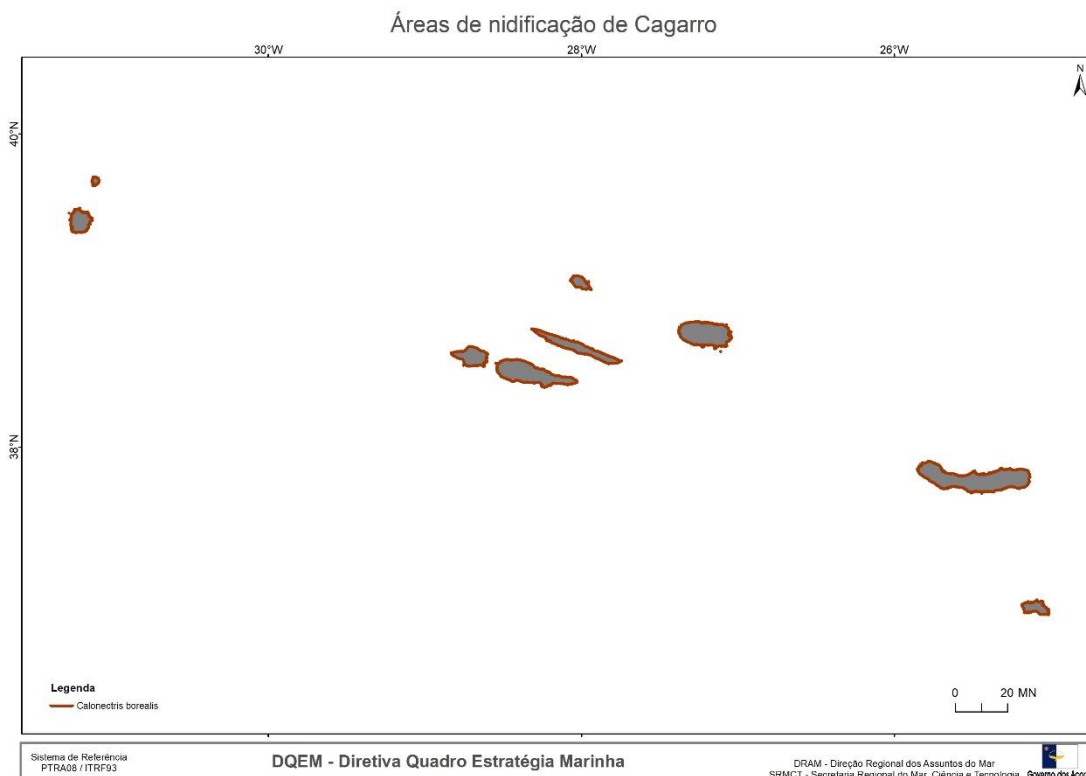


Figura 9.2. Área de nidificação de *Calonectris borealis* (cagarro) nos Açores.

#### Ilha do Corvo

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** A ilha Corvo tem a maior colónia dos Açores em termos de densidade (número de casais reprodutores por área) com mais de 6.000 casais reprodutores (IC = 3.735 – 10.524) determinados em 2012, através de monitorização acústica, embora se suponha que a colónia tenha sido muito maior no passado (Oppel *et al.*, 2014). A abundância atual da colónia de estudo (ca 930 m<sup>2</sup>) parece estável, contabilizaram-se 96 (MISTIC SEAS II Consortium, 2018) e 91 (SPEA dados não publicados) casais reprodutores (CR) entre 2016-2018 e entre 2014-2021, respetivamente.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** O sucesso reprodutor na ilha do Corvo foi estimado em 39% entre 2009 e 2011 (Hervías *et al.*, 2013), e entre 2014 e 2021 foi de 41% (Pipa, T., SPEA, dados não publicado).

#### Capelinhos (Faial)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Não há estimativas de abundância de anos anteriores, portanto, atribuiu-se o valor de referência para esta colónia com base nos resultados do primeiro ano do trabalho de campo do projeto LuMinAves (2017). Durante 2017 e 2018 foram identificados 24 casais reprodutores em 0,006 km<sup>2</sup> de área monitorizada. Apesar da aparente estabilidade a tendência da colónia só será avaliada após 6 anos (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Durante o projeto LuMinAves, calculou-se um sucesso reprodutor de 96% em 2017 e de 87% em 2018, usando a mesma metodologia MISTIC SEAS. Estes valores foram obtidos a partir de 48 ninhos monitorizados, dos quais se utilizaram apenas 37 para os cálculos,

e representam valores anormalmente elevados e que deverão ser reavaliados no final do próximo ciclo de 6 anos de monitorização consecutiva da colónia (E. Atchoi, comunicação pessoal). O valor de referência para esta colónia com predadores é baseado na média obtida numa colónia similar, no Faial, 52% (2002-2008; J. Bried dados não publicados, Hervías *et al.* 2013, MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

#### Morro de Castelo Branco (Faial)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Não há estimativas de abundância de anos anteriores, pelo que o valor de referência para esta colónia se estabeleceu de acordo com os resultados obtidos no primeiro ano do trabalho de campo do projeto LuMinAves (2017). Em 2017, foram identificados 43 casais reprodutores e em 2018 após a redução da área monitorizada foram identificados 24 casais reprodutores, em 47 ninhos monitorizados numa área de 0,019 km<sup>2</sup> (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Durante o projeto LuMinAves, foi estimado um sucesso reprodutor de 81% em 2017 e de 67% em 2018. O valor de referência para esta colónia com predadores é baseado na média obtida numa colónia similar no Faial: 52% (2002-2008; J. Bried dados não publicados, Hervías *et al.* 2013, MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

#### Monte (Pico)

**D1C2 - SB\_ABU\_NC:** O número máximo de casais reprodutores para esta colónia foi determinado em 96 casais reprodutores (J. Hart, dados não publicados). Durante os trabalhos de campo do MISTIC SEAS II, obteve-se contagens de 42 (2017) e 62 casais reprodutores (2018) (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

**D1C3 - SB\_DEM\_BS:** No MISTIC SEAS II, determinou-se um sucesso reprodutor de 60% (2017) e de 53% (2018) para esta colónia. O valor de referência considerado corresponde a uma colónia semelhante no Faial, com um sucesso reprodutor de 52% (2002-2008; J. Bried dados não publicados, Hervías *et al.* 2013; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

#### Mistério da Prainha (Pico)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Não há estimativas de abundância de anos anteriores, portanto, o valor de referência para esta colónia corresponde ao primeiro ano de trabalho de campo do MISTIC SEAS II (2017), em que foram ocupados 75 ninhos, mas apenas 26 casais reprodutores foram identificados. Em 2018, contaram-se 39 casais nesta colónia numa área de 0,015 km<sup>2</sup> (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Durante o MISTIC SEAS II, calculou-se um sucesso reprodutor de 65% em 2017 (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

## Ilhéu da Praia (Graciosa)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Os censos da população nidificante nas áreas acessíveis no ilhéu, mostram alguma flutuabilidade, nomeadamente: em 2014, tendo sido contados 320 casais reprodutores (SPEA, dados não publicados, MISTIC SEAS II Consortium, 2018), em 2015-2016, Bried & Neves (2015) reportaram 120-150 casais e em 2019 Pipa *et al.* reportaram 219 CR (dados não publicados).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** O sucesso reprodutor foi estimado em 76,7% para esta colónia em agosto de 2018 por Neves e colaboradores (W. Schäfer, T. Karwinkel, L. Gomes, T. Châteaugiron, J. Taylor-Bruce e M. Austad, MARE – UID/MAR/04292/2013 e German Ornithologists' Society), tratando-se de um valor máximo, pois até final de outubro e início de novembro, período durante o qual não houve monitorização, poderá ter havido crias que não se tornaram voadoras (V. Neves, comunicação pessoal). Considerou-se como valor de referência o obtido para uma colónia semelhante, sem predadores, o ilhéu da Vila, 58,6% (Fontaine *et al.* 2011, MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Através do projeto LIFE IP AZORES NATURA, foram obtidos resultados de 76% em 2020 e 88% em 2021. Dados adicionais relativos aos anos de 2022 e 2023 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

## Ilhéu de Baixo (Graciosa)

Além de algumas sessões de captura-marcação-recaptura, os cagarros nunca foram monitorizados de forma sistemática no ilhéu de Baixo. A primeira tendência da abundância de cagarros neste ilhéu, com base na monitorização da contagem de ninhos ocupados, revelou 67% em 2020 e 70% em 2021. Dados adicionais relativos a 2022-2023 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

## Ilhéu de Vila Franca do Campo (São Miguel)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** A população de cagarro nesta colónia foi estimada por contagem de jangadas, em 44 casais, ~395 indivíduos (média), em 2006 (Rodrigues *et al.*, 2009). Por contagem de ninhos, contabilizaram-se 101 casais (total de 319 ninhos identificados), em 2009 (Pós-LIFE Ilhas Santuário; SPEA, 2010); 350 casais (total de 493 ninhos identificados), em 2015 (Pós-LIFE Ilhas Santuário; Silva, 2017); 499 casais (total de 548 ninhos identificados), em 2017 (LuMinAves, MRR; Saavedra *et al.*, 2018). Por monitorização acústica passiva (ARUS), foram estimados 398 casais em 2011 (305-491; Pós-LIFE Ilhas Santuário; Silva, 2015), e 196 casais em 2012 (157-235; Pós-LIFE Ilhas Santuário; Silva, 2015). O valor estimado em 500 casais reprodutores, em 2017 (LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018), nas zonas acessíveis será utilizado como referência para futuras avaliações.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Dados históricos de sucesso reprodutor para esta espécie nesta colónia referem: 72.73% em 2015 (36 ninhos) (Pós-LIFE Ilhas Santuário; Silva, 2017); 63.64% em 2016 (36



ninhos) (Pós-LIFE Ilhas Santuário, Silva, 2017); 81.08% em 2017 (37 ninhos) (Pós-LIFE Ilhas Santuário; Silva & Pipa, 2018); 81.82% em 2018 (37 ninhos) (LuMinAves; Pipa & Silva, 2021); 82.86% em 2019 (39 ninhos) (LuMinAves; Pipa & Silva, 2021); 85.29% em 2021 (43 ninhos) (LuMinAves; Pipa & Silva, 2021). Durante o MISTIC SEAS II, calculou-se um sucesso reprodutor de Considerou-se 58,6% o valor de referência para esta colónia livre de predadores, que corresponde ao valor obtido para uma colónia semelhante, o Ilhéu da Vila (Fontaine *et al.* 2011, MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

#### Ilhéu da Vila (Santa Maria)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** A verificação de ninhos realizou-se anualmente, entre 2003 e 2012, pela Universidade dos Açores (J. Bried, dados não publicados), gerando uma estimativa de 331 casais reprodutores, que foi estabelecida como referência. A monitorização foi interrompida e reiniciada em junho de 2017, como parte do projeto MISTIC SEAS II, em que foram contabilizados 272 casais reprodutores. É necessária uma série mais longa para avaliar a tendência (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Como referido no relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, a estimativa populacional do ilhéu da Vila é de 330 casais, com base no censo global realizado entre 2003 e 2012 (Bried) e repetido em 2019 (Atchoi, 2021).

A monitorização da abundância de ninhos permitiu registar uma média de 113 ninhos ocupados/casais entre 2017 e 2021, incluindo dados de 2017 a 2019 (117 ninhos/casais, valor de referência médio, Atchoi, 2021) e de 2020 a 2021, com 116 e 95 ninhos ocupados/casais, respetivamente, valor de referência médio reportado no âmbito da ação D5.1. Como mencionado no relatório do projeto LIFE IP AZORES NATURA, a monitorização dos ninhos ocupados e os resultados do censo global realizado em 2019 indicam que a população do Ilhéu da Vila segue um padrão de estabilidade, conforme observado em ambas as metodologias.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** A estimativa de sucesso reprodutor para esta colónia entre 2002 e 2008 é de 58,6% (Fontaine *et al.*, 2011), valor médio utilizado como valor de referência para este parâmetro. O melhor ano durante esse período foi 2008, com um sucesso reprodutor de 69,2% (J. Bried, comunicação pessoal). Entre 2009 e 2016 não há novos dados disponíveis. A monitorização do sucesso reprodutor do cagarro foi retomada em 2017 no âmbito do projeto MSII, sendo posteriormente mantida durante a implementação do projeto LuMinAves (Atchoi, 2021) e integrada na ação D5.1. A avaliação do sucesso reprodutor do cagarro no Ilhéu da Vila apresenta um valor médio de referência de 69% no período de 2017 a 2021. Existem dados disponíveis para os anos de 2022 e 2023, que serão apresentados no próximo ciclo. Recomenda-se que a monitorização seja continuada na próxima fase do projeto LIFE IP AZORES NATURA, mantendo a monitorização consistente dos ninhos selecionados em 2023.

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** O valor de referência da taxa de sobrevivência foi definido com base nos dados de Fontaine *et al.* (2011), que indicam uma taxa de 0,93, superior aos 0,90 estabelecidos para a Macaronésia (MSII Consortium, 2018). A taxa de sobrevivência atual ainda não foi calculada, pois, apesar do esforço de captura em 2020, não foi possível mantê-lo em 2021 devido à limitação da equipa em processo de capacitação, priorizando-se a monitorização do sucesso

reprodutor (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

### Frulho (*Puffinus lherminieri*)

**D1C2 e D1C4** – As estimativas populacionais desta espécie foram realizadas na RAA essencialmente nos anos 1996 e 1997 e fizeram-se escutas pontuais nos anos seguintes, tendo a população nidificante sido estimada através de escutas noturnas seguindo o método de Monteiro *et al.* (1999), com colónias conhecidas em ilhéus e na costa de todas as ilhas do arquipélago, exceto na Terceira, onde a presença desta espécie continua sem confirmação (Neves, 2008) (Figura 9.3).

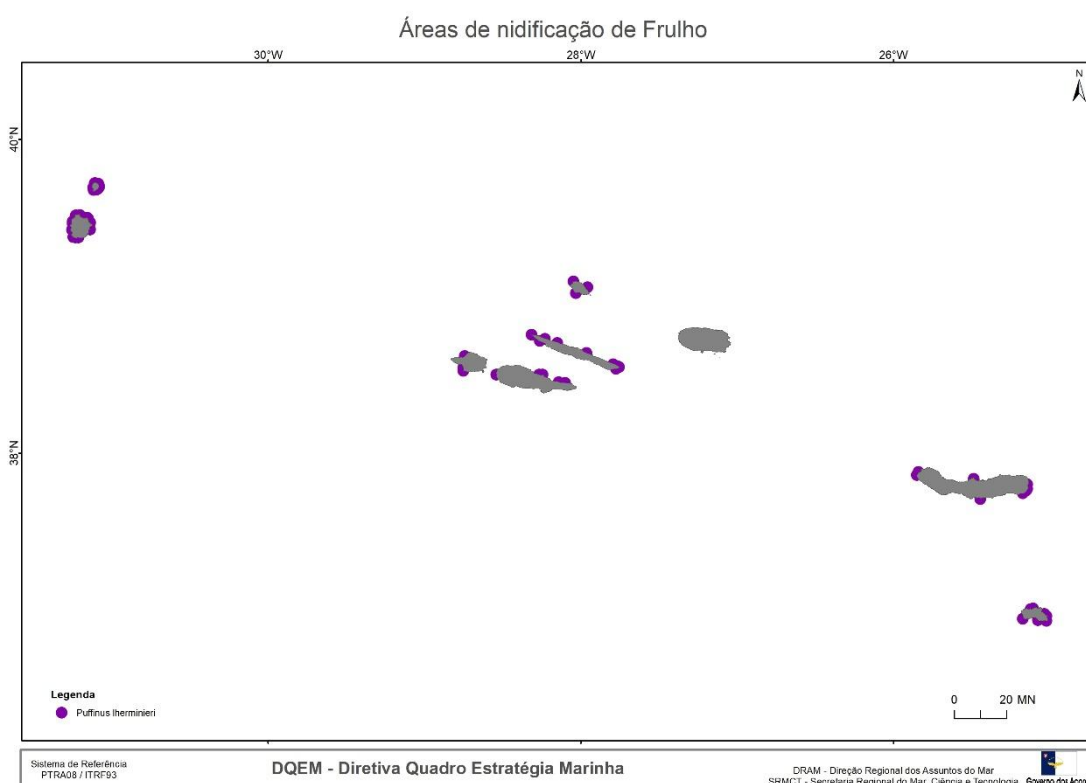


Figura 9.3. Áreas de nidificação de *Puffinus lherminieri* (frulho) nos Açores.

### Ilhéu da Praia (Graciosa)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Fez-se uma estimativa de 50 casais para a população nidificante nesta colónia (Monteiro *et al.*, 1999). Devido à instalação de ninhos artificiais para painhos, a população tem potencial para aumentar (Bried e Neves, 2015). Em janeiro de 2018 também se contabilizaram 50 casais, no entanto na segunda contagem de ninhos só se encontraram 15 casais reprodutores. Apesar desta diminuição é necessária uma série temporal mais longa para avaliar a tendência desta colónia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). No âmbito da ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura - LIFE17 IPE/PT/00010, não foram realizadas todas as monitorizações previstas, uma vez que estas foram condicionadas, em 2020, pela pandemia de COVID-19 e pelas condições climatéricas que limitaram o acesso ao ilhéu. Através da contagem de ninhos ocupados

em 2021, registou-se a presença de 20 casais reprodutores. Dados adicionais referentes a 2022 e 2023 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura - LIFE17 IPE/PT/00010).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Durante o MISTIC SEAS II, estimou-se um sucesso reprodutor de 64% em janeiro de 2018 e a mesma estimativa mais tarde no mesmo ano. Este valor foi utilizado como referência para futuras avaliações (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Conforme descrito no relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, o acesso ao ilhéu foi condicionado em 2020 devido às condições climáticas adversas e à interdição do espaço aéreo, o que impediu a obtenção da tendência de produtividade anual conforme previsto. Em 2021, o sucesso reprodutor foi de 50%. No entanto, será necessário continuar a monitorização por mais anos para completar os 6 anos de monitorização contínua e, assim, obter uma tendência populacional confiável.

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** A taxa de sobrevivência anual no ilhéu da Praia tem como referência o trabalho de Precheur *et al.* (2016), que reporta uma taxa de 93% entre 1998 e 2005. No contexto da ação D5.1, a taxa de sobrevivência foi estimada em 64% no ano de 2021. Dados adicionais relativos a 2022 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo. A avaliação foi limitada pelo número insuficiente de visitas e pela falta de enquadramento nos períodos ideais, sendo necessária uma monitorização contínua nos próximos anos para obter uma tendência mais precisa e ajustar as metas de sobrevivência anual. Não deve ser utilizada como referência (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura - LIFE17 IPE/PT/00010).

#### Ilhéu da Vila (Santa Maria)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** A população estimada do ilhéu da Vila consiste em 50 casais reprodutores (Monteiro *et al.*, 1999). Durante o projeto MISTIC SEAS II a monitorização começou em 2018. Os ninhos anteriormente marcados foram identificados quando possível (muitos não se encontraram e alguns estavam destruídos) e marcaram-se novos ninhos. A primeira contagem em 2018 foi de 16 casais reprodutores, mas este valor não é comparável com as contagens anteriores (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Não existem dados disponíveis para a última década, sendo que as contagens de ninhos ocupados em 2018 e 2019 (Atchoi, 2021) indicaram uma média de 20 casais (16 CR e 24 CR, respetivamente). A informação obtida entre 2020 e 2021 também foi considerada, resultando numa estimativa média de 23 casais reprodutores no ilhéu da Vila no período de 2018-2021, com uma média total de 24 casais entre 2018 e 2021 (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Durante o MISTIC SEAS II, estimou-se o sucesso reprodutor para a colónia de 50%. Este valor será usado como referência para futuras avaliações (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). O valor de referência médio para o sucesso reprodutor é de 66% (2018 e 2019; Atchoi, 2021). A ausência de visitas de monitorização em abril impediu a avaliação do sucesso reprodutor em 2021. Dados adicionais relativos a 2022 e 2023 estão disponíveis e serão

apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** No contexto da ação D5.1, a taxa de sobrevivência foi estimada em 46% no ano de 2021. Dados adicionais relativos a 2022 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo. A avaliação foi limitada pelo número insuficiente de visitas e pela falta de enquadramento nos períodos ideais, sendo necessária uma monitorização contínua nos próximos anos para obter uma tendência mais precisa e ajustar as metas de sobrevivência anual. Não deve ser utilizada como referência (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

#### Painho-da-madeira (*Hydrobates castro*)

**D1C2 e D1C4:** O tamanho da população estimou-se, durante os anos 90, entre 665 e 740 casais reprodutores, distribuídos por 8 colónias nos Açores (Figura 9.4), dos quais: 440-480 na ilha Graciosa (200 no ilhéu da Praia, 200 no ilhéu do Baixo, 40-80 no ilhéu da Ponta da Barca - Ilhéu da Baleia), 5-10 na ilha de São Jorge (no ilhéu do Topo), 0-10 na ilha de São Miguel (ilhéu de Vila Franca do Campo), 220-245 na ilha de Santa Maria (200 no ilhéu da Vila, 0-5 na Ponta do Norte, 20-40 na Malbusca) (Monteiro *et al.*, 1999; Granadeiro, 2008). No entanto, os números no ilhéu da Praia podem ter aumentado desde 2001 devido à instalação de ninhos artificiais (Bried *et al.*, 2009; Bried e Neves, 2015). Não há dados sobre a população total, no entanto, a monitorização regular realizada nas 3 principais colónias (Ilhéus da Praia, Baixo e Vila) evidencia que a população nestas colónias está estável. Em 2017, no âmbito do projeto MISTIC SEAS II, a SPEA registou uma nova colónia de nidificação no ilhéu Sentado (ilha das Flores), através de escutas, o que aumentou a extensão de distribuição conhecida da espécie, no entanto os dados ainda estão a ser tratados e não há uma estimativa populacional associada, pelo que apenas será possível apresentar essa informação no próximo ciclo de reporte (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Recentemente, a população de Painho-da-madeira foi atualizada através de monitorização acústica passiva com o uso Unidades Autónomas de Gravação (ARUs), estimando-se agora em 865 casais distribuídos por cinco colónias-alvo do projeto LIFE IP Azores Natura (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023).

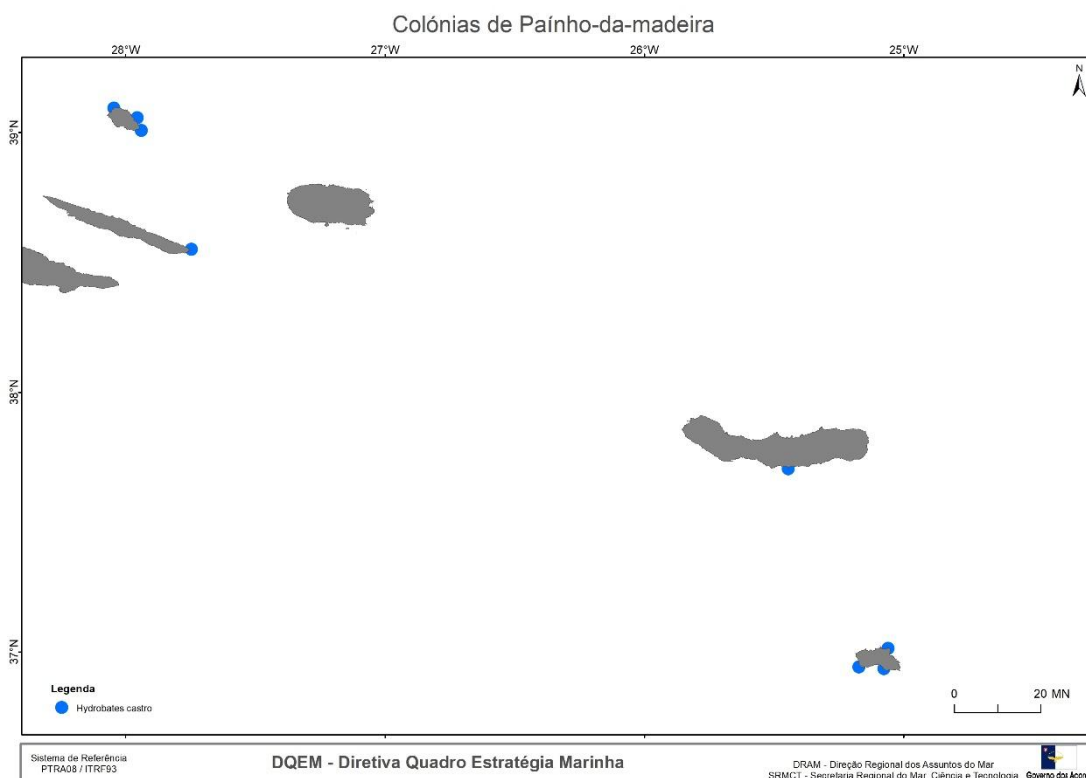


Figura 9.4. Colónias de *Hydrobates castro* (painho-da-madeira) nos Açores.

#### Ilhéu Sentado, Alagoa (Flores)

**D1C2 – SB\_ABU\_CR:** A estimativa populacional com base em unidades de gravação autónoma, de painho-da-Madeira foi avaliada em 33 CR EM 2017-2019 (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023).

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta colónia, pelo que não é possível definir um valor de referência (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

#### Ilhéu de Baixo (Graciosa)

**D1C2 – SB\_ABU\_CR:** O valor de referência histórico da população foi estimado em 200 CR (Monteiro *et al.*, 1999). Como não existem ninhos acessíveis no ilhéu de Baixo, as estimativas de abundância populacional para esta espécie no ciclo anterior foram realizadas com base em escutas noturnas (vocalizações) (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Nos últimos anos, a monitorização desta colónia tem sido feita exclusivamente através de monitorização acústica passiva, utilizando Unidades Autónomas de Gravação (ARUs). Entre 2017 e 2021, a monitorização com ARUs foi implementada com sucesso, resultando na atualização da população para uma estimativa de 327 CR (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023; Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010). Dados adicionais referentes ao ano de 2022 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Não é possível calcular o sucesso reprodutor para esta colónia, uma vez que, atualmente, não há ninhos acessíveis e o acesso ao ilhéu durante o inverno não é consistente. É

necessário pernoitar pelo menos duas noites, com vento favorável e no período adequado para realizar a técnica de CMR (Captura-Marcação-Recaptura) (MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010).

Ilhéu da Praia (Graciosa)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Monteiro *et al.* (1999) estimaram 200 casais reprodutores, por escuta noturna, entre 1996 e 1999, o que representa o máximo estimado para esta colónia. A metodologia de contagem de ninhos aplicada no MISTIC SEAS II gerará valores mais baixos de casais reprodutores devido à inacessibilidade da maioria dos ninhos. A contagem atual de 59 casais reprodutores foi utilizada como valor de referência para avaliações futuras (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). A população foi atualizada através de monitorização acústica passiva com ARUs no período de 2017 a 2019, sendo estimada em 340 casais (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023). Esta monitorização foi posteriormente replicada no âmbito da ação D5.1 do Projeto LIFE IP Azores Natura, com o objetivo de gerar uma série temporal que permita analisar a tendência populacional. Entre 2017 e 2022, o valor de referência médio para esta colónia foi de 276 CR, com base nas informações recolhidas pelas ARUs.

De acordo com a monitorização da contagem de ninhos ocupados desde 2002, período em que os ninhos artificiais colocados em 2000-2001 (Bolton *et al.*, 2004) foram consistentemente ocupados, o valor médio de referência para o período de 2002 a 2012 foi de 70 CR (Bried & Neves, 2015). Não há informação disponível entre 2013 e 2018. No entanto, em 2019, Hereward (2022) verificou uma abundância de 91 CR. Em 2020, não foi possível obter dados, pois a monitorização foi afetada pelas condições climáticas. No âmbito da ação D5.1, a colónia tem como valor de referência 121 CR, referente ao ano de 2021.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** O sucesso reprodutor foi estimado, em média, em 63% em ninhos artificiais e em 46% em ninhos naturais (anos 2000, 2002, 2004, 2005, 2007, 2008 e 2011), no ilhéu da Praia (Bried e Neves, 2015). A monitorização realizada durante o projeto MISTIC SEAS II produziu um sucesso reprodutor de 83% (2017-2018). Este valor aparenta ser anormalmente elevado (J. Bried, comunicação pessoal). Neves e colaboradores (W. Schäfer, T. Karwinkel, L. Gomes, T. Châteaugiron, J. Taylor-Bruce e M. Austad, MARE – UID/MAR/04292/2013 e German Ornithologists' Society), no trabalho de campo realizado entre 26 de outubro de 2018 e 18 de fevereiro de 2019, detetaram 93 tentativas de reprodução em ninhos artificiais com um sucesso reprodutor de 54,8% (valor mínimo). À data da última verificação (11 de março de 2019) havia ainda 3 crias de painho-da-Madeira nos ninhos. Caso se tenham tornado voadoras, o sucesso reprodutor poderá ter atingido um máximo de 58,1% em 2019 (V. Neves, comunicação pessoal). É necessária uma série temporal mais longa para avaliar adequadamente este critério (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Em 2019, o valor foi de 56,3% (Hereward, 2022), e atualmente o valor de referência, com base no ano de 2021 (época 2021-2022), é de 47%.

Ilhéu de Vila Franca do Campo (São Miguel)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** Por CMR, foram estimados 2.83 indivíduos em 2017 (LuMinAves; Pipa & Silva, 2021), 18.67 indivíduos em 2018 (LuMinAves; Pipa & Silva, 2021), e 24.56 indivíduos em

2019 (LuMinAves; Pipa & Silva, 2021). No período de 2017-2019 foram estimados 8 CR no ilhéu de Vila Franca do Campo (Pipa *et al.* 2023).

**D1C2 – SB\_ABU\_CR:** A estimativa populacional com base em unidades de gravação autónoma, de painho-da-Madeira foi avaliada em 33 CR EM 2017-2019 (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023).

Ilhéu da Vila (Santa Maria)

**D1C2 – SB\_ABU\_NC:** De 2002 a 2012, esta colónia foi monitorizada anualmente pela Universidade dos Açores utilizando métodos de captura-marcação-recaptura e efetuando censo de ninhos acessíveis. Mais de 100 casais reprodutores foram identificados durante este período. Monteiro *et al.* (1999) estimaram ainda 200 casais reprodutores utilizando escutas noturnas entre 1996 e 1999. No entanto, a metodologia não é comparável com a atual monitorização padronizada proposta para a Macaronésia no projeto MISTIC SEAS II, cujo valor de referência resultou em 41 casais reprodutores (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Os ninhos ocupados no período de 2017 a 2021, incorporando a informação de Atchoi (2021) e da ação D5.1, indicam que o ilhéu da Vila apresenta uma média de 49 CR, com base na monitorização da contagem de ninhos ocupados. A monitorização acústica passiva, com recurso a ARUs, permitiu estimar a população de painho-da-madeiraroque-de-castro em 157 casais no período de 2017 a 2019 (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023). Adicionalmente, essa monitorização forneceu dados sobre a tendência populacional dos CR entre 2017 e 2022. O valor de referência médio para esta colónia é de 257 CR, com base nas informações recolhidas pelas ARUs.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Estimou-se o sucesso reprodutor em 39,7%, de 2002 a 2012 (J. Bried, dados não publicados), valor usado como referência para esta colónia. A monitorização atual realizada durante o projeto MISTIC SEAS II resultou numa estimativa de sucesso reprodutor de 73% (2017-2018), que reflete apenas uma época de nidificação e poderá ser explicado por flutuações naturais (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). Este é um valor anormalmente elevado para a espécie (J. Bried, comunicação pessoal). O BEA só pode ser avaliado após a monitorização padronizada de, pelo menos, 6 épocas de nidificação (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). A avaliação anual do sucesso reprodutor no âmbito das monitorizações do LIFE IP AZORES NATURA foi fortemente condicionada pelo número limitado de monitorizações realizadas — apenas 5, em vez das 12 previstas. Este número reduzido de visitas, devido às condições climáticas adversas, impediu a avaliação adequada e a obtenção de tendências confiáveis.

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** A referência estimada para a taxa de sobrevivênciasucesso reprodutor (SR) do painho-de-madeira no ilhéu da Vila foi de 97% (Robert *et al.*, 2012, 1993-2010). As taxas de sobrevivênciasucesso reprodutor (SR) estimadas para os anos de 2020 e 2021 foram de 38% e 59%, respetivamente. Esta avaliação foi condicionada pelo número reduzido de visitas e pela falta de alinhamento destas com os períodos ideais, pelo que não deve ser considerada como referência. Esta lacuna de informação poderá ser corrigida se a monitorização for realizada de forma consistente nos próximos anos, permitindo assim obter uma tendência para a colónia até ao final do projeto, além de uma avaliação mais precisa do estado de saúde desta população. Isso permitirá alinhar com as metas estabelecidas para a Macaronésia (90%) ou, pelo menos, com os



80% definidos pela OSPAR, ou ainda ajustar as metas conforme necessário Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA.

#### Painho-de-monteiro (*Hydrobates monteiroi*)

**D1C2 e D1C4 – SB\_DIS\_RG:** O painho-de-monteiro é uma espécie endémica dos Açores, com uma população pequena e nidificação restrita a cinco colónias, distribuídas pelas ilhas Graciosa, Flores e Corvo (Figura 9.5). Durante o Projeto MISTIC SEAS II confirmou-se a nidificação no Ilhéu Sentado, Alagoa, ilha das Flores, através da gravação de intensa atividade vocal em toda a época de reprodução com ARU e captura de um indivíduo com pelada de incubação (Oliveira *et al.*, 2016). Com base nos trabalhos desenvolvidos no âmbito do LIFE EuroSAP *Hydrobates monteiroi* atualizaram-se as estimativas populacionais de Monteiro *et al.* (1999) e Bolton *et al.*, (2008). Estimam-se assim, na ilha Graciosa, 178 casais no Ilhéu da Praia (Oliveira *et al.*, 2016), 138 casais reprodutores no Ilhéu de Baixo (MISTIC SEAS II, 2017) e 30-50 casais na Ponta da Barca - ilhéu da Baleia (Monteiro *et al.* 1999; Bolton *et al.*, 2008); na ilha das Flores, estimam-se 15 casais no ilhéu Sentado, Alagoa (MISTIC SEAS II, 2017) e na ilha do Corvo 0-10 casais reprodutores na Ponta do Marco (Monteiro *et al.* 1999; Bolton *et al.*, 2008) totalizando 361-391 casais reprodutores para os Açores (SRMCT, 2019a). De acordo com Oliveira *et al.* (2016) é difícil estimar uma tendência da população total, embora no Ilhéu da Praia a população esteja a aumentar desde 2000, devido à instalação de ninhos artificiais (Bried *et al.* 2009, Bried e Neves 2015, Oliveira *et al.* 2016). Entre 2017 e 2019, a estimativa foi atualizada através de monitorização acústica passiva com recurso a dispositivos ARU. A população total foi calculada em 411 casais reprodutores, distribuídos por três colónias: Praia, Baixo e Ilhéu Sentado (Flores) (Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023). Atualmente, a espécie encontra-se a nidificar em três ilhas dos Açores: Graciosa, Flores e São Jorge. Nesta última, a presença de ninhos foi confirmada em julho de 2023, de acordo com observações realizadas por T. Pipa e colaboradores no âmbito da ação D5.1. do Projeto LIFE IP AZORES NATURA.

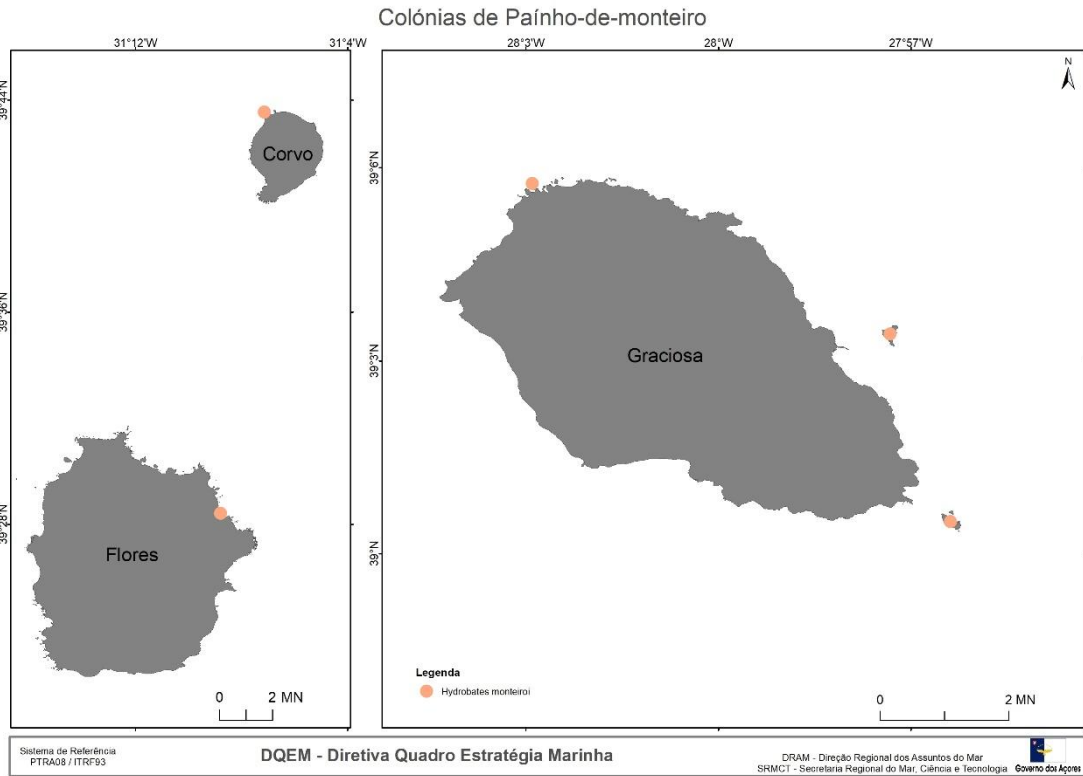


Figura 9.5. Colónias de *Hydrobates monteiroid* (painho-de-monteiro) nos Açores.

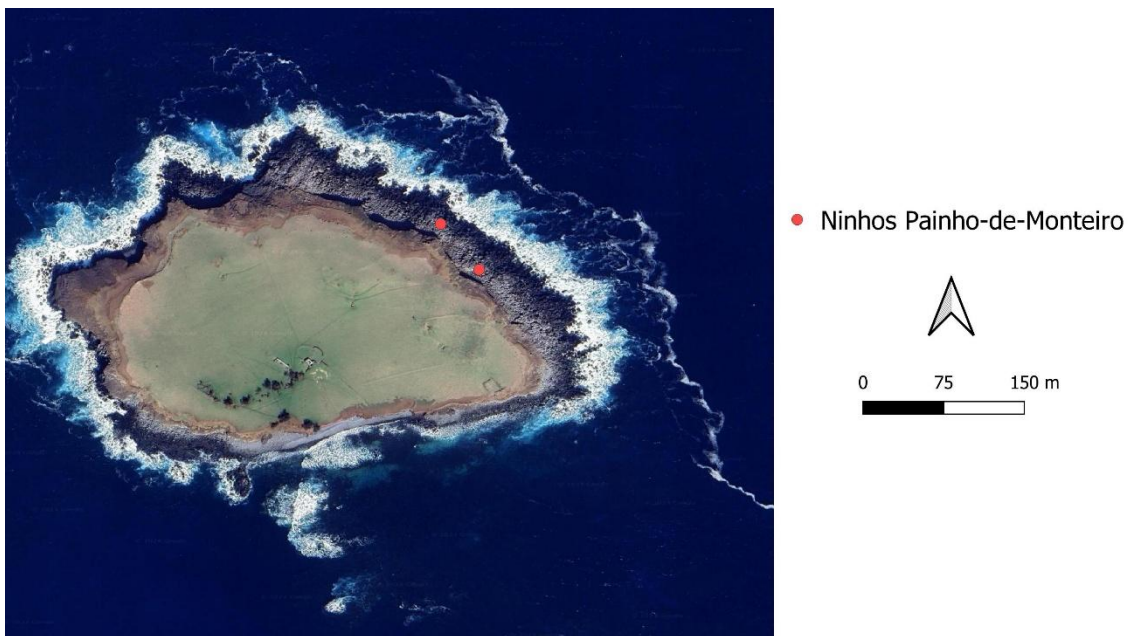


Figura 9.6. Colónias de *Hydrobates monteiroid* (painho-de-monteiro) no ilhéu do Topo, ilha de São Jorge (Mapa elaborado pela SPEA no âmbito da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA).

## Ilhéu Sentado, Alagoa (Flores)

**D1C2 – SB\_ABU\_CR:** em 1996, Monteiro *et al.* (1999) estimaram a abundância em 20-40 casais reprodutores, através de escutas noturnas. Em 2016, durante o projeto MISTIC SEAS II, estimaram-se 15 casais reprodutores com ARU (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). A população estimada por monitorização autónoma passiva no período de 2016-2019 foi de 24 CR (Ramírez, 2017; Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023)

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta colónia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

## Ilhéu de Baixo (Graciosa)

**D1C2 – SB\_ABU\_CR:** O valor de referência histórico foi estimado em 100 casais reprodutores (CR), de acordo com Monteiro *et al.* (1999). Como não existem ninhos acessíveis no Ilhéu de Baixo, a monitorização desta colónia tem sido realizada através de monitorização acústica passiva, utilizando Unidades de Gravação Acústica (ARUs), desde 2015.

Entre 2015 e 2019, a monitorização acústica passiva com recurso a ARUs foi implementada com sucesso, permitindo estimar a população total em 162 casais reprodutores (Oliveira *et al.*, 2016; Ramírez, 2017; Pipa & Silva, 2021; Pipa *et al.*, 2023). De acordo com o relatório da SPEA (não publicado), no âmbito da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA, a monitorização acústica passiva continuou a ser realizada. O valor médio de referência, determinado com base nos dados recolhidos entre 2015-2016 e 2020, é de 141 casais reprodutores (CR, também conhecidos como breeding pairs, BP, em inglês). Em 2021, devido a uma falha técnica no dispositivo ARU, não foi possível obter uma estimativa para o Ilhéu de Baixo. O equipamento foi posteriormente substituído. Informações adicionais relativas aos anos de 2022 e 2023 estão disponíveis e serão incluídas no relatório do próximo ciclo.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** Não há valores de sucesso reprodutor disponíveis para esta colónia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** a taxa de sobrevivência para o ano 2021 foi estimada em 79% (Relatório da ação D5.1 do projeto LIFE IP Azores Natura). Este valor está abaixo do estipulado para a Macaronésia (90% - MSII Consortium, 2018) e também abaixo da referência histórica de 97% (Robert *et al.*, 2012; 2015). A aplicação da metodologia exige condições ideais, como vento abaixo de 10 nós, ausência de precipitação e dois observadores experientes. A monitorização no Ilhéu de Baixo envolve a montagem de cinco redes em terreno de difícil acesso, especialmente em condições de chuva. Nos próximos anos, a monitorização da colónia poderá ser mais eficaz com o projeto LIFE Natura@night, sendo complementada pela capacitação do PNI e pelo uso de ninhos artificiais, caso o CMR com redes verticais não seja possível.

## Ilhéu da Praia (Graciosa)

**D1C2 – SB\_ABU\_CR:** Cerca de 164 ninho artificiais foram instaladas no Ilhéu da Praia (Bolton *et al.*, 2004: 150 ninhos; V. C. Neves, dados não publicados: 14 novos ninhos instalados em 2015; Neves *et al.*, 2023). O valor médio de referência de 61 CR foi registado entre 2003 e 2015 (2003-

2013, Bried & Neves, 2015; 2014-2015, Oliveira *et al.*, 2016), comparado com a referência histórica de 100 CR (Monteiro *et al.*, 1999). O período de 2000-2002 foi excluído, pois os ninhos artificiais foram instalados entre 2000 e 2001 (Bolton *et al.*, 2004), e a ocupação consistente só aconteceu em 2003. Existe uma lacuna de dados entre 2016 e 2019. A monitorização da colónia tem sido feita através de monitorização acústica passiva, utilizando Unidades de Gravação Acústica (ARUs). Em 2016, estimaram-se 178 casais reprodutores, com base em ARU e em captura-marcação-recaptura utilizando redes verticais (Oliveira *et al.*, 2016; MISTIC SEAS II Consortium, 2018). De acordo com o relatório da SPEA (não publicado), no âmbito da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA, a monitorização acústica passiva continuou a ser realizada. O valor de referência médio, determinado através da monitorização acústica passiva, é de 129 CR no período de 2016 a 2021. Informações adicionais relativas aos anos de 2022 e 2023 estão disponíveis e serão incluídas no próximo relatório de ciclo.

**D1C3 – SB\_DEM\_BS:** O sucesso reprodutor foi de cerca de 41% em ninhos naturais e 46% em ninhos artificiais entre 2000-2012 (em média, exceto 2002, Bried e Neves, 2015). Neves e colaboradores (W. Schäfer, T. Karwinkel, L. Gomes, T. Châteaugiron, J. Taylor-Bruce e M. Austad, MARE – UID/MAR/04292/2013 e German Ornithologists’ Society), no trabalho de campo realizado entre 4 de junho e 16 de agosto de 2018, detetaram 65 tentativas de reprodução em ninhos artificiais com um sucesso reprodutor de 33,8%. Das 41 crias que eclodiram em ninhos artificiais, 22 tornaram-se voadoras e 19 morreram, tendo mais de 50% da mortalidade sido causada por formigas das espécies *Lasius grandis* e *Monomorium carbonarium* (V. Neves, comunicação pessoal).

Na implementação da ação D5.1, entre 2020 e 2023, o BS foi de 36% em 2020 e 64% em 2021, conforme indicado no Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010. A produtividade anual do painho-de-Monteiro tem mostrado uma tendência de diminuição, exceto em alguns períodos, como entre 2001 e 2007, e em 2014-2015 e 2021. Nos últimos anos, novas ameaças, como o impacto da lagartixa-da-Madeira, formigas, temperaturas elevadas e degradação dos ninhos, foram identificadas, mas ainda não é claro se estão a afetar a produtividade (Neves *et al.*, 2022; Hereward, 2022). Apesar dos esforços de conservação, a produtividade continua a cair, o que, segundo Hereward (2022), pode levar à extinção do painho-de-Monteiro no Ilhéu da Praia se não forem adotadas medidas de mitigação. A melhoria dos ninhos artificiais, como os 100 instalados no âmbito da ação C6.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA, pode ajudar, mas os resultados só serão avaliados nos próximos anos.

**D1C3 – SB\_DEM\_SR:** A taxa de sobrevivência anual foi estimada por Robert *et al.* (2012; 2015) para o período de 1997 a 2010, sendo o valor limite estabelecido anteriormente de 90%. De acordo com o Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010 (não publicado), a taxa em 2021 foi de 86%.

#### Garajau-comum (*Sterna hirundo*)

**D1C1 – SB\_BYC\_BR:** Não se detetou captura acidental de garajau-comum no POPA (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

**D1C2 e D1C4:** As estimativas populacionais desta espécie decorrentes dos censos anuais apresentam flutuações, tal como a distribuição espacial das colónias, existindo registos históricos de ocorrência em todas as ilhas (Figura 9.7). Os dados reportados aqui apenas se referem ao período de 2016-2021 (Tabela 9.6).

A estimativa mínima de 24422419 casais reprodutores, distribuídos por 102 colónias, corresponde ao ano de 2016. A estimativa máxima de 3411 casais reprodutores, distribuídos por 115 colónias, corresponde ao ano de 2017 (MONIAVES, Neves 2014, 2015, DRAM 2016-, 202117, DRPMAM dados não publicados, SRMCT, 2019a).

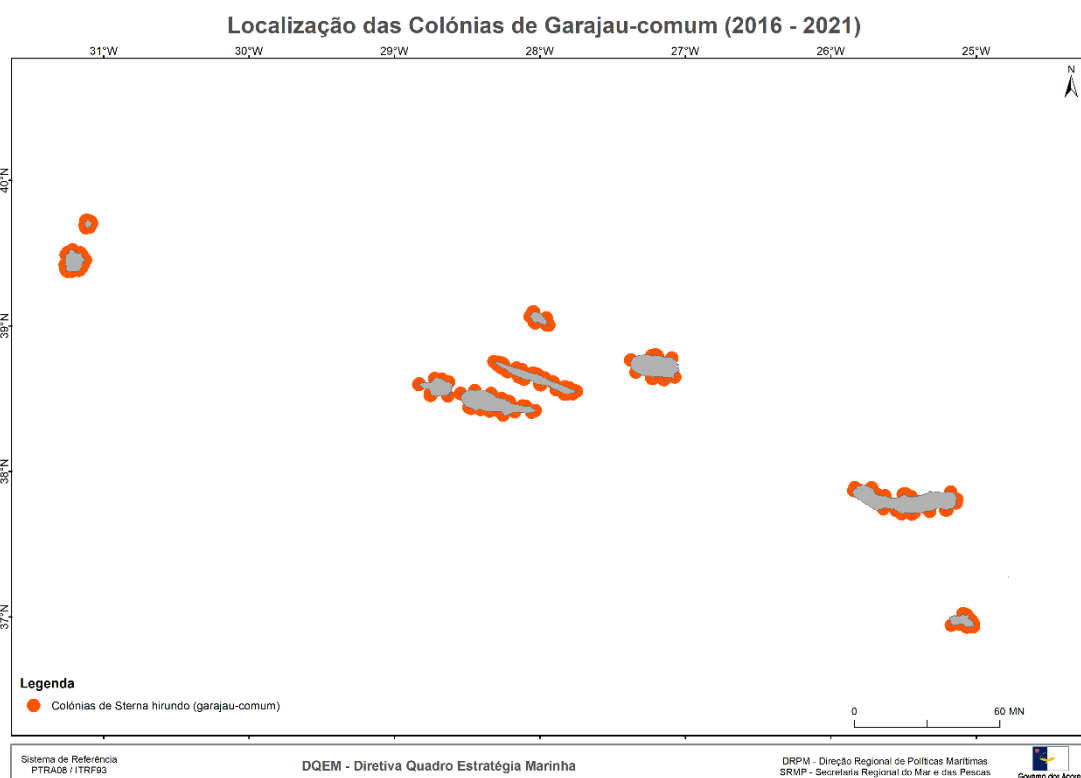


Figura 9.7. Colónias de *Sterna hirundo* (garajau-comum) nos Açores.

**D1C3:** Não há estudos atuais dos parâmetros demográficos (sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência) com cobertura regional que permitam avaliar este critério com confiança.

### Garajau-rosado (*Sterna dougallii*)

**D1C2 e D1C4:** As estimativas populacionais desta espécie, decorrentes dos censos anuais apresentam flutuações, tal como a distribuição espacial das colónias, existindo registos históricos de ocorrência em todas as ilhas (Figura 9.8). Os dados reportados aqui apenas se referem ao período de 2016-2021 (Tabela 9.6), pois não se realizou censo de garajaus em 2013. A estimativa mínima de 538535 casais reprodutores, distribuídos por 22 colónias, corresponde ao ano de 2016. A estimativa máxima de 798 casais reprodutores, distribuídos por 27 colónias, corresponde ao ano de 2018 (MONIAVES, Neves 2014, 2015, DRAM 2016-, 202117, DRPM dados não publicados, SRMCT, 2019a).

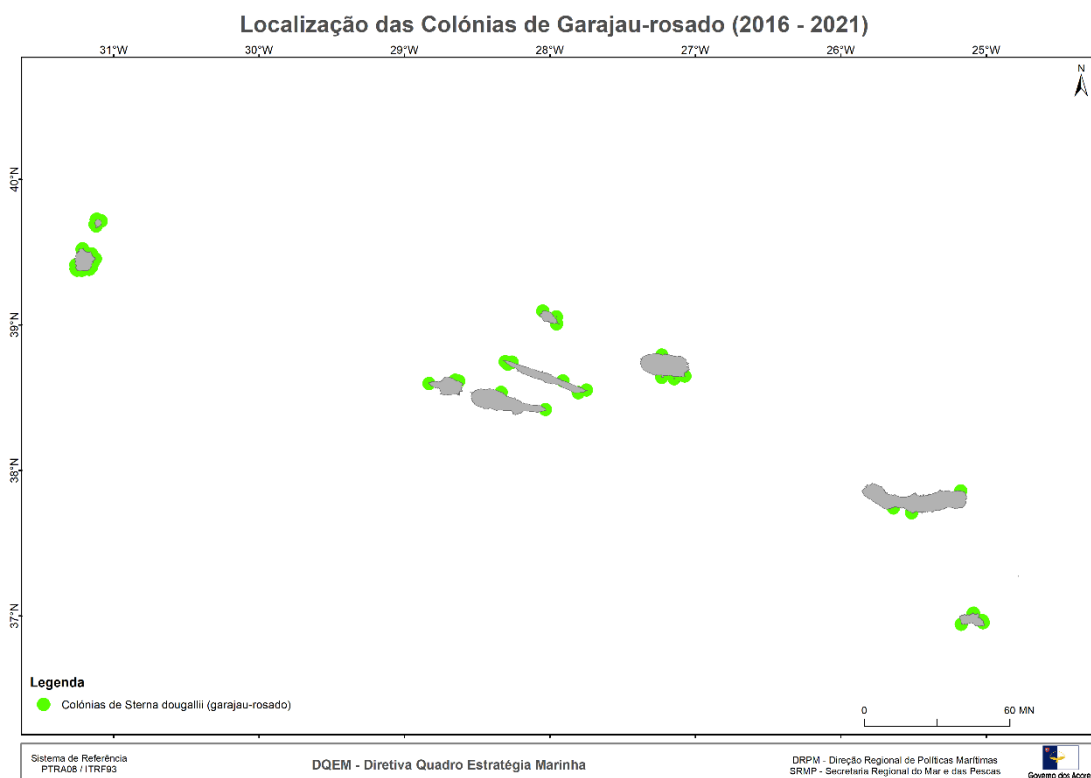


Figura 9.8. Colónias de *Sterna dougallii* (garajau-rosado) nos Açores.

**D1C3:** não há estudos atuais dos parâmetros demográficos (sucesso reprodutor e taxa de sobrevivência) com cobertura regional que permitam avaliar este critério com confiança.

**Tabela 9.6.** Número de casais reprodutores de *Sterna dougallii* (garajau-rosado) e *Sterna hirundo* (garajau-comum) nos Açores, para os anos de 2016 a 2021. Dados provenientes da Direção Regional de Políticas Marítimas (DRPM, programa MONIAVES).

Ano	Garajau-rosado	Garajau-comum
2016	538	2442
2017	595	3411
2018	798	3383
2019	733	2886
2020	630	3344
2021	732	3143

Um resumo das várias secções supra, organizado por grupo funcional, espécie e critério, com a informação disponível e atualizada, sempre que possível, para o período 2016-2021, é apresentado na Tabela 9.7.

**Tabela 9.7.** Resumo dos resultados da monitorização por critério, para os vários elementos (espécies), e unidades de gestão de aves marinhas nos Açores, no ciclo 2016-2021.

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
<b>Aves pelágicas</b>						
<b>Alma-negra</b> <i>Bulweria bulwerii</i>	D1C1*	Captura acidental SB_BYC_BR	0 indivíduos (1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	0 (PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)	RAA	Estável
		Abundância	50-70 CR (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Nunes, 2008; SRMCT, 2014b)	50-70 CR (MISTIC SEAS II Consortium, 2018; SRMCT, 2019a; Atchoi, 2021; Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	RAA	Estável
	D1C2*	Contagem de ninhos SB_ABU_NC	57 CR (2002-2012; J. Bried dados não publicados; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	60 CR (MISTIC SEAS II Consortium, 2018; SRMCT, 2019a; Atchoi, 2021; Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Vila (Santa Maria)	Estável
		Contagem de ninhos SB_ABU_NC	–	17 CR Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu Baixo (Graciosa)	Estável
	D1C3	Sucesso reprodutor SB_DEM_BS	45,7% (2002-2012; J. Bried dados não publicados; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	52% (MISTIC SEAS II Consortium, 2018; SRMCT, 2019a; Atchoi, 2021; Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010)	Ilhéu da Vila (Santa Maria)	Desconhecida



Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
		Sucesso reprodutor/taxa de ocupação	–	Não é possível determinar o Sucesso reprodutor devido à dificuldade de acesso aos ninhos. Entre 2017-2023 (T. Pipa <i>et al.</i> , dados não publicados), a alma-negra apresentou uma taxa média de ocupação de 74%, estabelecendo-se como valor de referência para a colónia (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010)	Ilhéu Baixo (Graciosa)	Desconhecida
		Taxa de sobrevivência	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	79% 2008-2016 (CruzFlores <i>et al.</i> , 2022)	Ilhéu da Vila (Santa Maria)	Desconhecida

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
		Taxa de sobrevivência SB_DEM_SR	–	Na fase inicial (2017-2021), a taxa de sobrevivência (SR) não reflete a taxa real, devido ao aumento gradual do esforço de captura e anilhagem ao longo dos anos. 60% em 2020 e 69% em 2021. Dados adicionais (2022-2023) estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010)	Ilhéu Baixo (Graciosa)	Desconhecida
	D1C4	Distribuição SB_DIS_RG	Ilhéu da Vila (Santa Maria); Ilhéu de Baixo e Ilhéu da Praia (Graciosa) (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Nunes, 2008; SRMCT, 2014b)	Ilhéu da Vila (Santa Maria); Ilhéu de Baixo e Ilhéu da Praia (Graciosa) (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Nunes, 2008; MISTIC SEAS II Consortium, 2018; SRMCT, 2019a; Atchoi, 2021; Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	RAA	Desconhecida
	D1C5	Habitat da espécie	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida
<b>Cagarro</b> <i>Calonectris borealis</i>	<b>D1C1*</b>	<b>Captura acidental</b> SB_BYC_BR	<b>1 indivíduo (1993-1999; POPA; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)</b>	<b>3 indivíduos no salto e vara em 2020 (POPA - PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)</b>	RAA	<b>Estável</b>

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
		Abundância	188.000 CR (Monteiro <i>et al</i> , 1999; SRMCT, 2014b)	188.000 CR (Monteiro <i>et al</i> , 1999; SRMCT, 2019a)	RAA	Desconhecida
			96 CR/930m2 (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	96 CR/930m2 (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Corvo	Desconhecida
			24 CR (2017; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	24 CR (2018; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Capelinhos (Faial)	Desconhecida
			43 CR (2017; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	24 CR (2018; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Morro Castelo Branco (Faial)	Desconhecida
			96 CR (J. Hart, dados não publicados; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	52 CR (2017-2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Monte (Pico)	Desconhecida
			26 CR (2017; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	39 CR (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Mistério da Prainha (Pico)	Desconhecida
	D1C2*	Contagem de ninhos	320 CR (2014; SPEA dados não publicados; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	219 CR em 2019 (Pipa <i>et al.</i> , dados não publicados)	Ilhéu da Praia (Graciosa)	Desconhecida
		SB_ABU_NC		67 CR em 2020 e 70 CR em 2021. Dados adicionais (2022-2023) estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010)	Ilhéu Baixo (Graciosa)	Desconhecida
			500 CR (2017; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	500 CR (2017; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Ilhéu Vila Franca Campo (S. Miguel)	Estável

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
			331 CR (2003-2012; J. Bried dados não publicados; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	330 CR (2019, Atchoi, 2021)	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)	Estável
			39% (2009-2011; Hervías <i>et al.</i> , 2013; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	39% (2013-2018, T. Pipa, comunicação pessoal, relatório não publicado).	Corvo	Desconhecida
			52% (2002-2008; J. Bried dados não publicados, Hervías <i>et al.</i> 2013) ( <i>proxy</i> de colónia semelhante no Faial; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	87% (2018; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Capelinhos (Faial)	Desconhecida
		Sucesso reprodutor	52% (2002-2008; J. Bried dados não publicados, Hervías <i>et al.</i> 2013) ( <i>proxy</i> de colónia semelhante no Faial; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	93% (2018; LuMinAves; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Morro Castelo Branco (Faial)	Desconhecida
D1C3		SB_DEM_BS	52% (2002-2008; J. Bried dados não publicados, Hervías <i>et al.</i> 2013) ( <i>proxy</i> de colónia semelhante no Faial; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	57% (2017 - 2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Monte (Pico)	Desconhecida
			52% (J. Bried dados não publicados, Hervías <i>et al.</i> 2013) ( <i>proxy</i> de colónia semelhante no Faial; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	65% (2017; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Mistério da Prainha (Pico)	Desconhecida

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
				76,7% (2018, V. Neves comunicação pessoal). 76% em 2020 e 88% em 2021. Dados adicionais (2022-2023) estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023; Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Praia (Graciosa)	Desconhecida
			58,6% (2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011) ( <i>proxy</i> Ilhéu da Vila, ilhéu sem predadores; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	81,5% (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	Ilhéu Vila Franca Campo (S. Miguel)	<b>Estável</b>
			58,6% (2003-2008; J. Bried dados não publicados; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	69% (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Atchoi, 2021; Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023; Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)	<b>Estável</b>
D1C3		Taxa de sobrevivência SB_DEM_SR	0,934 (2002-2008; Fontaine <i>et al.</i> , 2011; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível. Limiar de 0,9 estabelecido para todas as aves marinhas da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018). A taxa de sobrevivência entre 2019 e 2021 não foi calculada devido à falta de informação (Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023; Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	RAA	Desconhecida

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
	D1C4	Distribuição	Ilhéus e costa de todas as ilhas da RAA (1999)	Ilhéus e costa de todas as ilhas da RAA (SRMCT, 2019a)	RAA	Desconhecida
		SB_DIS_RG				
	D1C5	Habitat da espécie	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida
Fulho <i>Puffinus Iherminieri</i>	D1C1*	Captura acidental	0 indivíduos (1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	0 (PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)	RAA	Estável
		SB_BYC_BR				
	D1C2*	Abundância	895-1741 CR (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Neves, 2008; SRMCT, 2014b)	895-1741CR (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Neves, 2008; SRMCT, 2019a)	RAA	Desconhecida
		Contagem de ninhos	50 CR (1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	15 CR (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018). 20 CR (2021; (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA). Dados adicionais referentes aos anos de 2022 e 2023 estão disponíveis e serão apresentados no próximo relatório de ciclo	Ilhéu da Praia (Graciosa)	Desconhecida
		50 CR (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	24 CR (2018-2019; 2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Atchoi, 2021; 2020-2021; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)	Desconhecida	

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
	D1C3	Sucesso reprodutor	64% (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	64% (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018). 50% (2021; (Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Praia (Graciosa)	Desconhecida
		SB_DEM_BS	50% (2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	66% (2018-2019; MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Atchoi, 2021). Falta de dados relativos a 2020-2021.	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)	
	Taxa de sobrevivência	0,943 (1998-2005; Precheur <i>et al.</i> , 2016; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não deve ser utilizada como referência, a avaliação foi limitada pela falta de visitas nos períodos ideais, sendo necessária uma monitorização contínua para ajustar as metas de sobrevivência anual. 64% ilhéu da Praia e 46% ilhéu da Vila (2021; Monitorização de Aves Marinhas Procellariiformes 2020-2023; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	RAA	Desconhecida	
	SB_DEM_SR					
	D1C4	Distribuição	Registos históricos de 74 colónias em ilhéus e costa de todas as ilhas da RAA, exceto na Terceira (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Neves, 2008; SRMCT, 2014b)	Registos históricos de 74 colónias em ilhéus e costa de todas as ilhas da RAA, exceto na Terceira (Monteiro <i>et al.</i> , 1999; Neves, 2008; SRMCT, 2019a)	RAA	Desconhecida
		SB_DIS_RG				
D1C5	Habitat da espécie	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida	
<b>Aves que se alimentam à superfície</b>						



Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência	
Painho-da-madeira <i>Hydrobates castro</i>	D1C1*	Captura acidental	0 indivíduos (1993-1999; Cooper <i>et al.</i> , 2003; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	0 (PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)	RAA	Estável	
		SB_BYC_BR					
	D1C2*	Abundância		665-740 CR (Granadeiro, 2008; Monteiro <i>et al.</i> , 1999; SRMCT, 2014b)	865 CR distribuídos por cinco colónias-alvo do projeto LIFE IP Azores Natura (Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023).	RAA	Desconhecida
				Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Ilhéu Sentado (Flores)	
		Taxa de vocalização		200 CR (1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	327 CR (2017-2021; Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023; Relatório da Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu de Baixo (Graciosa)	
			SB_ABU_CR	200 CR (1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	276 CR (2017-2022; Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA).	Ilhéu da Praia (Graciosa)	
				200 CR (1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	257 CR (2017-2019; Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023; 2019-2022; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA).	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)	
		Contagem de ninhos		70 CR (Bried & Neves, 2015)	91 CR (Hereward, 2022) 121 CR (Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Praia (Graciosa)	
			SB_ABU_NC	41 CR (2017-2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	49 CR (2017-2021; Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023; Atchoi, 2021; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA).	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)	

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência	
D1C3		Sucesso reprodutor	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Ilhéu Sentado (Flores)	Desconhecida	
			Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu de Baixo (Graciosa)		
			63% em ninhos artificiais e 46% em ninhos naturais (2000, 2002, 2004, 2005, 2007, 2008 e 2011, Bried and Neves 2015)	56,3% (2019; Hereward, 2022) e 47 (2021; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA).	Ilhéu da Praia (Graciosa)		
			39,7% (2002-2012; J. Bried dados não publicados)	73% (2017-2018; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Ilhéu da Vila (Sta. Maria)		
	Taxa de sobrevivência	SB_DEM_SR	0,97 (2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	38% (2020) e 59% (2021) Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA).	RAA	Desconhecida	
D1C4		Distribuição	SB_DIS_RG	8 colónias conhecidas: Ilhéu do Topo (São Jorge), Ilhéu de Baixo, Ilhéu da Praia, Ponta da Barca (Graciosa), Ilhéu de Vila Franca do Campo (São Miguel), Ilhéu da Vila, Ponta do Norte e Malbusca (Santa Maria) e ilhéu Sentado (Alagoa) (Flores) (Monteiro <i>et al.</i> 1999; SRMCT, 2014b)	8 colónias conhecidas: Ilhéu do Topo (São Jorge), Ilhéu de Baixo, Ilhéu da Praia, Ponta da Barca (Graciosa), Ilhéu de Vila Franca do Campo (São Miguel), Ilhéu da Vila, Ponta do Norte e Malbusca (Santa Maria) e ilhéu Sentado (Alagoa) (Flores) (Monteiro <i>et al.</i> 1999; SRMCT, 2019a)	RAA	Desconhecida
D1C5		Habitat da espécie		Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
Painho-de-monteiro <i>Hydrobates monteiroides</i>	D1C1*	Captura acidental	0 indivíduos (1993-1999; POPA; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	0 (PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)	RAA	Estável
		SB_BYC_BR				
		Abundância	250-300 CR (Bolton <i>et al.</i> , 2008; Monteiro <i>et al.</i> , 1999; SRMCT, 2014b)	411 (2017-2019, Praia, Baixo e ilhéu Sentado nas Flores, Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023).	RAA	Desconhecida
			20-40 CR (Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Ilhéu Sentado (Flores)	
		Taxa de vocalização	100 CR (1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	141 CR (2016-2010; Oliveira <i>et al.</i> , 2016; Ramírez, 2017; Pipa & Silva, 2021; Pipa <i>et al.</i> , 2023; MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu de Baixo (Graciosa)	Desconhecida
		SB_ABU_CR				
	D1C2*		100 CR (1996-1998; Monteiro <i>et al.</i> , 1999)	129 CR (2016-2021; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu da Praia (Graciosa)	Desconhecida
		Sem informação	Não existem ninhos acessíveis	Ilhéu de Baixo (Graciosa)	Desconhecida	
		Contagem de ninhos SB_ABU_NC	150 ninhos artificiais foram instalados em 2000-2001 (Bolton <i>et al.</i> , 2004).	61 CR (2003-2013; Bried & Neves, 2015; 2014-2015, Oliveira <i>et al.</i> , 2016) 75 CR (2020) e 58 (2021) Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA. Sem informação disponível publicada (2016-2019).	Ilhéu da Praia (Graciosa)	Desconhecida

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
			Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Ilhéu Sentado (Flores)	
	D1C3	Sucesso reprodutor SB_DEM_BS	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	Ilhéu de Baixo (Graciosa)	Desconhecida
			41% em ninhos naturais e 46% em ninhos artificiais (média 2000-2012, exceto 2002, Bried and Neves, 2015)	36 % (2020) e 64% (2021) Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA	Ilhéu da Praia (Graciosa)	
	D1C3	Taxa de sobrevivência SB_DEM_SR	0,97 (2000-2010; Robert <i>et al.</i> , 2012; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível. Limiar de 0,9 estabelecido para todas as aves marinhas da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018) e 86% em 2021 (Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA)	RAA	Desconhecida
	D1C4	Distribuição SB_DIS_RG	Ilhéu de Baixo, Ilhéu da Praia e Ponta da Barca (Graciosa), Ilhéu Sentado (Flores) e Ponta do Marco (Corvo) (Monteiro <i>et al.</i> 1999 e Bolton <i>et al.</i> , 2008; SRMCT, 2014b)	Ilhéu de Baixo, Ilhéu da Praia, Ilhéu da Baleia e Ponta da Barca (Graciosa), Ilhéu Sentado (Flores), Ponta do Marco (Corvo), Ilhéu do Topo (São Jorge) (Monteiro <i>et al.</i> 1999 e Bolton <i>et al.</i> , 2008; Oliveira <i>et al.</i> , 2016; SPEA; MISTIC SEAS II Consortium, 2018, 2017; SRMCT, 2019a; Ação D5.1 do Projeto LIFE IP AZORES NATURA; Neves <i>et al.</i> 2023)	RAA	Desconhecida
	D1C5	Habitat da espécie	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência	
Garajau-rosado <i>Sterna dougallii</i>	D1C1*	Captura acidental SB_BYC_BR	0 indivíduos (1993-1999; POPA; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	0 (PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)	RAA	Estável	
	D1C2*	Abundância	839-1353 CR (Neves 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; MONIAVES; SRMCT, 2014b)	535-798 CR (2016-2021; DRPM MONIAVES)	RAA	Flutuante	
		Contagem de ninhos SB_ABU_NC	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida	
	D1C3	Sucesso reprodutor SB_DEM_BS	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida	
		Taxa de sobrevivência SB_DEM_SR	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível. Limiar de 0,9 estabelecido para todas as aves marinhas da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	RAA	Desconhecida	
	D1C4	Distribuição SB_DIS_RG	Colónias de distribuição e efetivo com flutuações interanuais anualmente com algumas colónias principais identificadas consistentemente (dados de 1989, 1993-2018 exceto 2013; Neves 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; MONIAVES; SRMCT, 2014b)	Colónias de distribuição e efetivo com flutuações interanuais anualmente com algumas colónias principais identificadas consistentemente (dados de 1989, 1993-2018 exceto 2013; Neves 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; MONIAVES; SRMCT, 2019a)	RAA	Flutuante	
	D1C5	Habitat da espécie	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida	
	Garajau-comum <i>Sterna hirundo</i>	D1C1*	Captura acidental SB_BYC_BR	0 indivíduos (1993-1999; POPA; MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	0 (PNRD - ICES WG BYC 2017-2021)	RAA	Estável

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor 2016-2021	Área de avaliação	Tendência
D1C2*		Abundância	2087-3192 CR (Neves 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; MONIAVES; SRMCT, 2014b)	2419-3411 CR (2016-2021; DRPM MONIAVES)	RAA	Flutuante
		Contagem de ninhos	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida
D1C3		Sucesso reprodutor	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida
		Taxa de sobrevivência	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível. Limiar de 0,9 estabelecido para todas as aves marinhas da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).	RAA	Desconhecida
D1C4		Distribuição	Colónias de distribuição e efetivo com variação interanual pela costa de todas as ilhas e ilhéus (dados de 1989, 1993-2018 exceto 2013; Neves 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; MONIAVES; SRMCT, 2014b)	Colónias de distribuição e efetivo com variação interanual pela costa de todas as ilhas e ilhéus (dados de 1989, 1993-2018 exceto 2013; Neves 2008; 2009; 2010; 2011; 2012; MONIAVES; SRMCT, 2019a)	RAA	Flutuante
D1C5		Habitat da espécie	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	Não disponível (MISTIC SEAS II Consortium, 2018)	RAA	Desconhecida

### 9.3.4. Avaliação do bom estado ambiental

Tabela 9.8. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental das aves marinhas por espécies e grupo de espécies.

Grupo	Espécie	Critérios					BEA	
		D1C1 Primário	D1C2 Primário	D1C5 Secundário	D1C4 Primário	D1C5 Secundário	Elemento	Grupo de espécies
Que se alimentam de espécies pelágicas	<i>Bulweria bulwerii</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido
	<i>Calonectris borealis</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	
	<i>Puffinus lherminieri</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	
Que se alimentam à superfície	<i>Hydrobates castro</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido
	<i>Hydrobates monteiroi</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	
	<i>Sterna dougallii</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	
	<i>Sterna hirundo</i>	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	

### 9.3.5. Alterações Climáticas

As alterações climáticas são uma ameaça crescente para a biodiversidade global, afetando diversos ecossistemas, incluindo os marinhos. As aves marinhas, em particular, estão a sofrer com os impactos dessas mudanças. De acordo com Croxall *et al.* (2012), a conservação das aves marinhas encontra-se seriamente ameaçada por fatores como o aumento das temperaturas, a alteração dos padrões de precipitação, a subida do nível do mar e a modificação das correntes oceânicas. Estes fatores têm efeitos diretos na distribuição e abundância de presas essenciais, como peixes e krill, que são a base da alimentação destas aves. Além disso, as mudanças climáticas também afetam os locais de nidificação e os habitats críticos para a sua sobrevivência.

Rodríguez *et al.* (2019) reforçam que, entre as ameaças mais graves para as aves marinhas, as alterações climáticas ocupam um lugar central. No caso específico dos petréis e das pardelas, espécies típicas de várias regiões do mundo, as mudanças nos padrões climáticos têm vindo a afetar a disponibilidade de alimento e a alteração da temperatura do oceano, o que impacta diretamente na sua distribuição e sucesso reprodutivo. Essas aves dependem de um ambiente marinho estável para garantir a sua alimentação e, conseqüentemente, a sua reprodução, e as alterações climáticas colocam essa estabilidade em risco.

Nos Açores, um arquipélago particularmente sensível às mudanças climáticas, o impacto nas aves marinhas é igualmente significativo. O estudo de Amorim *et al.* (2009) revela que a distribuição das aves marinhas nos Açores está estreitamente ligada a fatores ambientais como a temperatura da superfície do mar e a concentração de clorofila, que estão a sofrer alterações devido às mudanças climáticas. Essas alterações podem perturbar a cadeia alimentar marinha, afetando a abundância de presas como o krill e os peixes, fundamentais para a alimentação das aves.



Por outro lado, a investigação de González-Trujillo *et al.* (2024) aponta para uma possível reorganização da biodiversidade marinha no arquipélago, com a perda de áreas de habitat adequadas para várias espécies, incluindo as aves marinhas. O impacto das alterações climáticas pode ser particularmente grave nas ilhas de Santa Maria, São Miguel, Pico e Faial, onde se encontram importantes colónias de aves marinhas. A perda ou degradação dos habitats nestas ilhas pode levar à redução da população de aves e afetar a diversidade das espécies presentes.

Portanto, as alterações climáticas representam uma ameaça crescente para as aves marinhas, tanto a nível global quanto nos Açores. As alterações nos padrões climáticos e a perda de habitats adequados exigem ações urgentes de conservação, que integrem as mudanças climáticas na gestão dos ecossistemas marinhos e na proteção das espécies.

## 9.4. Mamíferos marinhos

### 9.4.1. Introdução

A informação sobre a distribuição, abundância, tendências populacionais e preferências de habitat dos cetáceos nas águas dos Açores é escassa, mas fundamental para avaliar o estado de conservação das espécies e desenvolver medidas de mitigação para as pressões antropogénicas (Fonseca *et al.*, 2023).

As definições do BEA adotadas no âmbito do MISTIC SEAS II, para o grupo funcional dos mamíferos marinhos da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018), constam da Tabela 9.9.

**Tabela 9.9.** Critérios a avaliar e respetivos indicadores e definições de BEA adotados para a Macaronésia, incluindo a subdivisão dos Açores, durante o projeto MISTIC SEAS II, para o Descritor 1, grupo funcional mamíferos marinhos (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Critérios (*Primários)	Indicadores MRR	Definição do BEA
<b>Mamíferos marinhos</b>		
D1C1*	Taxa de mortalidade (colisões) MM_BYC_BR	O número de mamíferos marinhos capturados é <1% da melhor estimativa de abundância. Para cachalotes, a mortalidade por colisão com embarcações é próxima de zero.
D1C2*	Abundância MM_ABU_DS	O tamanho da população de mamíferos marinhos mantém-se acima do valor de referência, sem uma redução observada ou estimada $\geq 10\%$ num período de 20 anos.
D1C3	Taxa de sobrevivência MM_DEM_SR	A taxa de sobrevivência da população não é afetada negativamente pelas atividades antropogénicas e a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.

### 9.4.2. Metodologia e dados

#### Critério D1C1

Ver secção “Metodologia e dados” no capítulo das aves.

## Critério D1C2

O Programa de Monitorização da abundância e demografia de cetáceos e répteis (PT-AMA-MO-D1-MM-ST) é constituído por dois subprogramas (Costeiro e Oceânico, MISTIC SEAS II Consortium, 2019a e b) que asseguram a recolha de dados de forma estandardizada e de acordo com as metodologias acordadas e validadas no âmbito dos projetos MISTIC SEAS e MISTIC SEAS II. O único censo visual dedicado a obter estimativas de densidade e abundância de cetáceos nos Açores dentro do atual período de reporte (2016-2021) foi realizado no âmbito desses projetos, em 2018, no intuito de obter estimativas de abundância e efetuar o mapeamento da distribuição e densidade das espécies de cetáceos mais comuns na RAA (Freitas *et al.*, 2019), apenas numa área e período restritos conforme reportado no 2º Ciclo de avaliação DQEM (MM, SRMCT, SRAAC, 2020, MISTIC SEAS II Consortium, 2019a e 2019b.).

No subprograma oceânico, realizaram-se então campanhas de mar em que foram recolhidos dados de avistamentos de cetáceos e tartarugas marinhas, utilizando o método da amostragem por distâncias (*Distance sampling*) com base na realização de transetos lineares a bordo de uma embarcação, de forma a estimar a sua abundância. Estes censos visuais representam uma das abordagens mais utilizadas para obter estimativas robustas da distribuição, abundância absoluta e densidade de cetáceos e avaliar as suas preferências em termos de características do habitat (Buckland *et al.*, 1993). O método *Distance sampling* considera que a probabilidade de detetar um animal diminui à medida que a distância ao observador aumenta, sendo esta modelada como uma função de deteção, a qual varia consoante as condições do mar e entre espécies (Miller *et al.*, 2019). A função de deteção é depois incorporada na contagem dos avistamentos de cada espécie, proporcionando estimativas mais precisas de densidade e abundância (Fonseca *et al.*, 2023).

A área de amostragem do censo visual centrou-se nas ilhas do grupo central (Faial, Pico, São Jorge, Graciosa e Terceira), incluindo também a área dos bancos a sul das ilhas do Pico e do Faial, cujos resultados foram já reportados no relatório DQEM do 2º ciclo 2013-2018 (MM, SRMCT e SRACC, 2020). A área de estudo é dividida em vários blocos e trajetos aleatórios para maximizar a cobertura da área de estudo utilizando o *software Distance* (Thomas *et al.*, 2010). Durante o esforço de observação, os observadores exploram o horizonte cobrindo um ângulo de 180° na proa do barco. Registam-se os dados sobre os avistamentos (i.e., o ângulo e a distância desde o barco aos animais), assim como outros dados ambientais.

No subprograma Costeiro, dirigido aos cetáceos, através de campanhas de mar realiza-se ainda foto-identificação “Capture-Mark-Recapture” e são recolhidos dados biológicos, genéticos e ambientais.

### 9.4.3. Resultados

#### Critério D1C1

Nos dados ICES WGBYC, entre 2017-2023, não houve registo de pesca acidental de qualquer espécime das várias espécies selecionadas de mamíferos marinhos (elementos) em nenhuma arte de pesca nos vários programas de observação de pescas da RAA (PNRD, POPA, COSTA).

Considera-se assim que o BEA foi atingido para este grupo funcional.

#### Critérios D1C2, D1C3, D1C4 e D1C5

Não existem estimativas do tamanho da população, nem tendências populacionais para nenhuma espécie de cetáceo para toda a área da RAA. Consultados os peritos, não existem dados novos ou atualizações a reportar para o período de avaliação de 2016-2021, do presente relatório em relação ao relatório do 2º Ciclo (Tabela 9.10).

**Tabela 9.10.** Resumo dos resultados da monitorização por critério para os vários elementos (espécies) de mamíferos marinhos nos Açores, no ciclo 2016-2021.

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor atual (ano)	Área de avaliação	
<b>Pequenos cetáceos</b>						
<b>Odontocetos</b>						
<b>Golfinho-pintado-do-Atlântico</b>	<b>D1C1*</b>	<b>Captura acidental</b>	Pesca do atum: 9 indivíduos; 0,00048 ± 0,0014 golfinhos/ton de atum (1998-2012; Cruz <i>et al.</i> , 2018)	0 em todos os métiers/pescarias (ICES WGBYC 2017-2021)	RAA	
			<b>MM_BYC_BR</b>			Pesca com rede de cerco: 0 (1998-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011)
			Pesca demersal: 0 (2004-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
			Pesca de palangre: 0 (1998-2004; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
<i>Stenella frontalis</i>	<b>D1C2*</b>	<b>Abundância</b>	Estimativa baseada no desenho experimental: 2.328 indivíduos (IC 95% = 1.579-3.432; CV = 0,20); área = 32.804 km <sup>2</sup> (julho-agosto 2018; programa Oceânico MISTIC SEAS II)	Estimativa baseada no desenho experimental: 2.328 indivíduos (IC 95% = 1.579-3.432; CV = 0,20; julho-agosto 2018; programa Oceânico MISTIC SEAS II)	Grupo central (área = 32.804 km <sup>2</sup> )	
		<b>Distance sampling</b>	Estimativa baseada em modelos: 2.324 indivíduos (95% CI = 1.937-2.698; CV = 0,15); área = 32.804 km <sup>2</sup> (julho-agosto 2018; programa Oceânico MISTIC SEAS II)	Estimativa baseada em modelos: 2.324 indivíduos (95% CI = 1.937-2.698; CV = 0,15; julho-agosto 2018; programa Oceânico MISTIC SEAS II)	Grupo central (área = 32.804 km <sup>2</sup> )	
		<b>MM_ABU_DS</b>				
<b>Roaz</b>	<b>D1C1*</b>	<b>Captura acidental</b>	Pesca do atum: 1 indivíduo; 0,000003 ± 0,000121 golfinhos/ton de atum (1998-2012; Cruz <i>et al.</i> , 2018)	0 em todos os métiers/pescarias (ICES WGBYC 2017-2021)	RAA	
			<b>MM_BYC_BR</b>			Pesca com rede de cerco: 0 (1998-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011)
			Pesca demersal: 0 (2004-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
			Pesca de palangre: 0 (1998-2004; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
<i>Tursiops truncatus</i>						

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor atual (ano)	Área de avaliação	
	D1C2*	<b>Abundância</b>				
		<b>Distance sampling</b>	UG-I: 431 indivíduos (IC 95%= 197-941, CV = 0,41); área = 32.804 km <sup>2</sup> (julho-agosto 2018 MISTIC SEAS II)	UG-I: 431 indivíduos (IC 95%= 197-941, CV = 0,41) (julho-agosto 2018; MISTIC SEAS II)	Grupo central (área = 32.804 km <sup>2</sup> )	
			<b>MM_ABU_DS</b>			
			<b>Abundância</b>			
			<b>Captura-Recaptura</b>	UG-II: 312 adultos (IC 95%= 254-384; CV = 0,11); 300 subadultos (IC 95%= 232-387; CV = 0,13); área = 2.300 km <sup>2</sup> (2003) (Silva <i>et al.</i> , 2009).	UG-II: 640 indivíduos (IC 95%= 397-1.030, CV = 0,25; adultos e subadultos; agosto 2017-abril 2018; MISTIC SEAS II)	Faial-Pico (área = 2.300 km <sup>2</sup> )
		<b>MM_ABU_CMR</b>				
	D1C3	Taxa de sobrevivência	UG-II: adultos: 0,97 (0.029 SE); subadultos: 0,82 (0,083 SE) (1999-2004) (Silva <i>et al.</i> , 2009).	Não disponível	Faial-Pico	
		<b>MM_DEM_SR</b>				
<b>Odontocetos de mergulho profundo</b>						
Golfinho-de-risso <i>Grampus griseus</i>	D1C1*	<b>Captura acidental</b>	Pesca do atum: 0 (1998-2012; Cruz <i>et al.</i> , 2018)	0 em todos os métiers/pescarias (ICES WGBYC 2017-2021)	RAA	
		<b>MM_BYC_BR</b>	Pesca com rede de cerco: 0 (1998-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
			Pesca demersal: 0 (2004-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
			Pesca de palangre: 0 (1998-2004; Silva <i>et al.</i> , 2011)			
	D1C2*	<b>Abundância</b>	452 indivíduos (IC 95% = 408 – 496) (2004-2007); Sul da ilha do Pico (foto-ID van der Stap e Hartman, com. pessoal).	Estimativa baseada no desenho experimental = 299 indivíduos (IC 95% = 129-693; 44%CV; Foto-ID, Programa Oceânico 2018 MISTIC SEAS II)	Grupo central (área = 32.804 km <sup>2</sup> )	
		<b>Captura-Recaptura</b>				
		<b>MM_ABU_CMR</b>				

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor atual (ano)	Área de avaliação
	D1C3	Taxa de sobrevivência MM_DEM_SR	0,94 (IC 95% = 0.85-0.98) (2004-2007; <a href="http://www.nova-atlantis.org">http://www.nova-atlantis.org</a> )	Não disponível	S Pico
<b>Cachalote</b>	<b>D1C1*</b>	<b>Captura acidental</b> MM_BYC_BR	Pesca do atum: 0 (1998-2012; Cruz <i>et al.</i> , 2018) Pesca com rede de cerco: 0 (1998-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011) Pesca demersal: 0 (2004-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011) Pesca de palangre: 0 (1998-2004; Silva <i>et al.</i> , 2011)	0 em todos os métiers/pescarias (ICES WGBYC 2017-2021)	RAA
<i>Physeter macrocephalus</i>	<b>D1C2*</b>	<b>Abundância</b> <b>Captura-Recaptura</b> MM_ABU_CMR	345 fêmeas adultas e indivíduos imaturos (IC 95% = 238-502; CV = 0,19) (Faial e Pico, julho-agosto 2011; Boys <i>et. al.</i> , 2019)	Não disponível	Faial-Pico
	D1C3	Taxa de sobrevivência MM_DEM_SR	0,93 (IC 95% = 0,74-1; CV = 0,12) (julho-agosto 2011-2015; Boys <i>et. al.</i> , 2019)	Não disponível	Faial-Pico
<b>Baleias de barbas (Misticetos)</b>					
<b>Baleia-comum</b>	<b>D1C1*</b>	<b>Captura acidental</b> MM_BYC_BR	Pesca do atum: 0 (1998-2012; Cruz <i>et al.</i> , 2018) Pesca com rede de cerco: 0 (1998-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011) Pesca demersal: 0 (2004-2006; Silva <i>et al.</i> , 2011) Pesca de palangre: 0 (1998-2004; Silva <i>et al.</i> , 2011)	0 em todos os métiers/pescarias (ICES WGBYC 2017-2021)	RAA
<i>Balaenoptera physalus</i>					

Espécie/Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor atual (ano)	Área de avaliação
<b>Abundância</b>					
	D1C2*	Distance sampling	Não disponível	Não disponível	
<b>MM_ABU_DS</b>					
<b>Todos os mamíferos marinhos</b>					
	D1C4*	Distribuição	Área total do território marítimo dos Açores: 984.900 km <sup>2</sup> = grelhas reporte 10x10km Diretiva Habitats	Área total do território marítimo dos Açores: 984.900 km <sup>2</sup> = grelhas reporte 10x10km Diretiva Habitats	RAA
	D1C5*	Habitat da espécie	Não adequado	Não adequado	RAA

#### 9.4.4. Avaliação do bom estado ambiental

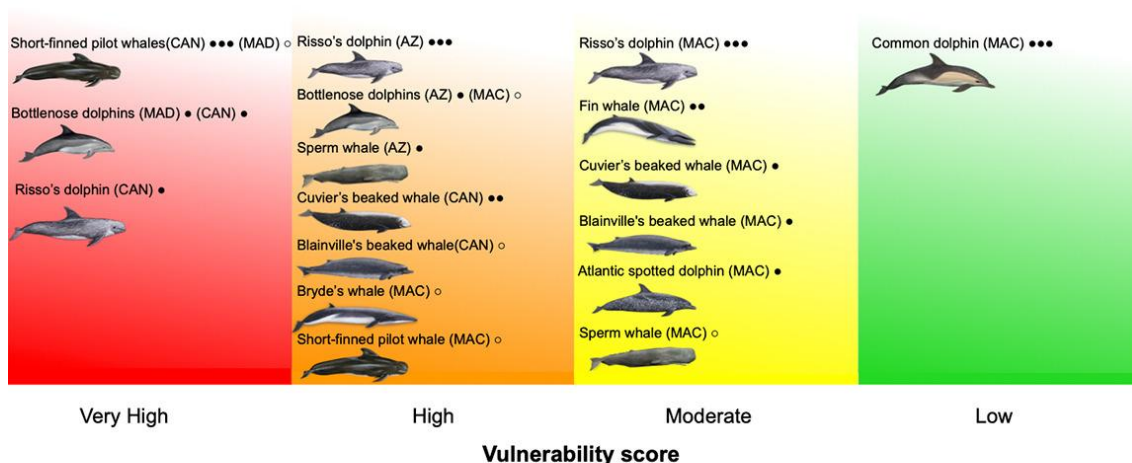
Tabela 9.11. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental dos mamíferos marinhos por espécie e grupo de espécies.

Grupo	Espécie	Critérios					BEA	
		D1C1 Primário	D1C2 Primário	D1C3 Secundário	D1C4 Primário	D1C5 Primário	Elemento	Grupo
Pequenos cetáceos odontocetos	Golfinho-pintado- do-Atlântico ( <i>Stenella frontalis</i> )	Atingido	Desconhecido	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido
	Roaz ( <i>Tursiops truncatus</i> )	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Não avaliado	Desconhecido	
Odontocetos de Mergulho Profundo	Golfinho-de-risso ( <i>Grampus griseus</i> )	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido
	Cachalote ( <i>Physeter macrocephalus</i> )	Atingido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Não avaliado	Desconhecido	
Misticetos	Baleia-comum ( <i>Balaenoptera physalus</i> )	Atingido	Desconhecido	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido

#### 9.4.5. Alterações Climáticas

Sousa *et al.* (2021) utilizaram o método de Avaliação da Vulnerabilidade dos Mamíferos Marinhos às Alterações Climáticas *Marine Mammal Climate Vulnerability Assessment* (MMCVA) para avaliar a vulnerabilidade de 21 unidades de gestão de espécies de cetáceos na Macaronésia, incluindo os Açores (Madeira e Canárias). O método baseia-se na atribuição de pontuações para 11 atributos de sensibilidade biológica e 10 fatores de exposição climática, utilizando a opinião de especialistas. Os resultados indicaram que mais de metade (62%) das unidades avaliadas apresentaram pontuações de vulnerabilidade Muito Alta (5 unidades) ou Alta (8 unidades de gestão).





**Figura 9.9.** Representação gráfica da vulnerabilidade climática das espécies de cetáceos da Macaronésia, resultante da combinação das pontuações de sensibilidade biológica e exposição climática para as unidades de gestão de espécies da Macaronésia (MAC), Açores (AZ), Madeira (MAD) e Canárias (CAN). As cores indicam as pontuações de vulnerabilidade: Muito Alta (12-16, vermelho), Alta (8-9, laranja), Moderada (4-6, amarelo) e Baixa (1-3, verde). Os símbolos indicam as pontuações de certeza: ●●● muito alta (>95%); ●● alta (90–95%); ● moderada (66–90%) e ○ baixa (<66%).

As unidades de gestão com maior vulnerabilidade nos Açores foram a baleia-piloto-tropical (*Globicephala macrorhynchus*) e o roaz (*Tursiops truncatus*). Esta alta vulnerabilidade está associada a fatores como a fidelidade a locais específicos, a especificidade do habitat e a sensibilidade a alterações na temperatura da superfície do mar. Os fatores de exposição climática mais influentes na vulnerabilidade das espécies foram a temperatura da superfície do mar, a acidificação do oceano e o oxigénio dissolvido. As projeções climáticas indicam um aumento significativo nestes fatores, o que poderá ter impactos negativos na distribuição, abundância e fisiologia dos cetáceos. As alterações climáticas poderão levar a alterações significativas na distribuição das espécies de cetáceos, com algumas espécies a expandir a sua área de ocorrência e outras a sofrerem contrações. As baleias-de-Bryde (*Balaenoptera brydei*), por exemplo, poderão aumentar a sua presença nos Açores devido ao aumento da temperatura da água. No entanto, a resposta das espécies às alterações climáticas é complexa e depende de uma variedade de fatores, incluindo a disponibilidade de presas e a competição com outras espécies.

É necessária mais investigação sobre a ecologia e fisiologia dos cetáceos, a dinâmica das suas populações e a sua resposta às alterações climáticas. A recolha de dados oceanográficos de alta resolução também é crucial para melhorar as projeções climáticas e a modelagem dos impactos.

Sousa *et al.* (2023) analisaram os impactos das alterações climáticas no setor turístico de observação de cetáceos (*Whale Watching, WW*) na Macaronésia, incluindo os Açores, através da criação de cenários integrados que consideram as dimensões socioeconómica, climática e ecológica. Os autores desenvolveram quatro narrativas de Cenários Socioeconómicos Partilhados Europeus (Eur-SSPs *Shared Socio-economic Pathways*) para o setor de observação de cetáceos (WW-SSPs) e combinaram estas narrativas com projeções de alterações climáticas para o período de 2025–2055 e respostas de adequação térmica das espécies:

- **WW–SSP1: Observação de cetáceos (WW) num mundo sustentável** - Cenário em que a observação de baleias é realizada de forma equilibrada, com enfoque na conservação, colaboração global e práticas sustentáveis, priorizando a saúde dos ecossistemas e o bem-estar das espécies marinhas.
- **WW–SSP3: Observação de cetáceos (WW) num mundo de rivalidade regional** - Cenário caracterizado por rivalidades entre regiões, com prioridades divergentes e menor colaboração internacional, levando a práticas menos regulamentadas e potencial aumento da exploração dos recursos marinhos.
- **WW–SSP4: Observação de cetáceos (WW) num mundo de desigualdade** - Cenário marcado por desigualdades sociais e económicas, onde as práticas de observação de baleias são moldadas por interesses de elites ou regiões privilegiadas, com menor atenção às questões ambientais e aos impactos locais.
- **WW–SSP5: Observação de cetáceos (WW) num mundo de desenvolvimento baseado em combustíveis fósseis** - Cenário onde o crescimento económico acelerado e dependente de combustíveis fósseis domina, com práticas de observação de baleias potencialmente exploratórias, reduzindo o foco na conservação e na sustentabilidade ambiental.

Os cenários integrados sugerem que as alterações climáticas poderão ter impactos diversos no setor de WW, dependendo do cenário socioeconómico e da resposta das espécies. Os *stakeholders* locais quando confrontados as quatro diferentes narrativas socioeconómicas consideraram o setor como "algo preparado" para um Mundo Sustentável e um Mundo de Desenvolvimento de Combustíveis Fósseis, mas "algo despreparado" para um Mundo de Rivalidade. Não houve consenso sobre o nível de preparação do setor num cenário de Mundo de Desigualdade. As variáveis climáticas mais relevantes para a atividade de observação de baleias nos Açores são a velocidade do vento, a altura das ondas, a frequência e intensidade de eventos extremos que influenciam o número de dias com condições marítimas adequadas, e as condições atmosféricas que influenciam o conforto dos turistas. As alterações climáticas poderão afetar estas variáveis, resultando em mudanças na frequência e qualidade das viagens de WW (Sousa *et al.*, 2023).

As respostas térmicas das espécies de cetáceos às alterações climáticas também terão implicações para o setor de observação de baleias. Sousa *et al.* (2023) projetam que a adequação térmica de algumas espécies, como a baleia-de-Bryde e o golfinho-malhado (*Stenella frontalis*), poderá aumentar nos Açores, enquanto outras, como a baleia-de-bico-de-Blainville (*Mesoplodon densirostris*), poderão diminuir. Estas mudanças na distribuição das espécies poderão afetar as oportunidades de observação de baleias e a rentabilidade do setor (Sousa *et al.* 2023).

Sousa *et al.* (2023) recomendam a implementação de medidas de gestão adaptativa para o setor de observação de cetáceos, como a diversificação das atividades, a melhoria da formação dos operadores e a promoção de práticas de turismo sustentável. Este estudo demonstrou a importância de considerar múltiplas dimensões na avaliação dos potenciais desafios colocados pelas alterações climáticas e que a participação dos *stakeholders* é essencial para o desenvolvimento e implementação de estratégias de adaptação eficazes.

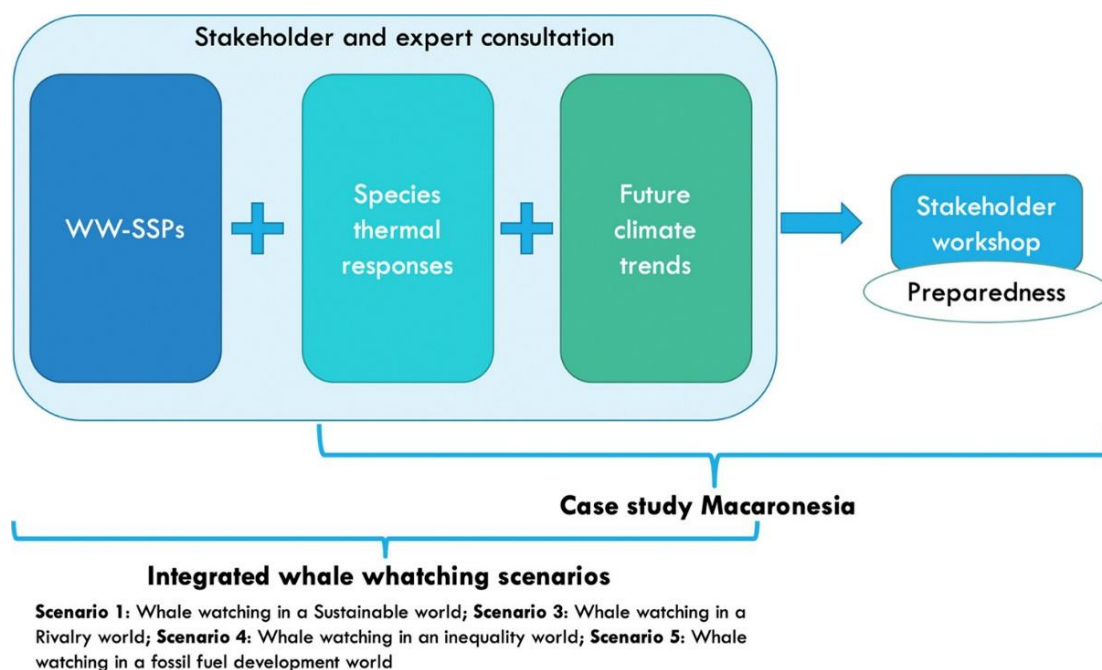


Figura 9.10. Modelo conceptual do desenvolvimento de cenários para observação de cetáceos, combinando os módulos biológicos, climáticos e socioeconómicos (adaptado de Meynecke *et al.*, 2017). Este modelo foi integrado num workshop com partes interessadas, no qual se avaliou a preparação do setor face aos diferentes cenários: WW–SSP1: Observação de cetáceos (WW) num mundo sustentável, WW–SSP3: Observação de cetáceos (WW) num mundo de rivalidade regional, WW–SSP4: Observação de cetáceos (WW) num mundo de desigualdade, WW–SSP5: Observação de cetáceos (WW) num mundo de desenvolvimento baseado em combustíveis fósseis.

## 9.5. Repteis marinhos

### 9.5.1. Introdução

As definições do BEA adotadas no âmbito do MISTIC SEAS II, para o grupo funcional das tartarugas marinhas da Macaronésia (MISTIC SEAS II Consortium, 2018), constam da Tabela 9.12.

**Tabela 9.12.** Critérios a avaliar e respetivos indicadores e definições de BEA adotados para a Macaronésia, incluindo a subdivisão dos Açores, durante o projeto MISTIC SEAS II, para o Descritor 1, grupo funcional tartarugas marinhas (MISTIC SEAS II Consortium, 2018).

Critérios (*Primários)	Definição do BEA
D1C1* Taxa de captura acidental	A taxa de mortalidade por captura acidental não alcança níveis que comprometam a viabilidade das populações.
D1C2* Abundância	A abundância de tartarugas marinhas mantém-se a um nível que assegura a sua sustentabilidade dentro da sub-região.
D1C3 Condição corporal	O Índice de Condição Corporal das tartarugas marinhas é consistente com uma população em BEA.

### 9.5.2. Metodologia e dados

Para as tartarugas seguem-se as mesmas metodologias acordadas e validadas no âmbito dos projetos MISTIC SEAS e MISTIC SEAS II descritas na secção 9.4.2 para os cetáceos (Programa de Monitorização da abundância e demografia de cetáceos e répteis, PT-AMA-MO-D1-MM-ST) e os dois subprogramas (Costeiro e Oceânico, MISTIC SEAS II Consortium, 2019a e b). No subprograma Costeiro, adicionalmente ao procedimento descrito para os cetáceos, são ainda capturadas e libertadas tartarugas para caracterizar a população de juvenis de tartaruga-comum da Macaronésia. Este programa está projetado para obter dados biológicos (como tamanho, peso e sexo) e amostras genéticas. Esses dados permitem estimar o índice de condição corporal (BCI), para determinar a proporção sexual e para desenvolver análises genéticas.

### 9.5.3. Resultados

#### Critério D1C1

A Tabela 9.13 apresenta os indivíduos de *Caretta caretta* observados como captura acidental pelos programas de monitorização e observação de pesca da região para as várias pescarias, por ano, durante o período 2017-2021. Verifica-se que essas capturas incidem essencialmente na arte de palangre derivante de superfície. Não existem dados relativamente à mortalidade a bordo ou da sobrevivência dos indivíduos libertados após captura.

**Tabela 9.13.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de tartaruga comum (*Caretta caretta*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	5	0	COSTA	<b>1(c)</b>	7	<b>0,14**</b>	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	Discardless and SponGES (a)	0	31	0	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável
Redes de cercar (PS_SPF)		0	0	0	Não aplicável	0	0	0	Não aplicável

Pescaria		2019				2020				2021			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
	Cefalópodes (LHP_CEP)	0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	4	0	COSTA	0	1	0	COSTA	0	2	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
Redes de emalhar (GNS_MPD)		0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	<b>2 (d)</b>	29	<b>0,07</b>	PNRD Açores
Redes de cercar (PS_SPF)		0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

\*\*Capturas dentro da ZEE dos Açores da frota LDD\_LPF Portuguesa (Açores e Continente).

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

(c) 1 Indivíduo capturado em janeiro.

(d) Indivíduos capturados em outubro.

### Critério D1C2

A tartaruga-comum é a espécie de tartaruga marinha mais abundante nos Açores, e está presente durante todo o ano, sendo a espécie mais frequentemente observada desde abril até ao início do Outono (Vandeperre *et al.*, 2019). A agregação no arquipélago é composta unicamente por juvenis (8-80 cm CCL). A espécie está amplamente distribuída nas águas do arquipélago, ocorrendo tanto em zonas costeiras como oceânicas. Não existem estimativas do tamanho da população para toda a ZEE dos Açores. Em 2018, o censo com a metodologia *distance sampling* realizado numa área de 32804 km<sup>2</sup> em redor das ilhas do grupo central do Arquipélago, estimou uma população de 5187 [mín. 2170 – máx. 12399] indivíduos (MISTIC SEAS II Consortium, 2019a). No entanto, o reduzido número de avistamentos da espécie efetuados no decorrer deste censo torna esta estimativa pouco fiável. Com base em avistamentos a partir de plataformas oportunistas (POPA – Programa de observação para as Pescas dos Açores), a tendência da abundância da população a longo prazo (2000-2015) foi avaliada como estável, à semelhança da principal população de origem nos EUA (Vandeperre *et al.*, 2019). Também com base nos dados do POPA, a tendência da abundância relativa foi recalculada para o período 2001-2020 em -3.8% (para um intervalo de confiança de estatística Bayesiana de -73.6% a 120% BCI) (F. Vandeperre, dados não publicados). A tendência populacional permanece assim estável e continua em concordância com a tendência a longo prazo nas praias de desova na Flórida (F. Vandeperre, com. pess.).

### Critério D1C4

Os dados de distribuição da tartaruga-comum mostram uma preferência por áreas oceânicas (>25 km das ilhas) (Vandeperre *et al.*, 2019), e uma associação a montes submarinos (Santos *et al.*, 2007) e eddies (Chambault *et al.*, 2019).

Não existem dados novos a reportar para o período de avaliação de 2016-2021, do presente relatório em relação ao relatório do 2º Ciclo (Tabela 9.14), à exceção de uma pequena atualização do valor da tendência populacional até 2020, mas que se mantém igualmente estável.

**Tabela 9.14.** Resumo dos resultados da monitorização por critério para o elemento (espécie *Caretta caretta*) de tartarugas marinhas nos Açores, no ciclo 2016-2021.

Espécie/ Elemento	Critério (*Primário)	Indicador	Valor de referência (ano)	Valor atual (ano)	Área de avaliação	Tendência
<b>Tartarugas marinhas</b>						
	D1C1*	Mortalidade por captura acessória ST_BYC_MR	Não disponível	32 indivíduos capturados acidentalmente no palangre derivante de superfície e 2 em redes de emalhar (ICES WGBYC 2017- 2021)	RAA	
	D1C2*	Abundância Distance sampling	Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 149 indivíduos: 5.187 (95% CI = 2,170-12.399; CV = 0,46) [2018; MISTIC SEAS II]	Estimativa de abundância baseada em desenho experimental: 149 indivíduos: 5,187 (95% CI = 2.170-12.399; CV = 0,46) [2018; MISTIC SEAS II]	Grupo central (área = 32.804 km <sup>2</sup> )	
Tartaruga-comum <i>Caretta caretta</i>		MT_ABU_DS	Não disponível	Não disponível	RAA (área = 198.401 km <sup>2</sup> , Vandeperre <i>et al.</i> , 2019)	Estável
	D1C3	Taxa de sobrevivência MT_DEM_BCI	1,76 ± 0,25 n=828 [1984-2016]	1,82 ± 0,30 n=29 [2017-2018; MISTIC SEAS II]		
	D1C4*	Distribuição	Área total do território marítimo dos Açores: 984.900 km <sup>2</sup> = grelhas reporte Diretiva Habitats	Área total do território marítimo dos Açores: 984.900 km <sup>2</sup> = grelhas reporte Diretiva Habitats	RAA	
	D1C5*	Habitat da espécie	Não adequado	Não adequado	RAA	



#### 9.5.4. Avaliação do bom estado ambiental

Tabela 9.15. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental das tartarugas marinhas por espécie e grupo de espécies.

Espécie	Critérios					BEA	
	D1C1 Primário	D1C2 Primário	D1C3 Secundário	D1C4 Primário	D1C5 Primário	Elemento	Grupo
Tartaruga-comum ( <i>Caretta caretta</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido

#### 9.6. Peixes Marinhos

##### 9.6.1. Introdução

Não existe presentemente definição de Bom Estado Ambiental para os peixes marinhos dos Açores, ou limiares definidos para avaliar este grupo funcional para os vários critérios nos Açores.

##### 9.6.2. Metodologia e dados

O Programa de Monitorização da abundância de peixes e cefalópodes (PT-MO-D1-FISH) na subdivisão dos Açores é operacionalizado dando continuidade à recolha de dados através do Programa Nacional de Recolha de Dados (PNRD/DCF) cujas metodologias de amostragem são standardizadas a nível internacional (inclui recolha de dados biológicos nos diferentes esquemas de amostragem em lota e no mar), campanhas anuais de demersais (ARQDAÇO), tendo sido complementado pelos projetos SOS TubaProf (MAR 2020 - 16-01-03-FMP-0040) e MONICO, durante o presente período de avaliação e alguns estudos científicos complementares desenvolvidos na Região.

As campanhas do cruzeiro anual de monitorização das espécies demersais dos Açores - ARQDAÇO (PT-AZO-MO-ARQDAÇO) realizam-se anualmente desde 1995, dirigindo-se às espécies de peixes demersais, alvo de uma importante pescaria instalada na RAA. Este programa tem sido central na avaliação e gestão das pescas demersais em toda a área da ZEE da RAA, com fundos suscetíveis de serem explorados comercialmente, recolhendo dados de diversidade, abundância e parâmetros populacionais; recolha de material biológico para estudos de reprodução, idade e crescimento, genética, ecotoxicologia de peixes demersais e de profundidade dos Açores; estudos de marcação-recaptura; entre outros estudos de biologia e ecologia das espécies demersais e de profundidade dos Açores.

O desenho de amostragem consolidado desde 1995 é estratificado e aleatório (condicionado pelos objetivos de monitorização inicialmente definidos, os custos da campanha e o tempo necessário à sua realização). Os dados recolhidos nos cruzeiros ARQDAÇO representam a série temporal mais longa de dados sobre peixes demersais na região, recolhidos com uma metodologia standardizada. A campanha decorre anualmente, nas mesmas áreas/subáreas do

arquipélago dos Açores, utilizando o palangre de fundo pedra-boia, semelhante ao que é utilizado pela frota de pesca demersal local: Área 1 - Bancos Princesa Alice e Açores; Área 2 - Ilhas do Grupo Central: Faial/Pico, São Jorge, Graciosa e Terceira; Área 3 - Ilhas do Grupo Oriental: São Miguel e Santa Maria; Área 4 - Banco Mar da Prata; Área 6 - Ilhas do Grupo Ocidental: Flores/Corvo. As áreas 1, 2 e 3 são divididas em 2 a 4 subáreas (ex: Área 1 - Princesa Alice e Açores), com um total de 8 subáreas dentro destas 3 áreas principais. Para as áreas principais 4 e 6, as áreas e subáreas são equivalentes, perfazendo um total de 11 subáreas. O arquipélago dos Açores foi também dividido em 16 estratos de profundidade com intervalos de 50 m (0-50 m, 51-100 m, ...) até aos 800 m, faixa de profundidade preferencial para ocorrência de algumas das espécies comerciais. Adicionalmente, a amostragem estende-se até aos 1200 m numa estação escolhida aleatoriamente dentro de cada subárea para fins exploratórios e ecológicos. O esforço em cada área é alocado proporcionalmente pelo tamanho de cada subárea (Menezes *et al.*, 2006, Pinho *et al.*, 2020).

São apresentados os dados relativos às capturas independentes da pesca dos cruzeiros ARQDAÇO (número de indivíduos, média de indivíduos/cruzeiro calculada entre 1995-2019, excluindo os dados do cruzeiro parcial de 2021), intervalo de profundidade de captura e intervalo de comprimento dos peixes capturados, para todas as espécies (E. Giacomello e G. Menezes, dados não publicados). Para as espécies capturadas com mais frequência são também reportadas as estimativas de abundância (índice de abundância relativa em número: taxas de captura ponderadas por área, Pinho *et al.*, 2020), calculadas entre 1996 e 2021. Como no ano 1995 o desenho de estratificação das profundidades foi diferente dos outros anos, este foi excluído do cálculo dos índices. Adicionalmente, em 2021 o cruzeiro só foi realizado parcialmente (só nas áreas I e II: I — bancos “Açores” e “Princesa Alice”; — ilhas “Faial/Pico”, “Graciosa”, “São Jorge” e “Terceira”), por isso os índices só foram calculados para as áreas I e II (E. Giacomello e G. Menezes, dados não publicados).

O Programa de Monitorização de Recursos e Ambientes Costeiros dos Açores – MONICO, tem o objetivo de colmatar lacunas de recolha de dados para espécies e ecossistemas costeiros. Divide-se por módulos com diferentes metodologias de monitorização independentes da pesca para diversos ecossistemas, habitats e recursos costeiros (GAMPA, 2021).

No contexto dos objetivos do programa MoniCO para apoio à decisão, especialmente no que se refere ao descritor 1 do 3.º ciclo de implementação da DQEM, foram selecionadas espécies prioritárias com base na Análise de Produtividade e Suscetibilidade, conforme metodologia adotada pelo programa MoniCO, descrita em detalhe em GAMPA (2021), nomeadamente: peixe-cão (*Bodianus scrofa*), badejo (*Mycteroperca fusca*) – grupo funcional dos peixes costeiros - e mero (*Epinephelus marginatus*) – grupo funcional dos peixes demersais de plataforma (GAMPA, 2024).

Relativamente aos critérios DQEM a reportar para os peixes não comerciais, foram considerados dois critérios primários (D1C1 e D1C2) e um critério secundário (D1C4), utilizando as duas fontes de informação disponíveis: o PNRD e o programa MoniCO (GAMPA, 2021). Os dados do PNRD são referentes aos desembarques por métier, e abrangem o período de 1990 a 2021. Os dados MoniCO referem-se aos censos visuais subaquáticos realizados nas ilhas do Faial, Corvo e Santa

Maria, assim como nos Ilhéus das Formigas. Estes locais foram escolhidos por representarem o gradiente geográfico/ecológico do arquipélago, e pela consistência dos dados na série histórica entre 1997 e 2021 (GAMPA, 2024).

Para D1C1, dado que a frota pesqueira da RAA é multiespecífica, para identificar os *métiers* onde cada espécie é considerada captura acessória, foi realizada uma análise da tendência histórica dos desembarques por espécie, identificando o *métier* principal e os *métiers* secundários (dados de desembarques em lota, cedidos pelo PNRD). O *métier* principal foi definido como aquele que representou mais de 50% das capturas da espécie em análise, para o período compreendido entre 1990 e 2021 (ver Tabela 9.16 com os desembarques totais por espécie nesse período) (GAMPA, 2024).

Tabela 9.16. Desembarques totais em toneladas por espécie entre os anos 1990-2021 (in GAMPA, 2024).

Espécie	Desembarques totais (ton)
<i>Myxeroperca fusca</i>	29
<i>Epinephelus marginatus</i>	958
<i>Bodianus scrofa</i>	35

A Tabela 9.17 apresenta os *métiers* secundários para os quais as capturas das espécies analisadas foram consideradas acessórias (D1C1). Para o critério D1C1, a tendência dos desembarques como captura acessória para as três espécies, é reportada para o período de 2016 a 2021 (GAMPA, 2024).

Tabela 9.17. Nomes e abreviaturas dos *métiers* analisados para peixes costeiros (in GAMPA, 2024).

Sigla	Metiers
FPO-CRU	Armadilhas dirigidas a crustáceos
FPO-FIF	Armadilhas dirigidas a peixes de barbatana
GNS-FIF	Redes de emalhar fundeadas dirigidas a peixes de barbatanas
LHP-CEP	Linha de mão dirigida a cefalópodes
LHP-LPF	Salto e vara dirigido a tunídeos
LHP-MPD	Salto e vara costeiro e corrico dirigido a espécies pelágicas costeiras
LLS-DEF	Palangre de fundo
PS-SPF	Redes de cerco dirigidas a pequenos peixes pelágicos

Para D1C1, a tendência dos desembarques nos Açores estimadas para os *métiers* secundários, foi usada como medida de avaliação da tendência da mortalidade por captura acessória para as três espécies selecionadas (GAMPA, 2024).

Para D1C2, analisou-se a tendência histórica do índice de biomassa (kg/ha) calculada a partir dos dados dos censos visuais subaquáticos realizados entre os anos 2016-2021. Os censos são realizados por dois a três mergulhadores que observam, identificam e contam as diferentes espécies (classificadas por tamanho) ao longo de transetos de 50 m de comprimento por 5 m de largura, representando uma área de fundo marinho de 250 m<sup>2</sup>. Estes transetos são realizados em

fundos rochosos, entre os 10 e 30m de profundidade, e são contados todos os indivíduos encontrados dentro desta área, identificados ao nível de espécie, e classificados em classes de tamanho (GAMPA, 2019).

Para a análise das tendências utilizou-se o rácio entre a média da biomassa nos anos recentes (2016-2021) e a média da biomassa histórica (1997-2021), aplicando a seguinte expressão:

$$R = \text{Média } a_r / \text{Média } a_h$$

Onde  $a$  representa a abundância em biomassa,  $r$  refere-se aos anos recentes e  $h$  aos anos históricos. Foram calculados intervalos de confiança (IC) de 95% com base em *bootstrap*, utilizando 5000 interações, para avaliar a significância dos rácios. Considerou-se que o efeito é significativo quando o IC não inclui o valor 1, e que  $R > 1$  indica uma tendência positiva, enquanto  $R < 1$  indica uma tendência negativa (Molloy *et al.*, 2009; Afonso *et al.*, 2018; GAMPA, 2019; GAMPA, 2024).

Para as espécies de peixes costeiras e para o critério secundário D1C4, foram utilizados dados dos censos visuais subaquáticos do programa MoniCO. Para estimar a distribuição das espécies, usaram-se os resultados de um modelo preditivo de distribuição de espécies (SDM, *Species Distribution Model*, West *et al.*, em preparação) usando o algoritmo *Random Forest* (Breiman, 2001). Esses modelos são ferramentas estatísticas usadas para prever a ocorrência e/ou distribuição de espécies em áreas geográficas específicas, com base nas condições ecológicas e ambientais onde essas espécies ocorrem. É importante destacar que esta avaliação abrange apenas a área de estudo até os 30 m de profundidade (o limite das amostragens realizadas por censos visuais subaquáticos), e que foram excluídos dados anteriores a 2009 para reduzir a influência da variabilidade interanual no desenho de amostragem. Da mesma forma, foram considerados apenas os censos realizados entre junho e novembro nas análises, visando minimizar a variabilidade associada a mudanças sazonais nas comunidades de peixes (Afonso *et al.*, 2018; Schmiing *et al.*, 2014; GAMPA, 2024).

As co-variáveis preditivas selecionadas incluíram um conjunto de variáveis ambientais considerados potencialmente relevantes para a distribuição das espécies e para os quais estavam disponíveis *rasters* com cobertura completa: morfologia do fundo marinho, composição do substrato e as características físico-químicas da coluna de água. As variáveis incorporadas no modelo final incluíram: profundidade, declive, profundidade da camada de mistura, ilha, exposição às ondas (em função da profundidade), distância à costa e distância ao substrato mais próximo (ex.: areia). A contribuição relativa de cada variável variou entre as espécies estudadas. No entanto, profundidade, distância à costa, exposição às ondas e profundidade da camada de mistura mostraram-se geralmente mais relevantes, enquanto a ilha (como fator) e a distância à areia tiveram menor impacto (GAMPA, 2024). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2021). A exploração inicial dos dados seguiu as orientações de Zuur (2007, 2010). Os modelos foram validados por meio de validação cruzada e o desempenho preditivo dos modelos de biomassa foi avaliado pela análise de gráficos de valores previstos versus observados e pelo cálculo da correlação de postos de *Spearman*, usando o conjunto de dados de teste (González-Irusta e Wright, 2016; GAMPA, 2024).

Para apoiar o reporte do grupo funcional dos peixes de profundidade recorreu-se aos dados obtidos pelo projeto SOS TubaProf (Fauconnet e Catarino, 2020-2023), uma rede para estudar a sustentabilidade das capturas acidentais dos tubarões de profundidade na pescaria comercial de palangres de profundidade nos Açores, teve como objetivos: estimar abundâncias relativas de tubarões de profundidade, sobrevivência pós-libertação nas condições “normais” de pesca, estudar seletividade das artes de pesca, experimentar alterações de arte para reduzir capturas acidentais, avaliar eficiência de técnicas alternativas não invasivas (eDNA, BRUVs) e comparar resultados com capturas de pesca científica (Fauconnet *et al.*, 2022). As estimativas de capturas dos tubarões de profundidade de Fauconnet são então baseadas no trabalho de *catch reconstruction* realizado na EEZ dos Açores no âmbito do *Sea Around Us Project*<sup>35</sup>. A base de dados de reconstrução das capturas que ocorrerem nos Açores no período 1950-2010 inicialmente publicada por Pham *et al.* (2013), foi completada e atualizada até 2014 e publicada por Fauconnet *et al.* (2019). Esta atualização incluiu informação mais completa sobre as devoluções ao mar e outros usos das capturas (e.g., isco, alimentação) pelas diferentes pescarias que ocorrem nos Açores. Para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão, os dados de observadores embarcados do PNRD para os anos 2004-2012 foram usados para estimar as quantidades de devoluções ao mar e outros usos das capturas (Fauconnet *et al.* 2019). Usando a mesma metodologia, foi realizada uma nova atualização até 2018 para todas as pescarias, e até 2019 para algumas pescarias, incluído a pescaria de palangre derivante ao peixe-espada preto (Chu *et al.* 2020). Para os tubarões de profundidade, estas estimativas foram usadas e apresentadas em Fauconnet *et al.* (2022b). Para a pescaria de palangre derivante ao peixe-espada preto são estas estimativas que são usadas e apresentadas no presente relatório. Para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão, foi realizada uma nova atualização até 2022, no âmbito de um pedido da Direção Regional das Pescas (DRP) para apoiar o pedido de renovação de isenção à Obrigação de Desembarque (DRP, 2023). Nesta última atualização, a metodologia foi alterada, considerando os dados de observadores embarcados do PNRD para o ano 2021, de forma a tomar em consideração as potenciais alterações de comportamentos dos pescadores em relação às devoluções ao mar a seguir a implementação da Obrigação de Desembarque, que entrou em vigor em 2019, e outras medidas de gestão que foram implementadas na RAA nos últimos anos. Os dados de observadores do ano 2021 foram usados por ser considerado o ano mais representativo e completo durante este período, apesar de limitar a robustez das estimativas por se usar apenas um ano de recolha de dados, em vez de vários anos como foi feito anteriormente (Fauconnet, com. pess.).

Por fim, para reportar ao critério D1C4 para os peixes pelágicos e de profundidade recorreu-se ao estudo de Das *et al.* (2022), baseado em mais de 20 anos de dados independentes e dependentes de pescarias para modelar a distribuição espacial de elasmobrânquios frequentemente capturados na ZEE do Arquipélago dos Açores (Dorsal Média-Atlântica).

Das *et al.* (2022) utilizaram dados georreferenciados de presença-ausência e abundância de elasmobrânquios de profundidade provenientes de campanhas científicas e de operações comerciais, para espécies com capturas acessórias relevantes em pescarias de águas profundas, com diferentes categorias IUCN (Dulvy *et al.*, 2014; Nieto *et al.*, 2015), e regulamentos UE de

---

<sup>35</sup> <https://www.seaaroundus.org/>

pesca (Regulamento do Conselho nº 1359, 2008; Regulamento do Conselho nº 2025, 2018) (Tabela 9.18).

**Tabela 9.18.** Atributos de algumas espécies de elasmobrânquios selecionadas para o desenvolvimento de modelos preditivos de distribuição e modelos de abundância, com base nos dados científicos e comerciais disponíveis nos Açores do estudo de Das *et al.* (2022). Inclui as categorias da Lista Vermelha da IUCN, o regulamento das pescarias da UE (S para espécies cuja captura é proibida), e a taxonomia conforme o *World Register of Marine Species* (WoRMS Editorial Board, 2021) (adaptado de Das *et al.*, 2022).

Espécie	Nº de ocorrências (dados científicos)	Nº de ocorrências (observador)	Nº indivíduos (a)	IUCN (b)	Espécie proibida	Amplitude de profundidade (m)	Profundidade média de captura (m)	Ano de referência (c)
<i>Galeorhinus galeus</i>	290	51	1048	VU		12–836	232	1996
<i>Centrophorus squamosus</i>	71	4	106	EN	S	304–1445	1051	1996
<i>Deania calceus</i>	614	46	1802	EN	S	252–1481	988	1996
<i>Deania profundorum</i>	1022	61	3354	DD		276–1276	743	1996
<i>Dalatias licha</i>	96	97	364	EN	S	161–1047	557	2001
<i>Etmopterus pusillus</i>	843	161	1896	DD		139–1250	692	1996
<i>Etmopterus spinax</i>	991	177	5093	NT	S	153–1196	563	1996
<i>Dipturus batis</i> <sup>d</sup>	103	81	358	CR	S	59–891	442	2001

<sup>a</sup> Registos de ocorrência totais obtidos a partir das capturas em campanhas científicas e programas de observadores entre 1996 e 2018.

<sup>b</sup> Categorias da IUCN, de acordo com a última avaliação da Lista Vermelha Europeia (Nieto *et al.*, 2015): CR = Criticamente em Perigo, EN = Em Perigo, VU = Vulnerável, NT = Quase Ameaçada, LC = Pouco Preocupante, DD = Dados Insuficientes, NA = Não Avaliado.

<sup>c</sup> Ano de referência corresponde ao primeiro ano com registos de presença nos conjuntos de dados.

<sup>d</sup> *Dipturus batis* é um complexo de espécies, inicialmente identificadas como *D. cf intermedia* e *D. cf flossada* por Iglésias *et al.* (2010). A identificação genética destas espécies nos Açores encontra-se atualmente em investigação (Diana Catarino, comunicação pessoal). *Dipturus batis* aqui refere-se antes da revisão taxonómica.

Foi compilada uma série de dados com 20 anos (1996–2017), das campanhas científicas de demersais (ARQDAÇO) com dois tipos de palangres de fundo (tipos LLA, 639 lances, e LLB, 27 lances), e um conjunto de dados proveniente dos programas de observação de pesca comercial com palangre de fundo (2004–2018) (semelhante ao tipo LLA, 537 lances) e linha de mão vertical (conhecida como "gorazeira", 174 lances) dirigidos ao goraz, *Pagellus bogaraveo* (Das *et al.*, 2022).

Algumas das limitações associadas à utilização de dados recolhidos com palangres e linhas de mão para modelos preditivos de distribuição de espécies foram discutidas em Parra *et al.* (2017).

Com base em Modelos Aditivos Generalizados (GAMs) foi prevista a probabilidade de ocorrência das espécies, bem como a abundância de algumas delas, dentro da ZEE dos Açores e em montes

submarinos vizinhos (até 2000 m de profundidade), utilizando variáveis ambientais e operacionais como preditores. Para detalhes sobre a metodologia de modelação consultar Das *et al.* (2022).

### 9.6.3. Resultados

#### Critério D1C1

De seguida, são apresentados os resultados (Tabela 9.19, Tabela 9.20, Tabela 9.21, Tabela 9.22, Tabela 9.23, Tabela 9.24, Tabela 9.25, Tabela 9.26, Tabela 9.27 e Tabela 9.28) da análise da base de dados reportada pela Direção Regional das Pescas (DRP) ao ICES (WGBYC), por espécie de cada grupo funcional, ano e *métier*, em termos de número de indivíduos registados pelos observadores dos diferentes programas de monitorização da pesca comercial, por arte de pesca e número de viagens observadas (monitorizadas).

## Peixes costeiros

**Tabela 9.19.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de badejo (*Mycteroperca fusca*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	Discardless and SponGES (a)	0	31	0	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA



2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	<b>3</b>	<b>29</b>	<b>0,10</b>	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.20.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de peixe-cão (*Bodianus scrofa*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	Discardless and SponGES (a)	0	31	0	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	<b>1</b>	<b>65</b>	<b>0,02</b>	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	<b>3</b>	<b>29</b>	<b>0,10</b>	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

## Peixes pelágicos

**Tabela 9.21.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de cação (*Galeorhinus galeus*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024); NA – Não aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	0	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	Discardless and SponGES (a)	5	31	0,16	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

## Peixes demersais de plataforma

**Tabela 9.22.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura acidental de mero (*Epinephelus marginatus*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA - Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	Discardless and SponGES (a)	0	31	0	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	<b>3</b>	<b>29</b>	<b>0,10</b>	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

## Peixes de profundidade

**Tabela 9.23.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de barroso (*Centrophorus granulosus*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0,00	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	70	26	2,69	Discardless and SponGES (a)	7	31	0,23	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA



2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	<b>21</b>	<b>60</b>	<b>0,35</b>	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.24.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de xara-branca (*Centrophorus squamosus*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	1	26	0,04	Discardless and SponGES (a)	0	31	0	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.25.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de gata-lica (*Dalatias licha*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	2	6	0,33	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	178	26	6,85	Discardless and SponGES (a)	44	31	1,42	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.26.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de sapata-branca (*Deania calceus*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	87	6	14,50	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	58	26	2,23	Discardless and SponGES (a)	70	31	2,26	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	<b>199</b>	60	<b>3,32</b>	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.27.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de raia-manteiga (*Dipturus batis*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	0	6	0	Discardless and SponGES (a)	2	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	0	26	0	Discardless and SponGES (a)	13	31	0,42	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA



2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	60	0	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.28.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de lixinha-da-fundura-de-veludo (*Etmopterus spinax*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	17	6	2,83	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	353	26	13,58	Discardless and SponGES (a)	18	31	0,58	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	<b>46</b>	<b>60</b>	<b>0,77</b>	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

**Tabela 9.29.** Número de indivíduos capturados (mortos ou vivos) e taxa de captura accidental de lininha-da-fundura-lisa (*Etmopterus pusillus*), número de viagens e método de monitorização, entre 2017 e 2021, por pescaria (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024). NA – Não Aplicável.

Pescaria		2017				2018			
		N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
Armadilhas (FPO)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Linha de mão	Peixes de barbatana LHP_FIF	18	6	3,00	Discardless and SponGES (a)	0	1	0	PNRD Açores (b)
	Cefalópodes (LHP_CEP)	-	-	-	NA	-	-	-	NA
Salto e Vara (LHP_LPF)		0	134	0	POPA	0	125	0	POPA
Palangre	Derivante de superfície (LLD_LPF)	0	6	0	COSTA	0	6	0	COSTA
	Fundo (LLS_DWS)	2413	26	92,81	Discardless and SponGES (a)	69	31	2,23	PNRD Açores (b)
Redes de emalhar (GNS_MPD)		-	-	-	NA	-	-	-	NA
Redes de cercar (PS_SPF)		-	-	-	NA	-	-	-	NA

2019				2020				2021			
N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura	Métodos de monitorização
0	7	0	PNRD Açores	0	2	0	PNRD Açores	0	13	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	0	65	0	PNRD Açores
0	15	0	PNRD Açores	0	9	0	PNRD Açores	0	15	0	PNRD Açores
0	97	0	POPA	0	79	0	POPA	0	146	0	POPA
0	7	0	COSTA/PNRD Açores	0	6	0	COSTA	0	9	0	COSTA/PNRD Açores
0	46	0	PNRD Açores	0	7	0	PNRD Açores	<b>562</b>	<b>60</b>	<b>9,37</b>	PNRD Açores
0	12	0	PNRD Açores	0	1	0	PNRD Açores	0	29	0	PNRD Açores
0	11	0	PNRD Açores	0	4	0	PNRD Açores	0	27	0	PNRD Açores

(a) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores no âmbito dos projetos DiscardLess e SponGES que, embora baseados em trabalhos anteriores realizados no âmbito do DCF, não tiveram em conta as metas planeadas no Plano de Trabalho.

(b) Os resultados alcançados no âmbito do DCF referem-se ao embarque de observadores ao abrigo de um plano de contingência implementado em 2018 para minimizar os impactos do atraso ocorrido com a transferência de responsabilidade na recolha da informação.

Não houve registos de captura accidental de sapata-bicuda, *Deania profundorum*, em nenhuma pescaria (*metier*) nos programas de observação de pesca da RAA durante o mesmo período (ICES WG BYC 2017-2021). No entanto, como esta espécie é muito parecida com a sapata-branca, *Deania calceus*, (tal como explicado em Fauconnet *et al.* 2020 - ISBN 978-989-99834-2-7 por exemplo) o mais provável é as capturas desta espécie serem registadas de forma errada como *D. calceus*. A Tabela 9. 30 apresenta um resumo dos resultados dos registos de indivíduos observados como capturas accidentais, por espécie, por pescaria, em função do total de viagens de monitorização com observador a bordo efetuadas, obtendo-se assim a taxa de captura accidental para o período total de 2017 na 2021.

Tabela 9. 30 Resumo do número total de indivíduos capturados (mortos ou vivos), por pescaria, número de viagens monitorizadas para os peixes costeiros, pelágicos de plataforma, demersais de plataforma e de profundidade, e taxa de captura accidental para o período 2017 e 2021 (fonte PNRD - RAA - DRP, 2024).

Período 2017-2021	Pescaria	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura
<b>Peixes costeiros</b>				
<i>Bodianus scrofa</i>	Linha-de-mão	1	90	0,011
	Redes de emalhar	3	42	0,071
<i>Mycteroperca fusca</i>	Linha-de-mão	0	90	0
	Redes de emalhar	3	42	0,071
<b>Peixes pelágicos da plataforma</b>				
<i>Galeorhinus galeus</i>	Linha-de-mão	0	90	0
	Palangre de fundo	5	170	0,029
<b>Peixes demersais da plataforma</b>				
<i>Epinephelus marginatus</i>	Linha-de-mão	0	90	0
	Redes de emalhar	3	42	0,071
<b>Peixes de profundidade</b>				
<i>Centrophorus granulosus</i>	Linha-de-mão	0	90	0
	Palangre de fundo	98	170	0,576
<i>Centrophorus squamosus</i>	Linha-de-mão	0	90	0
	Palangre de fundo	1	170	0,006
<i>Dalatias licha</i>	Linha-de-mão	2	90	0,022
	Palangre de fundo	222	170	1,306
<i>Deania calceus</i>	Linha-de-mão	87	90	0,967
	Palangre de fundo	327	170	1,924
<i>Deania profundorum</i>	Linha-de-mão	0	90	0
	Palangre de fundo	0	170	0
<i>Etmopterus pusillus</i>	Linha-de-mão	17	90	0,189
	Palangre de fundo	417	170	2,453
<i>Etmopterus spinax</i>	Linha-de-mão	18	90	0,200
	Palangre de fundo	3044	170	17,906
<i>Dipturus batis</i>	Linha-de-mão	2	90	0,022

Período 2017-2021	Pescaria	N (indivíduos capturados)	N viagens de monitorização	Taxa de captura
	Palangre de fundo	13	170	0,076

Da análise destas tabelas, verifica-se que as capturas acidentais e respetivas taxas, para as espécies selecionadas dos grupos funcionais dos peixes costeiros, pelágicos e demersais de plataforma, nos vários *métiers* analisados, com base nos dados dos programas de observação de pesca comercial, são baixas ou nulas para a maior parte das espécies e pescarias, pelo que é razoável inferir que para estas espécies a taxa de mortalidade associada à pressão antropogénica da pesca acidental deste *métiers*. Por outro lado, as taxas de captura dos tubarões de profundidade são bastantes elevadas para algumas espécies e *métiers*, nomeadamente na linha de mão dirigida a peixes de barbatana e palangre de fundo, em alguns anos.

Em relação à mortalidade/sobrevivência dos tubarões de profundidade, o conhecimento existente atualmente ainda é muito escasso, mas vários estudos recentes permitiram obter alguma informação adicional para a pescaria de palangre de profundidade, tanto relativamente à mortalidade dos tubarões que chegam a bordo (*at-vessel mortality*), como à mortalidade dos tubarões que são depois libertados/devolvidos ao mar (*post-release mortality*) (Fauconnet L., com. pess).

Para a mortalidade a bordo nas experiências de pesca com anzóis circulares realizadas no âmbito do projeto *DiscardLess* (EU H2020 Grant Nº633680), foram obtidas estimativas de mortalidade de cerca de 40% dos indivíduos (registados como mortos ou moribundos), tanto com anzóis circulares, como com anzóis J, nas experiências de pesca e nos dados de observadores com anzóis J (Fauconnet *et al.*, 2024). No entanto, a importância do manuseamento a bordo na mortalidade “*at-vessel*” foi salientada, com taxas de mortalidade mais altas (que podem atingir até 85% dos indivíduos) nos casos de “mau” manuseamento dos indivíduos a bordo, baseados em dados de observadores a bordo (Fauconnet *et al.*, 2022a; Fauconnet *et al.*, 2022b).

Para a mortalidade pós-libertação, as experiências de marcação com acelerómetros realizadas no âmbito do projeto SOSTubaProf (MAR 2020 - 16-01-03-FMP-0040) demonstraram que os indivíduos (n=7 *Centrophorus squamosus* e n=1 *Deania profundorum*) libertados vivos tinham fluabilidade positiva após libertação, impedindo a sua sobrevivência, mesmo com o uso de um dispositivo para libertá-los a profundidades de 100-200m (Fauconnet, L. pers. Com.). No entanto, nas experiências de marcação com marcas de satélite miniPat realizadas no âmbito do projeto *DiscardLess* (EU H2020 Grant Nº633680), usou-se um sistema diferente para afundar os tubarões, e todos os tubarões (n=5 *Centrophorus squamosus*) sobreviveram. Estes dados foram recentemente usados para uma análise de movimento dos tubarões, mas só ficou 1 indivíduo para a análise (Arostegui *et al.*, 2024). No entanto, nas pescarias comerciais, não são usados quaisquer sistemas para afundar os tubarões, o que sugere que a maior parte deve flutuar e não deve conseguir voltar a afundar sozinhos após libertação, indiciando uma mortalidade muito elevada (Fauconnet, L. pers. Com.). Em outras partes do mundo, existem também poucas estimativas de mortalidade pós-libertação. Rodríguez-Cabello & Sánchez (2017) reportaram 33,3% de mortalidade para *Centrophorus squamosus*, e Talwar *et al.* (2017) 83±16% de

mortalidade para *Centrophorus* sp. num recinto pós-libertação. Apesar destes resultados serem preliminares e complexos de analisar, carecendo de mais estudos com maior número de indivíduos de diferentes espécies, todos apontam para uma mortalidade a bordo bastante elevada e uma mortalidade pós-libertação com grande potencial para ser também muito alta, em particular na pesca comercial que não usa sistemas para afundar os tubarões libertados. Até existir melhor conhecimento, a abordagem mais conservadora e precavonista é assumir 100% de mortalidade face às capturas (Fauconnet com. pess).

## Critério D1C2

### Peixes costeiros e peixes demersais de plataforma

Para os peixes abrangidos pelo Programa de monitorização MoniCo, badejo e peixe-cão (costeiros) e mero (demersal de plataforma), no âmbito do reporte ao D1C2, analisou-se a tendência histórica do índice de biomassa (kg/ha) calculada a partir dos dados dos censos visuais subaquáticos realizados entre os anos 2016-2021, num total de 239 transetos (Tabela 9.31, GAMPA, 2024). É de ressaltar que os censos visuais do MoniCo apenas se realizaram na zona costeira da plataforma das ilhas em profundidades até 30 m, apesar de as 3 espécies poderem ocorrer até profundidades muito superiores (200 m no caso das 2 espécies costeiras e 300 m para o mero<sup>36</sup>).

**Tabela 9.31.** Número de ocorrências, por espécie, nos 239 transetos amostrados em censos visuais subaquáticos entre 2016 e 2021, nas Ilhas do Faial, Corvo, Santa Maria e nos Ilhéus das Formigas (GAMPA, 2024).

Grupo funcional	Nome-comum	Espécie	No. ocorrências
Peixes costeiros	Badejo	<i>Mycteroperca fusca</i>	64
	Peixe-cão	<i>Bodianus scrofa</i>	67
Peixes demersais de plataforma	Mero	<i>Epinephelus marginatus</i>	83

<sup>36</sup> Disponível em <https://www.fishbase.se/>.



Tabela 9.32. Estimativa da tendência dos desembarques anuais (Kg) nos Açores para o peixe-cão (*Bodianus scrofa*) por métier secundário (captura acessória), entre os anos de 1990 e 2021 (GAMPA, 2024).

Metier	Media recente Desembarques (kg) 2016-2021	Media histórica Desembarques (kg) 1990-2021	Tendência 2016-2021
FPO-CRU	18.4	11.3	→
FPO-FIF	25.0	18.4	→
GNS-FIF	203.2	131.7	→
LHP-CEP	26.5	11.3	→
LHP-LPF	35.1	32.4	→
LHP-MPD	175.9	175.9	↑
LLS-DEF	397.5	329.3	↓
PS-SPF	11.8	9.4	→

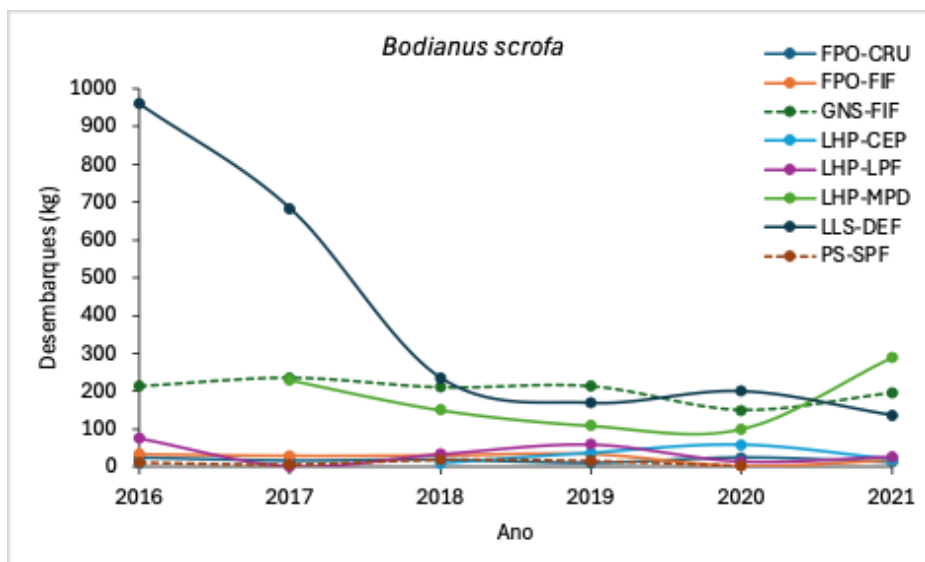


Figura 9.11. Evolução dos desembarques por métier secundário (captura acessória) de peixe-cão (*Bodianus scrofa*) nos Açores entre 2016-2021 (GAMPA, 2024).

Tabela 9.33. Estimativa da tendência dos desembarques anuais (Kg) nos Açores para o badejo (*Myxeroperca fusca*) por métier secundário (captura acessória), entre os anos de 1990 e 2021 (GAMPA, 2024).

Metier	Media recente Desembarques (kg) 2016-2021	Media histórica Desembarques (kg) 1990-2021	Tendência 2016-2021
FPO-CRU	1.1	1.1	→
FPO-FIF	11.6	3.9	→
GNS-FIF	243.7	139.4	↓
LHP-CEP	53.6	53.6	↑
LHP-LPF	30.2	82.1	→
LLS-DEF	80.3	75.0	↓
PS-SPF	9.6	15.9	↑

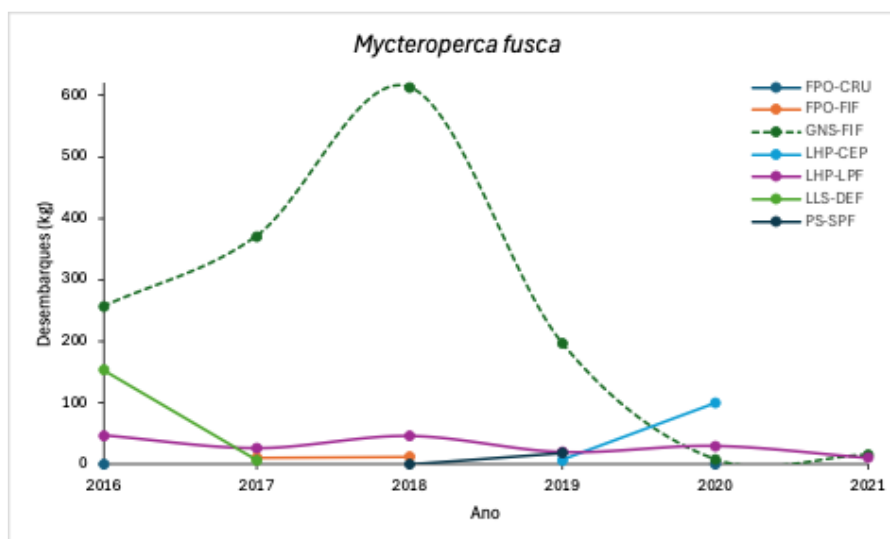


Figura 9.12. Evolução dos desembarques por métier secundário (captura acessória) do badejo (*Myxeroperca fusca*) nos Açores, entre 2016-2021 (GAMPA, 2024).

Tabela 9.34. Estimativa da tendência dos desembarques anuais (Kg) nos Açores para o mero (*Epinephelus marginatus*), por métier secundário (captura acessória), entre os anos de 1990 e 2021 (GAMPA, 2024).

Metier	Media recente Desembarques (kg) 2016-2021	Media histórica Desembarques (kg) 1990-2021	Tendência 2016-2021
FPO-CRU	173.6	76.1	↓
FPO-FIF	394.7	336.7	→
GNS-FIF	1137.9	526.0	→
LHP-CEP	284.4	119.6	→
LHP-LPF	77.3	69.9	→
LHP-MPD	402.4	402.4	→
LLS-DEF	2660.4	9660.5	↓
PS-SPF	61.5	103.9	→

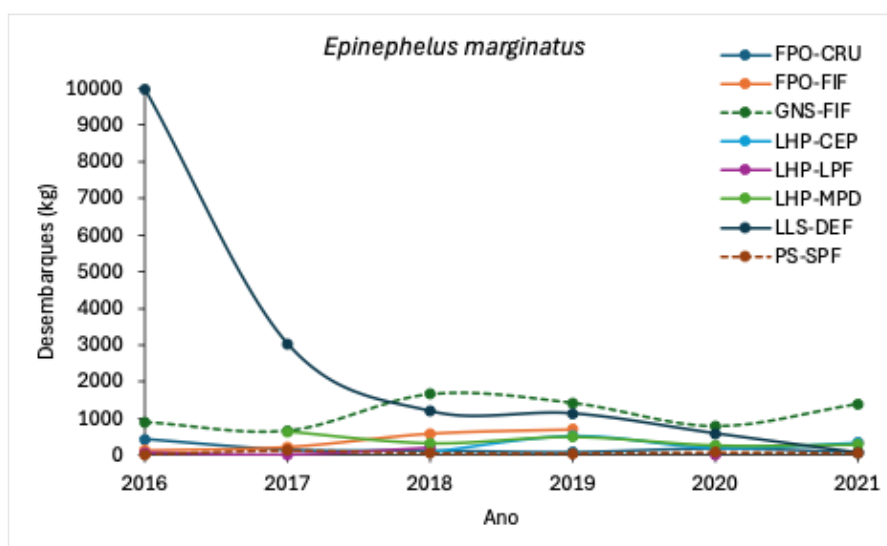
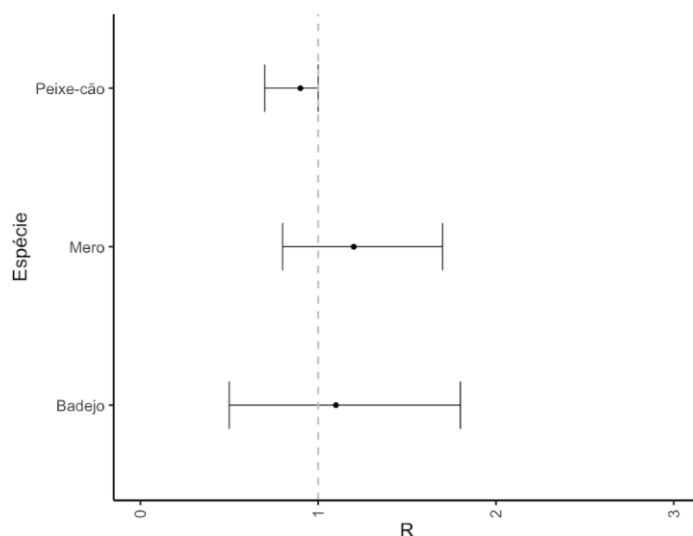


Figura 9.13. Evolução dos desembarques por métier secundário (captura acessória) de mero (*Epinephelus marginatus*) nos Açores entre 2016-2021 (GAMPA, 2024).

Tabela 9.35. Rácios de abundância (R), em que  $a$  representa a abundância em termos de biomassa,  $r$  refere-se aos anos recentes e  $h$  aos anos históricos, com intervalo de confiança (IC) de 95% (GAMPA, 2024).

Espécie	$R = \frac{Media a_r}{Media a_h}$	IC (95%)
<i>Epinephelus marginatus</i> (Mero)	1.239	0.834 – 1.676
<i>Mycteroperca fusca</i> (Badejo)	1.070	0.525 – 1.772
<i>Bodianus scrofa</i> (Peixe Cão)	0.873	0.741 – 1.013



**Figura 9.14.** Rácios de abundância estimada em termos de biomassa média entre o período de reporte (2016-2021) e dados históricos (1997-2021) com intervalo de confiança de 95% para as espécies peixe-cão (*Bodianus scrofa*), badejo (*Mycteroperca fusca*) e mero (*Epinephelus marginatus*) (GAMPA, 2024).

O Rácio de abundância (R) calculado para as três espécies indica a tendência da biomassa para o período avaliado (2016-2021).  $R > 1$  para o badejo e mero indicam uma tendência positiva da biomassa, embora não significativa, enquanto o  $R$  ligeiramente  $< 1$  para o peixe-cão revela uma tendência negativa (também não significativa) para esta espécie (Tabela 9.35, Figura 9.14) (GAMPA, 2024).

#### Peixes pelágicos da plataforma

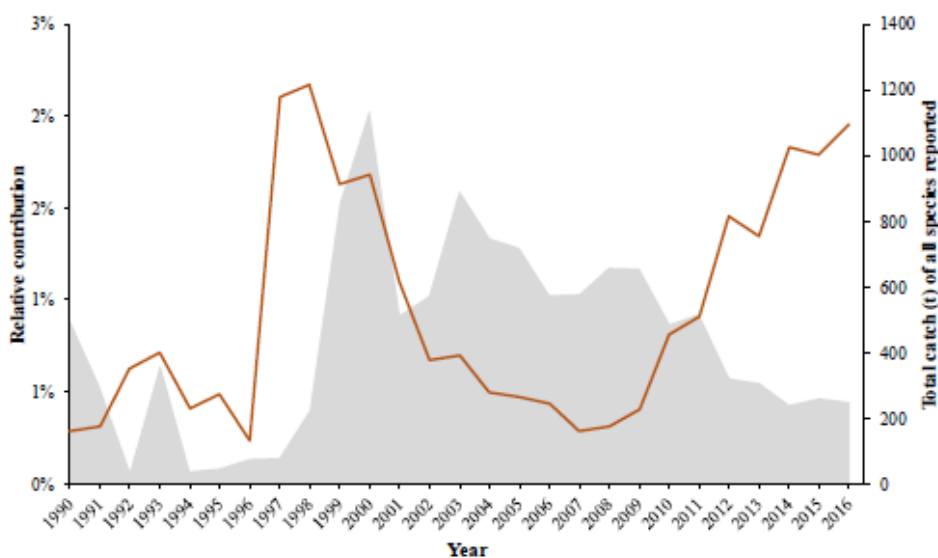
##### Cação (*Galeorhinus galeus*)

O Grupo de Trabalho para Elasmobrânquios (WGEF) considera que existe um único stock de cação (*Galeorhinus galeus*) na área ICES (Conselho Internacional para a Exploração do Mar). Este stock distribui-se desde a Escócia e sul da Noruega até à costa do Noroeste de África e Mar Mediterrâneo. Atualmente, não existem pescas comerciais direcionadas. Esta espécie é descartada em algumas pescarias, mas capturada como captura acessória em redes de arrasto, redes de emalhar e palangres, em pescas com artes estáticas tanto demersais quanto pelágicas. É também uma espécie-alvo importante da pesca recreativa em várias áreas, frequentemente com protocolos de captura e libertação. O impacto da pandemia COVID-19 na atividade pesqueira não está quantificado, mas supõe-se que, devido a restrições nacionais e/ou locais, o esforço pesqueiro tenha sido reduzido em 2020 e 2021. O ICES emitiu parecer para este stock pela primeira vez em 2012, recomendando que as capturas fossem reduzidas em 20%, considerando a limitação dos dados, nomeadamente porque as capturas não são totalmente documentadas e são considerados pouco fiáveis (devido ao uso histórico de categorias de desembarque genéricas) (ICES, 2024).

Não existem estimativas precisas de capturas históricas, uma vez que muitos países que desembarcam cação reportam uma proporção desconhecida em categorias agregadas de

desembarque. Em alguns casos, poderá também ocorrer identificação ou declaração incorreta de outras espécies como sendo cação. Desde 2001, a Irlanda, Portugal e Espanha também têm declarado desembarques específicos por espécie. Contudo, acredita-se que parte dos desembarques portugueses registados como cação podem incluir proporções desconhecidas de outros tubarões, nomeadamente de espécies de profundidade. Os desembarques portugueses de cação para 2017 foram revistos por cientistas do IPMA e corrigidos em 2019, referindo valores inferiores aos anteriormente declarados. Os principais desembarques portugueses ocorrem nas áreas próximas aos Açores. As descargas nos Açores em 2021–2022 são estimativas e não dados oficialmente reportados (ICES, 2024).

Dados históricos padronizados de CPUE (Captura por Unidade de Esforço) para o cação da frota açoriana de palangre de fundo (1990–2017) estão representadas na Figura 9.15 (ver Tabela 10.4 em ICES, 2020; Santos *et al.* 2020 WD), com dados indisponíveis a partir de 2018. As tendências entre os índices nominal e padronizado diferem substancialmente; o CPUE nominal oscilou ao longo do tempo, com picos em 1999, 2000 e 2017, enquanto o índice padronizado mostra uma tendência mais estável desde 1994. Segundo Ortiz (2017), não é necessário que as tendências nominal e padronizada sigam a mesma direção.



**Figura 9.15.** Cação no Atlântico Nordeste. Captura total de todas as espécies (■) e contribuição do cação, *Galeorhinus galeus*, para o total de espécies (—) desembarcadas pela frota de palangre de fundo dos Açores e amostradas pelos inquéritos do PNRD (DCF). Fonte: Santos *et al.*, 2018 WD.

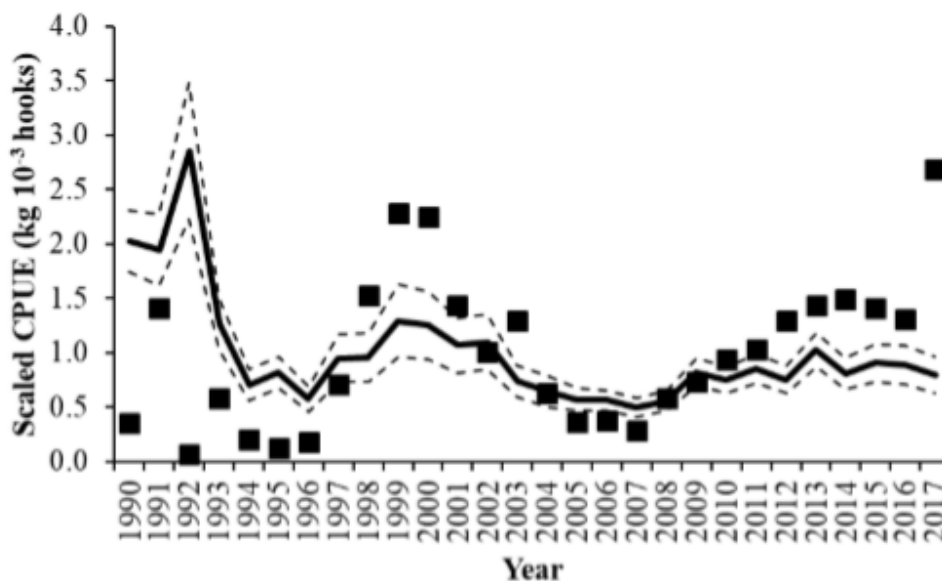


Figura 9.16. Cação no Atlântico Nordeste. CPUE nominal (■) e padronizada (—) (kg por 10<sup>3</sup> anzóis) para o cação, *Galeorhinus galeus*, na pescaria de palangre de fundo dos Açores, 1990–2017. As linhas tracejadas representam os intervalos de confiança de 95% para a CPUE padronizada. Fonte: Santos *et al.*, 2020 WD.

Informações adicional independente da pesca, proveniente da campanha ARQDAÇO nos Açores, que utiliza palangre de fundo demersal relativamente ao índice de abundância relativa para 1995–2018 estão representadas na Figura 9.17 (Santos *et al.*, 2020). Estimativas de biomassa (kg por 1000 anzóis) por área são mostradas na Figura 9.18 com estimativas adicionais para 2019 e 2021. Contudo, as estimativas de 2021 devem ser vistas com cautela devido a uma redução na cobertura espacial da pesquisa em comparação com anos anteriores. Uma greve da tripulação em 2022 resultou no cancelamento da campanha. A abundância e biomassa varia significativamente ao longo do tempo, sem uma tendência consistente. Este fenómeno poderá estar relacionado com a baixa capturabilidade da arte e o desenho de amostragem da campanha.

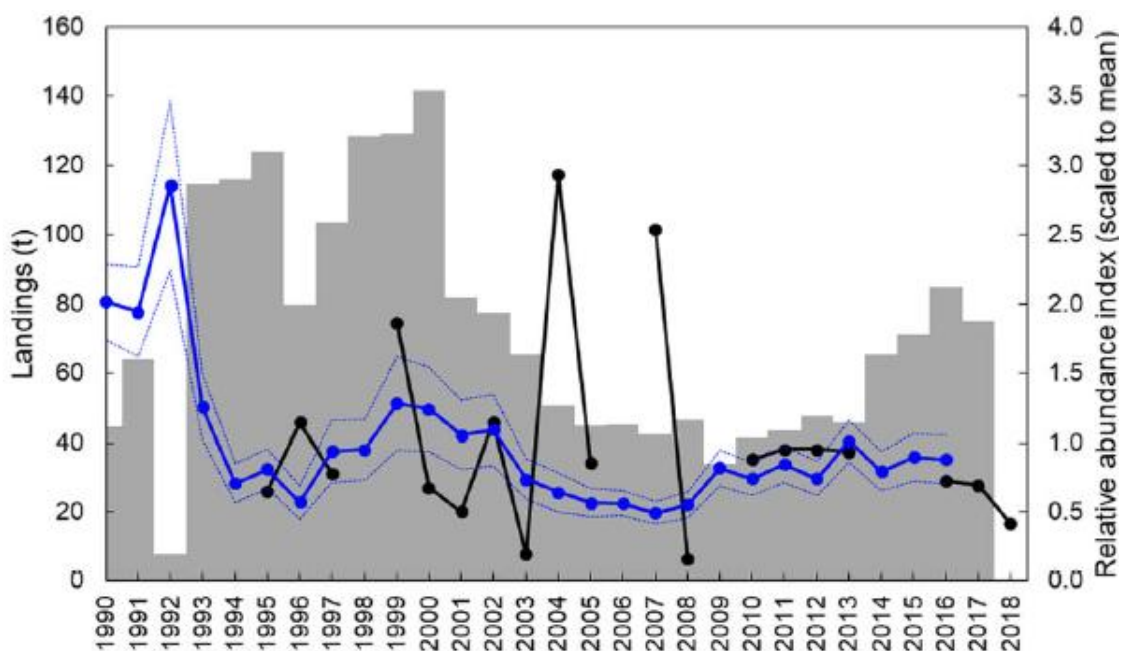


Figura 9.17. Cação no Atlântico Nordeste. Desembarques (barras) e índice de abundância relativa obtidos a partir da campanha ARQDAÇO de palangre de fundo demersal nos Açores (cor preta) e derivados de dados comerciais de captura e esforço (CPUE padronizada, cor azul) no arquipélago dos Açores. As linhas pontilhadas representam os intervalos de confiança de 95% para a CPUE padronizada. Fonte: adaptado de Santos *et al.*, (2020).

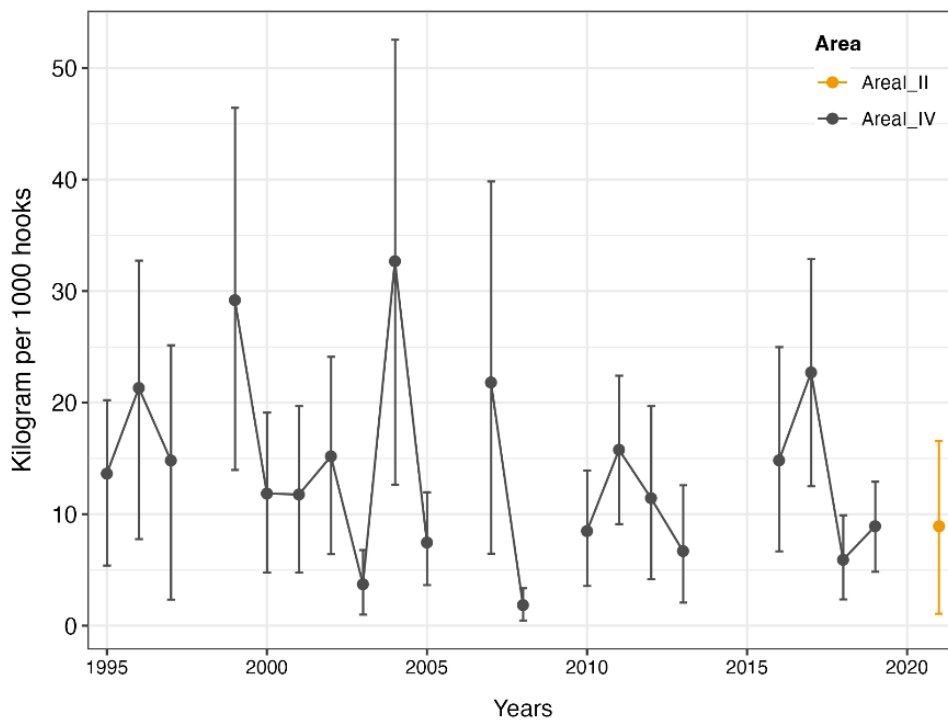


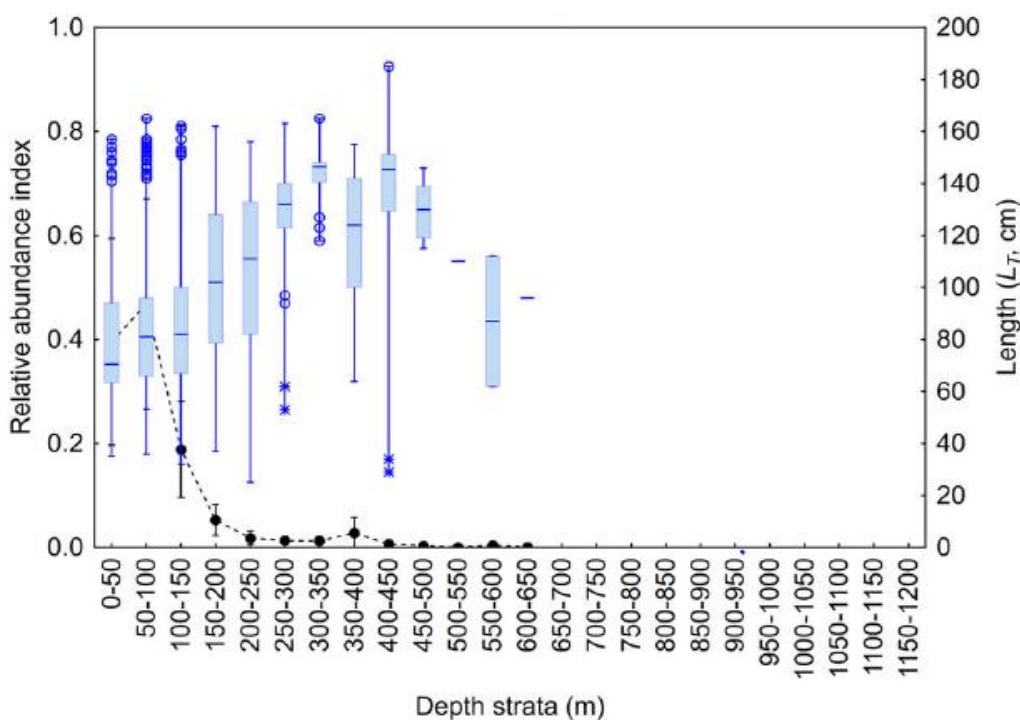
Figura 9.18. Cação no Atlântico Nordeste. Estimativas de biomassa (kg por 1000 anzóis) por área obtidas na campanha ARQDAÇO de palangre de fundo demersal nos Açores (1995–2021). Nota: As estimativas para 2021 devem ser interpretadas com cautela, uma vez que a cobertura espacial da campanha foi reduzida em comparação com os anos anteriores.

Entre 1995 e 2021 (21 cruzeiros ARQDAÇO) 1580 indivíduos de cação, *Galeorhinus galeus*, foram capturados (média de 78 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 1-650 m, e com Comprimento Total (CT) entre 25-185 cm CT (Giacomello e Menezes, dados não publicados).

### Critério D1C3 -Distribuições de Comprimento

No ARQDAÇO, foram registadas distribuições de comprimento numa ampla faixa de 25 a 185 cm de comprimento total (CT), com peixes capturados em profundidades até 650 m durante o período de 1995 a 2018. Peixes menores foram capturados em maior número em águas mais rasas, enquanto nas águas mais profundas foi observada uma maior amplitude de comprimento, embora a abundância tenha diminuído (Figura 9.19 Santos *et al.*, 2020).

O cação é considerado altamente vulnerável à sobre exploração, devido à sua baixa produtividade populacional, relativamente baixa fecundidade e ciclo reprodutor longo. Pescarias direcionadas e não geridas noutras partes do mundo resultaram no colapso do stock (ex.: Califórnia e América do Sul). O cação é uma espécie alvo importante na pesca recreativa; embora os dados sobre a importância económica relativa do tubarão-tintureira neste setor sejam insuficientes, esta pode ser elevada em algumas regiões. O cação tem sido, ou foi, uma espécie alvo noutras partes do mundo, incluindo Austrália/Nova Zelândia, América do Sul e Califórnia. Evidências dessas pescarias sugerem que qualquer pescaria direcionada deve ser gerida de forma conservadora, com um nível baixo de exploração.



**Figura 9.19.** Cação no Atlântico Nordeste. Índice de abundância relativa (média  $\pm$  intervalo de confiança de 0,95) e diagrama de caixa-de-bigodes do comprimento total (CT, cm) por estrato da campanha primaveril de palangre de fundo demersal nos Açores (1995–2018). As caixas representam os quartis (25–75%), as



linhas horizontais no interior de cada caixa indicam a mediana, e os limites são apresentados com linhas ("bigodes"). Os símbolos de círculo vazio identificam valores atípicos e os asteriscos representam valores atípicos extremos (*outliers*). Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2020).

De acordo com as últimas avaliações da Lista Vermelha da IUCN, o cação é classificado como vulnerável na Europa (McCully *et al.*, 2015) e no Mediterrâneo (McCully *et al.*, 2016), sendo considerado Criticamente Ameaçado a nível global (Walker *et al.*, 2020) e foi incluído no Anexo II da Convenção sobre Espécies Migratórias de Animais Selvagens (CMS) durante a 13ª Conferência das Partes em fevereiro de 2020 (CMS, 2020).

Em suma, o WGEF considera que qualquer análise de tendências deve ser analisada com cautela devido à baixa capturabilidade da espécie nas campanhas independentes da pesca. Considerando as baixas taxas de captura e a sua variabilidade, o WGEF não considera que as taxas de captura sejam adequadas para aconselhamento quantitativo sobre o estado do stock no Atlântico Nordeste. A proporção de estações onde ocorre captura de cação pode ser um indicador alternativo para consideração e poderá ser investigada noutros estudos que cubram a área do stock.

#### Peixes de profundidade

##### Xara-branca (*Centrophorus squamosus*)

A xara-branca apresenta uma distribuição ampla no Atlântico Nordeste (NE), desde a Islândia aos taludes atlânticos a sul até ao Senegal, Madeira e Ilhas Canárias. Na Dorsal Médio-Atlântica, encontra-se distribuído da Islândia até aos Açores (Hareide e Garnes, 2001). A espécie pode ser demersal nos taludes continentais (a profundidades de 230–2400 m) ou ter um comportamento mais pelágico, ocorrendo nos primeiros 1250 m em áreas oceânicas com fundos de cerca de 4000 m (Compagno e Niem, 1998). As informações disponíveis sugerem que esta espécie é altamente migratória (Clarke *et al.*, 2001; 2002; Moura *et al.*, 2014; Rodríguez-Cabello *et al.*, 2016). Os juvenis são raramente capturados, e parece ocorrer segregação por sexo, tamanho e maturidade, possivelmente relacionada com fatores como profundidade e temperatura. Fêmeas pós-natais e maduras tendem a ocorrer em locais relativamente mais rasos, enquanto fêmeas grávidas distribuem-se em águas mais quentes em comparação com outros estágios de maturidade, particularmente fêmeas imaturas, que geralmente são encontradas em maiores profundidades e temperaturas mais baixas (Moura *et al.*, 2014). Veríssimo *et al.*, (2012) identificaram que as fêmeas são menos dispersivas que os machos e possivelmente filopátricas. Na ausência de informações mais claras sobre a identidade do stock, foi adotada uma unidade única de avaliação para o Atlântico Nordeste (ICES, 2024).

Desde 2010, os TACs da União Europeia para tubarões de profundidade foram fixados em zero, resultando em desembarques muito baixos ou nulos. Para o período de 2017-2020, a UE definiu uma permissão restrita para capturas acessórias, permitindo desembarques limitados de capturas acessórias inevitáveis de tubarões de profundidade nas pescarias artesanais de palangre de profundidade para peixe-espada-preto (Regulamento do Conselho (UE) 2016/2285; Regulamento do Conselho (UE) 2018/2025). As descargas eram historicamente incluídas por muitos países em categorias de descargas mistas (ex: tubarões - *sharks* "nei").

Desde 2013, sob a Recomendação da NEAFC, é requerido que as Partes Contratantes proibam embarcações sob sua bandeira de realizar pesca direcionada a tubarões de profundidade, incluindo *Centrophorus squamosus* (e outras espécies como *Centrophorus granulosus*, *Dalatias licha*, *Deania calceus* e *Etmopterus spinax*). O TAC para capturas acessórias de tubarões de profundidade foi permitido de 2017 a 2020 em pescarias de palangre para peixe-espada-preto, afetando especificamente a pescaria portuguesa (Divisão 9.a e Subárea 10 do ICES), com 10 e 7 toneladas permitidas para tubarões de profundidade em 2017–2018 e 2019–2020, respetivamente (Regulamento do Conselho (UE) 2016/2285). Desde 2021, há uma proibição total para pescar, reter a bordo, transbordar, transferir ou desembarcar todas essas espécies de tubarões de profundidade numa grande extensão do NE Atlântico. Há registo de devoluções ao mar, mas estas não foram quantificadas.

As regulamentações da UE para algumas pescarias de profundidade também contribuíram para a redução da mortalidade de tubarões de profundidade. Desde 2005, é proibido o uso de redes de arrasto e de emalhar em águas com mais de 200 m de profundidade nas áreas dos Açores, Madeira e Ilhas Canárias (Regulamento (CE) N.º 1568/2005).

Entre 1995 e 2021, em 21 cruzeiros ARQDAÇO na RAA (campanhas independentes da pesca) foram capturados apenas 39 indivíduos de xara branca, *Centrophorus squamosus* (média de 2 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 550-1200 m e com Comprimento Total (CT) entre 60-134 cm (Giacomello e Menezes, dados não publicados).

A Lista Vermelha de Peixes Marinhos Europeus classificou a xara-branca como Em Perigo (Niето *et al.*, 2015). Avaliações recentes da IUCN classificaram-no como Em Perigo a nível global, com sinais de redução populacional no NE Atlântico (Finucci *et al.*, 2020b). A espécie está incluída na Lista de Espécies e Habitats Ameaçados e/ou em Declínio da Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste (OSPAR, 2021).

#### *Gata-lixia (Dalatias licha)*

A gata-lixia (*Dalatias licha*) está amplamente distribuída no mar profundo do Atlântico Nordeste, desde a Noruega até à África Noroeste e ao Golfo da Guiné, incluindo o Mar Mediterrâneo e o Atlântico NW. A identidade do stock de gata-lixia no Atlântico Nordeste (NE) é desconhecida. No entanto, esta espécie parece ser mais abundante na zona sul da Dorsal Médio-Atlântica (Subárea 10). Noutros locais do Atlântico Nordeste, a gata-lixia é registada esporadicamente. O ICES considera o stock dos Açores (Subárea 10) como uma unidade de gestão. Nos anos 70, existia uma pesca direcionada à esta espécie, tendo terminado no final dos anos 1990. A partir desta altura, tal como no restante Atlântico Norte, esta espécie é capturada incidentalmente em várias pescarias de profundidade, incluindo nos Açores (Fauconnet *et al.* 2019, 2022).

A pesca na ecorregião dos Açores ocorre principalmente ao redor dos taludes das ilhas e dos diversos montes submarinos na área (ICES, 2021). Historicamente, os desembarques açorianos de gata-lixia começaram no início da década de 1970, atingindo rapidamente mais de 947 toneladas em 1981, com oscilações significativas decorrentes, em parte, das flutuações do mercado. Os desembarques atingiram um pico de 937 toneladas em 1984 e 896 toneladas em 1991. Nos anos 1990, esses desembarques diminuíram, possivelmente devido a problemas

económicos relacionados ao mercado. Desde o início dos anos 1990, ocorreram desembarques de outras áreas, que diminuíram a partir de 2005, após a implementação e redução gradual do TAC para tubarões de profundidade. Em 2009, o Governo Regional dos Açores introduziu novas medidas técnicas para as pescarias demersais/de profundidade (Portaria 43/2009, de 27 de maio), incluindo restrições de áreas em função do tamanho e do tipo de embarcação e restrições de artes (tamanho do anzol e número máximo de anzóis no palangre). Estas medidas foram posteriormente ajustadas. Nas águas açorianas, existe uma rede de áreas fechadas (resumidas na Seção 20), e o monte submarino Condor foi fechado à pesca demersal/de profundidade desde 2010. O Regulamento do Conselho (CE) N.º 1568/2005 proibiu o uso de redes de arrasto e redes de emalhar em águas com mais de 200 m de profundidade nas áreas dos Açores, Madeira e Canárias. Uma proibição do uso de redes de emalhar em águas com profundidades superiores a 200 m também está em vigor na Área de Regulação da NEAFC (todas as águas internacionais da Área do ICES). O TAC para capturas acessórias de tubarões de profundidade foi permitido de 2017 a 2020 em pescarias de palangre para peixe-espada-preto, afetando especificamente a pescaria portuguesa (Divisão 9.a e Subárea 10 do ICES), com 10 e 7 toneladas permitidas para tubarões de profundidade em 2017–2018 e 2019–2020, respetivamente (Regulamento do Conselho (UE) 2016/2285). Desde 2021, há uma proibição total para pescar, reter a bordo, transbordar, transferir ou desembarcar essas espécies de tubarões de profundidade.

Durante o período de 2004 a 2010, foram registadas taxas de rejeição de 15 a 85% de gata-lixá capturada por palangreiros açorianos (ICES, 2012). Desde 2011, as rejeições podem ter aumentado devido a restrições de gestão (redução dos TACs, seguida de proibição) ou sido desembarcados como elasmobrânquios não especificados.

Os desembarques históricos de tubarões de profundidade capturados nos Açores geralmente incluíam a evisceração, remoção de barbatanas, cabeça e pele. Apenas o tronco e, em alguns casos, o fígado eram desembarcados. É provável que tenham ocorrido problemas de identificação com outras espécies de tubarões de profundidade. Os dados de desembarque registados para os Açores provêm exclusivamente das vendas comerciais de peixe fresco nas lotas, podendo estar subestimados.

Entre 1995 e 2021, em 21 cruzeiros ARQDAÇO na RAA (dados independentes da pesca), foram capturados 116 indivíduos de gata-lixá (*Dalatias licha*), com uma média de 5.6 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019, a profundidades entre 150-850 m e com Comprimento Total (CT) de 43-150 cm (Santos *et al.*, 2020; Giacomello e Menezes, dados não publicados).

Para stocks sem informações sobre abundância ou exploração, o ICES considera que deve ser implementada uma redução de capturas como medida de precaução, a menos que haja informações adicionais que indiquem claramente que o nível atual de exploração é adequado para o stock. Os desembarques diminuíram após o início dos anos 1990, em parte devido às condições do mercado. Em conformidade com o TAC zero, os desembarques têm sido negligenciáveis desde 2010, e não há novos dados para avaliar o estado do stock.

A gata-lixá está listada como “Vulnerável” na Lista Vermelha da IUCN (Finucci *et al.*, 2018). Resultados de avaliações iniciais sugeriram que o stock pode ter sido reduzido para cerca de 50% da biomassa virgem (Silva, 1987). No entanto, são necessárias análises adicionais para

compreender melhor o estado atual do stock. As pescarias de gata-lixia têm sido afetadas por flutuações no preço do óleo de fígado de tubarão. Uma análise dos preços do óleo de fígado pode fornecer informações sobre os níveis históricos de exploração desta espécie. Não existem estudos independentes adequados para monitorizar o stock. O WGEF recomenda que o desenvolvimento de uma pescaria não seja permitido a menos que existam dados sobre o nível de capturas sustentáveis. Se uma pescaria artesanal-sentinela for estabelecida, deve ser acompanhada de um programa de recolha de dados.

#### *Outras espécies de elasmobrânquios de profundidade*

Existem categorias de capturas genéricas que incluem, entre outras espécies de tubarões de profundidade: *Centrophorus spp.*, *Deania spp.*, *Etmopterus spp.*. A maioria das espécies de tubarões e raias de profundidade é capturada como captura acessória em pescarias mistas de palangre e redes de emalhar, juntamente com a xara-branca (*Centrophorus squamosus*) e teleósteos de profundidade, com regulamentação e dificuldades de monitorização que limitam as informações disponíveis para este grupo. Não existe, por isso, parecer do ICES aplicável a cada espécie.

As TACs aplicadas a estas espécies foram as referidas supra para a xara-branca. Desde 2013, ao abrigo da Recomendação 7 da NEAFC, exige-se que as Partes Contratantes proíbam que embarcações sob a sua bandeira realizem pesca direcionada de tubarões de profundidade na Área Regulamentada, incluindo, entre outras espécies, *Centrophorus granulosus*, *Centrophorus squamosus*, *Dalatias licha*, *Deania calceus* e *Etmopterus spinax*. Desde 2021, há uma proibição de pescar, manter a bordo, transbordar, realocar ou desembarcar algumas espécies de tubarões de profundidade em águas da União e internacionais da Subárea 10 do ICES (Regulamento do Conselho (UE) n.º 2023/194).

As regulamentações da UE para algumas pescarias de profundidade provavelmente contribuíram para a redução da mortalidade dos tubarões de profundidade. Em 2005, foi proibido o uso de redes de arrasto e redes de emalhar em águas com mais de 200 m nas áreas dos Açores, Madeira e Ilhas Canárias (Regulamento do Conselho (CE) n.º 1568/2005). Uma proibição de redes de emalhar em águas com mais de 200 m também está em vigor na Área Regulamentada da NEAFC (todas as águas internacionais da Área ICES). A NEAFC também ordenou a remoção de todas as redes desse tipo das águas da NEAFC até 1 de fevereiro de 2006.

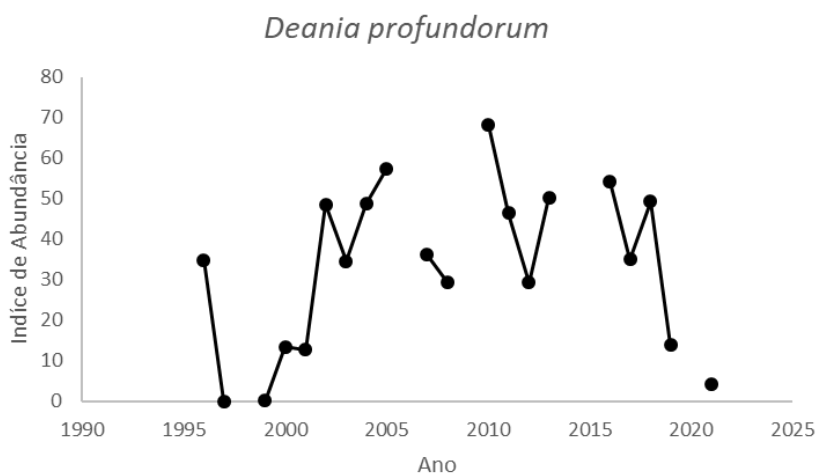
Os dados fornecidos ao WGEF desde 2017 seguiram as diretrizes do WKSHARK2. Apesar das decisões tomadas sobre a atribuição dos desembarques a espécies ou taxa superiores, alguns problemas persistem. Por exemplo, algumas quantidades de espécies de profundidade continuam agrupadas em categorias genéricas como "tubarões indeterminados" (*sharks nei*) ou "tubarões de profundidade não identificados". Devido às quotas restritivas para tubarões de profundidade, os desembarques dessas espécies podem ter sido relatados incorretamente. Assim, as estimativas de desembarques destas categorias mistas de capturas genéricas, pelas razões supra e uma vez que não se encontram desagregadas por espécie, não são aqui apresentadas.

Dado que os TACs da UE para tubarões de profundidade foram fixados em zero desde 2010, admite-se que as rejeições nas pescarias de profundidade aumentaram. Desde 2010, as informações de descartes são limitadas a alguns anos e países. As rejeições históricas de Portugal (Açores e continente) e Espanha estão disponíveis no ICES (2018).

Dados independentes da pesca do ARQDAÇO na subdivisão 10.a2 fornecidos por Pinho e Silva (2017, WD) e Santos *et al.* (2020) indicaram que *Deania* spp. foi o género mais representativo (abundante) e que as restantes espécies ocorreram em números muito baixos por ano (média de 1 a 4 indivíduos), como também as espécies do género *Etmopterus* spp.. Existem dados por profundidade e composição de tamanhos, mas é de frisar que a configuração e desenho de amostragem desta campanha não são adequados para capturar todas as espécies (Pinho and Silva, 2017 WD).

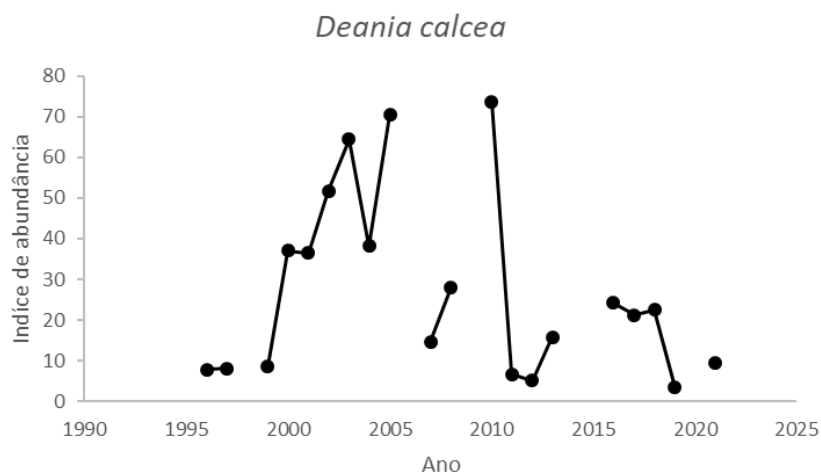
Assim, entre 1995 e 2021, em 21 cruzeiros ARQDAÇO, foram capturados:

- 11 indivíduos de barroso, *Centrophorus granulosus* (média de 0.6 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 550-1200 m e com Comprimento Total (CT) entre 108-134 cm;
- 2801 indivíduos de sapata bicuda, *Deania profundorum* (média de 140 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 250-1200 m e com Comprimento Total (CT) entre 31-109 cm;



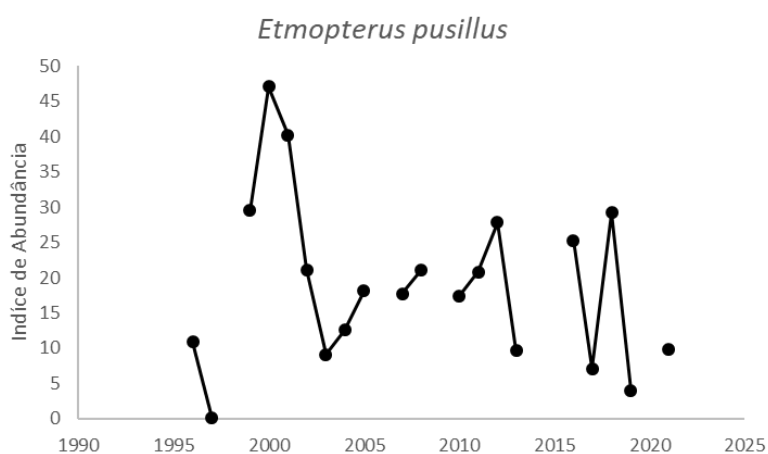
**Figura 9.20.** Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Deania profundorum* (Giacomello e Menezes, dados não publicados).

- 1167 indivíduos de sapata branca, *Deania calceus* (média de 59 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 500-1300 m e com Comprimento Total (CT) entre 61-113 cm (Giacomello e Menezes, dados não publicados).



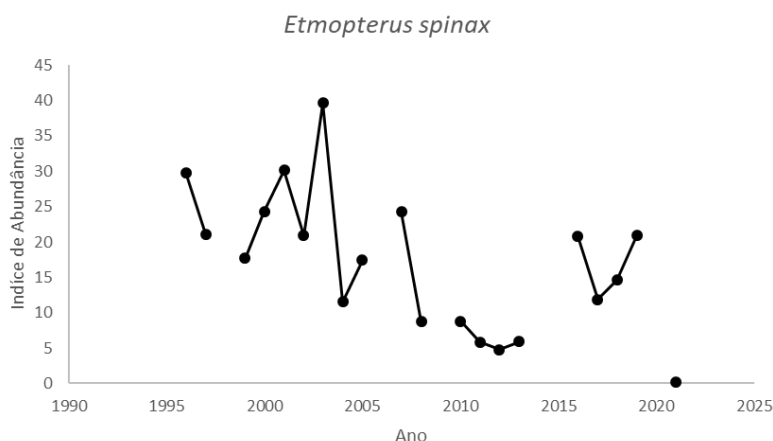
**Figura 9.21.** Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Deania calceus* (Giacomello e Menezes, dados não publicados).

- 1121 indivíduos de lixinha-da-fundura-de-veludo, *Etmopterus pusillus* (média de 55 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 100-1200 m e com Comprimento Total (CT) entre 16-56 cm;



**Figura 9.22.** Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Etmopterus pusillus* (Giacomello e Menezes, dados não publicados).

- 3025 indivíduos de lixinha-da-fundura-de-veludo, *Etmopterus spinax* (média de 152 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 200-1200 m e com Comprimento Total (CT) entre 17-52 cm;



**Figura 9.23.** Estimativas do índice de abundância (taxas de captura ponderadas por área), obtidas com dados dos cruzeiros ARQDAÇO (1996-2021) nas áreas I e II, para *Etmopterus spinax* (Giacomello e Menezes, dados não publicados).

Importa realçar que para os dados das espécies de tubarões de profundidade provenientes das campanhas independentes da pesca, ARQDAÇO, deverá ser mantida alguma precaução na interpretação dos dados (E. Giacomello e G. Menezes, com. pess.), considerando que:

- o aparelho de pesca utilizado nos cruzeiros ARQDAÇO não é configurado para capturas de tubarões, e a maioria das espécies de tubarões de profundidade tem uma baixa capturabilidade e/ou taxas de captura variáveis;
- as profundidades amostradas são apenas mais elevadas (até 1200/1300m) em alguns lances (um por cada subárea) e, mesmo assim, para algumas espécies poderão não incluir a maioria ou totalidade do seu intervalo de profundidade (ex. *Deania calceus*);
- algumas espécies de tubarões efetuam migrações e são consideradas parte de um *stock* único no Atlântico Nordeste (ex. *Galeorhinus galeus*, ICES 2024); para outras espécies, a informação sobre a identidade do *stock* é desconhecida, mas sabe-se que efetuam migrações (ex: *Centrophorus squamosus*, *Dalatias licha*, ICES 2024) (E. Giacomello e G. Menezes, com. pess.).

A Lista Vermelha de Peixes Marinhos da Europa classifica o *C. granulosus* como Criticamente Ameaçado e *D. calceus* Em Perigo (Nieto *et al.*, 2015). Avaliações recentes da IUCN para um grupo de tubarões de profundidade classificaram *D. profundorum* e *D. calceus* como Quase Ameaçados a nível global e *C. granulosus* como Em Perigo (Finucci *et al.*, 2020a-h). O barroso (*Centrophorus granulosus*) faz parte da Lista de espécies ameaçadas e em declínio da Convenção OSPAR (OSPAR, 2008).

#### *Raia-manteiga (Dipturus batis)*

A nomenclatura do complexo de raia-manteiga *Dipturus* spp. foi estabelecida por Last *et al.* (2016), que utilizaram os nomes de *Dipturus batis* (L., 1758) e *Dipturus intermedius* (Parnell, 1837). Após esta revisão taxonómica, foi introduzido um código FAO para *D. intermedius* (DRJ),



permitindo a sua distinção de *D. batis* (RJB), ainda que dados anteriores reportados sob o último código incluam ambas as espécies. Embora as localizações atuais das espécies estejam mais bem documentadas, ainda persiste incerteza quanto à sua distribuição mais ampla, especialmente em áreas do Norte (Subárea 2), águas islandesas (Divisão 5.a), Dorsal Médio- Atlântica (Divisão 12), Açores (Divisão 10) e nos limites meridionais na área da Biscaia-Ibérica (Divisões 8–9).

Atualmente, o ICES fornece 3 recomendações (Categoria 6.3) para o complexo de raia-manteiga a nível de ecorregião: rjb.27.3a4, rjb.27.67a-ce-k e rjb.27.89a. Apenas são apresentados dados de desembarques, sem a realização de avaliações. Quando apropriado, os dados de desembarques podem incluir informação para as quatro espécies do género *Dipturus* conhecidas nas águas europeias: *D. batis*, *D. intermedius*, *D. nidarosiensis* e *D. oxyrinchus*. Embora os dados de marcação sejam limitados, os dados disponíveis não indicam movimentos de grande escala (e.g., Sutcliffe, 1994; Fitzmaurice *et al.*, 2003; Bird *et al.*, 2020), sendo que Fitzmaurice *et al.* (2003) relatou a maior distância mínima percorrida como 120 milhas. Análises genéticas recentes poderão ajudar a definir a estrutura das populações (Delaval *et al.*, 2022).

As informações e dados de distribuição na avaliação disponível da Lista Vermelha da IUCN para a raia-manteiga (Dulvy *et al.*, 2006), que se referiam ao complexo de espécies, foram atualizadas para *Dipturus batis* e *Dipturus intermedius* em 2021 (Ellis *et al.* 2021a, 2021b). No entanto, os limites de distribuição de ambas as espécies permanecem pouco claros. É necessária uma especificação e validação dos dados de distribuição para todas as espécies do género *Dipturus*, pois muitas fontes de dados confundiram as duas espécies do complexo, existindo uma possível confusão com *Dipturus oxyrinchus* e *Dipturus nidarosiensis*. Uma identificação incorreta com outras espécies pode ocorrer também noutras áreas.

Entre 1995 e 2021, em 21 cruzeiros ARQDAÇO (dados independentes da pesca) foram capturados 160 indivíduos de raia-manteiga, *Dipturus batis* (média de 7.8 indivíduos/cruzeiro entre 1995-2019), a profundidades entre 150-850m e com Comprimento Total (CT) entre 34-177 cm. *Dipturus batis* é um complexo de espécies composto por duas espécies, identificadas por Iglésias *et al.* (2010) como *D. cf intermedia* e *D. cf flossada*: a identificação genética da espécie capturada nos cruzeiros ARQDAÇO está a ser investigada (Diana Catarino, com. pess.; Giacomello e Menezes, dados não publicados).

São de seguida apresentadas estimativas obtidas por Fauconnet (com actualização não publicada dos dados de Fauconnet *et al.*, 2022) para capturas de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão (BLL), por espécie e por ano, entre 2016-2021, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria BLL.



**Tabela 9.36.** Estimativas de capturas de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão (BLL), por espécie e por ano, entre 2016-2021, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria BLL (Fauconnet, dados não publicados).

Ano	Espécie	<i>Centrophorus granulosus</i>	<i>Centrophorus squamosus</i>	<i>Dalatias licha</i>	<i>Deania calceus</i>	<i>Deania profundorum</i>	<i>Dipturus batis</i>	<i>Etmopterus pusillus</i>	<i>Etmopterus spinax</i>	<i>Galeorhinus galeus</i>	Total capturas pescaria
2016	Capturas (ton)	37,2	88,73	28,96	7,21	20,81	18,79	3,06	14,23	94,65	4193,24
	Min IC (ton)	7,11	0	16,53	1,7	0	8,2	1,21	10,09	84,95	
	Max IC (ton)	67,29	261,23	41,39	12,71	42,72	29,39	4,92	18,37	104,36	
	% captura	0,89%	2,12%	0,69%	0,17%	0,50%	0,45%	0,07%	0,34%	2,26%	
2017	Capturas (ton)	34,65	82,66	26,98	6,71	19,38	17,51	2,85	13,26	83,89	3826,69
	Min IC (ton)	6,62	0	15,4	1,59	0	7,64	1,12	9,4	75,29	
	Max IC (ton)	62,68	243,35	38,56	11,84	39,8	27,38	4,58	17,11	92,49	
	% captura	0,91%	2,16%	0,71%	0,18%	0,51%	0,46%	0,07%	0,35%	2,19%	
2018	Capturas (ton)	32,91	78,1	25,49	6,34	18,32	16,54	2,7	12,53	46,12	3311,77
	Min IC (ton)	6,43	0	14,55	1,5	0	7,21	1,06	8,88	41,39	
	Max IC (ton)	59,4	229,94	36,43	11,19	37,6	25,87	4,33	16,17	50,84	
	% captura	0,99%	2,36%	0,77%	0,19%	0,55%	0,50%	0,08%	0,38%	1,39%	
2019	Capturas (ton)	52,73		160,11	40,71	1,48	11	0,59	25,08	44,07	3123,65
	Min IC (ton)	72,17		168,14	44,27	15,63	17,85	1,79	27,75	47,15	
	Max IC (ton)	33,29		152,08	37,16	0,01	4,16	0	22,4	40,99	
	% captura	1,69%	0,00%	5,13%	1,30%	0,05%	0,35%	0,02%	0,80%	1,41%	
2020	Capturas (ton)	52,12		158,25	40,24	1,45	10,88	0,59	24,79	34,97	3053,98
	Min IC (ton)	71,33		166,19	43,76	15,45	17,64	1,77	27,43	37,42	
	Max IC (ton)	32,91		150,32	36,73	0	4,11	0	22,14	32,52	

Ano	Espécie	<i>Centrophorus granulosus</i>	<i>Centrophorus squamosus</i>	<i>Dalatias licha</i>	<i>Deania calceus</i>	<i>Deania profundorum</i>	<i>Dipturus batis</i>	<i>Etmopterus pusillus</i>	<i>Etmopterus spinax</i>	<i>Galeorhinus galeus</i>	Total capturas pescaria
	% captura	1,71%	0,00%	5,18%	1,32%	0,05%	0,36%	0,02%	0,81%	1,15%	
2021	Capturas (ton)	59,42		180,41	45,87	1,66	12,4	0,67	28,26	43,99	
	Min IC (ton)	81,32		189,45	49,88	17,61	20,11	2,02	31,27	47,07	<b>3527,44</b>
	Max IC (ton)	37,51		171,36	41,87	0,01	4,69	0	25,24	40,92	
	% captura	1,68%	0,00%	5,11%	1,30%	0,05%	0,35%	0,02%	0,80%	1,25%	

**Tabela 9.37.** Estimativa média das capturas dos anos 2016 a 2021 de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de fundo e linha de mão (BLL), por espécie, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria BLL (Fauconnet, dados não publicados).

Espécie	Média de capturas (ton/ano)	Min IC (ton/ano)	Max IC (ton/ano)	% captura
<i>Centrophorus granulosus</i>	44,84	40,83	48,85	1,28%
<i>Centrophorus squamosus</i>	83,16	0	244,84	2,37%
<i>Dalatias licha</i>	96,7	95,04	98,36	2,76%
<i>Deania calceus</i>	24,51	23,78	25,25	0,70%
<i>Deania profundorum</i>	10,52	8,12	20,02	0,30%
<i>Dipturus batis</i>	14,52	13,11	15,93	0,41%
<i>Etmopterus pusillus</i>	1,74	1,49	2,31	0,05%
<i>Etmopterus spinax</i>	19,69	19,14	20,24	0,56%
<i>Galeorhinus galeus</i>	57,95	55,55	60,35	1,65%
<b>Total de capturas da pescaria BLL</b>	<b>3506,13</b>			

**Tabela 9.38.** Estimativas de capturas de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de derivante ao peixe-espada preto (DLL), por espécie e por ano, entre 2016-2021, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria DLL (Fauconnet, dados não publicados).

Ano	2016				2017				2018				2019			
Espécie	Capturas (ton)	Min IC (ton)	Max IC (ton)	%	Capturas (ton)	Min IC (ton)	Max IC (ton)	%	Capturas (ton)	Min IC (ton)	Max IC (ton)	%	Capturas (ton)	Min IC (ton)	Max IC (ton)	%
<i>Centrophorus granulosus</i>	0,008	0,000	0,000	0,02%	0,015	0,000	0,000	0,02%	0,003	0,000	0,000	0,02%	0,004	0,000	0,000	0,02%
<i>Centrophorus squamosus</i>	5,308	5,305	5,311	11,86%	9,506	9,501	9,512	11,86%	2,023	2,022	2,025	11,86%	2,522	2,521	2,523	11,86%
<i>Dalatias licha</i>	0,013	0,012	0,013	0,03%	0,023	0,022	0,024	0,03%	0,005	0,005	0,005	0,03%	0,006	0,006	0,006	0,03%
<i>Deania calceus*</i>	0,175	0,174	0,176	0,39%	0,314	0,312	0,316	0,39%	0,067	0,066	0,067	0,39%	0,059	0,058	0,059	0,28%
<i>Deania profundorum</i>	0,026	0,026	0,026	0,06%	0,046	0,046	0,047	0,06%	0,010	0,010	0,010	0,06%	0,012	0,012	0,012	0,06%
<i>Deania spp</i>	0,008	0,008	0,008	0,02%	0,015	0,014	0,015	0,02%	0,003	0,003	0,003	0,02%	0,004	0,004	0,004	0,02%
<i>Etmopterus pusillus</i>	0,127	0,126	0,127	0,28%	0,227	0,226	0,228	0,28%	0,048	0,048	0,048	0,28%	0,060	0,060	0,060	0,28%
<b>Total capturas pescaria</b>	<b>44,742</b>				<b>80,131</b>				<b>17,056</b>				<b>21,259</b>			

\* inclui capturas reportadas como *Deania histricosa*, que foi confirmada ser *Deania calceus* (Stefanni et al., 2021)

**Tabela 9.39.** Estimativa média das capturas dos anos 2016 a 2021 de tubarões de profundidade para a pescaria de palangre de derivante ao peixe-espada preto (DLL), por espécie, respetivos intervalos de confiança das estimativas (Min IC e Max IC) e % da captura de cada espécie em relação ao total das capturas da pescaria DLL (Fauconnet, dados não publicados).

Espécie	Média capturas (ton/ano)	Min IC (ton/ano)	Max IC (ton/ano)	%
<i>Centrophorus granulosus</i>	0,007	0,000	0,000	0,02%
<i>Centrophorus squamosus</i>	4,840	4,837	4,843	11,86%
<i>Dalatias licha</i>	0,012	0,011	0,012	0,03%
<i>Deania calceus</i> *	0,154	0,153	0,154	0,38%
<i>Deania profundorum</i>	0,024	0,023	0,024	0,06%
<i>Deania spp</i>	0,007	0,007	0,008	0,02%
<i>Etmopterus pusillus</i>	0,115	0,115	0,116	0,28%
<b>Total de capturas da pescaria DLL</b>	<b>40,797</b>			

\* inclui capturas reportadas como *Deania histricosa*, que foi confirmada ser *Deania calceus* (Stefanni *et al.*, 2021)

## Critério D1C4

## Peixes costeiros e peixes demersais de plataforma

Os modelos binomiais de distribuição apresentaram valores de AUC de 0,70 para *Bodianus scrofa* e 0,73 para *Mycteroperca fusca*, cumprindo o limiar de  $AUC \geq 0,7$  recomendado para previsões confiáveis de modelos (Boyce *et al.*, 2002). Já o modelo para *Epinephelus marginatus* obteve um AUC de 0,60, abaixo desse limite, o que levanta dúvidas quanto ao seu desempenho preditivo. Os valores de Kappa variaram entre 0,26 e 0,29, representando um "acordo razoável" e indicando um desempenho preditivo "limitado" (Tabela 9.40) (GAMPA, 2024).

Tabela 9.40. Resumo dos resultados dos modelos para as três espécies em estudo (GAMPA, 2024).

Espécie	Média (kg/HA)	Zero (%)	Tipo	Variância explicada (%)	Erro	AUC	Kappa
<i>E. marginatus</i>	62.57	88.96	Pres/abs	4.7	0.1	0.60	0.26
<i>M. fusca</i>	10.23	87.39	Pres/abs	8.62	0.1	0.73	0.27
<i>B. scrofa</i>	7.64	87.26	Pres/abs	7.29	0.1	0.70	0.29

As variáveis incorporadas no modelo final incluíram: profundidade, declive, profundidade da camada de mistura, ilha, exposição às ondas (em função da profundidade), distância à costa e distância ao substrato mais próximo (ex.: areia). A contribuição relativa de cada variável variou entre as espécies estudadas; no entanto, profundidade, distância à costa, exposição às ondas e profundidade da camada de mistura mostraram-se geralmente mais relevantes, enquanto a ilha (como fator) e a distância à areia tiveram menor impacto (Figura 9.24) (GAMPA, 2024).

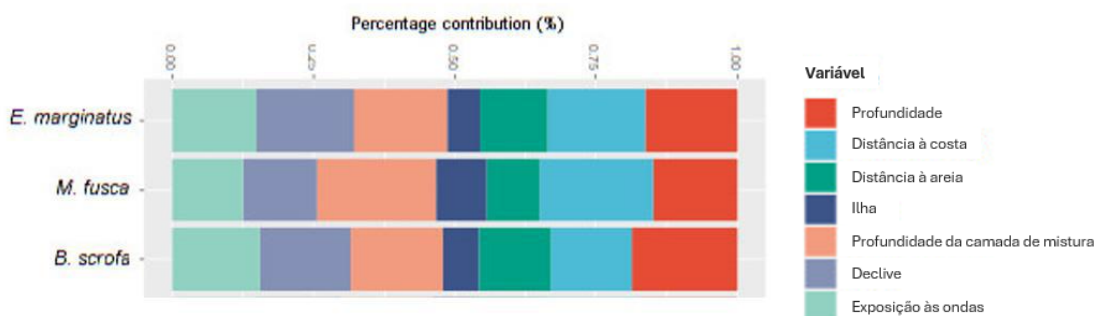


Figura 9.24. Contribuição relativa de cada variável ambiental para a variância total explicada em cada espécie (GAMPA, 2024).

As figuras seguintes ilustram os resultados preditivos do modelo representando geograficamente as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o peixe-cão (*Bodianus scrofa*, Figura 9.25), o badejo (*Mycteroperca fusca*, Figura 9.26) e o mero (*Epinephelus marginatus*, Figura 9.27).

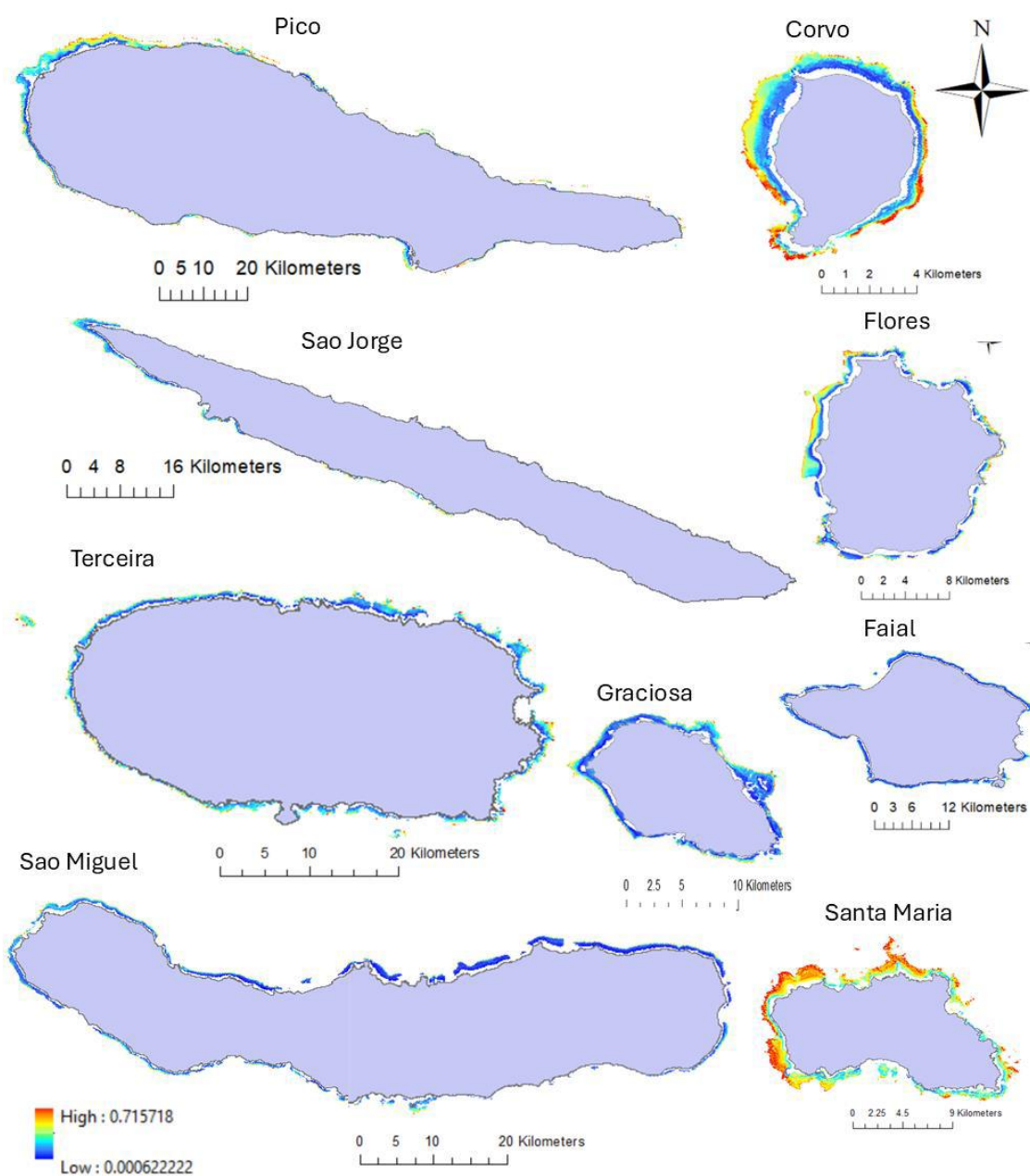


Figura 9.25. Resultados do modelo ilustrando as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o peixe-cão (*Bodianus scrofa*) (GAMPA, 2024).

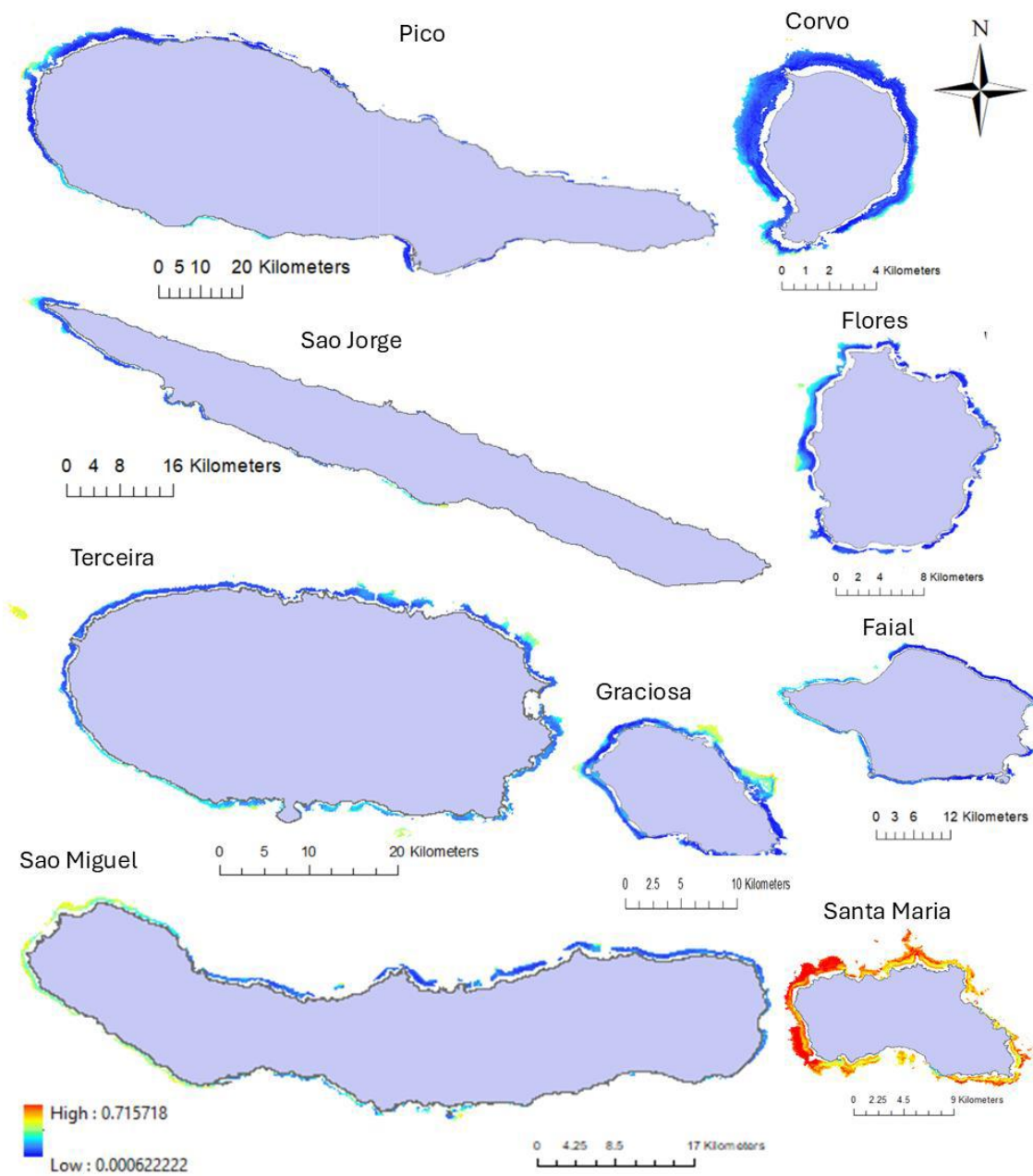


Figura 9.26. Resultados do modelo ilustrando as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o badejo (*Myxeroperca fusca*) (GAMPA, 2024).



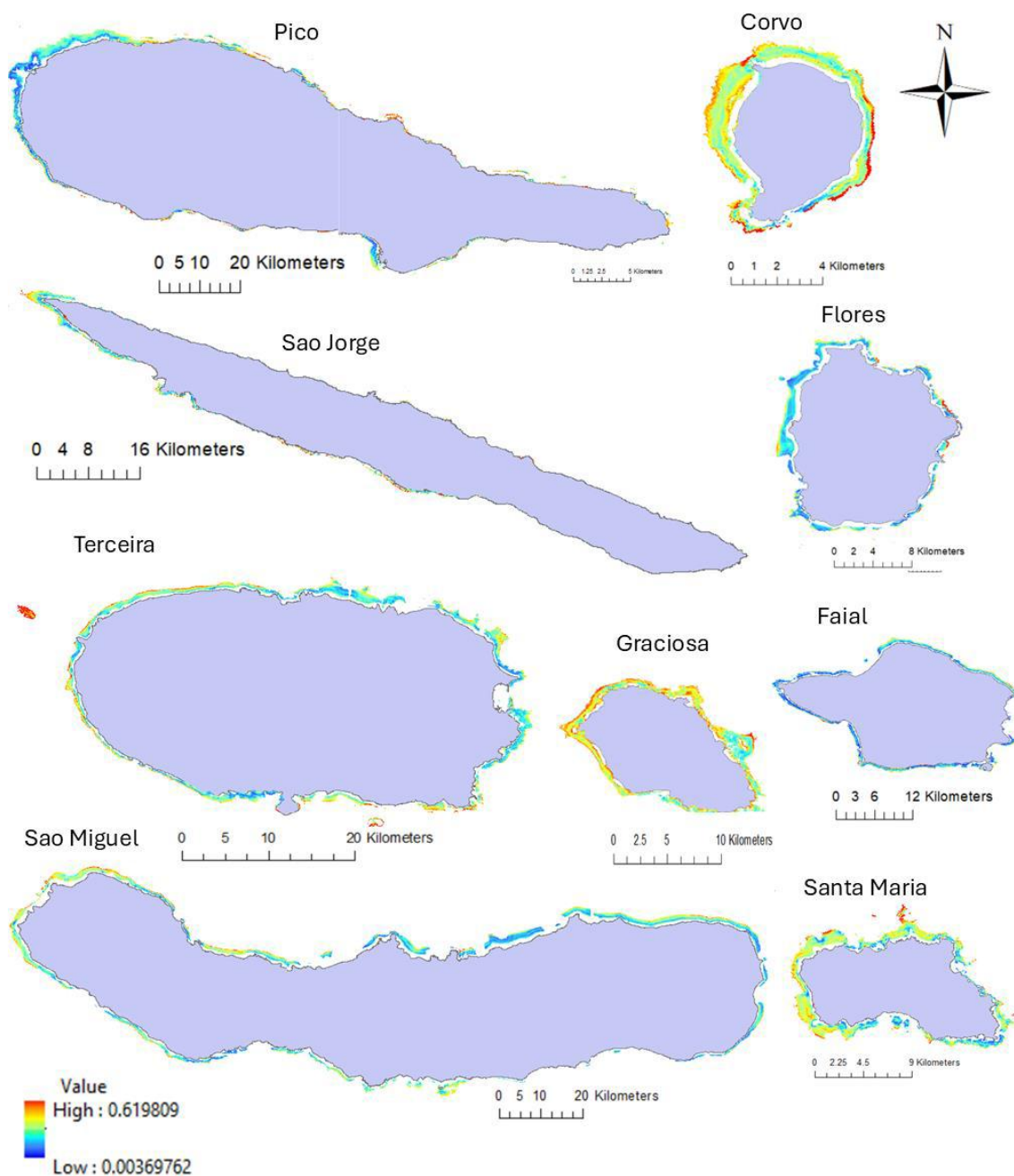


Figura 9.27. Resultados do modelo ilustrando as probabilidades de ocorrência até aos 30m de profundidade para o mero (*Epinephelus marginatus*) (GAMPA, 2024).

As áreas consideradas como habitat adequado até aos 30m de profundidade, para as espécies em análise foram então calculadas a partir dos mapas de probabilidade de presença, removendo-se as áreas abaixo de 25% do máximo previsto. Os resultados indicam um habitat adequado de 42,31 Km<sup>2</sup> para o peixe-cão, de 49,08 Km<sup>2</sup> para o badejo e de 89,54 Km<sup>2</sup> para o mero (Tabela 9.41) (GAMPA, 2024).



Tabela 9.41. Área total (km<sup>2</sup>) de habitat adequado em recifes rochosos costeiros, de 0 a 30 m de profundidade, para as três espécies em estudo (previsto nos limiares de 25 % do máximo previsto) (GAMPA, 2024).

Espécie	Área de habitat adequado (Km <sup>2</sup> )
<i>M. fusca</i>	49,08
<i>E. marginatus</i>	89,54
<i>B. scrofa</i>	42,31

#### Peixes pelágicos de plataforma e peixes de profundidade

Das *et al.* (2022) desenvolveram modelos de distribuição de 15 espécies de tubarões e raias de profundidade nos Açores e, apesar dos modelos não conseguirem explicar a distribuição das espécies na sua integralidade, identificaram a profundidade como o fator mais influente na determinação da distribuição dos tubarões e raias estudados, além da topografia do fundo do mar. Estruturas batimétricas distintas, como montes submarinos e dorsais, foram destacadas como áreas onde a probabilidade de ocorrência do maior número de espécies se sobrepõe. Embora não relacionado com o habitat, o tipo de arte de pesca influenciou a probabilidade de captura de certas espécies, sendo que a linha de mão artesanal, conhecida como "gorazeira", apresentou capturas inferiores em comparação com o palangre de fundo.

Algumas espécies apresentaram uma probabilidade de ocorrência máxima em profundidades iguais ou inferiores a 800 m, tal como *G. galeus* (<500m, Criticamente em perigo globalmente, Vulnerável regionalmente), *D. batis* (pico ~500m, Criticamente em perigo regionalmente), *D. licha* (pico ~500 m em perigo), *E. pusillus* e *D. profundorum* (pico ~800 m ambas com Dados insuficientes). A ocorrência dessas espécies e de *E. spinax* (pico ~500 m, quase ameaçada) apresentaram uma extensão espacial limitada dentro da área modelada, coincidindo diretamente com a distribuição de espécies de teleósteos de importância comercial (Parra *et al.*, 2017) e com a pegada da pesca de fundo nos Açores (Diogo *et al.*, 2015). *D. calcea* (Em perigo), embora tenha uma ocorrência máxima em profundidades em torno dos 1200 m, abaixo da profundidade usual de operação das pescarias nos Açores (Carvalho *et al.*, 2011), também é frequentemente relatada como captura acessória em artes de pesca de fundo (Fauconnet *et al.*, 2019<sup>a</sup>, Das *et al.*, 2022). *C. squamosus* também apresentou o pico de probabilidade de ocorrência aos 1200 m.

Os padrões de distribuição espacial dos elasmobrânquios na área modelada refletiram as respostas individuais das espécies às variáveis ambientais (Figura 9.28 e Figura 9.29). Espécies com nichos ecológicos semelhantes, ou seja, respostas similares à profundidade e a outras variáveis, apresentaram considerável sobreposição em habitats adequados: *Dipturus batis*, *Dalatias licha* e *Etmopterus spinax* apresentaram maior associação a bancos submarinos e cristas de baixa profundidade; *Etmopterus pusillus* e *Deania profundorum* apresentaram habitats semelhantes concentrados nas encostas de montes submarinos e cristas oceânicas de profundidades intermédias; *Deania calcea* e *Centrophorus squamosus* tiveram uma distribuição prevista em cumes e encostas de montes submarinos profundos.

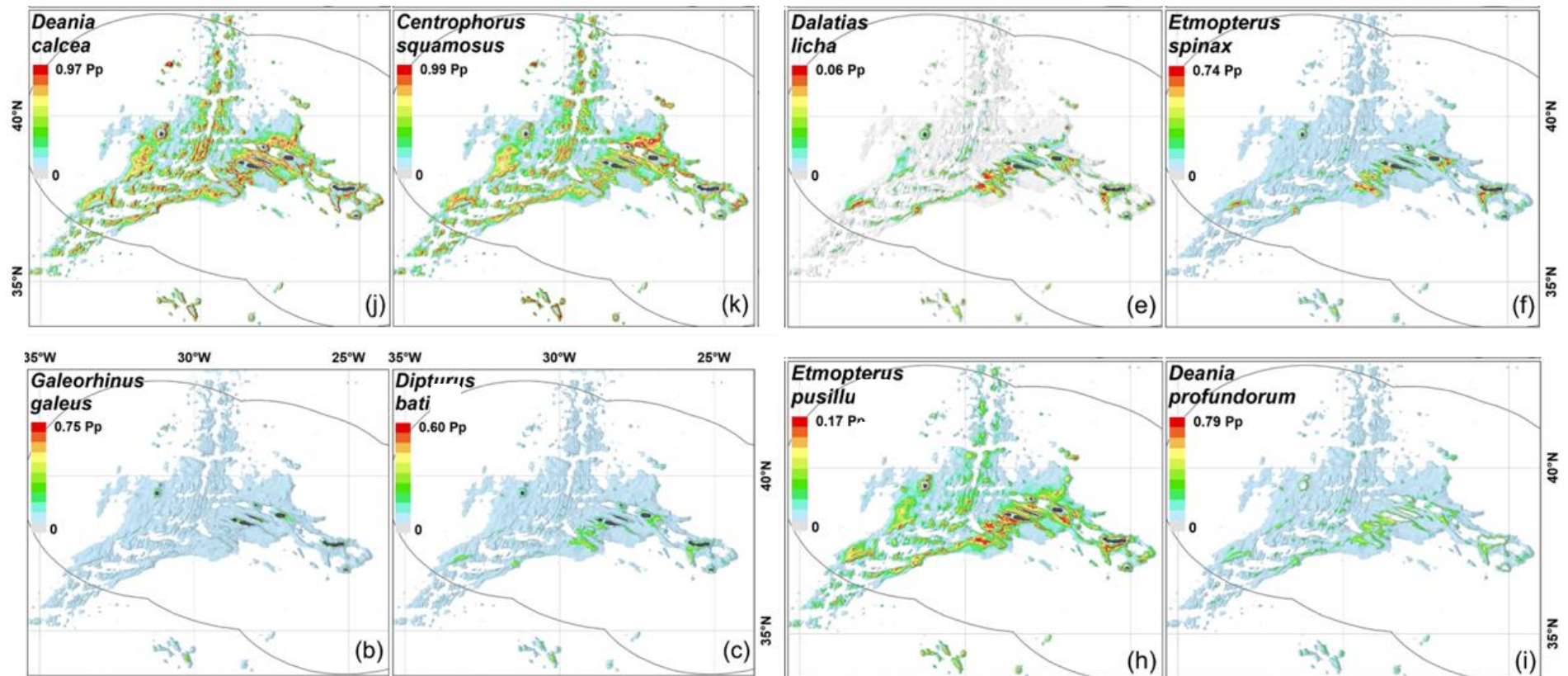


Figura 9.28. Probabilidade prevista final (*Predicted probability of presence*, Pp), de 8 espécies de elasmobrânquios nos Açores, em palangres de fundo de 1000 anzóis (tipo LLA) e o ano de referência indicado na Tabela 9.40. Para *Centrophorus squamosus* as estimativas foram efetuadas a partir de palangres de fundo de 500 anzóis (tipo LLB). As gamas de cores foram ajustadas em relação à PP máxima e não são comparáveis entre espécies (extraído de Das *et al.*, 2022).

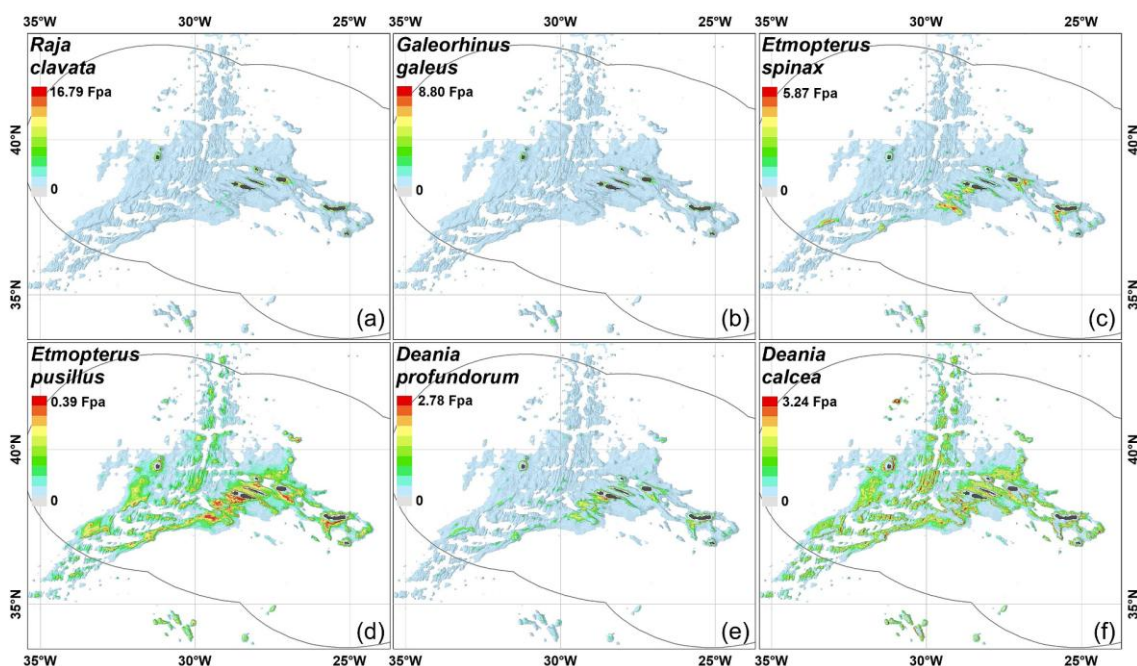


Figura 9.29. Abundância prevista final (*Final predicted abundance - Fpa*) de 6 espécies de elasmobrânquios nos Açores, resultante de uma abordagem de modelação delta GAM, calculada multiplicando a abundância prevista ( $P_a$ ) pela probabilidade de presença ( $P_p$ ) de cada espécie. Os dados de abundância prevista são apresentados como o número de indivíduos capturados em palangres de fundo (tipo LLA), com ou sem elasmobrânquios ( $n \geq 0$ ), utilizando 1000 anzóis e o ano de referência indicado na Tabela 9.41 (extraído de Das *et al.*, 2022).

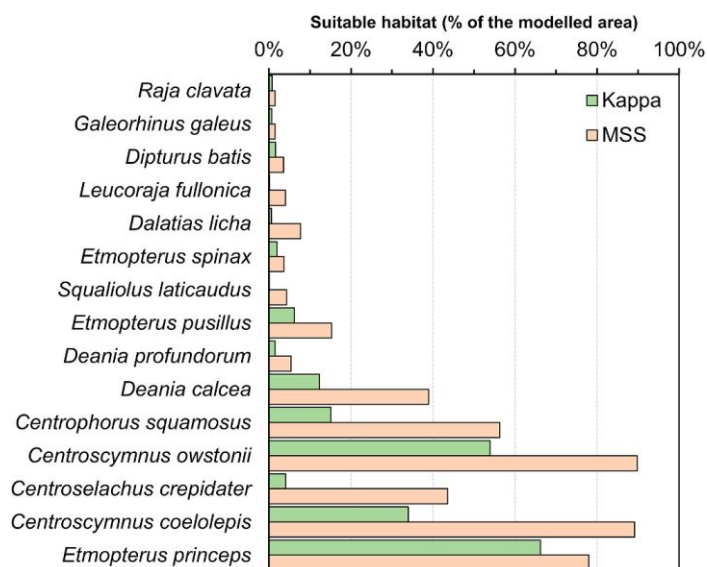
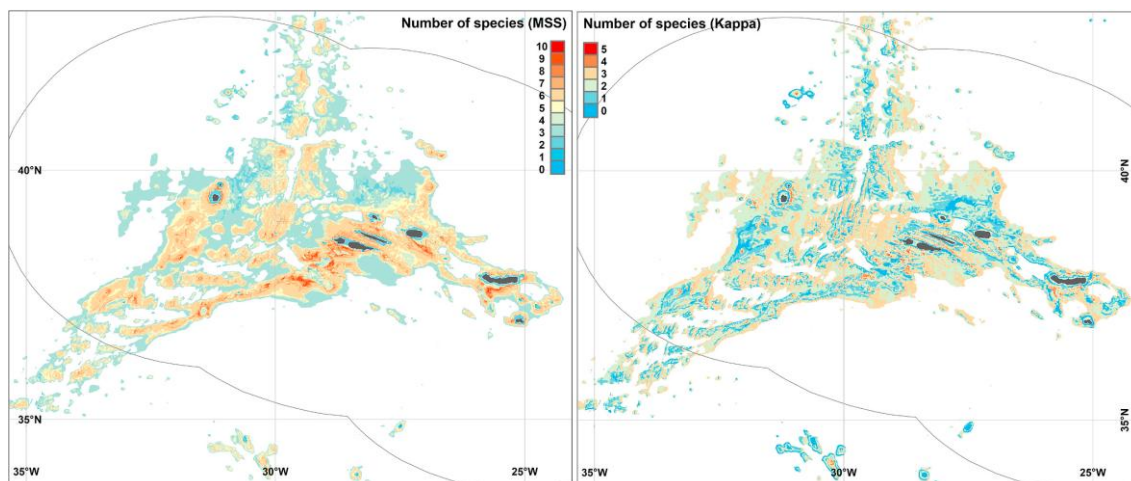


Figura 9.30. Área adequada prevista para 15 espécies de elasmobrânquios de profundidade nos Açores, resultante de mapas binários da probabilidade de presença prevista ( $P_p$ ) construídos utilizando dois limiares: máxima sensibilidade e especificidade (MSS, a laranja) e o limiar Kappa-T (a verde). As espécies estão organizadas por profundidade média de captura crescente (extraído de Das *et al.*, 2022).

As áreas ocupadas pelas espécies, indicadas nos mapas binários de  $Pp$  variaram principalmente com base na profundidade adequada prevista (Figura 9.31). Espécies com pico de  $Pp$  em profundidades menores que 1000 m (exceto *E. pusillus*) ocuparam áreas reduzidas (<10% da área modelada). Já *E. pusillus*, *D. calcea* e *C. squamosus* ocuparam áreas de tamanho variável, dependendo do limiar usado (20%-60%). As áreas de maior riqueza específica coincidiram com características distintivas da batimetria, como montes submarinos, cristas e bancos próximos às ilhas e mar aberto. A maior área contínua de elevada riqueza específica foi prevista nos bancos submarinos ao sul do grupo central (Faial e Pico), encostas insulares e cristas adjacentes. Destacam-se ainda os montes submarinos ao longo da dorsal Médio-Atlântica e no Plateau dos Açores em termos de riqueza de espécies. Todos os resultados dos modelos estão disponíveis no repositório PANGAEA e podem ser acedidos publicamente (González-Irusta *et al.*, 2022, Das *et al.*, 2022).



**Figura 9.31.** Mapas de riqueza específica construídos a partir da sobreposição de mapas binários da probabilidade prevista de presença ( $Pp$ ) de 15 espécies de elasmobrânquios nos Açores, resultantes de modelos GAM binomiais e dos limiares de máxima sensibilidade e especificidade (MSS; painel à esquerda) e Kappa-T (painel à direita). Para fins de visualização, as escalas de cores foram ajustadas à riqueza máxima de espécies e não são diretamente comparáveis entre os painéis (in Das *et al.*, 2022).

Os mapas binários destacaram áreas potencialmente adequadas para a presença das espécies, com utilidade para identificar zonas prioritárias de conservação e gestão sustentável das pescarias, embora, por outro lado, os limites baseados em profundidade não sejam uma estratégia viável para evitar capturas de espécies que ocorrem regularmente dentro da faixa operacional da atividade pesqueira. Estimativas preliminares sugerem uma redução na abundância de algumas espécies que ocorrem a profundidades  $\leq 800$  m nos Açores (Santos *et al.*, 2020), destacando a necessidade de considerar alternativas, como medidas de gestão espacial, para evitar capturas de elasmobrânquios de profundidade, conforme já defendido para algumas dessas espécies (Wiegand *et al.*, 2011; Giménez *et al.*, 2020; Garbett *et al.*, 2021; Das *et al.*, 2022; Fauconnet *et al.*, 2022 e 2024).



As características topográficas submarinas distintivas, onde a ocorrência da maioria dos elasmobrânquios de profundidade concentra-se nos resultados do modelo, podem informar eficazmente a gestão baseada em áreas, como candidatas ao fecho espacial de áreas (*spatial closure*) (Clark e Dunn, 2012), para reduzir e evitar capturas indesejadas de determinados elasmobrânquios, especialmente de espécies altamente residentes (Daley *et al.*, 2015). Os limites baseados em profundidade e áreas protegidas podem ser insuficientes para suprir as necessidades de conservação das espécies mais móveis. Sabe-se que os elasmobrânquios mudam de estratos de profundidade diariamente (Rodríguez-Cabello *et al.*, 2016), sazonalmente (Klippel *et al.*, 2016) ou mesmo espacialmente (Pinto *et al.*, 2016), e podem migrar por longas distâncias (Rodríguez-Cabello *et al.*, 2016). Quando a gestão espacial apresentar falhas, restrições às artes de pesca podem evitar a captura e melhorar a sobrevivência pós-captura de elasmobrânquios capturados (Williams *et al.*, 2016; Fauconnet *et al.*, 2019b).

Os resultados destes modelos demonstraram que as linhas de mão verticais (*gorazeira*) apresentam capturas menores de elasmobrânquios em comparação com os palangres de fundo. Esta descoberta é corroborada pelos pescadores locais, que relatam que as capturas acessórias e a mortalidade de elasmobrânquios são mais altas em palangres do que em linhas de mão (Fauconnet *et al.*, 2019b). Devido à natureza desta arte, que inclui tempos de imersão mais curtos, menos anzóis e operações geralmente em profundidades menores (Fauconnet *et al.*, 2019b) do que os palangres, os elasmobrânquios capturados em linhas de mão têm maior probabilidade de sobrevivência após a libertação (Ellis *et al.*, 2017). Este tipo de arte pode, de facto, oferecer um compromisso entre a conservação das espécies e a continuação de uma atividade socioeconómica importante, mesmo dentro de áreas protegidas (Daley *et al.*, 2015; Williams *et al.*, 2016). Uma abordagem que combine medidas de gestão relacionadas com profundidade, área e artes de pesca pode, portanto, reconciliar a conservação das espécies com a continuidade da pesca em águas profundas (Das *et al.*, 2022).

Em suma, da abordagem baseada em modelos aditivos generalizados (GAMs) para prever a probabilidade de presença (Pp) e a abundância (Pa) de elasmobrânquios de profundidade nos Açores, resultou que a distribuição espacial foi principalmente influenciada pela profundidade, complementada por outras variáveis ambientais, como a topografia do fundo marinho e as correntes (Das *et al.*, 2022). A influência dominante da profundidade e das variáveis relacionadas com o fundo (declive e posição batimétrica) está em consonância com estudos de modelação semelhantes (Lauria *et al.*, 2015; Pennino *et al.*, 2013 in Das *et al.*, 2022). Este cenário sugere que limites baseados na profundidade podem ser uma estratégia simples, mas eficaz, para evitar capturas acessórias, como já reconhecido pelos pescadores açorianos (Fauconnet *et al.*, 2019b) e pela comunidade científica (Clarke *et al.*, 2015 in Das *et al.*, 2022), em complemento de estratégias baseadas em área e tipo de arte para definir medidas de gestão que reduzam as capturas acessórias de elasmobrânquios, promovendo pescarias em águas profundas mais sustentáveis.

#### 9.6.4. Definição e avaliação do bom estado ambiental

Não existe presentemente definição de Bom Estado Ambiental para os peixes marinhos dos Açores, ou limiares definidos para avaliar este grupo funcional para os vários critérios nos Açores. Pelas razões mencionadas nas secções anteriores, devido às grandes lacunas de conhecimento, limitação dos dados existentes e tendo em conta a opinião dos peritos, a informação disponível é insuficiente e não é apropriada para uma abordagem quantitativa e para a avaliação do BEA.

Tabela 9.42. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental dos peixes marinhos por espécie e grupo de espécies.

Grupo	Espécie	Critérios					BEA	
		D1C1 Primário	D1C2 Primário	D1C3 Secundário	D1C4 Secundário	D1C5 Secundário	Espécie	Grupo de espécies
Peixes costeiros	Badejo ( <i>Mycteroperca fusca</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido
	Peixe-cão ( <i>Bodianus scrofa</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
Peixes pelágicos	Cação ( <i>Galeorhinus galeus</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido
Peixes demersais	Mero ( <i>Epinephelus marginatus</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido
Peixes de profundidade	Barroso ( <i>Centrophorus granulosus</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	Desconhecido
	Xara-branca ( <i>Centrophorus squamosus</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
	Gata-lica ( <i>Dalatias licha</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
	Sapata-bicuda ( <i>Deania profundorum</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
	Sapata-branca ( <i>Deania calceus</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
	Lixinha-da-fundura-de-veludo ( <i>Etmopterus pusillus</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
	Lixinha-da-fundura-lisa ( <i>Etmopterus spinax</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	
	Raia-manteiga ( <i>Dipturus batis</i> )	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Desconhecido	Não avaliado	Desconhecido	

#### 9.6.5. Alterações Climáticas

O Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores (PRAC, 2017) aborda os efeitos das alterações climáticas (AC) na biodiversidade marinha dos Açores, reconhecendo a elevada vulnerabilidade do arquipélago a estas mudanças. A análise foca-se principalmente nos recursos pesqueiros, considerados um dos principais serviços do ecossistema para a economia e população açoriana, nomeadamente aos benefícios da natureza para os humanos, sendo sujeitos a uma gestão e conservação sustentáveis (Liquete *et al.*, 2013), como por exemplo o fornecimento de produtos pesqueiros como alimento à população com grande relevância económica e que pode ser medido por indicadores como a capacidade (abundância, biomassa, etc.), o fluxo (capturas, desembarques, etc.) e o benefício (rendimento da pesca, emprego, comunidade dependente da pesca, etc.) (Liquete *et al.*, 2013; Piet *et al.*, 2017). O PRAC utiliza uma metodologia adaptada de Morrison *et al.* (2015) para avaliar a vulnerabilidade das espécies marinhas às AC, combinando a sensibilidade biológica dos recursos com a sua exposição aos fatores climáticos. A análise do PRAC revela que as espécies litorais e costeiras da plataforma são as mais vulneráveis aos efeitos das AC. Os crustáceos litorais, como o cavaco e a craca, apresentam uma vulnerabilidade elevada, enquanto os recursos demersais da plataforma, como o pargo e a abrótea, são classificados com vulnerabilidade moderada a elevada. Os recursos de profundidade e pelágicos demonstram uma vulnerabilidade moderada a baixa em termos de alteração na abundância, mas um potencial moderado a elevado de mudança na sua distribuição. É sugerido que esta menor vulnerabilidade dos recursos profundos pode estar relacionada com a sua distribuição em áreas mais vastas, que se estendem para além da Zona Económica Exclusiva dos Açores, e com o desenvolvimento do seu ciclo de vida em diferentes habitats, diminuindo a sua exposição aos efeitos das AC. No entanto, a variabilidade interanual na abundância dos recursos é um fator crítico, tal como a influência de índices atmosféricos, sobretudo a Oscilação do Atlântico Norte (NAO) na abundância de recursos demersais. A NAO afeta as correntes marítimas regionais, impactando a dinâmica das espécies e a sua capturabilidade pelas artes de pesca (PRAC, 2017). A acidificação do oceano é outro fator preocupante que afeta a biodiversidade marinha. Espécies com estruturas calcificadas, como corais e alguns crustáceos, são particularmente sensíveis à acidificação. Existe necessidade de maior investigação sobre os efeitos da acidificação em peixes ósseos, cujos impactos ainda não são totalmente compreendidos (Morato *et al.*, 2020).

Existem lacunas significativas de conhecimento na dinâmica dos recursos, oceanografia e clima oceânico dos Açores. A escassez de dados oceanográficos dificulta a modelação e previsão dos efeitos das alterações climáticas na biodiversidade marinha. A informação sobre a biologia e ecologia das espécies também é limitada, dificultando a avaliação precisa da sua vulnerabilidade. É fundamental investir na recolha, análise e disponibilização de mais informação oceanográfica e biológica e é crucial a implementação de sistemas de monitorização contínua dos ecossistemas marinhos para detetar alterações na biodiversidade e nos habitats. As medidas de adaptação devem ser de gestão adaptativa focam-se na redução da pressão sobre os recursos, na proteção dos habitats e na promoção de uma gestão mais sustentável da pesca. A participação dos

*stakeholders* nomeadamente dos setores da conservação, pesca, turismo, gestão costeira, entre muitos outros é crucial para o sucesso das medidas de adaptação e para a construção de um futuro mais resiliente para a biodiversidade marinha dos Açores. A cooperação é fundamental para uma abordagem integrada e sustentável dos desafios colocados pelas alterações climáticas (PRAC, 2017).

## TEMAS: Habitats pelágicos

### 9.7. Habitats pelágicos

#### 9.7.1. Introdução

Não existem atualizações significativas em relação ao reportado anteriormente no 2º Ciclo DQEM (2013-2018), uma vez que continua a não existir um programa de monitorização regional dedicado aos habitats pelágicos, nomeadamente que determine a composição típica de espécies de fito e zooplâncton no mar dos Açores, e sua abundância relativa, ausência de espécies particularmente sensíveis ou frágeis ou de espécies que asseguram uma função essencial e a estrutura de tamanhos dessas espécies) ou ainda que avalie os parâmetros abióticos face às pressões antropogénicas. Nas secções seguintes, apenas se reporta alguma informação generalista proveniente da atualização do ICES *Ecosystem Overview* para a ecorregião dos Açores.

#### 9.7.2. Metodologia e dados

O ICES *Ecosystem Overview* para a ecorregião dos Açores fornece uma visão geral abrangente do ecossistema da ecorregião dos Açores, que corresponde à ZEE dos Açores dentro da Subárea 10 do ICES, nomeadamente de alguns aspetos oceanográficos.

Os dados de longo prazo do *Continuous Plankton Recorder* (CPR) nas águas oceânicas da parte norte da ecorregião dos Açores foram inicialmente recolhidos com uma periodicidade mensal na década de 1960 até ao início da década de 1980. Após uma lacuna de uma década, a rota voltou a funcionar na ecorregião, a partir de 1997 (ICES, 2022). Os dados do CPR provêm de amostragem oportunista. Não existe na Região um programa de monitorização dedicado ao habitat pelágico e adequado aos indicadores de Bom Estado Ambiental, que detete alterações na diversidade, biomassa e abundância das comunidades de fito e zooplâncton e que permita aferir que eventuais alterações da estrutura biótica e abiótica e suas funções se devam às pressões antropogénicas.

#### 9.7.3. Resultados

Existe sazonalidade na produtividade primária da ecorregião dos Açores, que está ligada a alterações na Temperatura da Superfície do Mar (SST). Na primavera, a produtividade primária varia, com picos elevados de concentração de clorofila em alguns anos (ICES, 2022).



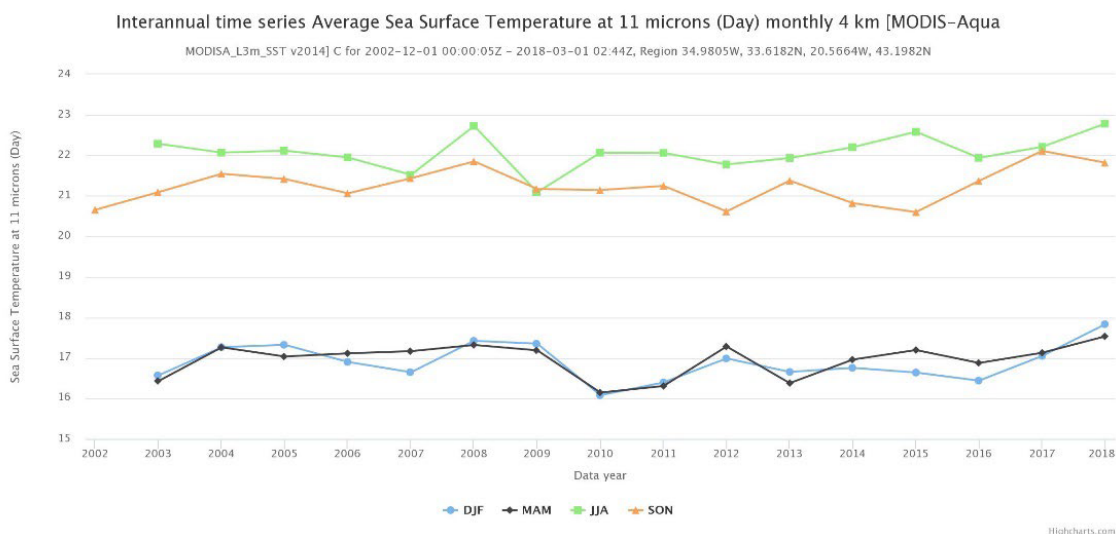


Figura 9.32. Temperatura de superfície da água do mar (SST) na ecorregião dos Açores, por ano e por estação do ano (DJF: dezembro a fevereiro; MAM: março a maio; JJA: junho a agosto; SON: setembro a novembro) para o período de 2002 a 2018. Fonte: Giovanni – NASA (<http://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) in ICES (2022).

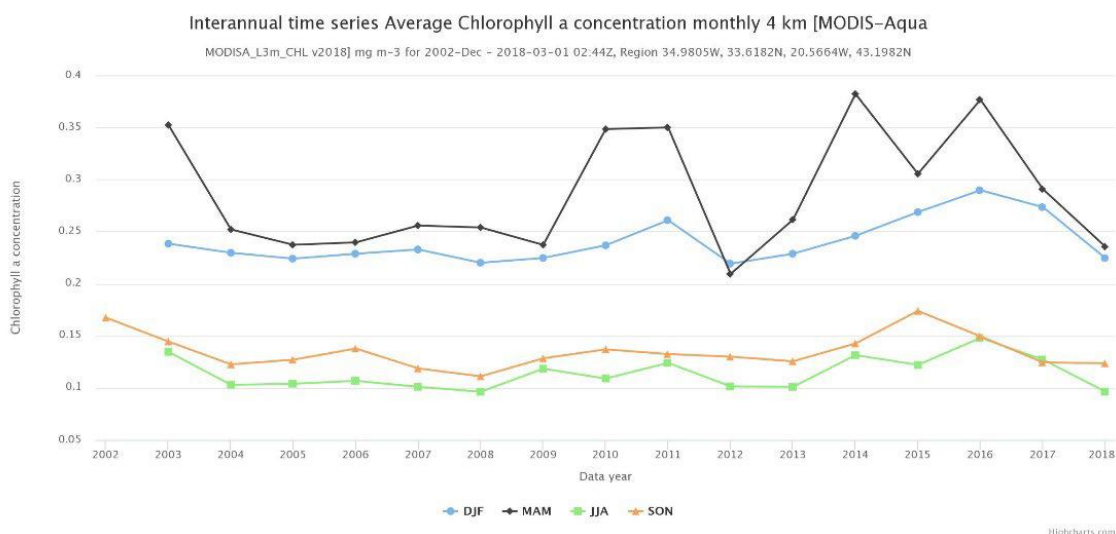


Figura 9.33. Concentração de clorofila *a* para a ecorregião dos Açores, por ano e por estação do ano (DJF: dezembro a fevereiro; MAM: março a maio; JJA: junho a agosto; SON: setembro a novembro) para o período de 2002 a 2018. Fonte: Giovanni – NASA (<http://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) in ICES (2022).

Com base nos dados do CPR, as tendências de longo prazo sugerem que o fitoplâncton na região dos Açores mostra um aumento generalizado das espécies mais pequenas, enquanto as maiores, como as diatomáceas e os dinoflagelados, estão a diminuir. Quanto ao zooplâncton, a abundância de eufausiáceos (*krill*) e quetógnatas diminuiu geralmente durante o período decadal, enquanto a abundância de copépodes permaneceu relativamente estável. Dos principais grupos de zooplâncton, os apendiculários (larváceos) mostraram o maior aumento de abundância nos últimos 50 anos, o que pode refletir a mudança na estrutura de tamanho observada no

fitoplâncton. As populações de zooplâncton são influenciadas principalmente pelas variações climáticas naturais em grande escala, como a Oscilação Multidecadal do Atlântico e a Oscilação do Atlântico Norte (ICES, 2022).

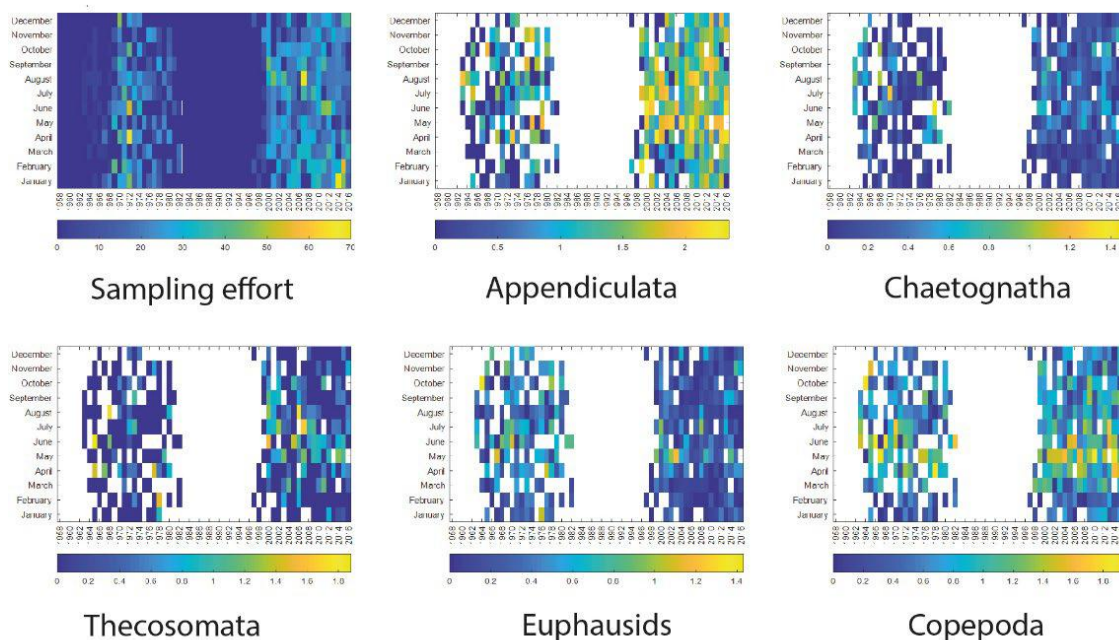


Figura 9.34. Esforço de amostragem e dados mensais de zooplâncton de longo prazo provenientes do CPR (*Continuous Plankton Recorder* da SAHFOS) a norte das ilhas dos Açores (regiões CPR padrão F7/F6) para apendiculários (larváceos), quetógnatas, moluscos opistobrânquios (Thecosomata), eufausiáceos e copépodes in ICES (2022).

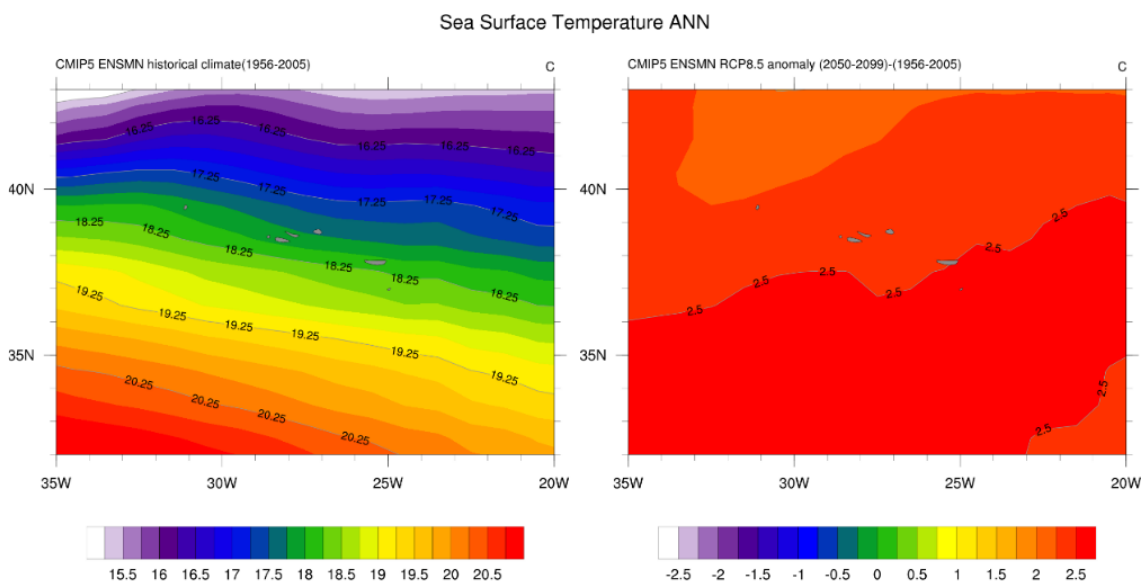
#### 9.7.4. Avaliação do bom estado ambiental

Devido à inexistência de um programa de monitorização dedicado e, conseqüentemente, dados suficientes sobre os parâmetros de estudo, não é possível avaliar este critério primário.

#### 9.7.5. Alterações Climáticas

Nas últimas décadas, o aquecimento global provocou um aumento da temperatura dos oceanos, acidificação e perda de oxigénio, o que resultou em alterações no ciclo de nutrientes e na produção primária, afetando espécies marinhas em vários níveis tróficos (Sousa *et al.* 2012).

A nível global, as emissões atuais de gases de efeito-estufa correspondem mais proximamente ao cenário RCP 8.5 do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas). Dentro da ecorregião dos Açores, este cenário projeta um aquecimento de 2,5°C acima das condições médias para os anos 2050-2099. Existe pouca variabilidade espacial no aquecimento projetado nesta ecorregião relativamente pequena (ICES, 2022).



**Figura 9.35.** Média integrada da Temperatura da Superfície da Água do Mar (SST) do 5º Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados (CMIP5), interpolada numa grelha de  $1^\circ \times 1^\circ$  para todo o ano na ecorregião dos Açores. O painel esquerdo mostra a SST histórica para 1956-2005. O painel direito mostra a diferença na média climática no período futuro (RCP8.5: 2050-2099), em comparação com o período de referência histórico (ICES, 2022).

O arquipélago dos Açores, situado no Atlântico Norte, possui uma biodiversidade marinha única, influenciada por correntes provenientes da Europa, América e África. As alterações climáticas podem afetar a produtividade primária nos Açores, impactando a base da cadeia alimentar marinha. A temperatura da água do mar à superfície influencia a sazonalidade da produção primária, e observa-se uma grande variabilidade interanual na concentração de clorofila na primavera (ICES, 2022). O aumento da temperatura da água do mar e a acidificação dos oceanos podem ter consequências negativas para o fitoplâncton e o zooplâncton, afetando a disponibilidade de alimento para espécies de níveis tróficos superiores. É assim expectável que as alterações climáticas induzidas pelo Homem tenham uma influência significativa na ecorregião no futuro.

## 9.8. Impacte das Alterações Climáticas na Biodiversidade da RAA

Os sistemas insulares, atendendo às suas características geomorfológicas e enquadramentos climáticos particulares, constituem um dos territórios mais vulneráveis às alterações climáticas. As ilhas de pequenas dimensões, e particularmente as mais remotas, estão intrinsecamente dependentes de sistemas regulados pelo clima, sendo mais vulneráveis à variabilidade climática. O ecossistema marinho dos Açores é complexo e caracterizado por uma vasta planície abissal, uma estreita plataforma costeira e distinto pela presença de montes submarinos e da crista médio-Atlântica. Esta complexidade, juntamente com a influência de processos oceanográficos e atmosféricos à escala do Atlântico Norte, torna a região particularmente sensível às alterações

climáticas (Martins, 1986,1987; Isidro, 1996; Pinho & Menezes, 2005; Silva & Pinho, 2007; Morato *et al.*, 2008).

Os impactos nos ecossistemas marinhos dos Açores ainda não foram totalmente compreendidos. O impacto das alterações climáticas nos padrões de temperatura, nas correntes oceânicas, na composição química das águas, na produtividade primária e nos fluxos de carbono orgânico poderá vir a constituir, a longo prazo, a ameaça mais importante aos ecossistemas marinhos, associada a mudanças significativas nos seus padrões estruturais e de funcionamento. Estima-se que os impactos ao nível da produtividade, da biodiversidade e da distribuição de espécies costeiras e de profundidade sejam maiores em regiões oceânicas e insulares, devido a fatores como o elevado grau de endemismos, o isolamento geográfico das populações e a introdução de espécies não indígenas. Embora tenham sido já detetadas alterações na distribuição e abundância de algumas espécies marinhas costeiras, o desconhecimento acerca da ecologia da maioria das espécies de profundidade dificulta a avaliação do impacto das alterações climáticas nos ecossistemas de mar profundo (Morato *et al.*, 2020).

Os Açores são um *hotspot* para corais de águas frias, e estudos laboratoriais demonstraram que estes são vulneráveis à acidificação dos oceanos (ICES, 2022). No entanto, presentemente existe pouca informação, sobre alterações existentes ou previstas no futuro na biologia da ecorregião como consequência das alterações climáticas. Morato *et al.* (2020) exploraram os impactos das alterações climáticas em espécies de profundidade no Oceano Atlântico Norte, incluindo os Açores. O estudo destacou a vulnerabilidade dos ecossistemas dos Açores às alterações climáticas, particularmente os habitats de coral de água fria e as populações de peixes de profundidade. Utilizando dados de ocorrência de espécies e parâmetros ambientais, os autores modelaram a adequabilidade do habitat para corais de água fria e peixes de profundidade comercialmente importantes, tanto nas condições atuais como em cenários futuros de altas emissões (RCP8.5). Os modelos previram uma diminuição significativa na adequabilidade do habitat para corais de água fria, variando de 28% a 100% até 2100. Os corais escleractínios, podem sofrer uma redução de habitat superior a 79%, enquanto os octocorais, podem enfrentar um declínio de pelo menos 99%. A acidificação dos oceanos é apontada como uma das principais ameaças aos corais de água fria, uma vez que a maioria deles ocorre em águas supersaturadas em carbonato, essenciais para a biocalcificação do esqueleto. A elevação da temperatura da água também pode comprometer a sobrevivência dos corais, afetando o seu metabolismo e capacidade de calcificação. Os modelos identificaram refúgios climáticos limitados para corais escleractínios, representando 30% a 42% do habitat atual. Para octocorais, os refúgios são ainda menores (6% a 14%), e para uma das espécies analisadas não se projetam refúgios. Os Açores, em particular, foram identificados como uma área de alta adequabilidade de habitat para corais escleractínios nas condições atuais. No entanto, a redução projetada no habitat futuro levanta preocupações sobre a persistência destes ecossistemas nos Açores. Os modelos projetaram ainda um deslocamento do habitat adequado para peixes de profundidade em direção a latitudes mais altas, variando de 2,0° a 9,9°. A diminuição da disponibilidade de alimento, devido à redução do fluxo de carbono orgânico particulado (POC) para o fundo do mar, pode agravar os efeitos negativos das alterações climáticas sobre os peixes de profundidade. A perda de habitat e o deslocamento de espécies podem ter consequências ecológicas e económicas significativas para

a região, pelo que a identificação de refúgios climáticos é crucial para a conservação da biodiversidade e para a gestão sustentável dos recursos marinhos dos Açores (Morato *et al.*, 2020).

As alterações climáticas representam assim uma ameaça significativa para a biodiversidade marinha dos Açores, com potenciais consequências para a distribuição, abundância e fenologia de espécies, bem como para a produtividade primária e a estrutura das comunidades marinhas que poderão resultar em impactos socioeconómicos significativos. Fatores de mudança relativos às alterações climáticas (p. ex., acidificação, subida da temperatura e do nível médio das águas do mar) estão a provocar alterações às condições físicas, químicas e biológicas do oceano, afetando a composição de ecossistemas inteiros, incluindo a sua estrutura espacial e funcionamento (IPCC, 2019). Tais mudanças nas condições bióticas e abióticas alteram o provisionamento dos serviços dos ecossistemas, tanto em termos da sua distribuição espaço-temporal, como da sua intensidade (Mooney *et al.*, 2009), que por sua vez afetam os usos e atividades humanos dependentes do oceano (p. ex., pesca, aquicultura e turismo) ou outros que não dependam tão diretamente dos serviços dos ecossistemas, mas que sejam afetados, por exemplo, pela frequência acrescida de eventos extremos ou pela alteração de padrões climatológicos e oceanográficos (p. ex. navegação e transportes marítimos, energias renováveis, extração de agregados) (Santos *et al.*, 2020).

Embora exista uma grande lacuna de conhecimento, os gestores e decisores políticos necessitam de informações sobre as espécies em risco para orientar a implementação de medidas de conservação. A implementação de medidas de adaptação eficazes, com base em dados científicos sólidos e na colaboração entre os diferentes setores, é crucial para garantir a conservação e a utilização sustentável dos recursos marinhos dos Açores num clima futuro em mudança. O desenvolvimento de modelos que integrem os aspetos climáticos na avaliação dos efeitos ambientais é também fundamental para a gestão sustentável. A implementação do ordenamento do espaço marítimo e a criação de áreas marinhas protegidas (AMPs) também podem contribuir para a conservação de habitats e espécies marinhas essenciais e ao abrigo de estratégias de adaptação, mitigação das alterações climáticas que promovam a sustentabilidade dos ecossistemas.

## 9.9. Referências

- Afonso, P., Schmiing, M., Fontes, J., Tempera, F., Morato, T. & R. Santos. 2018. Effects of marine protected areas on coastal fishes across the Azores archipelago, mid-North Atlantic. *Journal of Sea Research*, 138: 34-47p.
- Amorim, P., Figueiredo, M., Machete, M., Morato, T., Martins, A., & Serrão Santos, R. (2009). Spatial variability of seabird distribution associated with environmental factors: a case study of marine Important Bird Areas in the Azores. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 29–40.
- Arostegui M., Afonso P., Fauconnet L., Fontes J., Macena B., Meyer C., Morato T., Braun C., 2024.

- Advancing the frontier of fish geolocation into the ocean's midwaters. *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers*. 212. 104386. doi: 10.1016/j.dsr.2024.104386
- Atchoi, E. Relatório Final LuMinAves – FRCT, 2021. Okeanos-UAç, Horta, Azores. Atchoi, E. *et al.* (2021) 'LuMinAves: cooperative research and mitigation of light pollution impacts in seabirds', *International Journal of Sustainable Lighting*, 23(1), pp. 33–41. doi: 10.26607/ijsl.v23i1.107.
- BirdLife International (2024) IUCN Red List for birds. Downloaded from <https://datazone.birdlife.org> on 07/03/2024
- Bolton, M. 2001. Census of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea* in the Azores Archipelago 2001-Final Report. Department of Oceanography and Fisheries, University of the Azores, Horta, Portugal.
- Bolton, M., Medeiros, R., Hothersall, B., & Campos, A. (2004). The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: A case study of the Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation*, 116(1), 73-80. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00178-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00178-2)
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & F.K. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological modelling*, 157(2-3):281-300pp.
- Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine learning*, 45:5-32pp.
- Bried, J. & Neves, V.C. 2015. Habitat restoration on Praia islet, Azores archipelago, proved successful for seabirds, but new threats have emerged. *Airo* 23: 25-35.
- Bried, Joël 2023. Why do Bulwer's Petrels *Bulweria bulwerii* change nest? *Arquipelago. Life and Marine Sciences* 38: 27–38. <https://doi.org/10.25752/arq.29555>
- Bried, J., M. Andris, M.-P. Dubois and P. Jarne. 2021. Decreased selectivity during mate choice in a small-sized population of a long-lived seabird. *Journal of Avian Biology* 52: e02837. DOI: 10.1111/jav.02837.
- Chambault P, Baudena A, Bjorndal KA, Santos MA, Bolten AB, Vandeperre F. 2019 Swirling in the ocean: Immature loggerhead turtles seasonally target old anticyclonic eddies at the fringe of the North Atlantic gyre. *Progress in Oceanography* 175.
- Chu, E., G. Tsui, T. Cashion, M. Frias-Donaghey, R. Hernandez, S.-L. Noël, S. Popov, V. Relano, E. Sy, C. Pham, and T. Morato. 2020. Islands in the North Atlantic: Updated catch reconstructions for 2011 – 2018, p. 216-231. In: B. Derrick, M. Khalfallah, V. Relano, D. Zeller and D. Pauly (eds). *Updating to 2018 the 1950-2010 Marine Catch. Reconstructions of the Sea Around Us: Part I – Africa, Antarctica, Europe and the North Atlantic*. Fisheries Centre Research Report 28(5).
- Clarke, M., Farrell, E.D., Roche, W., Murray, T.E., Foster, S. and Marnell, F. 2016. Ireland Red List No. 11: Cartilaginous fish [sharks, skates, rays and chimaeras]. National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage, Regional, Rural and Gaeltacht Affairs. Dublin, Ireland.
- Compagno, L. J. V. and Niem, V. H. 1998. Squalidae. In *FAO species identification guide for fishery*



- pur-poses. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, crustaceans, holothurians and sharks, pp 1213–1232. Ed. by K.E. Carpenter and V.H. Niem. FAO, Rome.
- Croxall, J. P., Burton, R. W., Elliott, G. D., Ferro, R. M., Gunn, A. A., Hall, S. M., Hilton, G. M., Hoyo, J., Murn, C., Norris, K., & Smart, J. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Biological Conservation*, 148, 3-22.
- Das, Diya & González-Irusta, José & Morato, Telmo & Fauconnet, Laurence & Catarino, Diana & Afonso, Pedro & Viegas, Claudia & Rodrigues, Luís & Menezes, Gui & Rosa, Alexandra & Pinho, Mário & Silva, Helder & Giacomello, Eva. (2022). Distribution models of deep-sea elasmobranchs in the Azores, Mid-Atlantic Ridge, to inform spatial planning. *Deep Sea Research Part I Oceanographic Research Papers*. 103707. 10.1016/j.dsr.2022.103707.
- DRP, 2023. Supporting evidence on a high survivability exemption to the landing obligation of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) and de minimis exemption of alfonsinos (*Beryx sp.*) captured by bottom hook and line in Central North Atlantic Waters (ICES sub-area 10). 44p. Azores Autonomous Region, Regional Secretariat for the Sea and Fisheries, Regional Directorate for Fisheries (RAA, SRMP, DRP).
- Delaval, A., Frost, M., Bendall, V., Hetherington, S.J., Stirling, D., Hoarau, G., Jones, C.S., and Noble, L.R. 2022. Population and seascape genomics of a critically endangered benthic elasmobranch, the blue skate *Dipturus batis*. *Evolutionary Applications*, 15:78–94.
- Dulvy, N. K., Notarbartolo di Sciara, G., Serena, F., Tinti, F., Ungaro, N., Mancusi, C. and Ellis, J. 2006. *Dipturus batis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T39397A10198950. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T39397A10198950.en>. Downloaded on 11 June 2021.
- Ellis, J.R., McCully-Philipps, S.R., Sims, D., Walls, R.H.L., Cheok, J., Derrick, D. & Dulvy, N.K. 2021a. *Dip-turus intermedius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T18903491A68783461. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T18903491A68783461.en>.
- Ellis, J., McCully-Philipps, S.R., Sims, D., Derrick, D., Cheok, J. & Dulvy, N.K. 2021b. *Dipturus batis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T203364219A203375487. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T203364219A203375487.en>.
- European Commission, 2023. MSFD guidance: reporting on the 2024 update of Articles 8, 9 and 10. (MSFD Guidance Document 20; version 20240514). Brussels. <https://cdr.eionet.europa.eu/help/msfd/MSFD%202024>
- Hereward, Hannah F. R. 2022. The conservation biology of the Monteiro’s storm-petrel and band-rumped storm-petrel on Ilhéu da Praia, Azores. PhD Thesis, Cardiff University.
- Fauconnet L., C.K. Pham, A. Canha, P. Afonso, H. Diogo, M. Machete, H.M. Silva, F. Vandeperre, T. Morato, 2019. An overview of fisheries discards in the Azores. *Fisheries Research*, Volume 209, Pp. 230-241. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.001>
- Fauconnet L., Bosio C., Gonçalves G., Marçalo C., Monsonis E., Catarino D. 2022a. Projeto SOS

- TubaProf – Avaliação da Sustentabilidade das capturas acessórias dos Tubarões de Profundidade. MAR-01.03.02-FEAMP-0040. 99
- Fauconnet, L., Catarino, D., Das, D., Giacomello, E., Gonzalez-Irusta, J.M., Afonso, P., Morato, T., 2022b. Challenges in avoiding deep-water shark bycatch in Azorean hookand-line fisheries. ICES J. Mar. Sci. fsac178. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac178>
- Fauconnet, L., Morato, T., Das, D., Catarino D., Fontes, J. Giacomello E., Afonso P. (2024). First assessment of circle hooks as bycatch mitigation measure for deep-water sharks on longline fisheries. Fisheries Research. 270. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106877>
- Finucci, B., Derrick, D., Pacoureaux, N., VanderWright, W.J. 2021b. Galeus atlanticus. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T63149A124463343. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-2.RLTS.T63149A124463343.en>
- Fishbase, 2024. <https://fishbase.mnhn.fr/>
- Fitzmaurice, P., Keirse, G., Green, P. and Clarke, M. 2003. Common skate tagging in Irish Waters (1970–2002). Central Fisheries Board, Ireland.
- Fonseca C., Romagosa M., Silva M.A. (2023). Deliverable DI.Cet1 - Relatório da campanha de monitorização de cetáceos e da marcação de cachalotes. Relatório técnico elaborado no âmbito da “Aquisição de serviços para apoio técnico e científico na elaboração de programas de conservação, na recolha de dados, na implementação de tarefas e monitorização dirigidas a áreas, espécies e habitats marinhos integrados na Rede Natura 2000, no âmbito do Projeto LIFE IP AZORES NATURA (LIFE17 IPE/PT/000010) – Lote Cetáceos”, 39pp
- GAMPA. 2019. Relatório não técnico - Monitorização de áreas marinhas protegidas dos Açores com regulamentação de restrição à atividade da pesca – MONIZEC-ARP, 52pp.
- GAMPA. 2021. MoniCO - Programa de Monitorização de Recursos e Ambientes Costeiros dos Açores. Relatório técnico 1.2 do programa MoniCO. IMAR/Oceanos, 77pp.
- GAMPA (2024) Relatório interno de atualização do Descritor D1 da Diretiva Quadro de Estratégia Marinha para espécies de peixes costeiros. MoniCO - Programa de Monitorização de Recursos e Ambientes Costeiros dos Açores. GAMPA. IMAR/Oceanos, 17 pp.
- González-Irusta, J.M. & P.J. Wright. 2016. Spawning grounds of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the North Sea. ICES Journal of Marine Science, 73(2):304-315pp.
- González-Trujillo, J. D., Naimi, B., Assis, J., Araújo, M. B., & Nabeiro, R. (2024). Reshuffling of Azorean Coastal Marine Biodiversity Amid Climate Change. *Journal of Biogeography*.
- ICES, 2021. Workshop on the use of surveys for stock assessment and reference points for rays and skates (WKS KATE; outputs from 2020 meeting). ICES Scientific Reports. 3:23. 177 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7948>.
- ICES, 2022. Azores ecoregion – Ecosystem overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022 Section 3.1. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21725465>
- ICES, 2024. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF). ICES Scientific Reports. 06:75. 994 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.26935504>



- Iglésias, S.P., Toulhoat, L., Sellos, D.Y., 2010. Taxonomic confusion and market mislabelling of threatened skates: important consequences for their conservation status. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 20, 319–333. <https://doi.org/10.1002/aqc.1083>
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A. & B. Egoh. 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: A systematic review. *Plos One*, 8(7):1-15.
- McCully Phillips, S. R., Scott, F. and Ellis, J. R. 2015. Having confidence in Productivity Susceptibility Analyses: A method for underpinning scientific advice on skate stocks? *Fisheries Research*, 171: 87–100.
- Menezes, G.M., Sigler, M.F., Silva, H.M., Pinho, M.R., 2006. Structure and zonation of demersal and deep-water fish assemblages off the Azores Archipelago (mid-Atlantic). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 324, 241–260.
- MISTIC SEAS. 2015. Macaronesia Islands Standard Indicators and Criteria: Reaching Common Grounds on Monitoring Marine Biodiversity in Macaronesia. No. 11.0661/2015/712629/SUB/ENVC.2 pp.
- MISTIC SEAS II. 2017a. Applying a subregional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD ‘MISTIC SEAS 2’.
- MISTIC SEAS II Consortium. 2018. Macaronesian Roof Report (TRWP2) - Applying a sub-regional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD. WP2 - Towards a coherent update of initial assessment, GES and targets, Task 2.1. Update of the Initial Assessment and Task 2.2. Finding common GES definition and Environmental Targets for the Macaronesia GA No 11.0661/2017/750679/SUB/ENV.C2., Brussels, 132pp.
- MISTIC SEAS II Consortium. 2019a. Technical Report 2 Sub-program A (A-MB-TR2) - Applying a sub-regional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD. WP1 - Monitoring Programs and Data gathering, Task 1.2. Pilot Monitoring Projects Marine Mammals & Marine Turtles, GA No 11.0661/2017/750679/SUB/ENV.C2., Brussels, 141 pp
- MISTIC SEAS II Consortium. 2019b. Technical Report 2 Subprogram B (B-MM-TR2) - Applying a sub-regional coherent and coordinated approach to the monitoring and assessment of marine biodiversity in Macaronesia for the second cycle of the MSFD. WP1 - Monitoring Programs and Data gathering, Task 1.2. Pilot Monitoring Projects Marine Mammals & Marine Turtles, GA No 11.0661/2017/750679/SUB/ENV.C2., Brussels, 40pp
- MM, SRMCT, SRAAC (2020). *Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo*. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. Versão para consulta pública. Março de 2020
- Molloy, P.P., McLean, I.B. & I.M. Côté. 2009. Effects of marine reserve age on fish populations: a

- global meta-analysis. *Journal of applied Ecology*, 46(4):743-751pp.
- Monteiro, L.R., J.A. Ramos & R.W. Furness. 1996a. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores archipelago. *Biological conservation* 78: 319-328
- Monteiro, L.R., J.A. Ramos, R.W. Furness and A.J. Del Nevo. 1996b. Movements, morphology, breeding, molt, diet and feeding of seabirds in the Azores. *Colonial Waterbirds* 19:82-97.
- Monteiro, L. R., Ramos, J. A., Pereira, J. C., Monteiro, P. R., Feio, R. S., Thompson, D. R., Bearhop, S., Furness, R. W., Laranjo, M., Hilton, G., Neves, V. C., Groz, M. P., & Thompson, K. R. (1999). Status and distribution of Fea's Petrel, Bulwer's Petrel, Manx Shearwater, Little Shearwater and Band-rumped Storm-petrel in the Azores archipelago. *Waterbirds*, 22(3), 358–366. <https://doi.org/10.2307/1522111> 35
- Morato *et al.* (2020). Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic. *Global Change Biology*, 26: 2181–2202
- Moura, T., Jones, E., Clarke, M.W., Cotton, C.F., Crozier, P., Daley, R.K., Diez, G., Dobby, H., Dyb, J.E., Fossen, I., Irvine, S.B., Jakobsdottir, K., López-Abellán, L.J., Lorange, P., Pascual-Alayón, P., Severino, R.B., and Figueiredo, I. 2014. Large- scale distribution of three deep-water squaloid sharks: integrating data on sex, maturity and environment. *Fisheries Research*, 157: 47–61.
- Neves, V. C., Carroll, G., Schäfer, W. C., Hereward, H. F. R., & Quillfeldt, P. (2023). Consistent foraging habitat use by a vulnerable breeding seabird highlights potential areas for protection in the mid-Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 716, 107–121. <https://doi.org/10.3354/meps14353>
- Nieto, A., Ralph, G.M., Comeros-Raynal, M.T., Kemp, J., *et al.* 2015. European Red List of marine fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union, iv + 81 pp.
- Oliveira, N. (2016). Status Report for Monteiro's Storm-petrel *Hydrobates monteiroi*. Lisboa: Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.
- Ortiz, M. 2017. Standardized catch rates for simulated longline data SAM WG 2017. ICCAT Collective Volume of Scientific Papers 74, 479–497.
- Piet, G., Van Overzee, H., Miller, D. & E. Gelabert. 2017. Indicators of the 'wild seafood' provisioning ecosystem service based on the surplus production of commercial fish stocks. *Ecological indicators*, 72:194-202.
- Pham, C. K., Canha, A., Diogo, H., Pereira, J. G., Prieto, R., and Morato, T. 2013. Total marine fishery catch for the Azores (1950–2010). – *ICES Journal of Marine Science*, 70: 564–577.
- Pinho, M., Medeiros-Leal, W., Sigler, M., Santos, R., Novoa-Pabon, A., Menezes, G. & *et al.* (2020) Azorean demersal longline survey abundance estimates: procedures and variability. *Regional Studies in Marine Science*, 39, 101443. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101443>
- Pipa, T & Silva, C. (2021) Projeto LuMinAves (2017-2020): Reduzir o impacto da luz artificial nas aves marinhas, Lisboa (Relatório não publicado).

- Pipa, T., Silva, C., Atchoi, E., Hervías-Parejo, S., Oliveira, N., Ramírez, J., & Martín, A. (2023). Estimativa populacional bioacústica de roque-de-castro *Hydrobates castro* e painho-de-monteiro *Hydrobates monteiroi* nos Açores. XI Congresso SPEA II Jornadas da Macaronésia. São Miguel, Açores, 22-26 novembro 2023
- Pipa, T., Martins, B., Silva, C., Heber, S., Magalhães, M., Carriço, R., Câmara, R., Lourenço, J., Aguiar, L., Cunha, B., Raposo, P., Raposo, A., Coelho, R., Huamán, M., Pinto, F., Sequeira, R., Carreira, G., Pereira, D., De la Cruz, A (2024). Monitorização de aves marinhas Procellariiformes 2020-2023: Relatório da Ação D5.1. Projeto LIFE IP AZORES NATURA - LIFE17 IPE/PT/00010. Relatório não publicado.
- Ramírez, J. 2017. Estimación de la densidad del Paiño de Monteiro (*Hydrobates Monteiroi*) mediante bioacústica. Tese de mestrado. Universidad de Vigo.
- Robert, A., Paiva, V.H., Bolton, M., Jiguet, F. and Bried, J. 2012. The interaction between reproductive cost and individual quality is mediated by oceanic conditions in a long-lived bird. *Ecology* 93(8), pp. 1944–1952. doi: 10.1890/11-1840.1.
- Robert, A., Bolton, M., Jiguet, F. and Bried, J. 2015. The survival-reproduction association becomes stronger when conditions are good. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, p. 20151529. doi: 10.1098/rspb.2015.1529.
- Rodríguez, A., Vázquez, J. A., & González-Solís, J. (2019). Conservation strategies for seabirds in the context of climate change. *Biological Conservation*, 237, 35-42.
- Rodríguez-Cabello, C., Serra-Pereira, B., Velasco, F., Sobrino, I., Gil, J., Diez, G., Moura, T., Maia, C. and Figueiredo, I. 2020. Review of survey data for the assessment of skates in ICES 9a. Working document presented to the ICES Workshop on the use of surveys for stock assessment for Rays and Skates (WKS KATE). 23–27 November 2020. 24 pp.
- Rodríguez-Cabello, Cristina, and Francisco Sánchez. "Catch and post-release mortalities of deep-water sharks caught by bottom longlines in the Cantabrian Sea (NE Atlantic)." *Journal of sea research* 130 (2017): 248-255. doi: 10.1016/j.seares.2017.04.004
- Santos MA, Bolten AB, Martins HR, Riewald B, Bjorndal KA. 2007 Air-breathing visitors to seamounts: sea turtles. In: *Seamounts: Ecology Fisheries and Conservation* (eds TJ Pitcher, T Morato, PLB Hart, MR Clark, A Haggan, R Santos). pp. 239-243. University of Azores: Blackwell publishing.
- Santos, M. B., German, I., Correia, D., Read, F. L., Martinez-Cedeira, J., Caldas, M., López, A., Velasco, F. & Pierce, G. J. (2013). Long-term variation in common dolphin diet in relation to prey abundance. *Marine Ecology Progress Series*. 481. pp. 249-268.
- Santos, R V.S., Novoa-Pabon, A.M., da Silva, H.M., Pereira, J.G. and Pinho, M.R. 2018 WD. Standardized catch rates for tope (*Isk.27.10a2*) from the Azorean bottom longline fleet (1990-2016).
- Santos, R., Medeiros-Leal, W. and Pinho, M. 2020 WD. Updated standardized CPUE for *Galeorhinus galeus* caught by bottom longline fleet in the Azores (ICES Subdivision 27.10.a.2), 1990-2017. Working Document to the Working Group on Elasmobranch

- Fisheries, June 16–25 2020, 11pp.
- Santos, R., Novoa-Pabon, A., Silva, H. and Pinho, M. 2020. Elasmobranch species richness, fisheries, abundance and size composition in the Azores archipelago (NE Atlantic), *Marine Biology Research*, 16:2: 103-116. <https://doi.org/10.1080/17451000.2020.1718713>.
- Schmiing, M., Diogo, H., Santos, R.S. & P. Afonso. 2014. Assessing hotspots within hotspots to conserve biodiversity and support fisheries management. *Marine Ecology Progress Series*, 513:187-199pp.
- Sousa, A., Alves, F., Arranz, P., *et al.* (2021). Climate change vulnerability of cetaceans in Macaronesia: Insights from a trait-based assessment. *Science of the Total Environment*, 795, 148652.
- Sousa, A., Encarnação Coelho, R., Costa, H., *et al.* (2023). Integrated climate, ecological and socioeconomic scenarios for the whale watching sector. *Science of the Total Environment*, 856, 159078.
- SRMCT (2014). *Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores. Diretiva Quadro Estratégia Marinha*. Secretaria Regional dos Recursos Naturais. Outubro de 2014.
- SRMCT (2019a). Relatório de progresso e implementação nacional (PT) da Diretiva Aves, Artigo 12, 2013-2018. <http://cdr.eionet.europa.eu/pt/eu/art12/envxnbwa>
- SRMCT (2019b). Relatório de progresso e implementação nacional (PT) da Diretiva Habitats, Artigo 17, 2013-2018. <http://cdr.eionet.europa.eu/pt/eu/art17/envxwqwq>
- Stefanni, S., Catarino, D., Ribeiro, P. A., Freitas, M., Menezes, G. M., Neat, F., & Stanković, D. (2021). Molecular systematics of the long-snouted deep water dogfish (Centrolophidae, Deania) with implications for identification, taxonomy, and conservation. *Frontiers in Marine Science*, 7, 588192. doi: 10.3389/fmars.2020.588192
- Sutcliffe, R. 1994. Twenty years of tagging common skate and tope off the west coast of Scotland. In Earll, R. C. & Fowler, S. L. (Eds) *Tag and release schemes and shark and ray management plans. Proceedings of the second European Shark and Ray Workshop (Natural History Museum, London, 15–16 February 1994)*, 14–16.
- Talwar, B., Brooks, E. J., Mandelman, J. W., & Grubbs, R. D. (2017). Stress, post-release mortality, and recovery of commonly discarded deep-sea sharks caught on longlines. *Marine Ecology Progress Series*, 582, 147-161. doi: 10.3354/meps12334
- Vandeperre F., Parra H., Pham C.K., Machete M., Santos M.A., Bjørndal K.A., Bolten A.B. 2019 Relative abundance of oceanic juvenile loggerhead sea turtles in relation to nest production at source rookeries: implications for recruitment dynamics. *Scientific Reports* 9: 13019
- Vandeperre, F., Parra, H., Machete, M. 2020. A pesca com palangre de superfície nos Açores. Relatório do projeto COSTA – CONSOLIDATING SEA TURTLE CONSERVATION IN THE AZORES, p.10
- Veríssimo, A., McDowell, J.R., and Graves, J.E. 2012. Genetic population structure and connectivity in a commercially exploited and wide-ranging deepwater shark, the leafscale gulper (*Centrolophus squamosus*). *Marine and Freshwater Research*, 63: 505–512.



Walker, T.I., Rigby, C.L., Pacoureau, N., Ellis, J., Kulka, D.W., Chiaramonte, G.E. and Herman, K. 2020. *Galeorhinus galeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T39352A2907336.

Zuur, A.F., 2007. *Analysing Ecological Data. Statistics for biology and health*/Springer.

Zuur, A.F., Ieno, E.N. & C.S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1):3-14pp.

## 10. DESCRITOR 3: POPULAÇÕES DE PEIXES E MOLUSCOS EXPLORADOS PARA FINS COMERCIAIS

*As populações de todos os peixes e moluscos explorados comercialmente encontram-se dentro de limites biológicos seguros, apresentando uma distribuição da população por idade e tamanho indicativa de um bom estado das unidades populacionais.*

### 10.1. Introdução

Na avaliação inicial do BEA para o Descritor 3 (D3) apresentada em 2014 para a RAA, foram incluídas um total de 23 espécies (17 peixes, três moluscos e três crustáceos, SRMCT, 2014). Destas, 13 espécies de peixe exploradas comercialmente e com importância socioeconómica para a região foram avaliadas como estando em BEA. De dar nota que este resultado deve ser interpretado com alguma cautela, dado que três destas espécies foram avaliadas com base nos três critérios incluídos na Decisão (EU) 2010/477 da Comissão, de 1 de setembro, com baixo grau de confiança, nomeadamente o Bagre (*Pontinus kuhlii*), a Melga, (*Mora moro*), e o Peixe-espada-branco (*Lepidopus caudatus*). As restantes dez espécies de peixes foram avaliadas com base em dois dos critérios da Decisão (UE) 2010/477 da Comissão, de 1 de setembro, com baixo grau de confiança.

No primeiro ciclo de avaliação da DQEM para a RAA, cujo relatório foi apresentado em 2020, foram incluídas 56 espécies (52 peixes, dois moluscos e dois crustáceos, MM *et al*, 2020). Desse total, dez espécies de peixes foram avaliadas com base nos critérios D3C1 e D3C2. Para as vinte espécies sem avaliação foram apresentadas tendências do nível de biomassa para o período sob avaliação e comparado com um período anterior. Por forma a melhorar a qualidade e a coerência da determinação do BEA nestas espécies, se possível incluindo a avaliação de todos os critérios nas populações de peixes e moluscos explorados para fins comerciais foram desenvolvidos novos esforços para recolher um maior número de informação.

A presente avaliação tem por base os critérios e normas metodológicas estabelecidos na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio bem como a abordagem usada pelos Grupos de Trabalho do Conselho Internacional de Exploração do Mar (CIEM/ ICES) para o D3 (ICES, 2012a, 2012b, 2012c, 2014a, 2014b, 2016, 2017a, 2017b, 2017c, 2018, 2021, 2022a, 2022b, 2022c, 2023, 2024a e 2024b). Assim, destacam-se neste período de avaliação, um conjunto de alterações em particular na lista de espécies previamente estabelecida no âmbito do ICES WKD3List2 (ICES 2022a, 2022b).

### 10.2. Metodologia e dados

#### 10.2.1. Área de avaliação

A ZEE do Açores encontra-se dentro da subárea 10 do ICES localizada num ecossistema de oceano aberto. O arquipélago é composto por 9 ilhas e inclui 461 montes submarinos identificados (ICES,

2022d) (Figura 10.1.). A maioria das unidades populacionais de peixes da região fazem parte de unidades populacionais que compreendem uma distribuição geográfica mais alargada, o que faz com que o estado destas populações seja não só influenciado por pressões locais (> atividade da pesca), mas também por pressões noutras áreas externas à subdivisão dos Açores.

A avaliação do estado de exploração da maioria dos stocks existentes nesta subdivisão é realizada no âmbito de grupos de trabalho do CIEM/ ICES ou da Comissão Internacional para a Conservação dos Tunídeos do Atlântico (ICCAT).

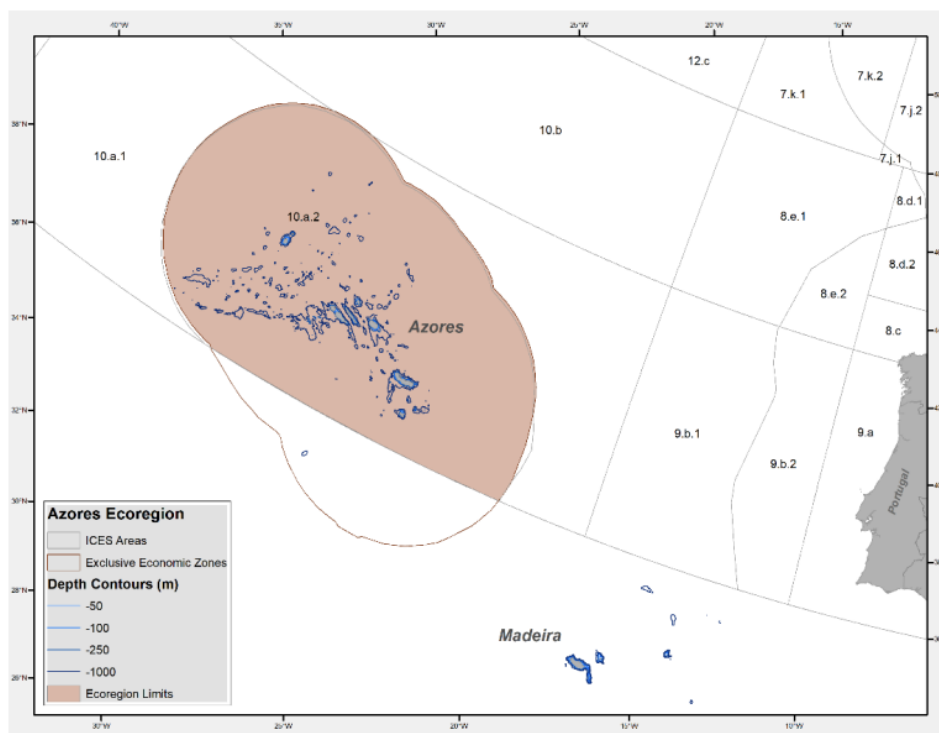


Figura 10.1. A ZEE dos Açores com identificação das áreas ICES e batimétricas. Fonte: ICES, 2022d.

### 10.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

A avaliação do BEA das populações de peixes e moluscos explorados para fins comerciais baseia-se nos critérios e nas normas metodológicas estabelecidos na Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, de 17 de maio. Esta estabelece a utilização de três critérios primários para a avaliação do BEA das águas marinhas, bem como especificações e métodos normalizados para a sua monitorização e avaliação (Tabela 10.1).

**Tabela 10.1.** Descrição dos indicadores usados para cada critério de acordo com a metodologia aplicada às diferentes categorias de *stocks*.

Critérios	Indicador
<b>D3C1</b> A taxa de mortalidade por pesca das populações de espécies exploradas para fins comerciais é igual ou inferior aos níveis que permitem obter o rendimento máximo sustentável.	- Taxa anual de mortalidade por pesca (F) - <i>Proxy</i> de F: indicadores baseados na longevidade (LBI) - Rácio captura/biomassa
<b>D3C2</b> A biomassa reprodutora por unidade populacional de espécies exploradas para fins comerciais situa-se acima dos níveis que permitem obter o rendimento máximo sustentável.	- Biomassa do <i>stock</i> reprodutor (SSB) - <i>Proxy</i> de SSB: índices de biomassa (número ou peso)
<b>D3C3</b> A distribuição dos indivíduos por idade e tamanho nas populações de espécies exploradas para fins comerciais é indicativa de uma população saudável. Isto deve incluir uma proporção elevada de indivíduos idosos/de tamanho grande e efeitos negativos limitados da exploração sobre a diversidade genética.	- Proporção (%) ou n.º de indivíduos

O CIEM/ICES recomenda que a avaliação do BEA do D3 deve ser feita com base no critério D3C1 (Nível de Pressão de Pesca) e no critério D3C2 (Capacidade Reprodutora do *stock*). O critério D3C3 não foi considerado porque, de acordo com o CIEM/ICES, não revela o estado de conservação dos *stocks* não sendo por isso incluído na definição de BEA (ICES, 2024c).

A avaliação do BEA deve ser baseada nos *stocks* cujos pontos de referência biológicos (F e B) são conhecidos e por isso é possível estimar os indicadores primários (taxa de mortalidade por pesca, biomassa desovante e estrutura etária) e o rendimento máximo sustentável (*Maximum Sustainable Yield* - MSY). Assim, quando conhecidos os pontos de referência biológicos são consideradas em bom estado de conservação as populações que apresentarem valores de  $F/F_{MSY} \leq 1$  para o critério D3C1 e de  $B/B_{MSY} > 1$  para o critério D3C2.

Para a subdivisão dos Açores não há recursos marinhos com avaliação analítica validada neste ciclo de reporte, motivo pelo qual os pontos de referência biológicos primários, utilizados para a definição de BEA, não são conhecidos. Uma exceção a esta regra diz respeito aos grandes pelágicos avaliados pela ICCAT e com valores iguais aos reportados pela subdivisão do continente já que exploram a mesma unidade de gestão.

Para os recursos com importância regional, mas para os quais não existe avaliação no âmbito do CIEM/ICES e da ICCAT, foram utilizados dados recolhidos no Plano Nacional de Recolha de Dados dos Açores (PNRD/DCF, programa de monitorização coordenado regionalmente pela Direção Regional das Pescas) e nas Campanhas de Monitorização Anual de Demersais (ARQDAÇO;



Programa de monitorização coordenado pelo IMAR e apoiado financeiramente pela SRMP/DRP) e aplicadas metodologias alternativas, baseadas no princípio da precaução, para estimar um *proxy* dos pontos de referência biológicos (ICES, 2012b). Apesar destas metodologias não avaliarem diretamente o BEA do recurso, permitem definir uma região crítica com base nos dados das tendências de abundância e capturas, na qual se considera o recurso em bom ou mau estado ambiental (ICES, 2012b, 2014b). Nestas situações, para a avaliação do critério D3C1 foi utilizado um modelo de avaliação de *stocks* baseado na composição dos comprimentos dos desembarques e nos parâmetros biológicos fundamentais no ciclo de vida de cada uma das espécies *Length-based indicators* (LBI) (ICES, 2018). Este método é utilizado para classificar as unidades populacionais relativamente ao seu estado de conservação e rendimento ótimo do recurso, assim como o MSY para os últimos três anos (2021-2023). Os valores de  $L_c/L_{mat}$  e  $L_{25\%}/L_{mat} > 1$  indicam que os indivíduos imaturos se encontram em bom estado de conservação e com comprimentos de primeira captura acima do comprimento de maturação. Os valores de  $L_{max5\%}/L_{\infty}$  e  $P_{mega}$  com valores  $> 0.8$  e  $> 0.3$ , respetivamente, indicam que os indivíduos de maiores comprimentos e a proporção de indivíduos reprodutores de maiores comprimentos estão presentes na população. Os indicadores de rendimento ótimo ( $L_{mean}/L_{opt}$ ) e MSY ( $L_{mean}/L_F = M$ ) com valores  $\approx 1$  e  $\geq 1$  respetivamente, sugerem uma pescaria sustentável a níveis próximos do rendimento ótimo e com exploração ao nível do MSY para estes stocks (ICES, 2015). Para o critério D3C2, analisou-se a tendência histórica do índice de biomassa desovante calculado a partir de dados da campanha de investigação ARQDAÇO. Para o cálculo deste índice, foram considerados como indivíduos maduros, indivíduos com comprimento igual ou maior ao comprimento de primeira maturação para sexos combinados ( $L_m$ ) ou, para as fêmeas, baseado na bibliografia disponível.

Para analisar as tendências do índice de biomassa utilizou-se a comparação da média recente com a média e desvio padrão históricos, usando a expressão:

$$m = (\text{média recente} - \text{média a longo prazo}) / \text{desvio padrão a longo prazo}$$

A série temporal utilizada para o cálculo da média recente foi de 2019 a 2023, com exceção do recurso Goraz (2016 a 2021) e dos Alfonsins (2016 a 2023). O período para cálculo da média de longo prazo foi de 1996-2023 enquanto para o Goraz foi de 1995 a 2021 e para os Alfonsins de 1995 a 2023. Valores de  $m \leq -1.6$  correspondem a uma classificação de BEA não atingido (ICES, 2012b).

A integração dos resultados obtidos na avaliação segundo os critérios D3C1 e D3C2, para cada unidade populacional, permitiu avaliar o BEA. O método de integração utilizado foi baseado nos seguintes pressupostos:

- BEA atingido, quando ambos os critérios (D3C1 e D3C2) estão dentro do intervalo definido para os valores de referência;
- BEA não atingido, quando os valores dos dois ou apenas um dos critérios cai fora dos limites de referência;
- Não avaliado, nos casos em que para os dois critérios ou apenas para um dos critérios não existe informação disponível para a avaliação, ou nos casos em que não existem

definidos valores para os limiares de referência que permitam avaliar o estado ambiental.

Para a classificação das espécies/*stocks* foram atribuídos três níveis de classificação do BEA: atingido, verde; não atingido, vermelho e não avaliado, cinzento.

### 10.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

Parte dos recursos explorados pela frota regional são sujeitos a aconselhamento científico, para a sua gestão, realizado a nível internacional nomeadamente ao nível do CIEM/ICES e da ICCAT. Para os restantes recursos foram utilizados os dados recolhidos no âmbito do PNRD/DCF, entre os anos de 2019 e 2023, que se distribuem por toda a subdivisão Açores bem como os dados das campanhas de investigação de demersais ARQDAÇO, realizadas entre os anos 2016 e 2023, nas áreas estatísticas 1-4 (1: Banco Açores e Princesa Alice; 2: Graciosa, São Jorge, Terceira, Faial e Pico; 3: São Miguel e Santa Maria; 4: Mar da Prata) e 6 (Flores e Corvo) (Figura 10.2). Os estratos de profundidade dos lances realizados variaram entre os 1-1200 m. É importante referir que a área 6 não foi amostrada todos os anos, e que em 2021, só foram amostradas as áreas 1-2 devido à greve dos tripulantes do navio de investigação Arquipélago. Por estas razões, para alguns recursos, as análises foram efetuadas considerando todas as áreas (1, 2, 3, 4 e 6 – cenário 1), apenas as áreas 1, 2, 3 e 4 (cenário 2) e apenas as áreas 1 e 3 (cenário 3).

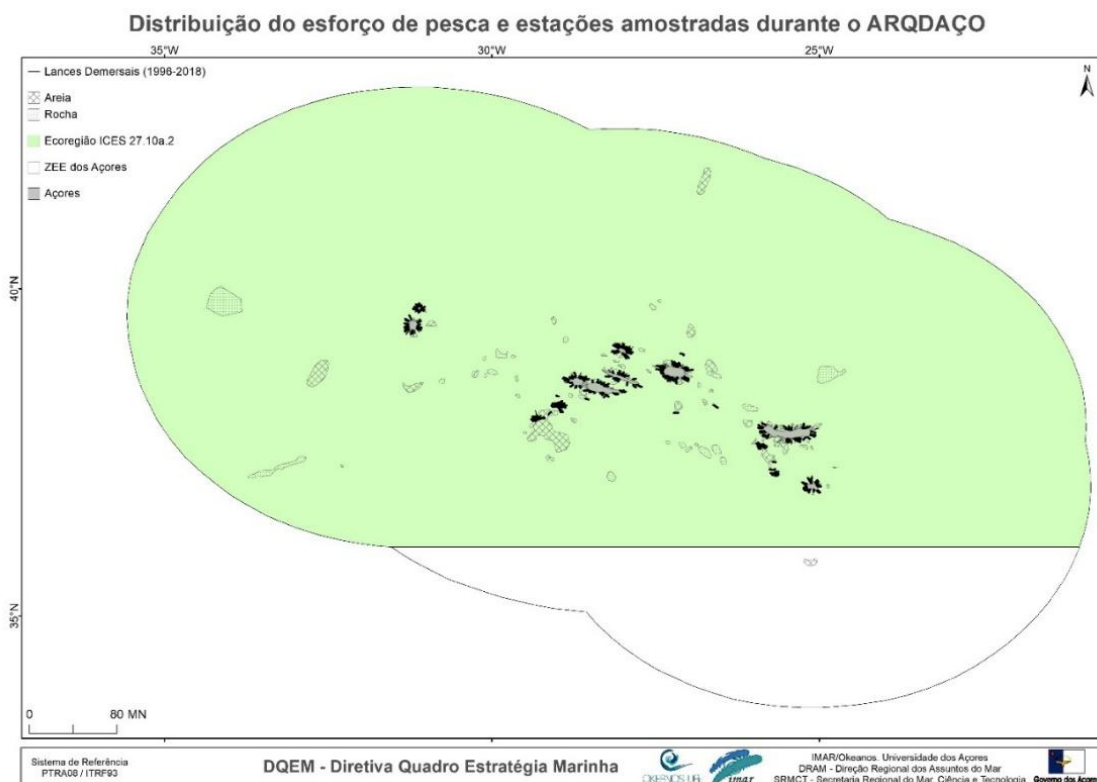


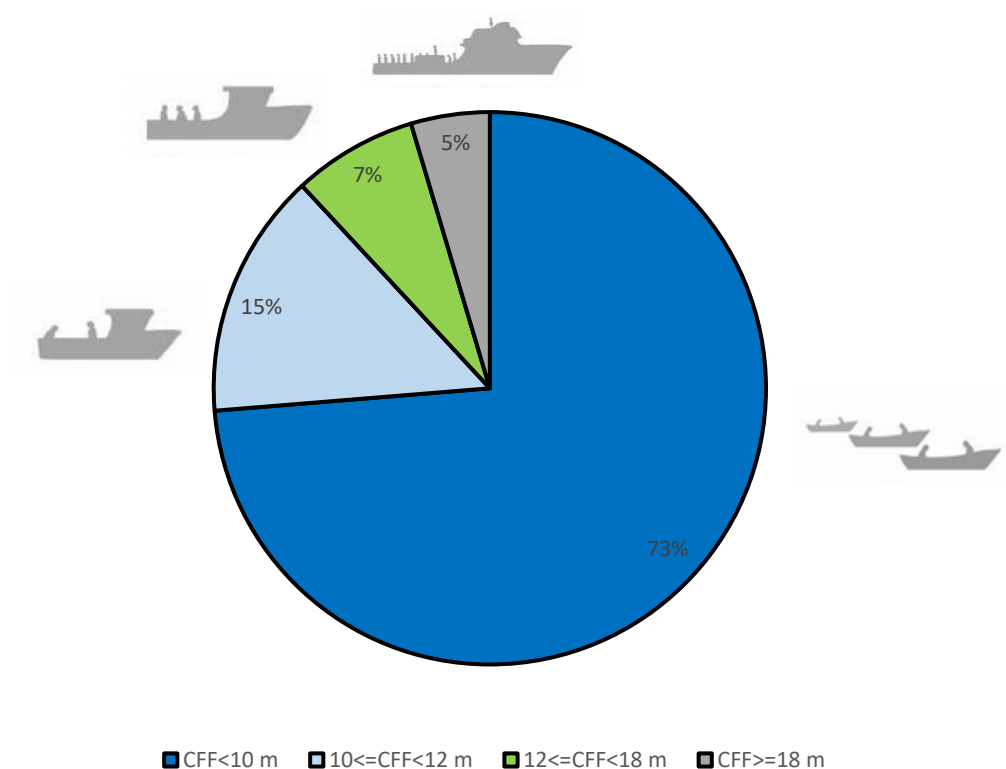
Figura 10.2. Localização dos lances de pesca experimental realizados durante o cruzeiro de demersais ARQDAÇO entre os anos 2016 e 2023.

## 10.3. Resultados

O território marítimo da RAA abrange quase um milhão de quilómetros quadrados e para os quais os recursos marinhos são centrais e fundamentais para a economia local. Com a ausência de uma plataforma continental e grandes profundidades circundantes, a pesca ocorre em torno das encostas das ilhas e dos montes submarinos dispersos pela subdivisão dos Açores (Morato *et al.*, 2008). Esta área representa menos de 1% do território marítimo total que pode ser potencialmente utilizada até uma profundidade de 600 metros. A singularidade das águas marinhas na subdivisão dos Açores, além de limitar as áreas disponíveis para a pesca, requer uma aplicação muito cuidadosa do princípio da precaução, a fim de garantir a conservação dos recursos pesqueiros ali existentes.

### 10.3.1. Frota pesqueira, pescarias e desembarques na subdivisão dos Açores

A frota dos Açores é dominada por embarcações de pequena escala de comprimento fora-a-fora (CFF) inferior a doze metros que, apesar de terem diminuído em número ao longo do tempo, ainda representam cerca de 88% da frota de pesca açoriana em 2021 (Figura 10.3). Por outro lado, as embarcações de grande escala ou semi-industriais (CFF > 18 m) representam cerca de 5% de toda a frota regional.



**Figura 10.3.** Composição da frota pesqueira da Região Autónoma dos Açores em 2021 por classe de comprimento (Fonte: DRP, 2021).

A frota regional de pesca é dominada por embarcações que desenvolvem a sua atividade com aparelhos de linhas e anzóis, que representam 84% do total da frota ativa da Região (Figura 10.4) e mais de 90% da sua capacidade em termos de potência motriz e arqueação.

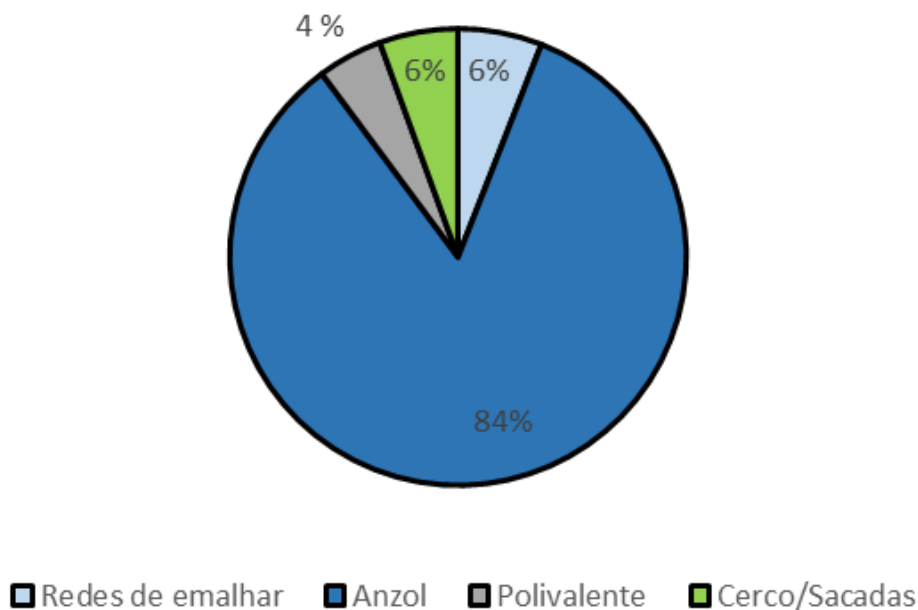


Figura 10.4. Composição relativa dos grupos de artes de pesca mais usadas pela frota da RAA (Fonte: DRP, 2021).

### 10.3.2. A gestão da pesca nos Açores

As estratégias de gestão dos recursos pesqueiros nos Açores têm por base as orientações emanadas pela Política Comum das Pescas (PCP). Em primeiro lugar, o total admissível de capturas (TACs) foi implementado para várias espécies como o goraz, os alfonsins e vários tubarões de profundidade (Regulamento CE 2285/2016). Além dos TACs impostos por regulamentação europeia a alguns *stocks*, o Governo Regional implementou limites à possibilidade de pesca para diversas espécies de maior interesse comercial e várias medidas técnicas, como tamanhos ou pesos mínimos de desembarque, malhagens mínimas, limitação de licenças para algumas artes específicas (por exemplo, redes de emalhar e palangre de fundo, Figura 10.5). A redução no número de embarcações que compõem a frota também tem vindo a ocorrer nos últimos anos, o que permite uma redução do esforço de pesca e a consequente proteção dos recursos marinhos bem como o aumento do rendimento *per capita* dos pescadores.

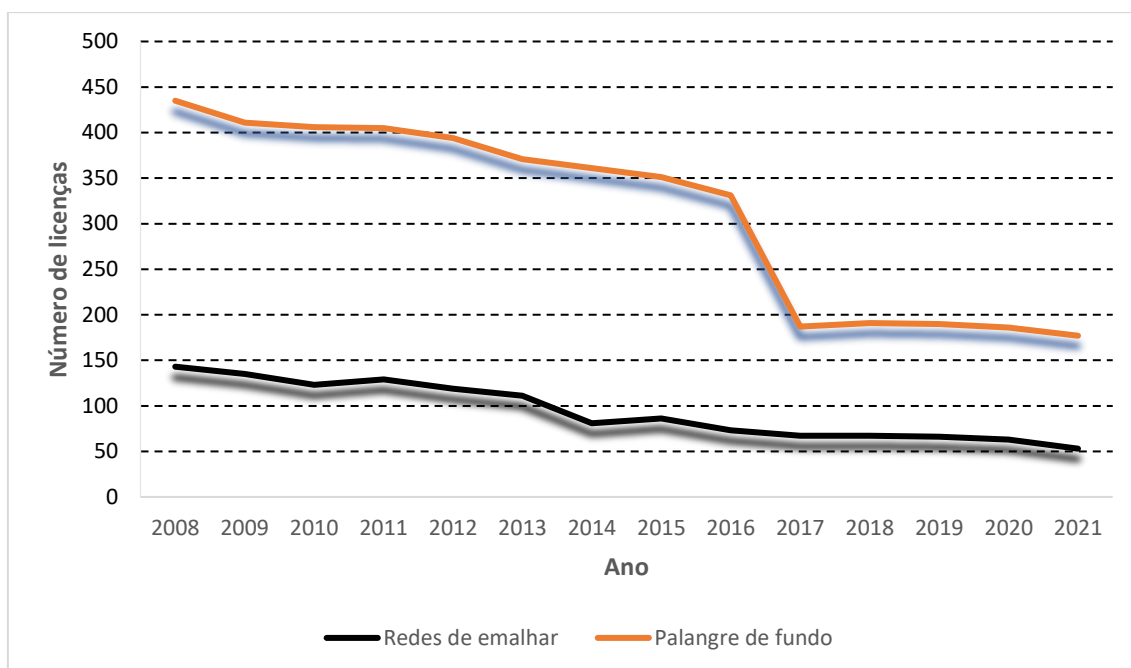


Figura 10.5. Evolução do número de embarcações de pesca com licença para pescar com palangre de fundo e redes de emalhar nos Açores entre 2008 e 2021 (DRP, 2021).

Como resultado de um conjunto de incentivos criados na Região para reestruturar o setor de pesca por forma a ajustar a frota de pesca aos recursos existentes, o número de embarcações licenciadas diminuiu significativamente nos últimos 30 anos (-41%) (Figura 10.6). Em 1991, a frota pesqueira era composta por 904 embarcações, enquanto em 2021, 534 embarcações obtiveram licença para pescar na Região, com uma capacidade total de cerca de 6201 TAB e potência do motor de 38148 kW.

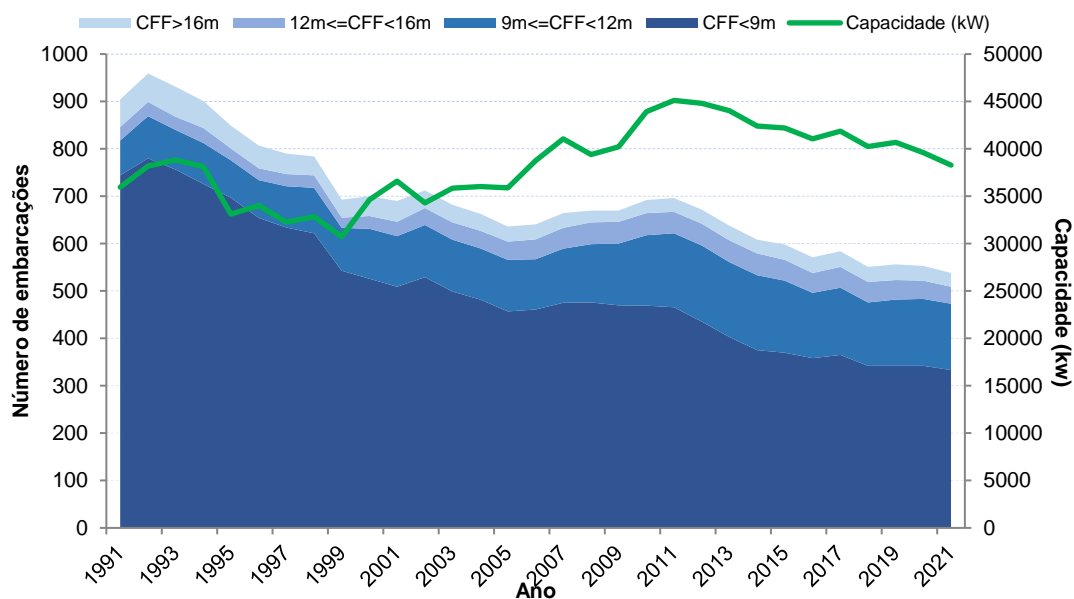


Figura 10.6. Evolução do número de embarcações com licenças de pesca e capacidade de pesca nos Açores entre 1991 e 2021 (Fonte: DRP, 2021).

A maioria da frota regional tem a sua área de operação limitada a 6 milhas náuticas da costa (70% das embarcações). Apenas 18% das embarcações podem operar a distâncias superiores a 30 milhas (Figura 10.7). Esta limitação à área de operação da frota regional decorre da imposição legal determinada pelo Decreto Legislativo Regional n.º 31/2012/A, de 6 de julho.

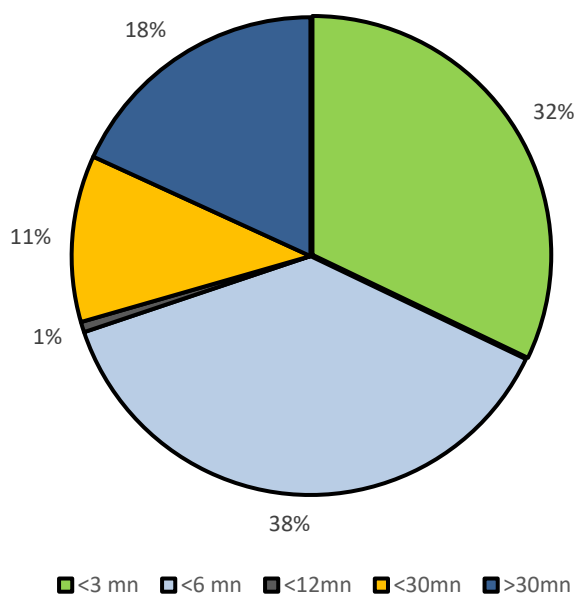


Figura 10.7. Área de operação da frota de pesca açoriana (Fonte: DRP, 2021).

### 10.3.3. Medidas e estratégias de gestão na RAA

Desde 2012 que o GRA tem vindo a apresentar uma série de iniciativas legislativas que visam promover a exploração sustentável dos recursos. De um modo geral, estas iniciativas assentam na diversificação das técnicas de pesca, na criação de restrições de acesso a determinados pesqueiros, na interdição do uso de determinadas artes de pesca, na definição das possibilidades de pesca de algumas espécies, entre outras. Destacam-se as seguintes iniciativas:

- Portaria n.º 24/2024, de 3 de maio - Primeira alteração à Portaria n.º 20/2024, de 26 de abril, que define as restrições ao exercício da pesca dirigida ao atum-patudo (*Thunnus obesus*) na Região Autónoma dos Açores.

- Portaria n.º 2/2024 de 5 de janeiro - Nona alteração à Portaria n.º 93/2017, de 14 de dezembro, publicada no Jornal Oficial, I Série, n.º 122, de 14 de dezembro de 2017. (Fixa o limite máximo de captura, para fins comerciais, da unidade populacional de imperadores, *Beryx spp.*, por maré e por ano, na Região Autónoma dos Açores);

- Despacho n.º 1252/2023 de 18 de julho - Repartição da quota de goraz (*Pagellus bogaraveo*), na Subzona 10 da classificação estatística do CIEM – Conselho Internacional para a Exploração do Mar, considerada para as nove ilhas dos Açores, para os anos de 2023 e 2024, pelas embarcações de pesca local e costeira, registadas nos portos da Região Autónoma dos Açores.

Açores. Revoga o Despacho n.º 563-A/2023, de 31 de março;

- Portaria n.º 112/2023 de 15 de dezembro - Fixa o limite máximo anual das possibilidades de captura das espécies ou conjunto de espécies constantes do Anexo I à presente portaria, que dela faz parte integrante, bem como os limites máximos anuais referentes à pesca acessória no território de pesca dos Açores ou com o auxílio de embarcações regionais, no Mar dos Açores;

- Portaria n.º 107/2023, de 6 de dezembro - Regulamenta os métodos de pesca por arte de cerco e por arte de levantar no Mar dos Açores para as embarcações registadas nos portos da Região;

- Portaria n.º 10/2021, de 8 de janeiro - Estabelece o regime aplicável às autorizações de pesca de espécies de profundidade, enumeradas no anexo I do Regulamento (UE) 2016/2336, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 14 de dezembro de 2016 - aplicável aos navios de pesca registados em portos do Continente e em portos das Regiões Autónomas, desde que licenciados para operar em áreas que não as subáreas das respetivas Regiões Autónomas.

- Portaria n.º 116/2018, de 25 de outubro - Aprova o Regulamento de Pesca à Linha no Mar dos Açores. - Alterada e com última republicação pela Portaria n.º 136/2021, de 31 de dezembro.

- Portaria n.º 79/2017, de 18 de outubro - Aprova o Regulamento do Método de Pesca por Armadilha. Revoga a Portaria n.º 30/2004, de 22 de abril.

- Portaria n.º 74/2015, de 15 de junho - Define os tamanhos mínimos e períodos de defeso. Alterada e republicada pelas Portarias n.º 88/2016, de 12 de agosto, 120/2016, de 27 de dezembro, 13/2017, de 31 de janeiro, 21/2019, de 19 de março e 63/2019, de 12 de setembro

- Portaria n.º 7/2012, de 11 de janeiro - Proíbe o desembarque, por embarcações de pesca, nos portos da Região, de qualquer pescado capturado por meio de métodos de pesca que utilizem artes de arrasto pelo fundo ou redes rebocadas similares que operem em contacto com o fundo.

- Portaria n.º 34/2006, de 27 de abril. Altera a Portaria n.º 91/2005, de 22 de dezembro que regulamenta a pesca com redes de emalhar na RAA e que é, igualmente, alterada pela Portaria n.º 48/2006, de 22 de junho.

#### 10.3.4. Composição dos desembarques

Durante o período compreendido entre 1994 e 2021, o valor médio de desembarques anuais, em peso, realizados nas lotas do arquipélago correspondeu a 11707 toneladas, representando aproximadamente 29,3 milhões de euros. O volume total dos desembarques nas lotas (Figura 10.8) apresentou uma tendência decrescente desde 2010, que resulta em parte da diminuição acentuada das possibilidades de pesca de atum patudo na região. No entanto, refira-se que o peixe comercializado nas lotas da região durante 2021 ascendeu a cerca de 36,7 M €, o que representa um aumento significativo quando comparado com o valor registado em 2020.

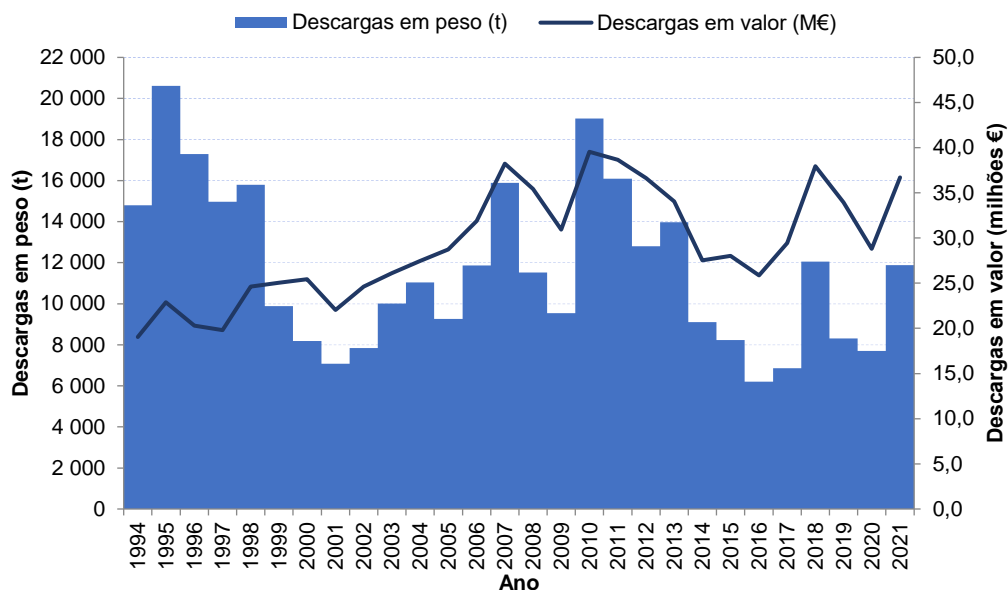


Figura 10.8. Evolução dos desembarques por peso (toneladas) e valor (milhões de euros) no período entre 1994 e 2021 (fonte: Sistema Estatístico e Regional e LOTAÇOR).

A análise da composição das capturas por grupo de espécies revelou que, no período entre 1994 e 2021, os desembarques em peso foram dominados por espécies pelágicas, o que representou uma média de 64% do total desembarcado (Figura 10.9). Considerando os desembarques em valor, é possível verificar que as espécies demersais representam cerca de 59% do valor total comercializado nas lotas da região (Figura 10.10).

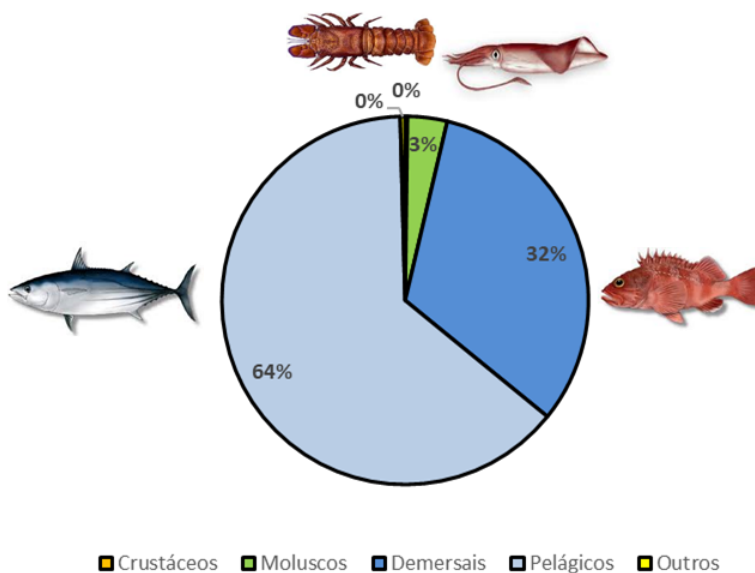
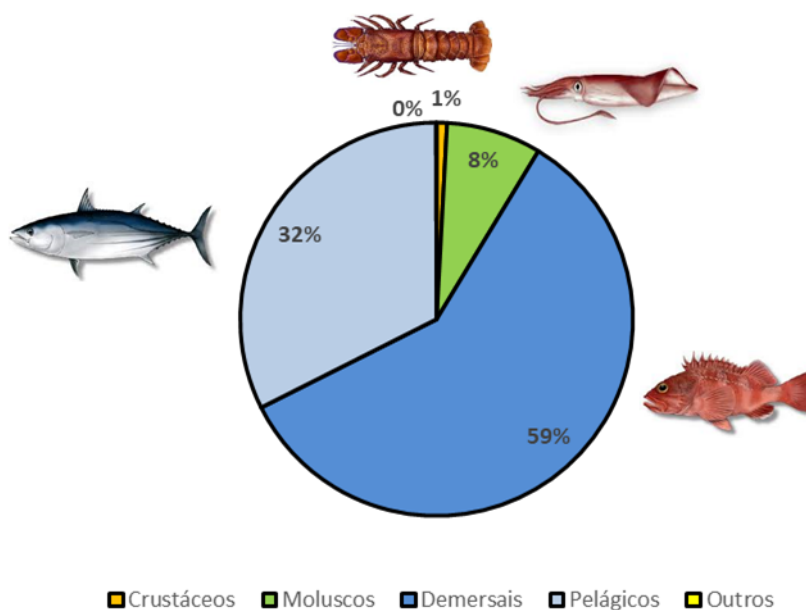


Figura 10.9. Composição relativa dos desembarques em peso no período entre 1994 e 2021 (Fonte: Sistema Regional Estatístico e Lotaçor).





**Figura 10.10.** Composição relativa dos desembarques em valor durante o período entre 1994 e 2021 (Fonte: Sistema Regional Estatístico e Lotação).

#### 10.3.5. Desembarques de espécies demersais

A análise dos desembarques de espécies demersais entre 1994 e 2021 revelou dois períodos distintos. O primeiro entre 1994 e 2000, mostrando uma captura média anual de 5.200 toneladas. O segundo é o resultado da medida legislativa adotada pela Região (Portaria nº 7/2000), que proibia o uso de palangres a menos de 3 milhas marítimas da costa, com capturas médias anuais de 3.525 toneladas. Em termos de valor, os desembarques apresentaram uma tendência de aumento até 2007, atingindo um máximo de 23,6 milhões de euros, uma tendência decrescente até 2013 e novamente uma tendência crescente até 2017 voltando a decrescer até 2020 e voltando a subir no último ano do período em análise (Figura 10.11). Note-se que o preço médio por quilo de espécies demersais aumentou 107% nos últimos anos, de 4,01 € / kg em 2014 para 8,30 € / kg em 2021.

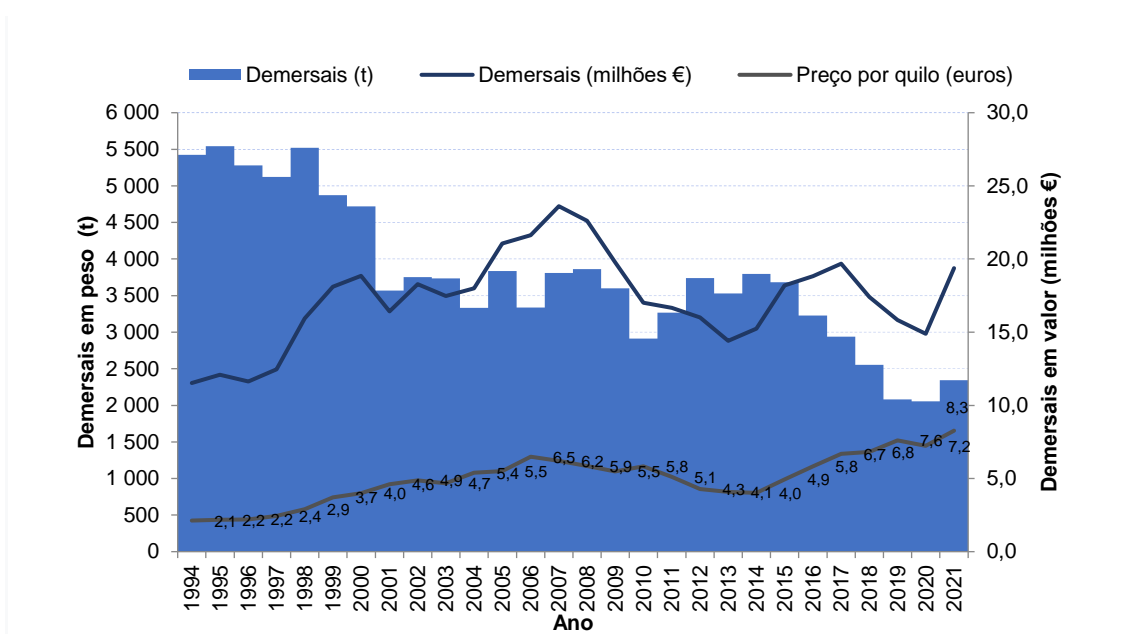


Figura 10.11. Evolução dos desembarques de espécies demersais em peso (toneladas), valor (milhão de euros) e preço médio por quilo entre 1994 e 2021 (Fonte: Instituto Estatístico Regional e Lotaçor).

Em termos gerais, os desembarques de espécies demersais na região incluem 70 espécies. No período 2016-2021, um total de dez espécies representaram cerca de 70% do total de desembarques. Entre estas encontram-se o goraz (*Pagellus bogaraveo*) com um desembarque anual médio de cerca de 400 toneladas, a abrótea (*Phycis phycis*) com 150 toneladas, o bocanegra (*Helicolenus dactylopterus*) com 200 toneladas, o cherne (*Polyprion americanus*) com 80 toneladas, a veja (*Sparisoma cretense*) com 250 toneladas e os alfonsins (*Beryx spp.*) com 130 toneladas.

### 10.3.6. Composição das rejeições

No âmbito do projeto *DiscardLess*, as devoluções de todas as pescarias ocorridas na ZEE dos Açores (subárea ICES 10), incluindo o palangre de fundo e a pesca com linha de mão, foram estimadas, por espécie, para o período 1950-2014 (ver Fauconnet *et al.*, 2019).

Desde 1950 até 2018, uma média de 784 toneladas (IC 95%, 588 - 1008 t) foi rejeitada anualmente pelas pescarias açorianas, ou seja, 5% da captura total. As rejeições aumentaram desde a década de 50 até à viragem do século, de 240 t/ano nas décadas de 50 e 60 para 450 t/ano nas décadas de 70 e 80 e 2080 t/ano na década de 90. Depois deste período o total de rejeições caiu e estabilizou nas 1070 t/ano (Figura 10.12). Atualmente as rejeições representam cerca de 5% das capturas totais.

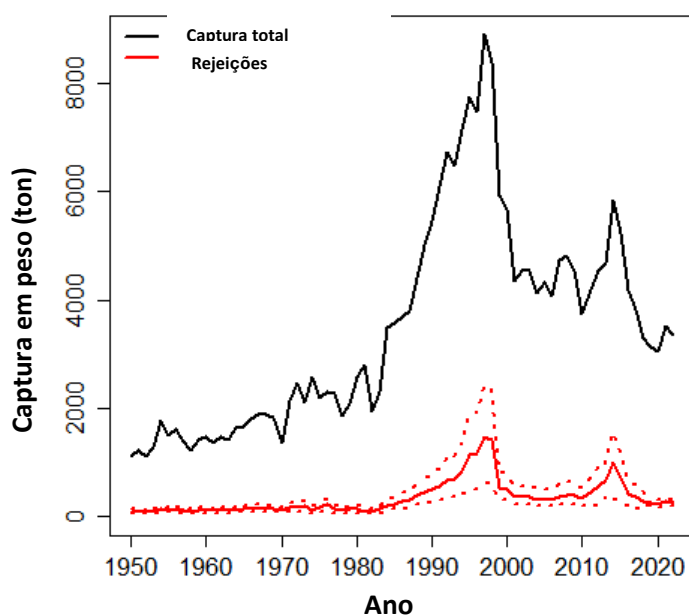


Figura 10.12. Séries cronológicas dos totais das capturas (linha preta) e das rejeições totais (linha vermelha) da pesca dos Açores. As linhas tracejadas correspondem a intervalos de confiança de 95% (Fonte: Fauconnet *et al.*, dados não publicados e Chu *et al.*, 2020).

### 10.3.7. Rejeições na pesca de palangre de fundo e linha de mão

O programa de observadores a bordo de embarcações comerciais de palangre de fundo e linha de mão implementado na região entre 2004 e 2012, e no ano de 2016, foi reforçado pelo Governo Regional em 2021 no âmbito do PNRD para dar continuidade à recolha sistemática de dados de rejeições. Foram escolhidas aleatoriamente para amostragem, um conjunto de embarcações das três principais ilhas do arquipélago (São Miguel, Terceira e Faial) tendo em conta o volume desembarcado e por forma a ter uma cobertura completa de todos os segmentos de frota. A cobertura de amostragem variou entre 0,8 e 3,1% dos desembarques no período 2004-2021.

Para este relatório, além da informação acima mencionada, foram também usados dados adicionais provenientes de outras campanhas de observadores a bordo de embarcações de pesca dos Açores nos anos de 2017 e 2018 no âmbito de três projetos europeus (*DiscardLess*, *MERCES* e *Sponges*). Assim, foram amostradas um total de 698 viagens por observadores a bordo de embarcações a operar com palangre de fundo e linha de mão, num total de 2225 dias de mar e 4011 operações de pesca, entre 2004 e 2021.

Em todas as viagens de pesca com embarque de observador foi registada a seguinte informação:

- i) Arte de pesca e características técnicas;
- ii) Composição das capturas (retida e rejeitada) e após descarga o número e peso de cada exemplar;
- iii) Comprimentos individuais, total ou à furca e no caso de exemplares danificados,

comprimento ao opérculo;

iv) Razões para a rejeição, identificada pelo mestre.

Durante o período 2000-2014, as rejeições da pesca de espécies demersais representaram 10,3% da captura total o que equivale, em média, a 447 toneladas rejeitadas por ano. A pesca de espécies demersais nos Açores (palangre e linha de mão), como em muitas outras pescarias de pequena escala em todo o mundo, tem uma captura acidental e rejeições muito baixas (Gillet, 2011), que é também o resultado de uma combinação das características técnicas das artes utilizadas que lhes confere grande seletividade bem como, de aspetos culturais e socioeconómicos específicos, como o uso para isco ou consumo próprio.

As rejeições reduziram bastante entre os anos de 2020 e 2022 (Tabela 10.2). De entre as espécies de maior valor comercial, o goraz e o cherne apresentaram taxas de rejeição da captura total de 1,93% e 2,02%, respetivamente. No caso do goraz, a taxa de rejeição foi de 22,7% no período entre 2000 e 2014, o que demonstra uma redução significativa nas rejeições desta espécie. A maior parte das rejeições compreendem principalmente cinco espécies de interesse comercial, nomeadamente o *P. bogaraveo*, o *H. dactylopterus*, o *B. splendens*, o *C. conger* e o *L. caudatus*.

A tendência decrescente da taxa de rejeição nos últimos anos deve-se principalmente ao método de estimação assim como as imposições técnicas adotadas como o tamanho do anzol.

**Tabela 10.2.** Espécies que contribuem para mais de 1% das capturas totais da pesca com linha de mão e palangre de fundo (\* = QUOTA, ° = TAC 0, ^ = MLS), com contribuição para o peso total das capturas da pesca, estimativa anual do peso das rejeições e 95% de intervalos de confiança (IC) em toneladas e fração de peso rejeitada, para o período 2020-2022 (Fonte: Fauconnet *et al.*, dados não publicados e Chu *et al.*, 2020).

Espécies	Nome comum	% Peso total Captura	Peso rejeitado (t)/ano	IC Peso rejeitado (t) /ano	Fração rejeitada (%)
*^ <i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz	18.33	11.71	[12 – 11.41]	1.93
^ <i>Conger conger</i>	Congro	7.68	62.13	[39.6 - 34.06]	14.49
<i>Polyprion americanus</i>	Cherne	2.02			
<i>Lepidopus caudatus</i>	Peixe-espada-branco	2.80	3,02	[19.2-0]	33.82
^ <i>Helicolenus dactylopterus</i>	Boca-negra	7.85	62.13	[69.09 - 58.17]	23.91
<i>Phycis phycis</i>	Abrótea	6.19	6.07	[7.16 - 4.98]	2.96
*^ <i>Beryx splendens</i>	Alfonsim	2.44	1.43	[1.69 - 1.17]	1.77
<i>Raja clavata</i>	Raia	2.37	0.43	[2.49 - 0]	0.54
^ <i>Pagrus pagrus</i>	Pargo	1.68			
° <i>Centrophorus squamosus</i>	Lixa/Xara	1.70			
<i>Mora moro</i>	Melga	1.95	1.82	[2.40 - 1.24]	2.82
<i>Galeorhinus galeus</i>	Cação	1.17	2.56	[3.02 - 2.10]	6.62
<i>Pontinus kuhlii</i>	Bagre	1.70	0.34	[0.55 - 0.12]	0.59
<i>Muraena helena</i>	Moreia	1.31	1.95	[4.05 - 0]	4.51

### 10.3.8. Lista de espécies exploradas comercialmente na subdivisão dos Açores

Para avaliação do BEA foram incluídas um conjunto de espécies identificadas como prioritárias para a região da macaronésia, de acordo com a recomendação do ICES (2022b), às quais se juntaram espécies que, no seu conjunto, representam uma proporção elevada das capturas totais (90%), entre os anos 2016-2021 (Tabela 10.3), e que não constavam da lista das espécies do ICES. Na lista foram ainda incluídas todas as restantes espécies/*stocks* com avaliação ICES ou ICCAT cuja distribuição inclui a subdivisão Açores. A lista de espécies considerada neste ciclo de avaliação encontra-se na Tabela 10.4.

**Tabela 10.3.** Nome vulgar, nome científico e respetivo código da FAO das espécies comerciais que representam uma percentagem acumulada de 90% dos desembarques em valor entre 2016-2021.

Nome Comum	Nome científico	Código FAO	Ranking em Valor 2016-2021
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich,1768)	SBR	1
Lula	<i>Loligoforbesi</i> (Steenstrup,1856)	SQF	2
Bonito / Gaiado	<i>Katsuwonus pelamis</i> {Linnaeus,1758}	SKJ	3
Atum-patudo	<i>Thunnus obesus</i> (Lowe,1839)	BET	4
Boca-negra	<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	BRF	5
Cherne	<i>Polyprion americanus</i> (Bl och & Schneider,1801)	WRF	6
Chicharro	<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich,1825)	JAA	7
Imperador	<i>Beryx decadactylus</i> (Cuvier,1829)	BXO	8
Pargo	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus,1758)	RPG	9
Atum-voador	<i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre,1788)	ALB	10
Congro	<i>Conger conger</i> (Linnaeus,1758)	COE	11
Abrótea	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus,1766)	FOR	12
Veja	<i>Sparisoma cretense</i> (Linnaeus,1758)	PRR	13
Alfonsim	<i>Beryx splendens</i> (Lowe,1834)	BYS	14
Rocaz	<i>Scorpaena scrofa</i> (Linnaeus,1758)	SER	15
Melga / Escamuda-branca	<i>Mora moro</i> (Risse,1810)	R IB	16
Cavala	<i>Scomber colias</i> (Gmelin,1789)	VMA	17
Lapa	<i>Patella spp</i>	LPZ	18
Garoupa	<i>Mycteroperca fusca</i> (Lowe 1838)	MKF	19
Espadarte / Agulhão	<i>Xiphias gladius</i> (Linnaeus,1758)	swo	20
Lagosta	<i>Palinurus elephas</i> (Fabricius,1787)	SLO	21
Mero	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe,1834)	GPO	22

**Tabela 10.4.** Nome vulgar, nome científico e respetivo código FAO das espécies comerciais (demersais, pelágicas, elasmobrânquios, cefalópodes e crustáceos), respetiva área de avaliação, e denominação do *stock* e da organização internacional responsável pelo aconselhamento.

Nome vulgar	Nome científico	Código FAO	RFMO	Área de avaliação	Código stock	Unidade de Gestão
<b>Espécies demersais e semi-pelágicas</b>						
Abrótea	<i>Phycis phycis</i> (Linnaeus, 1766)	FOR	ICES	ICES 10.a.2	for.27.10.a2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Alfonsins	<i>Beryx</i> spp.	ALF	ICES	ICES 10.a.2	alf.27.nea	Atlântico NE (27.10.a.2)
Bagre	<i>Pontinus khulii</i> (Bowdich, 1825)	POI	ICES	ICES 10.a.2	poi.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Boca-negra	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	BRF	ICES	ICES 10.a.2	brf.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Cavala	<i>Scomber colias</i> (Gmelin, 1789)	MAS	ICES	ICES 10.a.2	mas.27.10.a2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Cherne	<i>Polyprion americanus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	WRF	ICES	ICES 10.a.2	wrf.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Chicharro	<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)	JAA	ICES	ICES 10.a.2	jaa.27.10.a2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Congro	<i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758)	COE	ICES	ICES 10.a.2	coe.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Encharéu	<i>Pseudocaranx dentex</i> (Bloch & Schneider, 1801)	TRZ				N/A
Garoupa	<i>Serranus atricauda</i> (Günther, 1874)	BAS				N/A
Goraz	<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	SBR	ICES	ICES 10.a.2	sbr.27.10	Atlântico NE (27.10.a.2)
Írio / Lírio	<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	AMB				
Melga	<i>Mora moro</i> (Risso, 1810)	RIB	ICES	ICES 10.a.2	rib.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Mero	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	GPD	ICES	ICES 10.a.2		Atlântico NE (27.10.a.2)

Nome vulgar	Nome científico	Código FAO	RFMO	Área de avaliação	Código stock	Unidade de Gestão
Pargo	<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	RPG	ICES	ICES 10.a.2	rpg.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)
Peixe-espada-branco	<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	SFS	ICES	ICES 10.a.2	sfs.27.10.a.2	Atlântico N
Peixe-espada-preto	<i>Aphanopus carbo</i> (Lowe, 1839)	BSF	ICES	ICES 10.a.2	bsf.27.nea	Atlântico NE (27.10.a.2)
Peixe-porco	<i>Balistes capriscus</i> (Gmelin, 1789)	TRG				N/A
Rocaz	<i>Scorpaena scrofa</i> (Linnaeus, 1758)	RSE				N/A
Veja	<i>Sparisoma cretense</i> (Linnaeus, 1758)	PRR				N/A
<b>Espécies Pelágicas</b>						
Espadarte	<i>Xiphias gladius</i> (Linnaeus, 1758)	SWO	ICCAT	ICCAT BIL94B/BIL94C	SWO - N	Atlântico Norte
Atum-albacora/ Galha-à-ré	<i>Thunus albacares</i> (Bonnaterre, 1788)	YFT	ICCAT	ICCAT YF02	YFT-A	Atlântico
Atum-patudo	<i>Thunnus obesus</i> (Lowe, 1839)	BET	ICCAT	ICCAT BE01	BET - A	Atlântico
Atum-rabilho	<i>Thunnus thynnus</i> (Linnaeus, 1758)	BFT	ICAAT	ICCAT BF57	BFT-E	Atlântico Este e Mediterrâneo
Atum-voador	<i>Thunnus alalunga</i> (Bonnaterre, 1788)	ALB	ICCAT	ICCAT AL31	ALB - N	Atlântico Norte
Bonito / Gaiado	<i>Katsuwonus pelamis</i> (Linnaeus, 1758)	SKJ	ICCAT	ICCAT SJ01	SKJ - E	Atlântico Este
Espadim azul	<i>Makaira nigricans</i> (Lacepède, 1802)	BUM	ICCAT	ICCAT BIL94B/BIL94C	BUM - A	Atlântico
Espadim Branco	<i>Tetrapturus albidus</i> (Poey, 1860)	WHM	ICCAT	ICCAT BIL94B/BIL94C	WHM - A	Atlântico
Veleiro do atlântico	<i>Istiophorus albicans</i> (Latreille, 1804)	SAI	ICCAT	ICCAT BIL94B/BIL94C	SAI - E	Atlântico Este
<b>Elasmobrânquios</b>						
Tintureira	<i>Prionace glauca</i> (Linnaeus, 1758)	BSH	ICCAT	BIL 94B/BIL94C	BSH-N	Atlântico Norte
Tubarão-anequim	<i>Isurus oxyrinchius</i> (Rafinesque, 1810)	SMA	ICCAT	BIL 94B/BIL94C	SMA-N	Atlântico Norte
Raia	<i>Raja clavata</i> (Linnaeus, 1758)	RJC	ICES	ICES 10.a.2	rjc.27.10.a.2	Atlântico NE (27.10.a.2)





Nome vulgar	Nome científico	Código FAO	RFMO	Área de avaliação	Código stock	Unidade de Gestão
<b>Moluscos - Cefalópodes</b>						
Lula	<i>Loligo forbesi</i> (Steenstrup, 1856)	SQF	ICES	ICES	sqf.27.10.a.2	N/A
<b>Moluscos - Gastrópodes</b>						
Lapa brava	<i>Patella aspera</i> (Lamarck, 1819)	LQY				N/A
<b>Crustáceos</b>						
Lagosta	<i>Palinurus elephas</i> (Fabricius, 1787)	SLO				

#### 10.4. Avaliação do bom estado ambiental

Para cada um dos critérios do D3, a avaliação do BEA de cada espécie/*stock* foi baseada em níveis de classificação, de acordo com a comparação entre o valor obtido e os pontos de referência biológicos (ou *proxy* destes) estabelecidos em cada critério.

Na Tabela 10.5 são apresentados os valores dos indicadores considerados em cada critério (D3C1, D3C2, D3C3) que refletem a condição das espécies de grandes pelágicos e elasmobrânquios no Atlântico sujeitos a avaliações analíticas periódicas no âmbito da ICCAT. Os valores identificados correspondem aos valores médios para o período a que diz respeito este ciclo de avaliação, sendo para o D3C1 entre 2015 e 2020 e para o D3C2 entre 2016 e 2021.

**Tabela 10.5.** Valores dos critérios D3C1, D3C2, D3C3, para os stocks com avaliação analítica no âmbito da ICCAT. n.a.=não avaliado; \*corresponde ao ano em que foi dado o aconselhamento pela ICCAT; MSE – Avaliação da estratégia de gestão (Fonte: <https://www.iccat.int/en/assess.html> | CCT·CICTA·CICAA).

Nome vulgar	Código FAO	D3C1	D3C2	D3C3	BEA	Ano*
		F/F <sub>MSY</sub> ≤1	B/B <sub>MSY</sub> >1			
<b>Espécies grandes pelágicos</b>						
Atum albacora	YFT	0,96	1,17	n.a.	Atingido	2019
Atum patudo	BET	1	0,94	n.a.	Não atingido	2021
Atum bonito	SKJ	0,63	1,60	n.a.	Atingido	2022
Atum rabilho	BFT - E	MSE		n.a.	Atingido	2022
Atum voador	ALB - N	0,45	1,87	n.a.	Atingido	2021
Espadarte	SWO - N	0,78	1,04	n.a.	Atingido	2017
Espadim-azul	BUM	1,03	0,69	n.a.	Não atingido	2018
Espadim-branco	WHM	0,65	0,58	n.a.	Não atingido	2019
Veleiro-do-atlântico	SAI - E	1,59	0,46	n.a.	Não atingido	2016
<b>Elasmobrânquios</b>						
Tintureira	BSH - N	0,2	2,4	n.a.	Atingido	2015
Tubarão-anequim*	SMA - N	3,2	0,76	n.a.	Não atingido	2019

Conforme descrito na secção 10.2.2 para parte das espécies/*stocks* sem avaliação analítica foi utilizada uma metodologia alternativa que procurou utilizar um *proxy* quantitativo para definir o BEA para os anos 2021 a 2023. Na Tabelas 10.6, para avaliação do critério D3C1 considerou-se BEA atingido quando o rendimento ótimo e o MSY se encontravam dentro dos limiares estabelecidos enquanto a classificação de BEA não atingido foi atribuída quando pelo menos um dos parâmetros analisados não foi atingido.

Contudo, na prática, este foi definido com base na informação do critério D3C1 e D3C2 cujos resultados se encontram nas Tabela 10.6 e 10.7, respetivamente.

**Tabela 10.6.** Valores referentes à taxa de mortalidade por pesca para avaliação do critério D3C1 (Fontes: \*Gampa, 2024 e \*\*ICES, 2024d).

Nome vulgar	Ano	Imaturos		Adultos		Rendimento ótimo	MSY	BEA
		Lc/Lmat >1	L25%/Lmat >1	Lmax5%/Linf >0.8	Pmega >0.3	Lmean/Lopt ≈ 1	Lmean/LF=M ≥1	
Veja*	2021	1,37	1,37	0,82	0	0,84	0,89	Não atingido
	2022	1,45	1,45	0,86	0	0,90	0,92	Não atingido
	2023	1,28	1,28	0,80	0	0,79	0,86	Não atingido
Pargo*	2021	0,94	0,94	1,08	0,42	1,16	1,05	Atingido
	2022	0,94	1,00	0,99	0,33	1,15	1,04	Atingido
	2023	0,94	1,00	1,00	0,51	1,18	1,06	Atingido
Garoupa*	2021	1,26	1,34	0,81	0,95	1,30	1,05	Atingido
	2022	1,26	1,26	0,79	0,97	1,25	1,01	Atingido
	2023	1,26	1,26	0,77	0,93	1,24	1,00	Atingido
Goraz**	2019	1,02	1,05	0,87	0,13	0,95	0,95	Não atingido
	2020	1,02	1,05	0,86	0,16	0,97	0,97	Não atingido
	2021	1,02	1,05	0,83	0,12	0,95	0,95	Não atingido
	2022	1,02	1,05	0,84	0,13	0,96	0,96	Não atingido
Alfonsins**	2021	1,22	1,22	0,72	0,02	0,96	0,91	Não atingido
	2022	1,22	1,22	0,72	0,02	0,95	0,90	Não atingido
	2023	1,22	1,22	0,72	0,02	0,96	0,90	Não atingido
<b>Elasmobrânquios</b>								
Raia*	2021	0,74	0,74	0,58	0,09	1,03	0,94	Não atingido
	2022	0,74	0,74	0,61	0,12	1,04	0,95	Não atingido
	2023	0,74	0,74	0,60	0,17	1,05	0,96	Não atingido

**Tabela 10.7.** Valores referentes ao índice de biomassa desovante para avaliação do critério D3C2. n.a.=não avaliado (Fontes: \*Gampa, 2024 e \*\*ICES, 2024d2024d e \*\*\*Giacomello e Menezes, dados não publicados).

Espécie	Cénario 1			Cénario 2	Cénario 3	
	Media recente	Media histórica	Desvio padrão	Situação atual <i>m</i>	Situação atual <i>m</i>	
Abrótea***	10,77	15,01	7,13	-0,60	-0,55	-0,51
Bagre***	10,59	12,80	7,66	-0,29	-0,29	-0,27
Boca-negra***	116,75	173,86	76,42	-0,75	-0,75	-0,73
Cherne***	0,00	0,15	0,24	-0,63	-0,63	-0,65
Chicharro***	8,49	5,71	7,24	0,38	0,38	0,39
Congro***	0,00	0,01	0,02	-0,43	-0,44	-0,44
Melga	122,52	246,87	134,45	-0,92	-0,92	-0,86
Peixe-espada-branco***	0,30	3,61	5,74	-0,58	-0,58	-0,59
Raia*	0,44	0,75	0,62	-0,50		
Veja*	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		
Pargo*	19,66	13,73	6,25	0,95		
Garoupa*	2,38	5,78	3,60	-0,94		
Goraz**	111,74	83,82	46,61	0,60		
Alfonsins**	3,89	6,99	6,75	-0,46		

A integração dos resultados obtidos na avaliação segundo os critérios D3C1 e D3C2, para cada unidade populacional, permitiu avaliar o BEA sendo que no caso do critério D3C1 foram usados os resultados de 2021 por se encontrarem dentro do período em avaliação (2016-2021) (Tabela 10.8).

**Tabela 10.8.** Integração dos resultados obtidos para os critérios D3C1, D3C2 e avaliação do estado ambiental.

Espécie	D3C1	D3C2	BEA
Raia			Não atingido
Veja			Não atingido
Pargo			Atingido
Garoupa			Atingido
Goraz			Não atingido
Alfonsins			Não atingido

Considerando os resultados alcançados na avaliação do estado ambiental para os 35 stocks

analisados, foram identificados 8 *stocks* em BEA atingido, 9 *stocks* em BEA não atingido e 18 *stocks* em BEA desconhecido.

## 10.5. Alterações Climáticas

Na subdivisão dos Açores as projeções preveem um aquecimento de 2,5° acima das condições médias para os anos 2050-2099 esperando-se assim uma influência significativa no futuro (ICES, 2022d). Ainda, com o objetivo de melhor compreender os impactos e vulnerabilidade do setor das pescas às alterações climáticas, apesar do elevado grau de incerteza, o Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores (PRAC, 2017) reporta uma maior vulnerabilidade das pescarias artesanais costeiras bem como da atividade de apanha. Para os recursos de profundidade e pelágicos foi estimada uma vulnerabilidade moderada ou baixa, mas identificou-se um potencial moderado a elevado de alterar a sua distribuição. Os resultados sugerem, no geral, uma vulnerabilidade para a pesca devido aos potenciais impactos na alteração da abundância e distribuição das espécies.

## 10.6. Referências

- Chu, E., G. Tsui, T. Cashion, M. Frias-Donaghey, R. Hernandez, S.-L. Noël, S. Popov, V. Relano, E. Sy, C. Pham, and T. Morato. 2020. Islands in the North Atlantic: Updated catch reconstructions for 2011 – 2018, p. 216-231. In: B. Derrick, M. Khalfallah, V. Relano, D. Zeller and D. Pauly (eds). Updating to 2018 the 1950-2010 Marine Catch. Reconstructions of the Sea Around Us: Part I – Africa, Antarctica, Europe and the North Atlantic. Fisheries Centre Research Report 28(5).
- Fauconnet, L., Pham, C.K., Canha, A., Afonso, P., Diogo, H., Machete, M., Silva, H., Vandeperre, F., e Morato, T. 2019 An overview of fisheries discards in the Azores, Fisheries Research, Volume 209, 2019, 230-241pp.
- GAMPA. 2024. Relatório interno de atualização do Descritor D3 da Diretiva Quadro de Estratégia Marinha para espécies costeiras. MoniCO - Programa de Monitorização de Recursos e Ambientes Costeiros dos Açores. GAMPA. IMAR/Okeanos, 3 pp.
- Gillet R. 2011. Bycatch in small-scale tune fisheries: a global study, Technical paper No. 560. Rome: Food and Agriculture Organisation, 116p. Available at <http://www.fao.org/docrep/014/i2175e/i2175e00.pdf>
- ICES. 2012a. ICES implementation of advice for data limited stocks in 2012. Report in support of ICES advice. ICES CM2012/ACOM: 68.
- ICES. 2012b. Marine Strategy Framework Directive – Descriptor 3+. Core Group Report. ICES CM 2012/ACOM:62, 163 p.
- ICES. 2012c. Report of the Workshop on the Development of Assessments based on LIFE history traits and Exploitation Characteristics (WKLIFE), 13–17 February 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/ACOM:36. 140pp. <http://www.ices.dk/sites/pub/PublicationReports/ExpertGroupReport/acom/2012/WKLIFE>

[/WKLIFE 2012.pdf](#)

- ICES. 2014a. EU request on draft recommendations for the assessment of MSFD Descriptor 3. In Report of the ICES Advisory Committee, 2014. ICES Advice 2014, Book 1, Section 1.6.2.1.
- ICES. 2014b. Report of the Workshop on guidance for the review of MSFD Decision Descriptor 3 – commercial fish and shellfish (WKGMSFDD3), 4-5 September 2014, ICES HQ, Denmark. ICES CM 2014/ACOM: 59. 47 p.
- ICES. 2015. Report of the Fifth Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on Life-history Traits, Exploitation Characteristics and other Relevant Parameters for Data-limited Stocks (WKLIFE V), 5–9 October 2015, Lisbon, Portugal. ICES CM 2015/ACOM:56. 157 p.
- ICES. 2016. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion (13 May 21016). In Report of the ICES Advisory Committee, 2016. ICES Advice 2016, Book 1, Section 1.6.2.1.
- ICES. 2017a. EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD Criterion D3C3 (second stage 2017). In Report of the ICES Special Request Advice, 2017. ICES Advice 2017, sr.2017.07.
- ICES. 2017b. Report of the Workshop on Guidance on Development of Operational Methods for the Evaluation of the MSFD Criterion D3.3 (WKIND3.3ii), 1–4 November 2016, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:44. 145 p.
- ICES. 2017c. EU request to provide guidance on operational methods for the evaluation of the MSFD Criterion D3C3 (second stage 2017). In Report of the ICES Special Request Advice, 2017. ICES Advice 2017, sr.2017.07.
- ICES. 2018. ICES reference points for stocks in categories 3 and 4. Technical Guidelines. In Report of the ICES Advisory Committee, 2018. ICES Advice 2018, Section 16.4.3.2. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4128>
- ICES. 2019. Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Subarea 10 (Azores grounds). In Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, sbr.27.10, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.4820>
- ICES. 2020. Black scabbardfish (*Aphanopus carbo*) in subareas 1, 2, 4–8, 10, and 14, and divisions 3.a, 9.a, and 12.b (Northeast Atlantic and Arctic Ocean). In Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, bsf.27.nea, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5816>
- ICES. 2021. ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks; Technical Guidelines. In Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, Section 16.4.3.1. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7891>
- ICES. 2022a. The Second Workshop on Lists of Commercial Fish and Shellfish species for reporting of MSFD D3 (WKD3Lists2). ICES Scientific Reports. 4:80. 131 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.21318255>
- ICES. 2022b. EU request for advice on developing appropriate lists for Descriptor 3, commercially

- exploited fish and shellfish, reporting by EU Member States under MSFD Article 17 in 2024. In Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022, sr.2022.15. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21332967>
- ICES. 2022c. ICES technical guidance for harvest control rules and stock assessments for stocks in categories 2 and 3. In Report of ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022, Section 16.4.11 <https://doi.org/10.17895/ices.advice.19801564>
- ICES. 2022d. Azores ecoregion – Ecosystem overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022 Section 3.1. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21725465>
- ICES. 2023. Workshop to scope and preselect indicators for criterion D3C3 under MSFD decision (EU) 2017/848 (WKD3C3SCOPE). ICES Scientific Reports. 5:87. 37 pp.
- ICES. 2024a. Workshop to apply thresholds for the preselected indicators for MSFD D3C3 (WKD3C3THRESHOLDS). ICES Scientific Reports. 6:3. 141 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25266580>
- ICES. 2024b. Workshop to compare the indicators for CFP and MSFD D3 management objectives through simulations (WKSIMULD3). ICES Scientific Reports. 6:4. 165 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25266475>
- ICES. 2024c. Advice on identifying operational indicators and defining usable threshold values (reference points) for criterion D3C3 under MSFD Decision (EU) 2017/848. In Report of the ICES Advisory Committee, 2024. ICES Advice 2024, sr.2024.01. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.25265284>
- ICES. 2024d. Working group on the biology and assessment of deep-sea fisheries resources (WGDEEP). ICES Scientific Reports. 6:56. 1156 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25964749>
- ICES. 2024e. Alfonsinos (*Beryx* spp.) in subareas 1–10, 12, and 14 (the Northeast Atlantic and adjacent waters). In Report of the ICES Advisory Committee, 2024. ICES Advice 2024, alf.27.nea. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.25019147>
- Machete, M., Morato, T., Menezes, G., 2011. Experimental fisheries for black scabbardfish (*Aphanopus carbo*) in the Azores, Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science 68, 302–308. <https://doi.org/10.1093/icesims/fsq087>
- MM, SRMCT, SRAAC. 2020. Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. março de 2020. 736 pp.
- PRAC. 2017. Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores: Impactes, Vulnerabilidades e Medidas de Adaptação para o Setor Recursos Hídricos. Dezembro, 2017. Direção Regional do Ambiente.
- SRMCT. 2014. Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Secretaria Regional dos Recursos Naturais. Outubro de 2014.

## 11. DESCRITOR 4: TEIAS TRÓFICAS

*Todos os elementos da cadeia alimentar marinha, na medida em que são conhecidos, ocorrem com normal abundância e diversidade e níveis suscetíveis de garantir a abundância das espécies a longo prazo e a manutenção da sua capacidade reprodutiva total.*

### 11.1. Introdução

De todos os onze descritores, com base nos quais a Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha” (DQEM) prevê a avaliação do estado ambiental das águas marinhas da União Europeia, o D4 (Teias tróficas) tem suscitado as maiores dúvidas por parte das equipas técnicas que se vêm confrontadas com a tarefa de o avaliar. De facto, trata-se de um descritor que pressupõe a integração de informação proveniente de vários outros descritores (nomeadamente os descritores D1 e D3, entre outros), sendo que subsiste a insuficiência de informação disponível que permita avaliar o estado ambiental das teias tróficas das águas marinhas através da análise dos critérios propostos. Por essa razão, a CE não descreve, na Decisão (UE) 2017/848, metodologias claras que permitam eliminar o grau de incerteza atualmente existente.

Para além das dificuldades que a falta de clareza metodológica tem suscitado nas autoridades competentes que se vêm, a cada seis anos, incumbidas de reportar o estado ambiental com base neste descritor, também a comunidade científica tem procurado, nos Açores, ajudar a administração nessa tarefa, procurando dotá-la de ferramentas apropriadas para responder aos requisitos da implementação da DQEM. É assim, pois, que este reporte beneficia do apoio das equipas do Okeanos/Universidade dos Açores (Okeanos/UAc), nomeadamente dos investigadores Eva Giacomello e Gui Menezes, Joana Brito e Telmo Morato. É através dessa parceria que a DRPM tem procurado desenvolver uma estratégia que lhe permita responder ao reporte deste descritor.

Os investigadores Eva Giacomello e Gui Menezes, do Okeanos/UAc, analisaram, para este efeito, informação proveniente das campanhas científicas regulares de pesca experimental, bem como a informação estatística dos desembarques de pesca, que refletem as capturas oficiais, avaliando os impactos da pressão da pesca na estrutura do ecossistema marinho dos Açores, através da análise da variação quer dos tamanhos que compõem as populações de espécies comercialmente exploradas, quer através da variação temporal do nível trófico médio das capturas. Por outro lado, os investigadores Joana Brito e Telmo Morato, da mesma instituição, desenvolvem abordagens baseadas nos modelos ecológicos *Ecopath* e *Ecosim*.

Se bem que o reporte deste descritor seja da inteira responsabilidade da Direção Regional de Políticas Marítimas (DRPM), enquanto autoridade ambiental para o meio marinho da Região Autónoma dos Açores, e que como tal assume toda a responsabilidade pelo mesmo, o reporte beneficia de apoio técnico dessas duas equipas de investigação.



### 11.1.1. O ecossistema marinho dos Açores no ponto de referência

No essencial, o conhecimento científico acumulado sobre o ecossistema marinho dos Açores, bem como a determinação do seu ponto de referência, não sofreu alterações substanciais entre o período de 2016-2021, pelo que, neste reporte, se procede a uma atualização e complemento da informação que já havia sido reportada no ciclo anterior.

A Subunidade dos Açores da Zona Económica Portuguesa é uma vasta área marítima, caracterizada por albergar uma elevada diversidade de habitats. Trata-se de uma área que abrange uma vasta gama de profundidades que, associada a alguma complexidade geomorfológica e oceanográfica, contribui para uma elevada complexidade no ecossistema. Para além das zonas costeiras, que se situam em redor das ilhas e ilhéus que compõem o arquipélago dos Açores, destaca-se, como características particulares dessa subunidade, a presença de inúmeros montes submarinos (Morato *et al.*, 2008), bem como vastas extensões de outros tipos de ambientes que se distribuem pelas vertentes das ilhas, taludes, bem como extensas planícies bentónicas e áreas de habitats pelágicos e epipelágicos.

Os montes submarinos assumem, nos Açores, uma particular importância, visto que é nessas zonas que, a par do que se verifica nas estreitas plataformas e vertentes insulares, se exerce a maior parte do esforço de pesca (Diogo *et al.*, 2015), sendo a pesca uma atividade que representa a principal pressão antropogénica com potencial para alterar o equilíbrio do ecossistema marinho dos Açores, devido à extração regular de biomassa que sobre si exerce.

Os montes submarinos dos Açores são zonas onde se verificam transferências importantes de energia entre níveis tróficos, onde grupos como os peixes mesopelágicos, por exemplo, parecem jogar um importante papel (Colaço *et al.*, 2013), registando-se, nessas áreas, importantes movimentações de microkecton (Casção *et al.*, 2017, 2019), as quais poderão contribuir para uma maior disponibilidade alimentar e consequentemente produtividade.

Morato *et al.* (2016) descreveu, para o ano 1997, o ecossistema marinho dos Açores, através de um modelo Ecopath, sendo, por essa razão, escolhido como ponto de referência para efeitos desta avaliação. No âmbito dessa análise, os autores definiram um conjunto de 45 grupos funcionais, incluindo 1 grupo de detritos, 2 produtores primários, 8 grupos de invertebrados, 29 grupos de peixes, 3 grupos de mamíferos marinhos, 1 grupo de tartarugas e 1 outro de aves marinhas. Foi ainda estimada a biomassa do sistema, para esse ano (excluindo os detritos), em 24.7 t km<sup>-2</sup>. O nível trófico médio foi estimado em 3.95. Os índices de omnivoria obtidos foram considerados baixos, o que demonstra a predominância de especialização nas dietas das diferentes espécies, especialmente peixes. Em relação a espécies-chave, foram definidos, por esses autores, os mamíferos odontocetes, os tubarões pelágicos e os cefalópodes. No presente reporte, o modelo Ecosim foi revisitado e feitas previsões para além do ano de 2019.

## 11.2. Metodologia e dados

### 11.2.1. Área de avaliação

A área de avaliação incluída para o Descritor 4, considerada no presente relatório compreende a Subunidade dos Açores da Zona Económica Exclusiva (ZEE) Portuguesa.

### 11.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

O relatório de avaliação inicial do D4 havia-se baseado ainda na Decisão (UE) 2010/477/EU da Comissão, a qual viria posteriormente a ser revogada e substituída pela presente Decisão (UE) 2017/848 da Comissão atualmente em vigor. No que respeita ao D4, a nova decisão viria a simplificar o conjunto de critérios que devem ser observados para proceder à avaliação deste descritor (**Tabela 11.1**). No entanto, este descritor carece de normas metodológicas específicas, sendo a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão omissa nesse aspeto. No presente reporte, volta a aplicar-se as normas metodológicas utilizadas no reporte anterior.

**Tabela 11.1.** Elementos dos critérios, critérios e limiares aplicáveis ao D4 (de acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão). Elementos dos critérios e limiares a definir através de cooperação regional ou sub-regional.

#### Critérios

##### D4C1 - Primário

A diversidade (composição das espécies e sua abundância relativa) dos grupos tróficos não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.

##### D4C2 - Primário

O equilíbrio da abundância total entre os grupos tróficos não é afetado negativamente pelas pressões antropogénicas.

##### D4C3 - Secundário

A distribuição dos indivíduos por tamanho em todo o grupo trófico não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.

##### D4C4 - Secundário

A produtividade do grupo trófico não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.

### 11.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

Com vistas a preceder à avaliação deste descritor, optou-se por utilizar as seguintes fontes de informação atualmente disponíveis:

i. Dados provenientes do Programa Nacional de Recolha de Dados (PNRD), o qual regista informação referente aos desembarques de espécies comerciais na RAA e informação sobre tamanhos por espécie desembarcada;

ii. Informação detalhada, obtida através do desenho de amostragem do ARQDAÇO e

os procedimentos de estimativa do índice de abundância fornecidos por Pinho *et al.* (2020);

iii. Estimativas obtidas a partir dos modelos ecológicos desenvolvidos por Morato *et al.* (2016) e Brito *et al.* (2024). Nesta abordagem é incorporada informação proveniente de estimativas de capturas não reportadas oficialmente, bem como estimativas de rejeições nas várias pescarias.

**PNRD:** O Programa Nacional de Recolha de Dados da Pesca decorre desde 2001 essenciais à condução da Política Comum de Pescas, no entanto na RAA, já se monitoriza a pesca desde os anos 80 do século XX. O desenho de amostragem anterior a 2008 era baseada em unidades populacionais de peixe; no entanto, o desenho evoluiu para uma amostragem baseada em *métiers*, o que implicou alterações nos procedimentos metodológicos. A amostragem do PNRD foi desenhada de forma a cobrir os principais portos do arquipélago. Nos portos de pesca, os amostradores realizam inquéritos estandardizados numa base diária aos mestres das embarcações, durante as descargas, e simultaneamente é medido o comprimento do pescado ao centímetro inferior. As medições, sempre que possível, são efetuadas de forma estratificada, por classes de tamanho. As entrevistas recolhem informação sobre esforço de pesca e operação de pesca, nomeadamente: número de lances efetuados, arte de pesca usadas, horas de pesca, tipo de isco, número de anzóis, profundidade de pesca, tripulantes, locais de pesca numa grelha espacial pré-definida de 10 milhas náuticas (Fauconnet *et al.*, dados não publicados). As amostragens têm-se focado em quatro ilhas principais (Faial, Pico, Terceira e São Miguel) que representam cerca de 90% das descargas da região.

**ARQDAÇO** - Campanhas regulares de pesca científica: trata-se de campanhas realizadas anualmente em cada primavera (geralmente de março a junho de cada ano), desde 1995, com a utilização do N/I “Arquipélago”. A campanha segue um delineamento aleatório estratificado e cobrem o arquipélago dos Açores, em torno das ilhas e nos montes submarinos. Quanto ao seu desenho experimental, o arquipélago dos Açores é dividido em seis principais áreas estatísticas (I a VI), de acordo com suas características geográficas: I - bancos “Açores” e “Princesa Alice”; II - ilhas “Faial / Pico”, “Graciosa”, “São Jorge” e “Terceira”; III - ilhas “Santa Maria” e “São Miguel”; IV - banco “Mar da Prata”; V - bancos “D. João Castro”, “Formigas” e outros pequenos montes submarinos; e VI - ilhas “Flores / Corvo”. Cada área de amostragem encontra-se dividida em 16 estratos de profundidade com intervalos de 50 m até 800 m de profundidade (ou seja, os primeiros estratos representam 0-50m, o segundo 51-100 m e assim por diante até 800 m) e, por conjuntos definidos, até 1.200 m (total de 24 estratos de profundidade) para fins exploratórios e ecológicos. O número de estações é alocado proporcionalmente ao tamanho da área e da subárea. Informações detalhadas sobre o desenho amostral do ARQDAÇO e os procedimentos de estimativa do índice de abundância são fornecidos por Pinho *et al.* (2020).

Importa referir que, para o atual reporte, a informação proveniente desta fonte de dados corresponde a dados recolhidos nas campanhas ARQDAÇO, entre 1996 e 2019 (total de 19 cruzeiros), tendo em conta a presença de algumas lacunas, em anos mais recentes. Além dos anos em que não se realizou o cruzeiro (1998, 2006, 2009, 2014, 2015, 2020), foram excluídos das análises os dados correspondentes a 2021, em que o cruzeiro foi realizado apenas parcialmente (menos de 50% dos lances de pesca previstos foram realizados. Assim, foram

utilizados os dados recolhidos nas áreas I — bancos “Açores” e “Princesa Alice”; II — ilhas “Faial/Pico”, “Graciosa”, “São Jorge” e “Terceira”; III — ilhas “Santa Maria” e “São Miguel”; IV — banco “Mar da Prata” e VI — ilhas “Flores/Corvo”, entre 1 e 1200 metros de profundidade.

**Modelação ecológica:** Em relação à informação obtida através da modelação ecológica (*Ecopath with Ecosim*, EwE), o ecossistema marinho dos Açores dispõe, na atualidade, de um modelo ecológico que foi desenvolvido e utilizado em dois períodos distintos, permitindo, dessa forma, definir quer um ponto de referência, quer um ponto de comparação que se situa no período temporal do segundo ciclo de implementação da DQEM. Assim, o modelo desenvolvido por Morato *et al.* (2016), com base em informação referente a 1997, é definido como o ponto de referência com base no qual as avaliações deste descritor devem, nos Açores, passar a ser contrapostas. Um segundo modelo atualizado foi desenvolvido recentemente, pela mesma equipa (IMAR-UAç), cujos resultados aguardam publicação (Soszynski *et al. under submission*), mas os quais foram facultados à DRPM para efeitos de reporte no âmbito presente da DQEM (D4). Quanto ao *Ecosim*, trata-se de um modelo dinâmico (*Ecosim*) atualizado, descrevendo a variabilidade temporal observada no ecossistema dos Açores desde o ano de referência até ao ano de 2013, portanto, já localizado em pleno primeiro ciclo de implementação da DQEM. Por essa razão, parte da avaliação desde descritor baseia-se nos resultados destes modelos, baseando-se a avaliação deste descritor, em grande medida, nos resultados destes dois modelos (Morato *et al.* 1916; Soszynski *et al. under submission*).

Os resultados obtidos através de modelos EwE, sendo úteis, devem ser considerados com precaução (Morato *et al.* 2016). Existem reconhecidamente vantagens para a utilização deste tipo de metodologias, sendo que a principal é o facto de os mesmos incorporarem um conjunto muito vasto de informação ecológica, proveniente das várias espécies e grupos funcionais (tipos de ciclos de vida, dietas, abundâncias), bem como informação ambiental e, mais importante, dados provenientes quer dos desembarques das várias espécies exploradas comercialmente, quer de campanhas de monitorização de abundâncias relativas de em curso na RAA (nomeadamente dirigidas a espécies capturadas pela pesca). De ressaltar que, no caso em apreço, foram utilizados dados de capturas, os quais não se limitam aos desembarques oficiais que figuram nas estatísticas de pesca, mas que se baseiam também nas reconstruções independentes disponíveis, realizadas para avaliar os valores de extração de biomassa reais que se verificaram nos Açores entre os anos 1950 e 2010 (Pham *et al.* 2013). Por todas estas razões, considera-se que a utilização de resultados provenientes dos modelos ecológicos, cuja validação é continuamente testada por parte da equipa técnica que os desenvolve, afigura-se uma abordagem adequada, que integra a informação vasta existente, dando-lhe, para mais, a coerência própria de uma abordagem baseada no ecossistema, como é objetivo da DQEM.

#### 11.2.4. Métodos

A avaliação deste descritor baseia-se em dois conceitos/análises: análise focada na avaliação do critério primário D4C1 (Indicador de comprimento típico, obtida pela análise de dados provenientes de campanhas científicas de pesca que decorrem regularmente nos Açores); análise do critério primário D4C2 (variação do nível trófico marinho, que é avaliada com base em duas

abordagens complementares, uma baseando-se na análise de estatísticas oficiais de pesca e outra com base em modelação ecológica). Assim, cada critério primário foi avaliado com recurso a um método e houve ainda lugar à avaliação de um critério secundário (D4C3, que foi avaliado através do indicador de comprimento típico). As abordagens metodológicas seguidas são descritas nas secções seguintes.

### Análise de dados proveniente do cruzeiro de espécies demersais e dos desembarques da pesca comercial

Variação temporal do indicador de comprimento típico (TyL, período 1995-2019) (D4C1, D4C3)

O indicador de comprimento típico (TyL) é atualmente utilizado pela OSPAR como indicador da estrutura da teia trófica para avaliar as comunidades de peixes, fornecendo informações sobre a estrutura do tamanho das comunidades. Uma vez que a pesca reduz a proporção de peixes de dimensões maiores, os efeitos a longo prazo da pressão da pesca são integrados na estrutura de tamanho das comunidades, e espera-se que o indicador de comprimento típico reflita os níveis de pressão da pesca, diminuindo gradualmente em resposta à elevada pressão da pesca (Lynam *et al.*, 2022). Este indicador é calculado utilizando dados de captura de espécies de peixes demersais recolhidos nos cruzeiros de pesca científica (Lynam *et al.*, 2022).

Os dados recolhidos nos cruzeiros ARQDAÇO representam a série temporal mais longa de dados sobre peixes demersais na região, recolhidos com uma metodologia estandardizada, e, embora apresentem algumas lacunas, pode-se presumir que fornecem uma representação consistente ao longo do tempo (*sensu* Lynam *et al.*, 2022).

As taxas de captura ponderadas por área (índice de abundância relativa em número, Pinho *et al.*, 2020), foram calculadas por ano, área de amostragem e estrato de profundidade, por cada classe de comprimento e espécie. Como este indicador é baseado na biomassa e não na abundância, as taxas de captura foram transformadas utilizando a relação peso-comprimento ( $W = aL^b$ , onde  $a$  e  $b$  são parâmetros espécie-específicos). O TyL foi calculado para cada ano  $i$  como a média das taxas de captura ponderadas por área por classe de comprimento da espécie  $k$ :

$$TyL_i = \exp \left( \frac{\sum_k B_{k,i} \times \ln L_{k,i}}{\sum_k B_{k,i}} \right)$$

O TyL foi calculado para a mesma lista de espécies de peixes demersais utilizada no cálculo do indicador LFI (*Large Fish Indicator*), que inclui um total de 23 espécies, selecionadas com base na sua frequência de ocorrência nos cruzeiros ARQDAÇO, excluindo os pequenos pelágicos e elasmobrânquios (grupo espécies 1). No entanto, com o objetivo de avaliar a sensibilidade e as tendências deste indicador, foi selecionada uma outra lista de espécies (grupo 2), que inclui 18 peixes teleósteos e 5 elasmobrânquios (grupo espécies 2), seguindo os seguintes critérios (Modica *et al.*, 2014; Piet *et al.*, 2007): i) espécies que ocorreram em pelo menos 25% dos anos de cruzeiro, ii) espécies presentes em pelo menos 5% dos lances de pesca realizados a cada ano e iii) espécies com uma média mínima de captura de 20 indivíduos por ano.

Variação temporal do nível trófico marinho (1997-2018) das capturas com base em dados provenientes dos desembarques (D4C2)

Para alcançar a avaliação ambiental do critério D4C2, foi utilizada a metodologia do nível trófico marinho (MTL – *Marine Trophic Level*). Através desta metodologia, é possível detetar alterações nas relações entre os diferentes componentes da teia trófica, desde os predadores de topo da cadeia alimentar com nível trófico elevado, até mesmo os invertebrados com baixo nível trófico. Deste modo, o MTL é calculado anualmente e a partir da seguinte equação:

$$MTL_{desembarques} = \frac{\sum TL_{k,i} * Y_{k,i}}{\sum Y_{k,i}}$$

Em que  $Y_k$  corresponde aos desembarques da pesca comercial das  $k$  espécies e  $TL_k$  é o nível trófico associado a cada uma das espécies, obtidos através de base de dados online “Fishbase.org” (Froese & Pauly, 2008).

O critério utilizado para selecionar as espécies para estimar o MTL foi o mesmo considerado para a avaliação do descritor 3, onde foram consideradas as espécies que representam 90% da percentagem acumulada dos desembarques da pesca comercial. Foi usada uma série temporal com início em 1997 (considerado como ponto de referência para a avaliação deste descritor neste âmbito) para a análise da variação do nível trófico até 2018, que corresponde ao final do segundo período de implementação da diretiva.

Para verificar as tendências apresentadas nos resultados previstos nos descritos D4C1 e D4C2, seja ela crescente, decrescente ou estável, foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Kendall em que na hipótese  $H_0$ : as observações do indicador são independentes e identicamente distribuídas e na hipótese  $H_1$ : as observações do indicador possuem uma tendência monotónica no tempo. O nível de significância aqui considerado para o teste foi de 5% ( $p\text{-value}=0.05$ ).

#### Análise de modelação ecológica *Ecopath with Ecosim* (EwE)

Modelos *Ecopath* e *Ecosim* encontram-se disponíveis, para a subdivisão dos Açores da zona económica exclusiva portuguesa, para abordar a análise ecológica do ecossistema bentónico de profundidade. O modelo *Ecopath* fornece a análise pontual do ecossistema com referência ao ano de 1997, tal como descrito em Morato *et al.* (2016). O modelo é composto de 45 grupos funcionais, incluindo detritívoros, produtores primários, invertebrados bentónicos, grupo de peixes, e megafauna, nomeadamente mamíferos, tartarugas marinhas e aves marinhas. Um conjunto de espécies de peixes bentopelágicas ou espécies de elevado valor comercial encontram-se representados em compartimentos de espécies únicas: *Helicolenus dactylopterus*, *Conger conger*, *Pontinus kuhlii*, *Raja clavata*, *Phycis phycis*, *Pagrus pagrus*, *Beryx splendens*, *Beryx decadactylus*, *Pagellus bogaraveo*, *Mora moro* e *Lepidopus caudatus*. A exploração dos grupos funcionais abordados pelo modelo e espécies são representados por 11 pescarias que operam na região.

O modelo *Ecosim* simula a dinâmica histórica do ecossistema dos Açores entre 1997 e 2018 (detalhes em Brito *et al.* 2024). Este modelo temporalmente dinâmico integra o esforço de pesca

numa série temporal que simula a pressão por pesca, em conjunto com uma anomalia de produção primária que é introduzida para contrabalançar a variabilidade ambiental no mesmo período. A anomalia foi estimada com o modelo através de um processo de calibração detalhado. O efeito da pesca e da variabilidade ambiental na dinâmica da teia trófica é mediado por interações predador-presa, simulados para parâmetros de vulnerabilidade (Ahrens *et al.*, 2012), também estimados através do procedimento de calibração apresentado em Brito *et al.* (em revisão, Progress in Oceanography). O modelo foi calibrado usando, como referência, a série temporal de biomassa relativa e capturas absolutas de 1997 a 2018. Os dados de biomassa relativa foram derivados de um índice estandardizado de abundância, baseado nos dados provenientes das campanhas científicas regulares de palangre de fundo (Menezes *et al.*, 2006; Pinho *et al.*, 2020). Dados de capturas absolutas para grupos de espécies foram reconstruídos a partir dos registos de desembarques, complementados com estimativas de capturas ilegais, não reportadas ou não reguladas, bem como a partir de rejeições na zona económica exclusiva (Pham *et al.*, 2013; Morato *et al.*, 2016; Fauconnet *et al.*, 2019). Ainda que o modelo apresente limitações decorrentes da série temporal utilizada para apreender a dinâmica da teia trófica e calibrar as previsões, considera-se que o mesmo replica satisfatoriamente a variabilidade interanual da biomassa para aquela que é considerada a mais importante espécie comercial nos Açores, o goraz, *Pagellus bogaraveo*.

#### Variação temporal do nível trófico marinho (1997-2021) com base na abordagem EwE (D4C2)

O modelo *Ecosim* ajustado foi utilizado para obter estimativas temporais do nível trófico da comunidade, especificamente para os níveis tróficos  $\geq 2.0$ , 3.25 e 4.0, para o período 1997-2021. As estimativas de 1997 a 2018 correspondem ao período *hindcasting*, enquanto o período 2019 a 2021 corresponde ao período *forecasting*. Para a fase *forecasting*, foi assumido esforço de pesca constante, baseado na média dos últimos 5 anos. A anomalia de produção primária foi fixada em valores de referência estabelecidos no modelo *Ecopath* (Morato *et al.*, 2016). Os indicadores foram diretamente estimados com o software *Ecosim*. Com vista a acautelar a incerteza no *Ecopath*, parâmetros de entrada e seu impacto nas predições temporais do *Ecosim*, foi empregue uma abordagem Monte Carlo (Steenbeek *et al.*, 2018). O algoritmo introduziu variações aleatórias baseadas numa distribuição normal nos parâmetros *Ecopath* (biomassa, proporção produção vs biomassa, proporção consumo vs biomassa, dietas e desembarques), com intervalos de confiança derivados de rotina pedigree que avalia a origem dos dados de entrada. Para cada simulação, foram corridas 1000 iterações, usando percentis de 5% e 95% da distribuição para apresentar os resultados do modelo.



### 11.3. Resultados

#### 11.3.1. Indicador de comprimento típico - TyL (D4C1, D4C3)

À semelhança do reporte anterior (MM, SRMCT, SRAAC, 2020), onde se verificou que as flutuações das observações do indicador LFI se verificaram independentes e identicamente distribuídas, pelo que não se registava uma tendência clara de aumento ou decréscimo ao longo da série temporal analisada (Teste de Mann-Kendall,  $p\text{-value}>0.05$ ), o mesmo se verifica para as tendências obtidas nos resultados do presente relatório, tendo novamente sido aplicado o mesmo teste estatístico, não se verificando o teste estatístico significativo (Figura 11.1 e Figura 11.2).

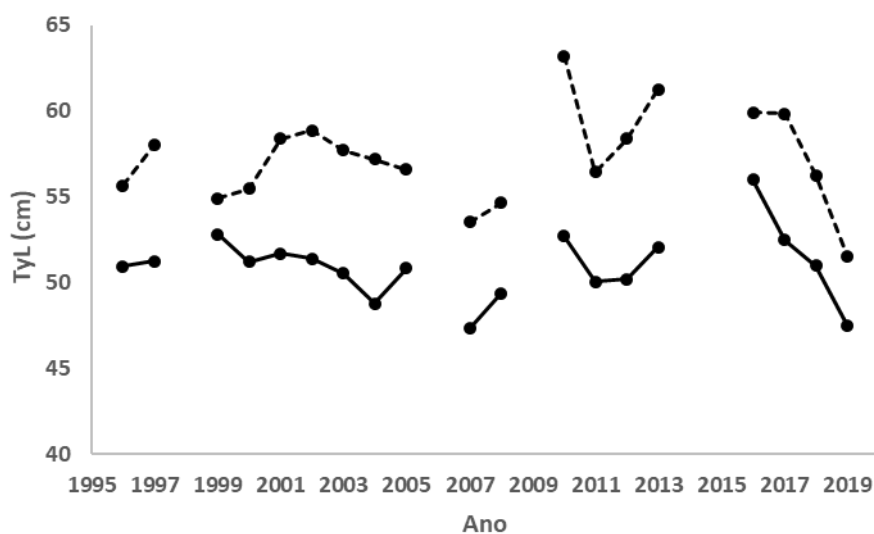


Figura 11.1. Série temporal do indicador de Comprimento Típico (TyL) baseada nos dados dos cruzeiros ARQDAÇO na região dos Açores (1996-2019), das espécies do grupo 1 (linha contínua), e das espécies do grupo 2 (linha tracejada).

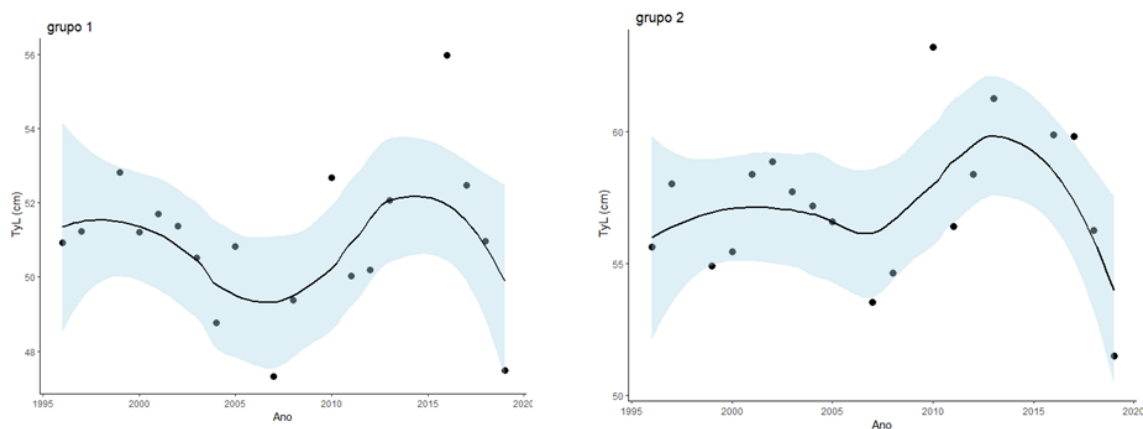


Figura 11.2. Série temporal do indicador de Comprimento Típico utilizando baseada nos dados dos cruzeiros ARQDAÇO realizados na região dos Açores (1996-2019), para as espécies de peixes demersais do grupo 1 (esquerda) e grupo 2 (direita). O gráfico mostra os pontos dos dados e o LOESS (*smoothed pattern*). Intervalo de confiança a 95% sombreado.



### 11.3.2. Nível trófico marinho - MTL (D4C2)

A metodologia utilizada foi a mesma utilizada no reporte anterior, considerando as espécies que representam 90% da percentagem acumulada dos desembarques de pesca comercial, utilizando, neste caso uma série temporal com início em 1997, estendendo-se até 2021. Assim, verifica-se que o nível trófico médio para as espécies e grupos que são explorados pela pesca não mostrou uma tendência evidente, quer de decréscimo, quer de aumento ao longo de uma série temporal que se estende até ao final do segundo ciclo de implementação da DQEM (Figura 11.3). Foi assim possível verificar que a tendência nula se mantém ( $p\text{-value}>0.05$ ) durante toda a série temporal.

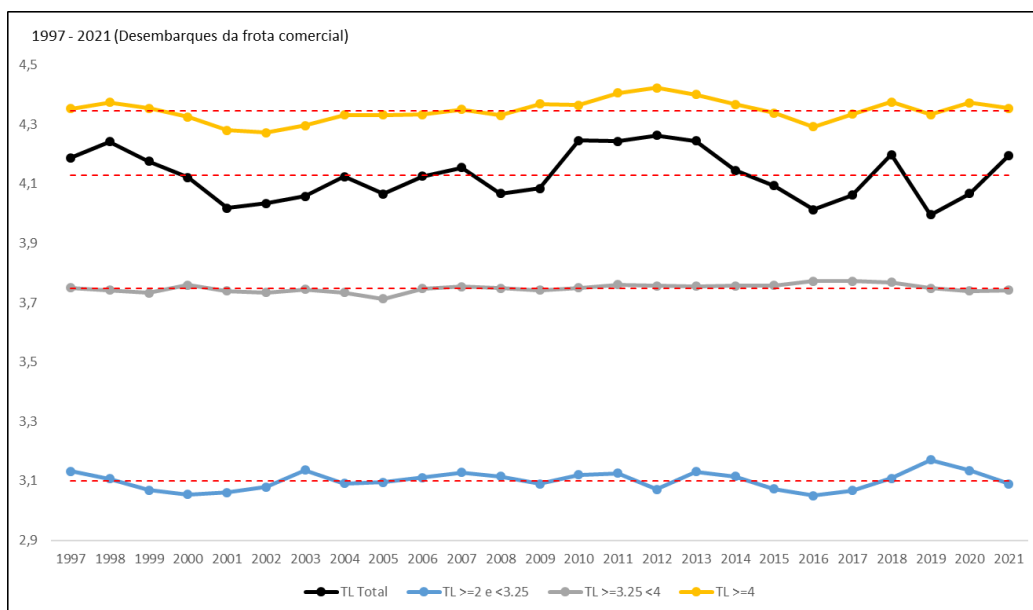


Figura 11.3. Nível trófico médio das capturas estimado para os Açores, calculado no período 1997-2021 a partir dos dados de desembarques da pesca comercial (base dados LOTAÇOR/OKEANOS).

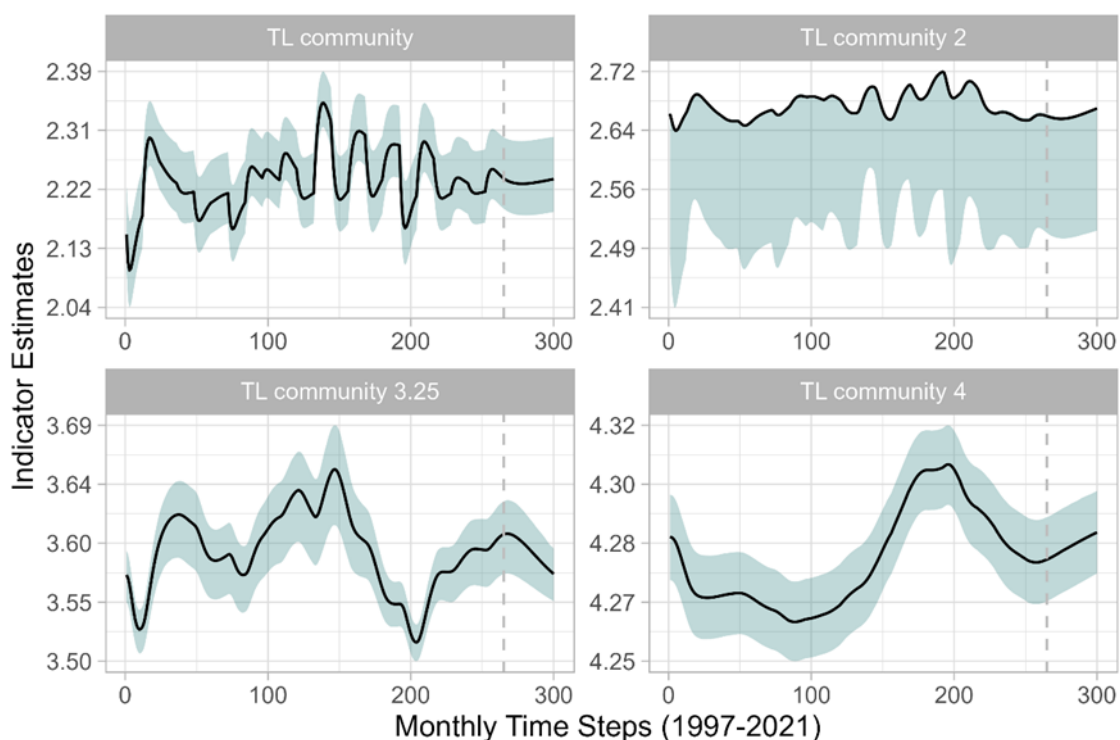
À semelhança do reporte anterior, para verificar as tendências nos resultados dos descritores foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Kendall (nível significância 5%). As tendências verificaram-se nulas ou, no caso do grupo  $TL \geq 3.25 \leq 4$ , crescente.

Tabela 11.2. Resultado das significâncias estatísticas de tendências consoante o nível trófico.

Grupo	Teste MK ( $p\text{-value}$ )
TL Total	NS (0.94414)
$TL \geq 2$ e $< 3.25$	NS (0.52831)
$TL \geq 3.25$ e $< 4$	+ (0.023486)
$TL \geq 4$	NS (0.097277)

Estimativas temporais do nível trófico dos indicadores da comunidade, derivados do modelo *Ecosim* para os Açores (1997-2021, em passos mensais) podem ser observados na Figura 11.4. A linha tracejada vertical marca o ano 2019, que corresponde ao início do período *forecasting*. O

sombreado representa os percentis 5% e 95% da simulação, tal como estimado através das simulações Monte Carlo.



**Figura 11.4.** Estimativas temporais do nível trófico da comunidade derivados do modelo *Ecosim* dos Açores para o período 1997-2021 (pontos mensais). A linha vertical tracejada indica o ano inicial definido para o *forecasting* (2019). O sombreado representa os percentis 5% e 95% obtidos nas simulações da rotina Monte Carlo.

#### 11.4. Definição e avaliação do bom estado ambiental

De seguida representam-se os resultados da avaliação do estado ambiental para cada conceito/análise realizado. O grau de confiança atribuído à avaliação, em cada caso, é expresso através de um grau qualitativo: baixo (tendências opostas), moderado (tendências constantes e/ou equivalentes) e elevado (tendências crescentes e/ou equivalentes).

##### 11.4.1. Indicador de comprimento típico - TyL (D4C1, D4C3)

Em relação ao indicador TyL, não foram encontradas evidências que sugiram uma alteração deste indicador, por comparação com a análise retrospetiva para o período de avaliação anterior. Assim, considera-se o BEA atingido (Tabela 11.3), com grau de confiança moderado.

**Tabela 11.3.** Avaliação do indicador: Comprimento típico (TyL). O grau de confiança dada à avaliação é expresso através de um grau qualitativo: moderado (não existe tendência) e elevado (tendência crescente).

Método	Teste MK (valor-p)	Grupo de espécies	Tendência estatística	BEA	Série temporal	Grau de confiança
TyL	Não (0.75645)	1	Nula (®)	Atingido	1995-2019	Moderado
TyL	Não (0.75645)	2	Nula (®)	Atingido	1995-2019	Moderado

#### 11.4.2. Nível trófico marinho - MTL (D4C2)

A Tabela 11.4. resume o resultado das análises que foram efetuadas para a avaliação da variação temporal do nível trófico marinho ao longo do tempo. As análises verificaram-se coerentes, tendo os resultados sido coincidentes para as várias abordagens que foram seguidas. Nos casos em que a análise de tendência não foi coincidente, foi considerado não existir evidências de uma tendência clara.

**Tabela 11.4.** Resumo da avaliação da variação do nível trófico médio da comunidade e das capturas.

Origem da Informação	Método/grupo trófico	Tendência	BEA	Grau de confiança
Desembarques (PNRD)	MTL <sub>desembarques</sub>	Nula (®)	Atingido	Moderado
	MTL <sub>desembarques</sub> ≥ 2	Nula (®)		
	MTL <sub>desembarques</sub> ≥ 3.25	Crescente (↗)		
	MTL <sub>desembarques</sub> ≥ 4.0	Nula (®)		
Modelo EwE (1997 vs 2021)	MTL <sub>comunidade</sub>	Nula (®)	Atingido	Moderado
	MTL <sub>comunidade</sub> ≥ 2	Nula (®)		
	MTL <sub>comunidade</sub> ≥ 3.25	Descendente ou nula (®)		
	MTL <sub>comunidade</sub> ≥ 4.0	Crescente ou nula (↗/®)		

#### 11.4.3. Resumo da avaliação do D4

Na Tabela 11.5 são resumidos os resultados da avaliação para este descritor. Consideradas as análises que foram realizadas e tendo em atenção quer a persistência de lacunas de informação relativas a este descritor, quer a incerteza quanto à abordagem metodológica mais adequada: Considera-se não haver evidências de que se tenha verificado uma degradação ambiental da estrutura do ecossistema marinho dos Açores e das suas teias tróficas, que pudesse resultar numa alteração da avaliação que havia sido realizada aquando da elaboração do relatório de avaliação inicial (SRMCT, 2014 e MM, SRMCT, SRAAC, 2020). Assim, considerou-se que este descritor atingiu o Bom Estado Ambiental, mas com um grau de confiança moderado.

**Tabela 11.5.** Avaliação dos critérios D4C1 e D4C2 por metodologia e avaliação do BEA do D4. O grau de confiança atribuído à avaliação do BEA é expressa através de um grau qualitativo baseado nos resultados das diferentes metodologias de avaliação.

Critério	Primário/ Secundário	TyL	MTL	BEA	Grau de confiança
D4C1	Primário	Atingido		Atingido	Moderado
D4C2	Primário		Atingido	Atingido	Moderado
D4C3	Secundário	Atingido		Atingido	Moderado
D4C4	Secundário			Não avaliado	--

É de extrema importância salientar que os modelos de ecossistema nos quais se baseia a avaliação do Bom Estado Ambiental estão associados com elevado grau de incerteza, nomeadamente nas estimativas de biomassa absoluta das espécies comerciais dos Açores. Como referido em Morato *et al.* (2016), comparações das estimativas do modelo Ecopath com resultados de modelos de stock assessment seriam fundamentais para aumentar o grau de confiança do modelo. Não obstante, indicadores de BEA deveriam ser acompanhados de valores de referência para efetivamente avaliar se o ecossistema se encontra ou não nesse estado. Pelos motivos apresentados, os resultados apresentados devem ser interpretados com precaução.

### 11.5. Alterações Climáticas

As alterações climáticas apresentam-se como um fenómeno complexo e com elevado potencial para alterar a biodiversidade, a estrutura e o funcionamento do ecossistema marinho, logo espera-se que este tipo de alterações venha a alterar significativamente a ecologia trófica das várias espécies marinhas que se distribuem na região dos Açores, quer individualmente, quem no contexto mais geral do ecossistema como um todo. Ainda assim, apesar de avanços consideráveis no conhecimento, a informação é ainda insuficiente quanto à verificação específica dos seus efeitos para o ecossistema marinho nesta zona do Atlântico Nordeste (mas ver Paiva *et al.* 2013).

Prevê-se que a influência das alterações climáticas se estenda aos múltiplos componentes do estado ambiental do meio marinho, portanto com consequências para avaliação futura dos vários descritores da Diretiva-Quadro “Estratégia Marinha”. No caso das teias tróficas (D4), destacamos: os efeitos potenciais ao nível das alterações em termos da eficiência e rapidez das transferências tróficas entre níveis, bem como os tempos de residência de biomassa (du Pontavice *et al.* 2019); as alterações decorrentes de alterações climáticas que promovam a propagação de espécies não indígenas, ou o surgimento de microrganismos, incluindo cianobactérias ou agentes patogénicos que possam colocar em risco a estrutura do ecossistema de forma indireta, no curto, médio ou longo prazo (Marino & Azzuro, 2001; Ullah *et al.* 2018); a promoção de alterações na distribuição de espécies, com consequências diretas a estrutura local do ecossistema (Hattab *et al.* 2016).

Verifica-se, pois, a necessidade de prolongar esforços que permitam monitorizar padrões de variação climática, com vista a detetar causalidade entre a ocorrência de anomalias climáticas e fenómenos que possam a alterações do estado ambiental das águas marinhas.

### 11.6. Considerações finais

O facto de a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão não especificar metodologias detalhadas a seguir por parte dos Estados Membros para avaliar os quatro critérios que compõem este descritor, aumenta o grau de indeterminação com o qual se debatem as equipas técnicas na avaliação deste descritor. Este aspeto já havia sido notado aquando da elaboração do relatório de avaliação inicial (SRMCT, 2014 e MM, SRMCT, SRAAC, 2020).

Por esta razão, as autoridades competentes que implementam a DQEM na sub-região da Macaronésia (Açores, Madeira e Canárias), tendo iniciado um processo de harmonização de abordagens metodológicas em 2014, em específico para o Descritor 1, através dos projetos Mystic Seas e Mystic Seas 2, viriam a dar continuidade a essa parceria a partir de 2019, no âmbito do projeto Mystic Seas 3, o qual teve como objetivo específico a promoção de uma abordagem comum, na Macaronésia, para o Descritor 4. Esse projeto foi desenvolvido no pressuposto de que a avaliação do Descritor 4 constitui um desafio particularmente exigente, uma vez que cobre aspetos funcionais e de interação entre espécies marinhas, modelos de predador-presa, quantificação de transferência de energia entre níveis tróficos e a produtividade dos respetivos componentes-chave. Assim, foi possível definir metodologias baseadas na modelação que continuam a permitir analisar os critérios deste descritor.

### 11.7. Referências

- Ahrens, R.N., Walters, C.J. and Christensen, V., 2012. Foraging arena theory. *Fish and fisheries*, 13(1), pp.41-59.
- Brito *et al.*, (under revision in *Progress in Oceanography*, Drivers of trophodynamics of the open-ocean and deep-sea environments of the Azores, NE Atlantic, by Joana Brito, Ambre Soszynski, Johanna J. Heymans, Simone Libralato, Eva Giacomello, Laurence Fauconnet, Gui M. Menezes, Telmo Morato).
- Brito, J., Libralato, S. and Morato, T., 2024. A simulation-based approach to assess the stability of marine food-webs and inform Good Environmental Status. *Ecological Indicators*, 158, p.111411.
- Brito, J., Soszynski, A., Heymans, J. J., Libralato, S., Giacomello, E., Fauconnet, L., Menezes, G. M., Morato, T., 2024. Drivers of trophodynamics of the open-ocean and deep-sea environments of the Azores, NE Atlantic, *Progress in Oceanography*, Volume 229, 103357, ISSN 0079-6611, <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2024.103357>.
- Cascão, I, Domokos R., Lammers, M. O., Santos, R.S., Silva, M.A. 2019. Seamount effects on the diel vertical migration and spatial structure of micronekton. *Progress in Oceanography* 175: 1-13.

- Cascão, I., Domokos, R., Lammers, M.O., Marques, V., Domínguez, R., Santos, R.S., Silva, M.A. 2017. Persistent Enhancement of Micronekton Backscatter at the Summits of Seamounts in the Azores. *Frontiers in Marine Science*. 4:25.
- Colaço, A., Giacomello, E., Porteiro, F., Menezes, G.M. 2013. Trophodynamic studies on the Condor seamount (Azores, Portugal, North Atlantic). *Deep-Sea Research II*. 98: 178-189.
- Diogo, H.; Pereira, J.G., Higgins, R.M., Canha, A, Reis, D. 2015. History, effort distribution and landings in an artisanal bottom longline fishery: An empirical study from the North Atlantic Ocean. *Marine Policy* 51: 75-85.
- du Pontavice, H., Gascuel, D., Reygondeau, G., Maureaud, A., W. W.L. Cheung. 2019 Climate change undermines the global functioning of marine food webs. *Global Change Biology* <https://doi.org/10.1111/gcb.14944>Citations: 59
- Fauconnet, L., Pham, C.K., Canha, A., Afonso, P., Diogo, H., Machete, M., Silva, H.M., Vandeperre, F. and Morato, T., 2019. An overview of fisheries discards in the Azores. *Fisheries Research*, 209, pp.230-241.
- Froese, R. & Pauly, D. (Eds.) 2008. FishBase. WorldWideWeb Eletronic Publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), versão 02/2018.
- Hattab T, Leprieur F., Lasram, F. B. R., Gravel, D., Loc'h, F., C. Albouy 2016. Forecasting fine-scale changes in the food-web structure of coastal marine communities under climate change. *Ecography* 39(12): 1227-1237.
- Link, J.S., Pranovi, F., Libralato, S., Coll, M., Christensen, V., Solidoro, C. and Fulton, E.A., 2015. Emergent properties delineate marine ecosystem perturbation and recovery. *Trends in ecology & evolution*, 30(11), pp.649-661.
- Lynam, C.P., Piet, G., Volwater, J., 2022. Size Composition in Fish Communities. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London.
- Marino, G.; E. Azzurro (2001) Nodavirus in dusky grouper *Epinephelus marginatus*, (Lowe 1834) of the Natural Marine Reserve of Ustica, South Thyrrenian sea. *Biologia Marina Mediterranea* 8(1)837-841.
- Menezes, G.M., Sigler, M.F., Silva, H.M., Pinho, M.R., 2006. Structure and zonation of demersal and deep-water fish assemblages off the Azores Archipelago (mid-Atlantic). *Marine Ecology Progress Series*. 324, 241–260.
- MM, SRMCT, SRAAC (2020). *Estratégia Marinha: relatório do 2º ciclo*. Ministério do Mar Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia, Açores, e Secretaria Regional de Ambiente, Recursos Naturais e Alterações Climáticas, Madeira. março de 2020. Disponível em: <https://portal.azores.gov.pt/web/drpm/gest%C3%A3o-do-mar-instrumentos>
- Modica, L., Velasco F., Preciado, I., Soto, M., Greenstreet S.P.R. 2014. Development of the large fish indicator and associated target for a Northeast Atlantic fish community. *ICES Journal of Marine Science*. 71(9), 2403–2415.
- Morato, T., Lemey, E., Menezes, G., Pham, C.K., Brito, J., Soszynski, A., Pitcher, T.J. and Heymans,

- J.J., 2016. Food-web and ecosystem structure of the open-ocean and deep-sea environments of the Azores, NE Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 3, p.245. Morato, T., Machete, M., Kitchingman, A., Tempera, F., Lai, S, Menezes, G., Pitcher, T.J., Santos, S.R. 2008. Abundance and distribution of seamounts in the Azores, *Marine Ecology Progress Series* 357: 23-32.
- Paiva, V. H., Geraldés, P., Marques, V., Rodríguez, R., Garthe, S., J. A. Ramos 2013. Effects of environmental variability on different trophic levels of the North Atlantic food web. *Marine Ecology Progress Series* 477: 15-28.
- Pham, C.K., Canha, A., Diogo, H., Pereira, J.G., Prieto, R. and Morato, T., 2013. Total marine fishery catch for the Azores (1950–2010). *ICES Journal of Marine Science*, 70(3), pp.564-577.
- Piet, G., Lutchman, I., and Jennings, S. 2007. Report of the Ad Hoc Meeting of independent experts on Indicators and associated data requirements to measure the impacts of fisheries on the marine ecosystem. 32 pp.
- Pinho, M., Medeiros-Leal, W., Sigler, M., Santos, R., Novoa-Pabon, A., Menezes, G. and Silva, H., 2020. Azorean demersal longline survey abundance estimates: Procedures and variability. *Regional Studies in Marine Science*, 39, p.101443.
- SRMCT 2014. Estratégia Marinha para a subdivisão dos Açores. Diretiva Quadro Estratégia Marinha. Secretaria Regional do Mar, Ciência e Tecnologia. Outubro de 2014.
- Steenbeek, J., Corrales, X., Platts, M. and Coll, M., 2018. Ecosampler: a new approach to assessing parameter uncertainty in Ecopath with Ecosim. *SoftwareX*, 7, pp.198-204.
- Ullah, H., Nagelkerken, I. , Goldenberg, S. U., D. A. Fordham. 2018. Climate change could drive marine food web collapse through altered trophic flows and cyanobacterial proliferation. *PLoS Biol.*16(1): e2003446. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2003446>

## 12. DESCRITOR 6: INTEGRIDADE DOS FUNDOS MARINHOS

*Todos os elementos da cadeia alimentar marinha, na medida em que são conhecidos, ocorrem com normal abundância e diversidade e níveis suscetíveis de garantir a abundância das espécies a longo prazo e a manutenção da sua capacidade reprodutiva total.*

### 12.1. Introdução

A avaliação da integridade dos fundos marinhos, exige séries temporais de dados sobre a composição e estrutura das comunidades bentónicas, mapeamento (distribuição e extensão) dos habitats ou ecossistemas a considerar, para além do papel funcional e da vulnerabilidade das espécies estruturantes às atividades humanas (SRMCT, 2014).

A Decisão (UE) 2017/848 da Comissão considera como pressões antropogénicas pertinentes no fundo marinho: i) perda física (entendida como uma alteração permanente dos fundos marinhos, devido à alteração permanente do substrato ou da morfologia dos fundos marinhos e à extração de substrato do fundo do mar, e que tenha durado ou se preveja que dure dois ciclos de apresentação de relatórios ou mais) e ii) perturbação física (temporária ou reversível entendidas como uma alteração dos fundos marinhos que pode ser recuperada se as atividades causadoras dessa pressão deixarem de ocorrer). Os critérios de avaliação definidos, incluindo os respetivos elementos são apresentados na Tabela 12.1. Os critérios D6C1, D6C2 e D6C3 estão unicamente relacionados com as pressões «perdas físicas» e «perturbações físicas», e os seus impactes, por seu lado; os critérios D6C4 e D6C5 referem-se à avaliação global do D6, juntamente com a dos habitats bentónicos no âmbito do D1.

O Plateau dos Açores, que se eleva dos fundos abissais adjacentes, é dividido longitudinalmente pela Crista Média do Atlântico separando as placas tectónicas Eurasiática e Americana. A Falha da Glória, estende-se do bordo sudoeste do Plateau dos Açores em direção ao Mediterrâneo, e constitui a fronteira norte da placa africana, definindo assim o ponto tectónico de junção tripla dos Açores. A ZEE dos Açores tem uma profundidade média de 3000 m e uma extensa área abissal, sendo que sensivelmente 97,5% tem profundidades superiores a 1000 m, as áreas marinhas com profundidades até aos 600 m representam menos de 1% da ZEE dos Açores e encontram-se dispersas pelo *plateau* dos Açores, separadas entre si por zonas de profundidade entre 1000 a 5800 m (Morato *et al.*, 2008). Estão identificados na ZEE dos Açores 461 montes submarinos que perfazem uma área total de 356,7 mil km<sup>2</sup>, dos quais 63 apresentam alturas superiores a 1000 m, a maioria dos montes submarinos da ZEE Açoriana tem o topo a profundidades compreendidas entre os 800 e 1500 m, 14 atingem entre os 250 e 500 m de profundidade e apenas quatro são menos profundos do que os 250 m (Morato *et al.*, 2008). Poças de maré, costas rochosas, arenosas e com fundos mistos, mais ou menos expostas, lagoas costeiras e grutas submersas ou semi-submersas, recifes costeiros e ilhéus vulcânicos estão entre os habitats mais comuns à volta das ilhas (SRMCT, 2014). São habitats de grande importância económica dado que grande parte da pesca costeira incide sobre estas comunidades, sobretudo as demersais até aos 1000m (Tempera *et al.*, 2013). Recifes e jardins de corais de águas frias e



agregações de esponjas e de hidrários, entre outros, criam habitats secundários em montes submarinos e cristas rochosas, e embora a região dos Açores seja geologicamente recente, áreas consideráveis das encostas das ilhas, montes submarinos, cristas e depressões são cobertas por sedimentos (SRMCT, 2014).

## 12.2. Metodologia e dados

### 12.2.1. Área de avaliação

A avaliação assenta em metodologias de análise espacial em ambiente de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e refere-se à totalidade da área da subdivisão Açores.

### 12.2.2. Critérios e metodologias de avaliação

Na presente avaliação caracterizaram-se os critérios D6C1 e D6C2 de acordo com as atividades consideradas com impacto para os mesmos (Tabela 12.1), sempre que possível (existência de dados) o BEA foi avaliado considerando o impacto cumulativo, ou seja, foi quantificada a área licenciada para atividade e não a área com impacto real (informação não coligida).

Tabela 12.1. Critérios e respetivos elementos, e limiares aplicáveis ao D6 (adaptado da Decisão (UE) 2017/848).

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
Perdas físicas dos fundos marinhos (incluindo zonas intermareais)	<b>D6C1 - Primário</b> Extensão e distribuição espacial das perdas físicas (alteração permanente) dos fundos marinhos por recifes artificiais e afundamento de navios, por cabos submarinos <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> por zona de avaliação</b>	Não definidos
Perturbações físicas dos fundos marinhos	<b>D6C2 - Primário</b> Extensão e distribuição espacial das perturbações físicas dos fundos marinhos por dragagens e deposição de dragados e em áreas de fundeadouros. <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> por zona de avaliação</b>	Não definidos
Tipos de habitats bentónicos ou outros tipos de habitats utilizados no âmbito dos descritores 1 e 6.	<b>D6C3 - Primário</b> Extensão espacial de cada tipo de habitat que é afetado negativamente pelas perturbações físicas, através da alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções. <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> ou em % da extensão natural do habitat na zona de avaliação</b>	Não definidos
Tipos de habitats bentónicos enumerados na Tabela D-56 presentes na região ou sub-região, e outros	<b>D6C4 - Primário</b> A extensão da perda do tipo de habitat, resultante de pressões antropogénicas, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação. <b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> e em % da extensão natural do habitat</b>	<b>2% de perda de habitat</b>

Elementos dos critérios	Critérios	Limiares
tipos de habitats suplementares definidos, através da cooperação regional e sub-regional.	<p><b>D6C5 - Primário</b></p> <p>A extensão dos efeitos negativos das pressões antropogénicas na condição do tipo de habitat, incluindo a alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação.</p> <p><b>Unidades de medida: km<sup>2</sup> e em % da extensão natural do habitat</b></p>	<p><b>25% de perturbação</b> (incluindo os 2% de perda)</p>

### 12.2.3. Dados e fontes de informação disponíveis

No atual ciclo de avaliação, a informação referente à integridade dos fundos para a Região Autónoma dos Açores foi atualizada quer através da utilização de dados georreferenciados de diferentes entidades Tabela 12.2.

Tabela 12.2. Fontes de informação das atividades humanas consideradas na análise e avaliação por critério.

Descritor	Dados	Fonte de dados
<b>D6C1</b> - Extensão e distribuição espacial das perdas físicas (alteração permanente) dos fundos marinhos	Afundamento de navios	-
	Emissários submarinos	DRPM
	Cabos submarinos	DRPM
	Infraestruturas de Investigação Científica	-
<b>D6C2</b> - Extensão e distribuição espacial das perturbações físicas dos fundos marinhos	Aquicultura	DRPM
	Fundeadouros	-
	Áreas de extração de Inertes	DRPM
	Manchas de empréstimo	DRPM
	Imersão de dragados	DRPM
<p><b>D6C3</b> – Extensão espacial de cada tipo de habitat que é afetado negativamente pelas perturbações físicas, através da alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções</p> <p><b>D6C4</b> – A extensão da perda do tipo de habitat, resultante de pressões antropogénicas, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação.</p> <p><b>D6C5</b> - A extensão dos efeitos negativos das pressões antropogénicas na condição do tipo de habitat, incluindo a alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação.</p>	Tipos de Habitats de Fundo Marinho	OKEANOS*
	Atividades humanas	

## 12.3. Resultados

### 12.3.1. Critério D6C1

Na subdivisão Açores há registo de dois **navios afundados** propositadamente, ambos na costa da ilha do Faial e anteriores ao atual período de reporte, o navio Viana e o pontão 16, em 1194 e 2008, respetivamente, os restantes 28 navios e artefactos afundados na subdivisão Açores resultam de naufrágios e constituem o património arqueológico, estão definidas áreas de parque arqueológico para parte do património mas não todo e desconhece-se a área ocupada pela totalidade dos artefactos que constituem o património arqueológico subaquático dos Açores (MM, SRMP, SRA, 2024).

Os **cabos submarinos** utilizam-se geralmente para o transporte de energia elétrica ou para serviços relacionados com as telecomunicações, enquanto as tubagens e emissários submarinos utilizam-se para transportar substâncias. Os cabos submarinos utilizam-se geralmente para o transporte de energia elétrica ou para serviços. A colocação de cabos encontra-se regulada pela Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do mar. Atualmente contabilizam-se 14 cabos de comunicações submarinos instalados nos Açores, tendo sido concluídos os mais recentes em 2013 (Faial-Flores-Corvo-Graciosa), com uma área de salvaguarda total de 3490,72 km<sup>2</sup> (MM, SRMP, SRA, 2014). Relativamente aos **emissários submarinos**, registam-se 14 estruturas na região dos Açores, comprimento total de 6,7 km (Tabela 12.3).

Os **observatórios de investigação científica** podem ser instalados na coluna de água ou no fundo do mar, dependendo da sua aplicação e, podem estar ligados a um cabo que fornece energia e transferência de dados ou operar como instrumentos independentes (Ruhl *et al.*, 2011). A área de Crista Médio-Atlântica (MAR), perto dos Açores, é um local com observatórios *in situ* há mais de 20 anos em associação com vários programas internacionais (Colaço *et al.*, 2011). O observatório localizado no campo hidrotermal *Lucky Strike* a 1700 metros de profundidade e inclui investigações sobre movimento geofísico, calor e quantidades elementares através dos sistemas de ventilação, comportamento das propriedades físicas e químicas dos fluidos (Miranda *et al.*, 2005). No monte submarino Condor ao largo da ilha do Faial entretanto fechado para a pesca, está localizado um observatório para promover o uso sustentável deste ecossistema (Giacomello e Menezes, 2009; Morato *et al.*, 2010). No Arquipélago dos Açores estão identificados 8 observatórios científicos, contudo não existe informação compilada sobre a área ocupada, nem são conhecidos os impactos no fundo marinho.

Tabela 12.3. Resultados do critério D6C1 – área afetada por atividades que causam perdas permanentes.

Atividade	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Emissários submarinos	0.0067	<0.0001
Cabos submarinos	3490,72	0.349

### 12.3.2. Critério D6C2

Nos Açores, a **aquicultura** encontra-se ainda em fase de desenvolvimento inicial, não contribuindo significativamente para a produção regional de pescado. A instalação de unidades de aquicultura em mar aberto (*offshore*), de incidência no espaço marítimo adjacente ao arquipélago foca-se em projetos-piloto, visando sobretudo a produção de macroalgas e peixes. Na Região, o setor é regulamentado nos termos do Decreto Legislativo Regional n.º 22/2011/A, de 4 de julho, que estabelece os limites (Tabela 12.4) e procedimentos para a instalação e exploração de estabelecimentos de culturas marinhas no espaço marítimo adjacente ao arquipélago dos Açores, não apenas para fins comerciais, mas também em regime experimental ou para fins científicos ou de desenvolvimento tecnológico, bem como o respetivo regime de atribuição de autorizações de instalação e licenças de exploração. Assim, a atual distribuição espacial da aquicultura em mar aberto restringe-se às áreas aprovadas para esse efeito, designadamente as três áreas estabelecidas pela Resolução do Conselho de Governo n.º 126/2016, de 25 de julho, na sua atual redação, nas ilhas de São Miguel, Terceira e Faial. Mais recentemente, a Resolução do Conselho do Governo n.º 103/2019, de 26 de setembro, identificou também uma área na ilha Graciosa. A essas áreas foram associados limites de produção e estabelecido o respetivo regime de exploração, com a identificação das espécies autorizadas para cultivo, como crustáceos, moluscos, equinodermes e peixes ósseos.

As **extrações de inertes** ou dragagens submarinas constituem pressões que modificam a ecologia e dinâmica das comunidades que vivem na área de incidência, mas a magnitude da alteração depende da dimensão da extração/dragagens, assim como da batimetria e tipo de substrato da zona circundante (SRMCT, 2014). A consequência direta mais significativa da extração de inertes submersos é a remoção da fauna bentónica costeira associada a fundos sedimentares. Nos Açores, a extração de inertes (areia) para construção civil, ao longo da faixa costeira, é uma atividade regulamentada com grande relevância económica e social (abaixo a descrição desta atividade nos Açores). Os substratos móveis submarinos mais costeiros são aparentemente pobres em biodiversidade (quando comparados aos substratos rochosos), já que a sua natureza é muito dinâmica, impedindo a fixação de macroalgas e de outros organismos epibentónicos construtores de habitats (Gonçalves *et al.*, 2018, 2019a, 2019b). Nos Açores, a endofauna que aí vive é, sobretudo, constituída por invertebrados, com uma diversidade considerável de poliquetas, crustáceos, bivalves, gastrópodes e equinodermes e por peixes que dependem dos fundos arenosos, para alimentação (*salmonetes*, *Mullus surmuletus*; *sopapo*, *Sphoeroides marmoratus*), abrigo (*bodião-da-areia*, *Xyrichtys novacula*; *solha*, *Bothus podas*; *lagarto-da-costa*, *Synodus saurus*) e reprodução (*peixe-porco*, *Ballistes capriscus*) (Gonçalves *et al.*, 2018, 2019a, 2019b). A extração de areia submarina para fins comerciais é realizada em todas as ilhas do arquipélago dos Açores, exceto na ilha de São Jorge, em áreas devidamente estabelecidas delimitadas e regulamentadas pela Resolução do Conselho do Governo n.º 3/2014 de 15 de janeiro de 2014. Presentemente, estão definidas 16 zonas para a extração de areia, perfazendo uma área total de 30.87 km<sup>2</sup> (MM, SRPM, SRA, 2024; Tabela 12.4). Esta atividade, ocorre em zonas muito restritas, dentro das áreas legalmente definidas nas costas das ilhas, a cerca de 20m de profundidade. A análise dos volumes de areia extraídos, entre 2013 e 2018 mostraram que cada operação de extração de areia forma depressões com dimensões reduzidas (8.3 m de

diâmetro e 1.4 m de profundidade) que podem ser efémeras, considerando que passado algum tempo (cerca de um mês; J. Gonçalves comentário pessoal) são preenchidas por areia vinda das zonas adjacentes. Neste contexto, considera-se que o impacto da atividade atual nos fundos sedimentares costeiros é de pequena magnitude e restrito às áreas usadas para a extração de inertes, para além das zonas portuárias (como resultado de dragagens de desassoreamento). No entanto, é importante avaliar em mais profundidade e regularidade os impactos ecológicos reais dessa extração, que pode afetar as comunidades biológicas que aí vivem (especialmente de *maerl*), a proteção da orla costeira e a segurança das obras portuárias e de outras infraestruturas costeiras. No PSOEM-Açores estão identificadas as áreas de utilidade como **manchas de empréstimo** para alimentação artificial da zona costeira, correspondentes a áreas sujeitas a restrições espaciais, não sendo possível a sua exploração para fins comerciais ou ficando condicionada a instalação de infraestruturas e a ocorrência de determinados usos e atividades, na coluna de água e nos fundos, que possam colocar em causa o fim para que foram criadas (MM, SRMP, SRA, 2024; Tabela 12.4).

A **extração de calhau rolado** no supralitoral, constitui uma atividade relativamente comum na RAA, este recurso geológico é muito utilizado na pesca, em especial em palangres-de-fundo e para poitas de embarcações e de artes de pesca fixas. O calhau rolado é também usado para fins ornamentais ou artísticos, como por exemplo o embelezamento de muros e/ou jardins (Miranda, 2017 e 2018), mas os volumes extraídos para este fim são muito reduzidos.

Nos Açores as dragagens de sedimentos com outros objetivos que não a extração comercial de areias, são essencialmente operações de desassoreamento de zonas portuárias, onde os fundos poderão ter mais sedimentos finos e estarem quimicamente alterados. No geral, estas operações portuárias implicam a **imersão de dragados** nas zonas marinhas adjacentes ao local de extração, no entanto, a informação desta atividade é pouco detalhada e não existe compilação de informação das quantidades e dos locais de deposição do material dragado.

Na RAA estão definidos dois tipos de **fundeadouros/ancoradouros: 10 portuários e 33 costeiros**, no entanto nas cartas náuticas e nos editais das Capitánias dos Portos, apenas surge identificada a localização dos fundeadouros costeiros (pontos) sem nenhuma área associada.

Tabela 12.4. Resultados do critério D6C2 – área afetada por atividades que causam perturbações físicas nos fundos marinhos.

Atividade	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Aquicultura	2,159	< 0,000002
Áreas de extração de Inertes	30,870	< 0.00003
Manchas de empréstimo	1,739	<0,000002

### 12.3.3. Critérios D6C3, D6C4 e D6C5

Para a subdivisão Açores Morato *et al.* (2023) propõem uma caracterização dos fundos assente em outra categoria que não os habitats DQEM e consequente avaliação assente na metodologia

e indicadores propostos. Os autores elaboraram um relatório com recomendações para a proteção dos ecossistemas do mar profundo e a obtenção ou manutenção do seu BEA, em conformidade com os requisitos DQEM, onde: 1) identificam os objetivos de proteção dos ecossistemas de profundidade; 2) avaliam o descritor 6 da DQEM para o mar profundo, incluindo propostas e sugestões sobre a forma de identificar as condições de referência para efeitos de relatório; e 3) avaliam as pressões e ameaças das atividades humanas no mar profundo com potencial para afetar estes ecossistemas.

### Proteção dos ecossistemas de profundidade

Morato *et al.* (2023) avaliam 140 estruturas geomorfológicas dos Açores em relação a cada um dos cinco critérios da FAO para definir o que constitui um VME (sigla do inglês *Vulnerable Marine Ecosystem*), com base em informação disponível. A avaliação baseou-se nas espécies e comunidades encontradas em cada estrutura geomorfológica, bem como na medida da sua abundância disponível em base de dados georreferenciada, com informação sobre espécies e habitats (mais informação pf. consultar secção 6 de Morato *et al.*, 2023).

#### Metodologias e definições

De modo a operacionalizar a definição de VMEs nos Açores e para a identificação das áreas que se enquadram nas definições adotadas (pf. consultar secção 1.5 de Morato *et al.* 2023), o conceito de VME foi inicialmente desenvolvido para proteger espécies, comunidades ou habitats dos impactos das atividades de pesca. No entanto, apesar de terem sido feitos grandes esforços para operacionalizar o conceito em todo o mundo, ainda não é claro como é que os VME podem ser identificados e que medidas de gestão devem ser aplicadas para a sua conservação. Para começar a operacionalizar uma melhor definição de VME nos Açores e progredir na identificação de áreas que se enquadram nessas definições, Morato *et al.* (2023) fizeram a revisão do trabalho recentemente desenvolvido pelo ICES (e.g., ICES, 2020b; ICES, 2022a, b) e outras organizações (e.g., DFO), e cientistas (e.g., Watling & Auster, 2021).

Os autores consideram que, dois dos principais problemas com a identificação de VME são: 1) a falta de dados suficientes para avaliar a vulnerabilidade intrínseca das espécies, comunidades, habitats ou ecossistemas de profundidade que vivem no fundo do mar; e 2) a falta de acordo sobre a delimitação do ecossistema. Para ultrapassar algumas destas e outras deficiências, Watling & Auster (2021) fizeram algumas recomendações para melhorar a operacionalização do conceito de VME em áreas semelhantes a montes submarinos, como as unidades geomorfológicas que ocorrem nos Açores. Entre outras, sugeriram a utilização de espécies indicadoras de VME para identificar comunidades marinhas vulneráveis e reconheceram que proteger parte de uma estrutura geomorfológica pode não ser suficiente. Para tirar partido do grande volume de dados produzidos nos últimos anos sobre espécies indicadoras, comunidades de VME a sua distribuição espacial, mas também sobre os esforços de identificação de VME nos Açores, Morato *et al.* (2023) avaliaram 140 unidades geomorfológicas em relação a cada um dos cinco critérios da FAO e definiram o que de acordo com o mesmo trabalho constitui uma VME. Neste trabalho (Morato *et al.* 2023) a metodologia utilizada para a avaliação baseou-se numa

pontuação qualitativa adaptada de Morato *et al.* (2018) e teve em consideração os taxa indicadores de VME mais adequados para responder aos critérios da FAO, bem como a sua ocorrência e abundância nas diferentes áreas de amostragem. O grau em que as áreas de amostragem se enquadram em cada um dos cinco critérios da FAO foi classificado como 1 (baixo), 2 (médio), 3 (alto) ou 4 (muito alto). O procedimento de pontuação foi discutido e acordado por um grupo de cientistas de águas profundas, utilizando a opinião de peritos informados existentes e as seguintes diretrizes específicas adaptadas de Morato *et al.* (2018) (Tabela 12.5). As características foram geralmente avaliadas em relação à diversidade de espécies e comunidades biológicas, com características únicas em termos de composição de espécies endémicas, raras ou ameaçadas (critério 1 da FAO), e à presença e abundância de comunidades compostas por espécies altas e arborescentes que proporcionam um habitat complexo para outras espécies (critério 5 da FAO).

Tabela 12.5. Critérios da FAO para definir o que constitui um VME (FAO, 2009; 2016) e a metodologia utilizada para avaliar cada área de amostragem em relação a cada um dos cinco critérios da FAO; pontuado como 1 (baixo), 2 (médio), 3 (alto) ou 4 (muito alto) (adaptado de Morato *et al.*, 2023).

Critério FAO	Descrição dos critérios	Orientações para a pontuação	Escala potencial para avaliação por peritos)
1 Singularidade ou raridade	Uma área ou ecossistema que seja único ou que contenha espécies raras cuja perda não possa ser compensada por áreas ou ecossistemas semelhantes	De acordo com a presença de espécies na lista vermelha da IUCN, e se as espécies e/ou comunidades indicadoras do VME são reconhecidamente endémicas, raras, ameaçadas ou em declínio	Por exemplo: 1 para zonas com espécies indicadoras de VME e/ou comunidades com distribuição global, 2 para distribuição em grandes bases oceânicas, 3 para distribuição regional e 4 para distribuição local e para indicadores isolados ou endémicos
2 Importancia funcional	Áreas ou habitats distintos que são necessários para a sobrevivência, a função, a desova/reprodução ou a recuperação de unidades populacionais de peixes, de fases específicas do ciclo de vida (por exemplo, zonas de maternidade ou de criação) ou de espécies marinhas raras, ameaçadas ou em perigo de extinção	Avaliar se as espécies e/ou comunidades indicadoras de VME comunidades são conhecidas por criarem zonas de viveiro para outras espécies, ou conhecidas por terem um de nível superior, como o ciclo de nutrientes e a filtração da água	Por exemplo: 1 para zonas com espécies indicadoras de VME e/ou comunidades com pouca oferta de habitat funcional, 2 para uma oferta média, 3 para uma oferta elevada e 4 para uma oferta muito elevada de habitat funcional.
3 Fragilidade	Um ecossistema que é altamente suscetível de ser degradado por actividades antropogénicas	De acordo com a fragilidade do indicador VME espécies e/ou comunidades contra o contacto físico, a altura e a complexidade da sua estrutura e a capacidade de retração, retenção ou recrescimento ou se está	Por exemplo: 1 para zonas com espécies indicadoras de VME e/ou comunidades com fragilidade baixa, 2 para fragilidade média, 3 para fragilidade alta e 4 para fragilidade muito alta.



Critério FAO	Descrição dos critérios	Orientações para a pontuação	Escala potencial para avaliação por peritos)
		naturalmente protegida de alguma forma	
4 História de vida	Ecosistemas que se caracterizam por populações ou conjuntos de espécies com uma ou mais das seguintes características: taxas de crescimento lentas, idade tardia de maturidade, recrutamento reduzido ou imprevisível, ou vida longa	Relativamente à longevidade das espécies e/ou comunidades indicadoras de EMV como indicador da recuperação potencial após perturbação, fecundidade, idade de maturidade, taxa de crescimento e frequência conhecida de sucesso de recrutamento	Por exemplo: 1 para áreas com espécies indicadoras de VME e/ou comunidades com longevidade <5 anos, 2 se 5-15, 3 se 15-30, 4 se >30 anos.
5 Complexidade estrutural	Um ecossistema que se caracteriza por estruturas físicas complexas criadas por concentrações significativas de elementos bióticos e abióticos	Com base no habitat estrutural criado pelas espécies e/ou comunidades indicadoras VME e na presença de espécies comensais ou estreitamente associadas	Por exemplo: 1 para zonas com espécies e/ou comunidades indicadoras de VME com pouca oferta de habitat estrutural, 2 para oferta média, 3 para oferta elevada e 4 para oferta muito elevada de habitat estrutural

A fragilidade das espécies formadoras de habitat (critério 3 da FAO) baseou-se em evidências de vulnerabilidade ao contacto físico, como a captura acidental durante a pesca com palangre (com base em Sampaio *et al.*, 2012; base de dados COLETA), e a capacidade das espécies para retração, retenção ou recrescimento ou proteção natural de alguma forma. Em geral, existe informação limitada para avaliar a história de vida e o significado funcional das espécies e comunidades (critérios 2 e 4 da FAO, respetivamente) devido a grandes lacunas de conhecimento sobre os ciclos reprodutivos das espécies, as taxas de crescimento, o rendimento reprodutivo, a biologia e dispersão das larvas, o recrutamento e o seu papel no funcionamento dos ecossistemas, como áreas de viveiro para outras espécies, regeneração de nutrientes e remineralização e sequestro de carbono. Quando disponíveis, as informações sobre os traços da história de vida de espécies estreitamente relacionadas ou dos mesmos taxa foram utilizadas como substituto para a pontuação desse critério, com base no pressuposto de que esses traços são filogeneticamente conservados (Kraft *et al.*, 2007). No que respeita à importância funcional do habitat, existem informações sobre agregações de peixes e tubarões em jardins de coral ou na sua proximidade, por exemplo, o tubarão-rabilho de profundidade *Dalatias licha* e o olho-de-vidro laranja *Hoplostethus atlanticus*.

No entanto, é difícil inferir uma ligação direta entre as espécies formadoras de habitat, como os corais ou as esponjas, e o seu papel como viveiros, especialmente com base nas espécies de peixes e tubarões adultos observados. Devido aos conhecimentos limitados, na maioria dos casos partiu-se do princípio de que as características que apresentavam a maior diversidade de espécies e comunidades tinham um significado funcional potencialmente mais elevado. Isto baseia-se em estudos que mostram uma relação direta entre a biodiversidade e o funcionamento dos



ecossistemas de águas profundas (Snelgrove *et al.*, 2014; Zeppilli *et al.*, 2016) e a forma como a heterogeneidade do habitat aumenta o número de nichos para as espécies associadas, as interações ecológicas e a complexidade da teia alimentar (Buhl-Mortensen *et al.*, 2010; Zeppilli *et al.*, 2016). No entanto, à medida que forem sendo reunidos novos conhecimentos científicos no futuro, será possível uma melhor avaliação destes critérios.

Avaliação de Ecossistemas Marinhos Vulneráveis nos Açores até aos 1.000 m de profundidade, a avaliação das características subaquáticas face aos critérios VME resultou de uma avaliação semi-quantitativa da ocorrência de espécies e comunidades indicadoras de VME nas áreas de amostragem. As áreas de amostragem avaliadas foram, em geral, caracterizadas por uma grande diversidade de espécies e comunidades biológicas indicadoras de VME, com alguns exemplos de espécies endémicas, raras ou ameaçadas (critérios FAO 1), nomeadamente Kurchatov SE, Agulhas Corvo-Graciosa, Óscar, Gigante, Cavala, Farpas, Espadarte, Sedlo W, Graciosa S, Dom João de Castro, monte submarino Condor, Ponta da Ilha N, Ponta da Ilha S, Albatroz do Meio, Álvaro Martins, entre outros (pontuação = 4). Várias destas áreas também obtiveram uma pontuação muito elevada (i.e., 4) para a complexidade estrutural, principalmente devido às elevadas densidades de espécies altas e arborescentes e comunidades que fornecem habitat para outras espécies (critério 5 da FAO), nomeadamente Estrela, Kurchatov N, Kurchatov SE, Agulhas Corvo-Graciosa, Farpas, Sedlo W, Graciosa S, Ponta da Ilha N, Ponta da Ilha S, Albatroz do Meio, entre outros. A Avaliação dos Ecossistemas Marinhos Vulneráveis nos Açores até aos 1.000 m de profundidade identificou 41 das 140 áreas que se enquadram nos critérios que definem um VME: Hard-Rock Café, Flores NE, Chaucer S, Estrela, Kurchatov N, Isolado, Kurchatov SE, Kurchatov S, Kurchatov SW, Agulhas Corvo-Graciosa, Óscar, Gigante N, Gigante, Gigante Agulhas NW, Gigante Agulhas SW, Cavala, Beta, Sardinha, Voador, Farpas, Espadarte, Sedlo W, Gaillard, Graciosa S, Ilha Azul SE, São Jorge W Rosais, Álvaro Martins, Dom João de Castro, Ferraria Norte, Ferraria Mar, Girard, Pico S Lajes, Faial W Capelinhos, Condor, Ponta da Ilha N, Ponta da Ilha S, Albatroz do Meio, Açor S, Princesa Alice Picos S, Sauerwein, and Formigas.

### Ecossistemas marinhos vulneráveis inferidos (índice VME)

Atualmente, os dados disponíveis abrangem todas as áreas de profundidade dos Açores até aos 1000 m de profundidade. No entanto, Morato *et al.* (2023) atualizaram a avaliação multicritério descrita em Morato *et al.* (2018), ou seja, não utilizaram a abundância dos indicadores VME, uma vez que ainda não existem estimativas disponíveis para a região, mas sim, dados georreferenciados sobre os 'taxa' indicadores de VME para estimar o índice de VME e o índice de confiança. O índice VME foi então agregado a uma grelha de células de 5 x 5 km utilizando o valor máximo do índice VME por célula e atribuído a três classes calculadas com o método de classificação de intervalos naturais de Jenks (Baixo "índice VME": < 2,7; Médio: 2,7-3,5; Alto: 3,5 - 4,1). A confiança baixa foi atribuída a valores de confiança inferiores a 0,31, a confiança média a valores entre 0,31 e 0,71 e a confiança alta a valores > 0,71. O índice VME destacou áreas onde é mais provável que ocorra um VME, enquanto a estimativa de confiança associada indica o grau de (in)certeza dessa avaliação. Neste trabalho o índice VME identifica os Açores como uma área com valores elevados deste índice.

### Pressões e Impactos no mar profundo dos Açores

De forma a suportar as avaliações dos critérios do Descritor 6 (D6C3 e D6C5), Morato *et al.* (2023) procederam a uma avaliação do grau de pressão e ameaça relativo às atividades humanas. Para o efeito, adotámos uma metodologia padrão, tal como a descrita em Fernandes *et al.* (2020), que parte da caracterização e mapeamento dos valores de conservação e das pressões decorrentes das atividades e usos potenciais. Para este efeito, os autores compilaram as atividades humanas que afetam o mar profundo dos Açores até aos 1.000 m de profundidade, através da análise dos dados do Sistema de Monitorização de Embarcações existentes na região. Foram também desenvolvidas matrizes de pressões e ameaças para permitir uma avaliação objetiva dos impactos e contribuem para a avaliação dos D6C3 e D6C5.

#### Valores de conservação

Para efeitos da avaliação das pressões e impactos no mar profundo dos Açores, utilizaram-se os resultados da avaliação das 140 estruturas geomorfológicas dos Açores em relação aos critérios da FAO para definir o que constitui um VME (Morato *et al.* 2023). As análises produziram um índice de VME para cada uma das áreas, variando de 1 a 4. O “Índice de VME” final para cada área foi calculado com base na pontuação do indicador de VME e na abundância baseada na anotação das imagens de vídeo numa escala SCAFOR compilada na base de dados georreferenciada contendo informações sobre espécies e habitats. Após a atribuição de um índice VME a cada taxa e registo indicador VME, os resultados foram agregados a cada área.

#### Pressões humanas

##### A pesca

Tal como na maioria das ilhas oceânicas, a pesca sempre foi um fator chave para a subsistência e economia dos Açores (Carvalho, 2011a, b). As pescarias dos Açores são tipicamente caracterizadas como artesanais e de pequena escala, com uma frota multissegmentada, dirigida a múltiplas espécies com uma vasta gama de artes e métodos de pesca (Carvalho, 2011a, b). Com a ausência de uma plataforma continental e grandes profundidades circundantes, a pesca moderna ocorre em torno das encostas das ilhas e dos muitos montes submarinos presentes na sua vasta zona económica exclusiva de 1 milhão de km<sup>2</sup> (Silva & Pinho, 2007; Morato *et al.*, 2008, 2013; Diogo *et al.*, 2015). Dominada por anzóis e linhas, a pesca nos Açores pode ser categorizada como pesca pelágica e de profundidade, sendo esta última uma das poucas atividades humanas que atualmente produz um impacto direto nas comunidades bentónicas de profundidade. As pescarias de profundidade são atualmente compostas por palangre de fundo e pesca com linha de mão dirigida a peixes demersais de profundidade, como o goraz (*Pagellus bogaraveo*), o cherne (*Polyprion americanus*), os alfonsinos (*Beryx spp.*) ou o baca-negra (*Helicolenus dactylopterus*), com uma captura total média de 4.300 t/ano.

Uma pesca à deriva com palangre em águas profundas para o peixe-espada preto (*Aphanopus carbo*) teve em fase experimental em 1998 (Machete *et al.*, 2011), mas não tem capturas nos últimos anos (Fauconnet *et al.*, 2019a). As capturas acessórias da pesca com palangre de fundo

são preocupantes porque incluem muitos tubarões de profundidade constantes da Lista Vermelha da IUCN de espécies ameaçadas. Apesar da proibição de pesca de várias espécies de tubarões de profundidade estabelecida nos regulamentos europeus de pesca desde 2010, as capturas acessórias ocasionais de pelo menos dez espécies diferentes ainda representaram 8% das devoluções da pesca com palangre de fundo e com linha de mão nos últimos anos (2010-2014) (Fauconnet *et al.*, 2019a). No entanto, os pescadores com linha de mão tiveram muito menos capturas acessórias de tubarões de profundidade do que os palangreiros de fundo. Os tubarões de profundidade capturados com linhas de mão também têm maior probabilidade de sobreviver após a libertação.

O trabalho desenvolvido por Pham *et al.* (2015) concluiu que a pesca com palangre de fundo em águas profundas tem um impacto reduzido nos ecossistemas marinhos vulneráveis quando comparada com a pesca de arrasto pelo fundo. Verificaram uma redução das capturas acessórias de corais de água fria e danos adicionais limitados às comunidades bentónicas, especialmente em comparação com as redes de arrasto pelo fundo. A captura acessória de corais de água fria foi registada em 44,7% dos conjuntos de palangre, mas com um número médio muito pequeno de organismos (Pham *et al.*, 2015). Verificou-se que os palangres afetam sobretudo (91% das capturas acessórias) organismos de grandes dimensões com uma morfologia complexa, o que é particularmente preocupante porque se trata geralmente de espécies de vida longa com taxas de crescimento muito lentas (por exemplo, *Leiopathes sp.*). As espécies mais abundantes que compuseram as capturas acessórias primárias foram os corais da ordem *Antipatharia*, *Leiopathes spp.*, o *Stylasteridae sp.*, *Errina dabneyi* e as gorgónias, *Callogorgia verticillata*, *Acanthogorgia armata*, *Paracalyptrophora josephinae* e *Viminella flagellum* (Sampaio *et al.*, 2012). A maioria destas espécies são importantes construtoras de habitats na região. No total, trinta e nove taxa diferentes de antozoários e hidrozoários foram registados a partir de capturas acessórias com palangre, representando 26% dos corais de água fria atualmente conhecidos (Sampaio *et al.*, 2012). Para fornecer informações sobre o nível de danos causados pelos palangres não contabilizados como capturas acessórias, as condições físicas das comunidades bentónicas num pesqueiro foram também avaliadas por Pham *et al.* (2015). Das colónias observadas perto de linhas de pesca perdidas, 63% encontravam-se intactas, 15% com danos menores, 20% com danos estruturais importantes, mas com potencial de sobrevivência e apenas 3% dos corais de água fria se encontravam em estado crítico, sem potencial de sobrevivência. Estas análises mostraram que, embora reduzida quando comparada com a pesca de arrasto de fundo, a pesca com palangre de fundo em águas profundas pode afetar os *taxa* indicadores de VME, principalmente aqueles com uma morfologia complexa e grande. Utilizámos mapas existentes do esforço de pesca previsto nos Açores, nomeadamente no que diz respeito à pesca com palangre de fundo e com linha de mão (Morato e Fauconnet, dados não publicados). O esforço de pesca de fundo foi calculado a partir de uma análise do Sistema de Monitorização de Navios (VMS da sigla inglês *Vessel Monitoring Systems*) para os navios licenciados para artes de pesca de fundo com palangre ou linha de mão. As licenças de pesca concedidas a cada navio por ano foram utilizadas para atribuir um tipo de arte a todos os registos VMS. Reconhecemos que nem todos os barcos que operam na área de planeamento espacial (para além de 6 nm das costas das ilhas) têm sistemas VMS instalados. No entanto, uma comparação rápida dos resultados do VMS com os mapas de esforço de pesca obtidos a partir de inquéritos dos pescadores (Diogo *et al.*, 2015)

revelou padrões espaciais semelhantes, mas muito mais pormenores espaciais quando se utilizam os dados VMS. No total, foram obtidos dados VMS por ano. Utilizámos métodos heurísticos para definir o estado dos navios de pesca num determinado momento, utilizando regras específicas para a velocidade, o rumo, a perna, o ângulo e a distância ao porto. Os resultados preliminares foram validados com uma abordagem *quasi-Bayesiana*. Considerou-se que os navios estavam a “pescar” quando i) a distância até ao porto mais próximo era superior a 1,5 nm, ii) a etapa não terminava nem começava num porto (distância superior a 1,5 nm), iii) a velocidade calculada era entre 0 e 3 nós, iv) a extensão da etapa era entre 0 e 15 nm e v) era mais tarde do que as 5h e mais cedo do que a 1h. Sempre que as condições i a iv estivessem reunidas, mas entre a 1 e as 5 horas da manhã, o navio era considerado “em repouso/noite”. Esta regra foi aplicada aos palangreiros de fundo para reduzir o número de falsos positivos e porque, contrariamente aos palangres pelágicos, o estado de repouso baseado na baixa velocidade não era adequado para distinguir do estado de pesca. Isto aplica-se principalmente aos navios que operam com linhas de mão. Se o navio se encontrava perto de um porto (ou seja, a uma distância inferior ou igual a 1,5 nm) e a uma velocidade baixa (inferior ou igual a 0,5 nós), foi considerado “no porto”. Considerou-se “a vapor” quando i) a velocidade do navio era superior à velocidade de pesca (i.e. superior a 3 nós) ou ii) o navio estava perto de um porto (a uma distância inferior ou igual a 1,5 nm) mas a uma velocidade superior à que teria se estivesse dentro de um porto (i.e. superior a 0,5 nós) ou, iii) o navio estava longe de qualquer porto, e dentro da velocidade de pesca, mas a) a etapa começava ou terminava num porto, ou, b) o comprimento da etapa era superior a 15 nm. O esforço de pesca foi estimado como a soma da diferença de tempo entre os *pings* associados ao estado de pesca. Devido à gama não normal de valores, incluindo a presença de poucas células com valores muito elevados de atividade de pesca, a soma da diferença de tempo foi transformada em logaritmo e normalizada para um valor máximo 1. Para efeitos da avaliação das pressões e impactos no mar profundo dos Açores, utilizámos os resultados das análises VMS e produzimos um “índice VMS” para cada uma das áreas, variando de 1 a 4.

Uma das principais vantagens da obtenção de um “índice VME” em grelha é que este pode ser diretamente comparado com outros dados espaciais, como por exemplo o esforço de pesca. Os dados relativos à intensidade da pesca podem assim ser utilizados para contabilizar as atividades antropogénicas que ocorrem em cada uma das 140 estruturas geomorfológicas dos Açores. Sugerimos uma abordagem que combina o índice “VME” e o nível de atividade de pesca, medido através de dados VMS. Esta metodologia permite classificar as células individuais em quatro categorias principais, o que pode ajudar a otimizar os esforços de gestão no sentido da gestão espacial: Baixo índice VME - baixa pesca; Baixo índice VME - alta pesca; Alto índice VME - baixa pesca; Alto índice VME - alta pesca. O “índice VME” e a intensidade de pesca para células individuais podem, portanto, ser facilmente resumidos e comparados graficamente. Para tal, o resultado final do índice VME foi apresentado como duas categorias nominais de pontuações do “índice VME”, indicando a probabilidade de uma área conter um VME. Os limiares foram calculados utilizando o método de classificação de intervalos naturais de Jenks (Jenks, 1967). As categorias foram: baixo “índice VME” para pontuações totais  $\leq 2,39$  e alto para pontuações totais  $\geq 2,39$ . Do mesmo modo, o resultado final das análises do esforço de pesca foi apresentado também como duas categorias nominais de “índice VMS”, indicando a probabilidade de uma zona conter um esforço de pesca suscetível de produzir um impacto negativo nas comunidades

benfónicas de profundidade. O limiar foi calculado utilizando as quebras naturais de Jenks (Jenks, 1967), como baixo esforço de pesca ou índice VMS” para pontuações totais  $\leq 1,92$  e alto para pontuações totais  $\geq 1,92$ . A aplicação das categorias do portfólio VME e do esforço de pesca aos índices VME e VMS foi testada em cada uma das 140 estruturas geomorfológica.

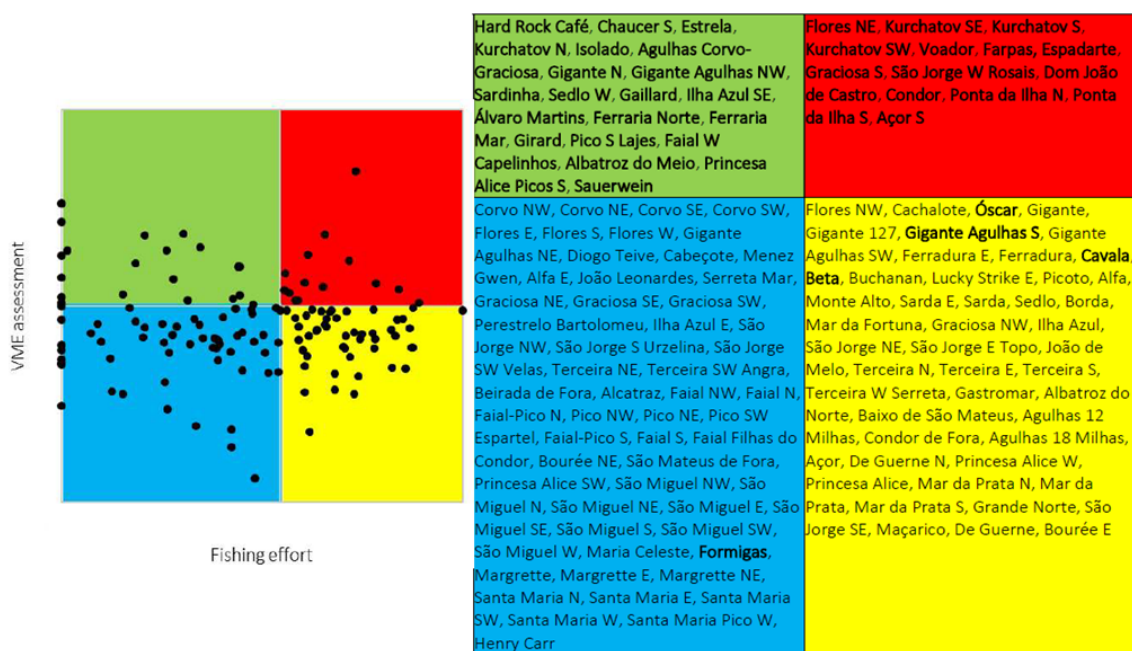


Figura 12.1. Aplicação do conceito de categorias de portefólio à base de dados georreferenciada que contém informações sobre espécies e habitats, e aos dados do sistema de monitorização de embarcações. As diferentes cores representam as quatro categorias: azul é baixo VME baixo VMS, amarelo é baixo VME alto VMS, verde é alto VME baixo VMS, e vermelho é alto VME alto VMS (retirado de Morato *et al.* 2023).

Os resultados da Figura 12.1 podem ser visualizados para comparar diferentes áreas, permitindo priorizar medidas de conservação através do encerramento de áreas de VME pristinas, encerramento de áreas perturbadas para recuperação de VME, ou ambos. O conjunto de dados do índice de VME/categoria de intensidade de pesca revelou uma maior porção de células categorizadas como baixo índice de VME - Baixa pesca (n= 57) e baixo índice de VME - Alta pesca (n= 48), com apenas uma pequena porção a ser categorizada como Alto índice de VME - Baixa pesca (n= 21) e Alto índice de VME - Alta pesca (n= 14). As áreas onde o esforço de pesca elevado se sobrepõe ao índice VME elevado podem ser áreas de impactos adversos potencialmente significativos em ecossistemas marinhos vulneráveis.

#### Extração mineral no mar profundo

O reconhecimento de que o mar profundo poderia fornecer uma fonte valiosa de metais escassos tornou-se cada vez mais difundido nos últimos anos (Petersen *et al.*, 2016). Até à data, não ocorreu qualquer exploração mineira comercial em mar profundo nos Açores ou em qualquer parte do mundo, mas a atividade pode ocorrer no futuro e prevê-se que cause impactos significativos no ambiente marinho e noutras atividades humanas (Van Dover, 2011; Boschen *et*

*al.*, 2013; Wedding *et al.*, 2015; Miller *et al.*, 2018). A escala e a natureza destes impactos permanecem incertas, mas envolverão uma destruição física extensiva do fundo marinho, a alteração da circulação hidrotermal nos locais de ventilação ativos e a produção de plumas de sedimentos consideráveis e potencialmente tóxicas, tanto a curto como a longo prazo, dependendo da dimensão e da duração da descarga, das condições oceanográficas e dos factores de diluição em diferentes ambientes (Gwyther, 2008; Boschen *et al.*, 2013). Os impactos diretos previstos nos ecossistemas de profundidade incluem a potencial redução da biodiversidade, da abundância de espécies e dos serviços ecossistémicos, devido à perda de habitat ou ao abafamento das comunidades bentónicas pelos sedimentos na proximidade das operações de exploração mineira (Gwyther, 2008; Boschen *et al.*, 2013; Van Dover *et al.*, 2017). Os organismos que se espera que sejam mais afetados pelo abafamento são a fauna bentónica sésil e a infauna, com mobilidade reduzida que limita as suas capacidades de fuga. No entanto, são também esperados impactos nos organismos pelágicos, uma vez que os modelos oceanográficos 3D preveem uma grande dispersão horizontal e vertical da pluma mineira (Morato *et al.*, dados não publicados), aumentando a turbidez e alterando o tamanho e a angularidade dos grãos (Lake & Hinch, 1999). Os efeitos secundários incluem a potencial absorção de metais vestigiais bio-disponíveis libertados pelas partículas de sedimentos nos tecidos dos organismos marinhos, resultando na morte dos organismos e na bioacumulação destes metais através da cadeia alimentar (Brewer *et al.*, 2007, 2012; Koski, 2012), e potenciais riscos para a saúde humana decorrentes do consumo de peixe e marisco (Reichelt-Brushett, 2012). Em 2006, empresas internacionais contactaram o Governo dos Açores com a intenção de explorar recursos minerais no mar profundo. Em 2012, foi criada legislação para a prospeção e exploração de minerais nos Açores, bem como legislação para garantir o acesso e a distribuição equitativa dos resultados científicos (de acordo com o Protocolo de Nagoya). Um litígio com o governo português, que considerou esta legislação inconstitucional (ECORYS, 2014), colocou as coisas em suspenso. A Nautilus Minerals Inc. apresentou a primeira proposta de direitos de exploração em várias áreas, num total de 9272 km<sup>2</sup>, em redor dos Açores (de Norte para Sul): Patorra (entre os montes submarinos Cavala e Ferradura), Moreto (a sul do campo hidrotermal de Menez Gwen e perto dos montes submarinos Monte Alto e Voador), Arinto (a sul da área de Lucky Strike, entre os montes submarinos Sarda e Farpas), Famous (no campo hidrotermal de Famous), Saldanha (no campo hidrotermal de Saldanha) e Verdelho (à volta dos campos hidrotermais Rainbow. A maioria destas áreas foi recentemente incluída no Parque Marinho dos Açores no âmbito da AMP PMA13, mas carece de medidas de proteção eficazes (DLR n.º 13/2016/A). De facto, as atividades de exploração mineira em águas profundas não são proibidas na PMA13, mas requerem licenças especiais como seria necessário para qualquer outra área (Morato *et al.* 2023).

#### Lixo

O lixo marinho tem sido encontrado nas águas profundas dos Açores, destacando a extensão do problema do lixo e a necessidade de ação para evitar a crescente acumulação de lixo em ambientes marinhos (Pham *et al.*, 2015). As artes de pesca abandonadas, perdidas ou descartadas (ALDFG, sigla do inglês *Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear*) foram o item de lixo marinho mais comum nos montes submarinos Condor, muitas vezes encontradas emaranhadas



em octocorais dominantes, indicando um efeito indireto substancial da pesca em habitats de profundidade (Pham *et al.*, 2013). Morato *et al.* (2023) utilizaram imagens de vídeo do mar profundo recolhidas pela equipa para prever a distribuição e abundância de ALDFG no mar profundo dos Açores (Ducan *et al.*, 2023). A maioria dos ALDFG observados nas imagens estavam relacionados com a pesca local por palangre de fundo que opera na região, e incluíam palangres, mas também âncoras, pesos, cabos e boias. Os autores utilizaram um modelo misto aditivo generalizado (GAMM) para prever a distribuição e abundância de ALDFG no fundo do mar dentro dos limites da ZEE dos Açores, utilizando um conjunto de variáveis ambientais e antropogénicas, e não surpreendentemente, o modelo resultante identificou potenciais hotspots de ALDFG em áreas com elevado esforço de pesca.

#### 12.4. Avaliação do bom estado ambiental

Considerando os resultados obtidos na determinação da extensão e distribuição espacial das perdas físicas (alteração permanente) e perturbações dos fundos marinhos, **D6C1** e **D6C2**, que mostram que as áreas impactadas pelas atividades consideradas são bastante reduzidas pelo que se considera que a subdivisão Açores se encontra em BEA no que diz respeito às perdas e perturbações dos fundos marinhos. No entanto e porque a caracterização / classificação detalhada dos diferentes tipos de habitat ainda não está concluída p grau de confiança foi considerado baixo (

Tabela 12.6).

Os resultados da avaliação dos descritores **D6C3**, **D6C4** e **D6C5** de acordo com a caracterização e metodologia proposta por Morato *et al.* (2023) identifica os Açores como uma área com valores elevados de índice de VME. A avaliação de 140 estruturas geomorfológicas dos Açores em relação a cada um dos cinco critérios da FAO para definir o que constitui um VME, com base nas espécies e comunidades encontradas em cada estrutura geomorfológica, bem como na medida da sua abundância permitiu identificar na RAA 41 VME (Hard-Rock Café, Flores NE, Chaucer S, Estrela, Kurchatov N, Isolado, Kurchatov SE, Kurchatov S, Kurchatov SW, Agulhas Corvo-Graciosa, Óscar, Gigante N, Gigante, Gigante Agulhas NW, Gigante Agulhas SW, Cavala, Beta, Sardinha, Voador, Farpas, Espadarte, Sedlo W, Gaillard, Graciosa S, Ilha Azul SE, São Jorge W Rosais, Álvaro Martins, Dom João de Castro, Ferraria Norte, Ferraria Mar, Girard, Pico S Lajes, Faial W Capelinhos, Condor, Ponta da Ilha N, Ponta da Ilha S, Albatroz do Meio, Açor S, Princesa Alice Picos S, Sauerwein, e Formigas). Imagens maciças dos fundos marinhos recolhidas pelos mesmos autores (Morato *et al.* 2023) permitiram identificar que uma grande parte das comunidades bentónicas, incluindo corais e esponjas, observadas nos principais pesqueiros de fundo dos Açores se encontram ainda em boas condições ambientais e têm um elevado valor natural e ecológico. No entanto, foram observadas algumas colónias de corais de longa duração com impactos visíveis da pesca. Complementarmente os cruzeiros de investigação permitiram identificar que uma grande parte das comunidades bentónicas, incluindo corais e esponjas, observadas nas principais zonas de pesca demersal dos Açores (como Princesa Alice, as vertentes das ilhas Terceira e São Miguel e o Banco D João de Castro) ainda se encontram em BEA e possuem um elevado valor natural e ecológico. No entanto, foram observadas algumas colónias de corais de longa duração com impactos visíveis da pesca.

Estas observações *in-situ* corroboram a conclusão de estudos anteriores que sugerem que uma pesca de profundidade bem regulamentada, baseada em artes de anzol e linha (preferencialmente linha de mão), poderia contribuir para a exploração sustentável do mar profundo. No entanto, o grau de confiança desta avaliação foi baixo considerando que: a metodologia apresentada requer algumas adaptações uma vez que devem incluir uma abordagem diferente para anotar as colónias de coral mortas, clarificando o nível que diferencia uma colónia morta que ainda é uma observação de uma que já está fragmentada e faz parte do sedimento. Além de que, colónias muito pequenas podem ter levado a avaliações incorretas do estado, uma vez que é particularmente difícil reconhecer e classificar danos físicos ou epibiose, o que pode ser corrigido com o estabelecimento de um possível limite de tamanho de colónia para avaliações futuras.

Tabela 12.6. Avaliação dos critérios e do bom estado ambiental do Descritor 6 por área de avaliação e respetivo grau de confiança.

Área de avaliação	Critérios					BEA	Grau de Confiança
	D6C1 Primário	D6C2 Primário	D6C3 Primário	D6C4 Primário	D6C4 Primário		
AMA	Atingido	Atingido	Atingido	Atingido	Atingido	Atingido	Baixo

## 12.5. Alterações Climáticas

As alterações climáticas foram reconhecidas como a maior ameaça para os ecossistemas marinhos no século XXI (IPCC 2023). As projeções das propriedades da massa de águas profundas sugerem que partes do fundo do mar no Atlântico Norte sofrerão alterações significativas como consequência da absorção e armazenamento de calor e dióxido de carbono antropogénico no oceano profundo (Gehlen *et al.*, 2014; Sweetman *et al.*, 2017; Perez *et al.*, 2018). Estas alterações previstas podem afetar a produtividade, a biodiversidade e a distribuição da fauna de profundidade, especialmente as espécies indicadoras de VME, comprometendo os principais serviços ecossistémicos (Levin & Le Bris, 2015; Levin *et al.*, 2019; Xavier *et al.*, 2021; Morato *et al.*, 2020; Puerta *et al.*, 2020). Nos Açores, previu-se que as propriedades da água do mar de fundo mudassem em 2.100 com um pequeno aumento da temperatura da água do mar, uma perda de oxigénio dissolvido até 3,7%, uma diminuição de 40 a 55% no fluxo de matéria orgânica particulada para o fundo do mar, uma diminuição do pH superior a 0,3 unidades na maior parte da área e uma diminuição do horizonte de saturação para calcite e aragonite.

As alterações previstas nas propriedades da massa de água do Atlântico Norte profundo foram utilizadas para avaliar as alterações na adequação do habitat para as principais espécies de profundidade em cenários climáticos futuros e a grandes escalas espaciais (Morato *et al.*, 2020). As previsões do modelo mostraram que os corais de água Fria e as espécies de peixes de profundidade comercialmente importantes podem estar a enfrentar uma redução do seu habitat adequado até 2100. As previsões mostraram uma diminuição acentuada de 30% a 100% do habitat adequado para os corais de águas frias e uma mudança acentuada do habitat adequado dos peixes de profundidade de 2,0° para 9,9° em direção a latitudes mais elevadas (Morato *et al.*, 2020). As projeções previram as maiores reduções no habitat adequado para o coral *Lophelia*



*pertusa* e o *Paragorgia arborea*, com declínios de pelo menos 79% e 99%, respetivamente. Previmos uma expansão do habitat adequado até 2100 para os peixes *Helicolenus dactylopterus* e *Sebastes mentella* em cerca de 20 a 30%, principalmente através da expansão da área de distribuição latitudinal a norte, corroborando a hipótese de uma deslocação para o polo Norte em resposta às alterações climáticas. Nos Açores, prevê-se uma perda significativa de habitat adequado para a maioria das espécies. Os estudos experimentais apoiam estas previsões de modelação, mostrando que os octocorais nos Açores são mais vulneráveis do que os corais scleractinianos à acidificação oceânica prevista (Carreiro-Silva *et al.*, 2014), salientando as dificuldades em fazer generalizações sobre o impacto das alterações climáticas nos organismos de profundidade (Xavier *et al.*, 2021).

## 12.6. Proposta de medidas e indicadores de avaliação do descritor 6 (D6C3 e D6C5) da DQEM no mar profundo (Morato *et al.* 2023)

A Comissão Europeia adotou em 2008 a DQEM (Diretiva 2008/56/CE), que tem por objetivo “proteger e preservar o meio marinho, evitar a sua deterioração ou, quando possível, restaurar os ecossistemas marinhos nas zonas em que tenham sido afetados negativamente” no território de todos os Estados membros da União Europeia (Comissão Europeia, 2008).

A DQEM propõe a aplicação de uma abordagem baseada nos ecossistemas para gerir as atividades humanas, com o objetivo final de alcançar ou manter um bom estado ambiental (BEA) nos ecossistemas marinhos. Ao longo dos últimos anos, a Direção Regional dos Assuntos do Mar (DRAM) e a Direção Regional de Políticas do Mar (DRPM) do Governo Regional dos Açores produziram vários documentos para apoiar a implementação da estratégia. Em particular, foi elaborada uma atualização do Relatório Inicial das Estratégias Marinhas para a subdivisão dos Açores, que incluiu, na Parte D, uma reavaliação do estado ambiental e a definição de metas ambientais para os 11 descritores qualitativos, incluindo o descritor 6, integridade dos fundos marinhos (D6). Neste contexto, foram avaliadas metodologias de análise dos dados recolhidos ao longo do projeto para definir metodologias de avaliação D6C3 que dizem respeito à “Extensão espacial de cada tipo de habitat que é negativamente afetado por perturbações físicas, através da alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções”, e D6C5 “A extensão dos efeitos negativos das pressões antropogénicas sobre as condições do tipo de habitat, incluindo a alteração da sua estrutura biótica e abiótica e das suas funções, não excede uma proporção especificada da extensão natural do tipo de habitat na zona de avaliação.

### Introdução

O descritor mais relevante da DQEM para avaliar o estado ambiental das regiões de profundidade sob pressões antropogénicas crescentes é o D6 (integridade dos fundos marinhos). Este descritor visa garantir que os fundos marinhos se encontram “a um nível que assegura a salvaguarda da estrutura e das funções dos ecossistemas e que os ecossistemas bentónicos não são afetados negativamente” pelas actividades humanas. O critério D6 é constituído por cinco critérios diferentes, mas complementares: extensão e distribuição espacial da perda física do fundo marinho natural (D6C1), extensão e distribuição espacial das pressões de perturbação física sobre

o fundo marinho (D6C2), extensão espacial de cada tipo de habitat que é afetado negativamente (D6C3), extensão da perda do tipo de habitat (D6C4) e extensão dos efeitos adversos das pressões antropogénicas sobre o estado do tipo de habitat (D6C5) (Comissão Europeia, 2017). Os critérios D6C1, D6C2 e D6C3 abordam elementos específicos, como a perda física e a perturbação física e respetivos impactos, ao passo que os critérios D6C4 e D6C5 dizem respeito a avaliações globais de D6. As avaliações de D6C4 e D6C5 também têm em consideração as avaliações efetuadas para D6C1, D6C2 e D6C3. Apesar da existência de critérios e orientações para a monitorização e avaliação do D6, são ainda necessários indicadores sensíveis e metodologias normalizadas para avaliar o estado dos ecossistemas bentónicos de profundidade. A falta de indicadores sensíveis é, em geral, ainda mais comprometida pela ausência de informações exaustivas sobre a distribuição das comunidades biológicas, o seu estado ecológico e as pressões a que estão sujeitas. Tendo em conta os potenciais efeitos causados pela pesca com palangre nos Açores, testámos uma nova metodologia para avaliar o D6 da MSFD nos Açores através da caracterização do estado de conservação dos corais de água fria registadas em imagens de vídeo do fundo do mar. A metodologia proposta contribui para o desenvolvimento do D6C5, fornecendo uma ferramenta objetiva para realizar avaliações ambientais para avaliar a integridade do fundo do mar de habitats de profundidade, respondendo às exigências da diretiva.

### Metodologias

#### Área de estudo e seleção de espécies indicadoras

Utilizámos o complexo de montes submarinos Gigante como área de estudo para testar as metodologias de avaliação da D6 nos Açores. O Gigante está localizado na Crista Média Atlântica e representa uma importante zona de pesca para a pesca com palangre de fundo na região dos Açores (secção 11.2). Um conjunto de 5 espécies de octocorais com ocorrência conhecida nos Açores e consideradas espécies de base foram selecionadas para este estudo: *Acanthogorgia sp.*, *Callogorgia verticillata*, *Candidella imbricata*, *Dentomuricea aff. meteor*, e *Viminella flagellum*. As espécies foram classificadas em diferentes categorias de complexidade estrutural e capacidade de recuperação, que se baseou em características de história de vida, como altura média, padrão de ramificação e taxa de crescimento. As taxas de sobrevivência, medidas em aquários e durante experiências de transplante de fragmentos de coral, também foram consideradas.

#### Levantamentos e anotações vídeo

Um total de 23 transeptos vídeo subaquáticos registados pela câmara de deriva Azor (Dominguez-Carrió *et al.*, 2021) foram analisados para este estudo preliminar. O sistema de vídeo está equipado com lasers paralelos a 10 cm de distância para dar escala às imagens e com um sensor de profundidade, que foi utilizado para melhorar o posicionamento do aparelho debaixo de água. No total, foram explorados mais de 10 km lineares de fundo marinho no Complexo do Monte Marinho Gigante a profundidades entre 190 e 800 m. Os mergulhos foram efetuados nas áreas Gigante e 127 e em três cristas a sudoeste e nordeste dos montes submarinos. Os mergulhos tiveram uma duração média de  $435 \pm 198$  m, e a quantidade total de imagens de vídeo registadas

somou mais de 18 horas. As colónias de coral das 5 espécies selecionadas que apareceram dentro de um campo de visão de 2 metros de largura (determinado utilizando a projeção dos raios laser) foram anotadas e o seu estado foi inspecionado visualmente. O estado físico de cada colónia foi determinado de acordo com uma escala adaptada desenvolvida por Pham *et al.* (2015), referindo-se aos danos físicos visíveis da colónia (por exemplo, ramos partidos, dobrados ou em falta) e variando de 1 (sem danos/impacto) a 5 (danos/impacto máximo). O nível de epibiose indica a porção relativa da colónia que foi afetada por qualquer epibionte/parasita visível (por exemplo, zoantídeos), variando entre 1 (sem epibiontes assinalados) e 5 (danos máximos). Quando a avaliação do estado da colónia era incerta devido a problemas de visibilidade, a presença do coral foi anotada, mas o seu estado não foi considerado. O nível de intensidade da pesca com palangre de fundo no Complexo de Montanhas do Mar Gigante foi avaliado utilizando dados VMS (secção 11.2). Os dados cumulativos foram então agrupados num mapa com um tamanho de célula de 100x100 m.

### Análises

Um total de 11 475 colónias de 5 espécies diferentes foi anotado a partir das imagens de vídeo gravadas no complexo do monte submarino Gigante. Destas, 7 044 colónias de coral tiveram a sua condição avaliada, relativamente a pelo menos um dos indicadores selecionados. Foram avaliadas um total de 36 colónias de *Acanthogorgia sp.*, 55 de *Callogorgia verticillata*, 82 de *Candidella imbricata*, 61 de *Dentomuricea aff. meteor* e sendo *Viminella flagellum* de longe a espécie mais frequente nas três áreas de estudo, com 6810 colónias avaliadas (97% do total de avaliações). Relativamente à condição física, *C. verticillata* registou o valor mais elevado da raiz quadrada média (RMS) de todas as espécies (3,61), indicando um maior nível de impacto.

*V. flagellum* obteve o segundo maior valor de RMS para danos físicos (3,37), seguido por *C. imbricata* (3,20), *D. meteor* (2,74) e *Acanthogorgia sp.* (1,79). Quanto ao nível de epibiose, foi registado o mesmo padrão: *C. verticillata* também obteve o maior valor de RMS (3,44), seguido por *V. flagellum* (3,20), *C. imbricata* (2,67), *D. meteor* (2,26) e *Acanthogorgia sp.* (1,43). Os grupos de complexidade estrutural baixa e média dos corais registaram diferenças significativas entre ambos os indicadores. A complexidade estrutural baixa registou o RMS mais elevado para a condição física (3,37), seguida da complexidade estrutural alta (3,19) e da complexidade estrutural média (2,80). Em relação ao nível de epibiose, a baixa complexidade estrutural também registou o valor mais elevado de RMS (3,20), seguida da alta complexidade estrutural (2,90) e da média complexidade estrutural (2,33). As unidades de amostragem que correspondiam unicamente ao estado das colónias de *V. flagellum* foram representadas nos quatro diferentes grupos de intensidade de pesca. Não foram registadas diferenças estatísticas entre os valores de RMS que compõem os diferentes grupos de esforço de pesca, quer no que diz respeito à condição física, quer ao nível de epibiose. A condição das colónias de coral anotadas em cada uma das três áreas do complexo do Monte Marinho Gigante diferem estatisticamente entre si no que diz respeito à condição física e ao nível de epibiose avaliados. Relativamente à condição física, os corais anotados no monte submarino 127 obtiveram o maior RMS das três áreas (3,54), seguidos pelos corais presentes no monte submarino Gigante (3,35) e na Crista Ocidental (3,06). Quanto ao nível de epibiose, os corais anotados no monte submarino 127 também obtiveram o maior

RMS (3,40), seguidos pelos corais no monte submarino Gigante (3,07) e na Crista Ocidental (2,99). A condição dos corais não diferiu significativamente entre as áreas com diferentes intensidades de pesca, sendo que apenas a Baixa e a Média/Baixa BLL registaram diferenças no que diz respeito à condição física e ao nível de epibiose dos corais anotados.

### Perspetivas

Os resultados preliminares indicam que as diferentes espécies de coral de água fria selecionadas apresentam diferentes suscetibilidades às perturbações. Algumas delas estão relacionadas com as suas complexidades estruturais, apesar de alguma incerteza resultante do reduzido número de observações para a maioria das espécies. Foi sempre adotada uma abordagem cautelosa desta metodologia, nomeadamente nos casos em que era difícil distinguir entre danos físicos e epibióticos e condições “naturais”. De facto, a maior parte das pontuações mais elevadas nas espécies com maior complexidade estrutural (*C. verticillata*, *D. meteor* e mesmo *Acanthogorgia sp.*) foram geralmente atribuídas a colónias mais altas e mais complexas, onde os danos eram mais frequentes e mais facilmente observados e avaliados. No entanto, nestes e na maioria dos casos, considerámos a cobertura de epibiose como um indicador adequado que facilitou o processo de anotação, uma vez que a sua avaliação parece ser menos suscetível à subjetividade do observador do que as avaliações da condição física, onde a atribuição de danos é geralmente baseada na ideia que temos de uma estrutura “normal” da colónia. A literatura também parece apoiar a nossa sugestão de que este indicador é uma variável correlacionada adequada com o esforço de pesca na avaliação dos seus impactos nas comunidades bentónicas (Bo *et al.*, 2014, b; Angiolillo *et al.*, 2015; Ferrigno *et al.*, 2018), sustentando a ideia de que este indicador poderia ser adequado para avaliações da condição dos corais e, em última análise, uma ferramenta fiável para realizar avaliações de BEA de D6 no mar profundo. Apesar de terem sido detetadas algumas diferenças entre complexidades estruturais, a premissa de que espécies com maior complexidade estrutural são mais suscetíveis e vulneráveis a perturbações não foi confirmada. A elevada proporção de impactos de nível 5 para *V. flagellum* motivou provavelmente este resultado, que poderá estar relacionado com as limitações de visibilidade do próprio vídeo, que em muitos casos levou inevitavelmente a avaliar mais facilmente colónias totalmente impactadas (pontuação de 5) do que colónias parcialmente impactadas (pontuações de 2-4), independentemente do grau de precaução do processo de anotação. Além disso, as anotações das numerosas colónias mortas que se encontravam no fundo do mar estavam sujeitas a um elevado grau de incerteza, em que a distinção entre um espécime recentemente morto e fragmentos de outras colónias era muitas vezes pouco clara, o que também poderia ter aumentado os valores globais do RMS para este grupo de complexidade estrutural. No entanto, o impacto seletivo da pesca sobre as espécies mais complexas, como já demonstrado por Sampaio *et al.* (2012), poderia ajudar a explicar estes resultados aparentemente contraditórios, uma vez que estas são mais frequentemente capturadas por palangres de fundo. Isto levanta a questão de saber se a utilização consistente de palangres de fundo durante um longo período de tempo poderá ter efetivamente esgotado o fundo marinho de espécies estruturalmente mais complexas, tornando as suas observações muito mais escassas do que as espécies mais simples, como o *V. flagellum*. A recente recolha de imagens maciças do fundo do mar permitiu identificar que grande parte das comunidades

bentónicas, incluindo corais e esponjas, observadas nos principais bancos de pesca de fundo nos Açores ainda se encontram em boas condições ambientais e têm um elevado valor natural e ecológico. No entanto, foram observadas algumas colónias de corais de longa duração com impactos visíveis da pesca. Estas observações no local corroboram as conclusões de estudos anteriores que sugerem que uma pesca de profundidade bem regulamentada, baseada em artes de anzol e linha (de preferência linha de mão), poderia contribuir para uma exploração sustentável do mar profundo. Uma vez que não foram detetadas diferenças entre as quatro diferentes classes de intensidade de pesca e as condições de *V. flagellum* e epibiose, pode especular-se que as áreas avaliadas podem ainda estar em boas condições e que estes valores podem ser utilizados como condição de referência.

A metodologia apresentada requer ainda algumas adaptações de modo a contribuir efetivamente para avaliações futuras do BEA do D6. Estas devem incluir uma abordagem diferente para anotar as colónias de coral mortas, clarificando o nível que diferencia uma colónia morta que ainda é uma observação de uma que já está fragmentada e faz parte do sedimento. Além disso, como já foi mencionado, colónias muito pequenas podem ter levado a avaliações incorretas do estado, uma vez que foi particularmente difícil reconhecer e classificar danos físicos ou epibiose nestes casos, o que apoia um possível limite de tamanho de colónia para avaliações futuras. Além disso, poderiam ser testados outros indicadores para complementar esta metodologia, como o tamanho das colónias, a densidade dos corais e a composição específica das comunidades de corais de água fria, por exemplo. O alargamento desta metodologia a mais espécies e áreas com valores de pressão de pesca mais alargados deverá também aumentar a influência deste estudo em futuras avaliações da integridade dos fundos marinhos. Os esforços contínuos são então cruciais para fornecer constantemente descrições precisas do D6 no mar profundo, realizadas com indicadores relevantes, objetivos e consistentes e metodologias padronizadas.

## 12.7. Referências

- Braga-Henriques, A., F. M. Porteiro, P. A. Ribeiro, V. De Matos, Í Sampaio, O. Ocaña, e R. S. Santos. 2013. «Diversity, distribution and spatial structure of the cold-water coral fauna of the Azores (NE Atlantic)». *Biogeosciences* 10 (6): 4009–36. <https://doi.org/10.5194/bg-10-4009-2013>
- Carreiro-Silva, M., A. Braga-Henriques, I. Sampaio, V. De Matos, F. M. Porteiro, e O. Ocaña. 2011. «Isozoanthus primnoidus, a new species of zoanthid (Cnidaria: Zoantharia) associated with the gorgonian *Callogorgia verticillata* (Cnidaria: Alcyonacea)». *ICES Journal of Marine Science* 68 (2): 408–15. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq073>
- Colaço, A., J. Blandin, M. Cannat, T. Carval, V. Chavagnac, D. Connelly, M. Fabian, *et al.* 2011. «MoMAR-D: A technological challenge to monitor the dynamics of the Lucky Strike vent ecosystem». *ICES Journal of Marine Science* 68 (2): 416–24. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq075>
- Cristini, Luisa, Richard S. Lampitt, Vanessa Cardin, Eric Delory, Peter Haugan, Nick O'Neill, George Petihakis, e Henry A. Ruhl. 2016. «Cost and value of multidisciplinary fixed-point ocean

- observatories». Marine Policy 71 (Setembro): 138–46. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL.2016.05.029>
- Evans, D, A Aish, A Boon, S Condé, D Connor, E Gelabert, N Michez, *et al.* 2016. «Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification - Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD report to the EEA.» Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD rep (May 2016).
- Giacomello, Eva, e Gui M. Menezes. 2009. «CONDOR project: a sharable scientific observatory for studying and monitoring seamount ecosystems». HERMIONE NewsLetter, 2009.
- Gonçalves, João M, Laura Abella, e Júlia Simões. 2018. «Relatório técnico das metodologias a utilizar nas futuras campanhas de monitorização dos fundos marinhos arenosos subtidais dos Açores. Relatório preparado pela Fundação Gaspar Frutuoso e Universidade dos Açores para a Direção Regional dos Assuntos do Mar (DRAM) no âmbito do contrato 25/DRAM/2018 de prestação de serviços enquadrado no projeto PLASMAR (co-financed by ERDF as part of POMAC 2014-2020).
- Gonçalves, João M, Mariana Silva, e Júlia Simões. 2019. «Relatório técnico final das campanhas de monitorização dos fundos marinhos arenosos subtidais dos Açores. Relatório preparado pela Fundação Gaspar Frutuoso e Universidade dos Açores para a Direção Regional dos Assuntos do Mar (DRAM) no âmbito do contrato 25/DRAM/2018 de prestação de serviços enquadrado no projeto PLASMAR (co-financed by ERDF as part of POMAC 2014-2020).
- Gonçalves, João M, Júlia Simões, e Ricardo Medeiros. 2019. «Relatório técnico intermédio preliminar da campanha de monitorização dos fundos marinhos arenosos subtidais dos Açores. Relatório preparado pela Fundação Gaspar Frutuoso e Universidade dos Açores para a Direção Regional dos Assuntos do Mar (DRAM) no âmbito do contrato 25/DRAM/2018 de prestação de serviços enquadrado no projeto PLASMAR (co-financed by ERDF as part of POMAC 2014-2020), 25pp
- Gubbay, S., N. Sanders, T. Haynes, J.A.M. Janssen, J.R. Rodwell, A. Nieto, Criado M. García, *et al.* 2016. European Red List of Habitats. Part 1. Marine habitats. <https://doi.org/10.2779/032638>
- Hall-Spencer, Jason, Valerie Allain, e Jan Helge Fosså. 2002. «Trawling damage to Northeast Atlantic ancient coral reefs». Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 269 (1490): 507–11. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1910>
- Jackson, E, K Hiscock, J Evans, B Seeley, e D Lear. 2008. «Investigating the existing coverage and subsequent gaps in protection and providing guidance on representativity and replication for a coherent network of Marine Protected Areas in England’s territorial waters.», n. August. <http://naturalengland.etraderstores.com/NaturalEnglandShop/NECR018>.
- Miranda, J. M., J. F. Luis, N. Lourenço, e F. M. Santos. 2005. «Identification of the magnetization low of the Lucky strike hydrothermal vent using surface magnetic data». Journal of Geophysical Research: Solid Earth 110 (4): 1–9. <https://doi.org/10.1029/2004JB003085>



- Miranda, Paulo F.N. 2017. «Identificação de Zonas de agregados costeiros grosseiros na região - Produto A: Mapear condicionantes legais e troços». Horta, Açores.
- Miranda, Paulo F.N. 2018. «Identificação de zonas de agregados Costeiros na Região - produto A: propor troços recomendados, definir áreas prioritárias para estudos geológicos e propor alteração à legislação». Horta.
- MM, SRMP, SRA (2024). Plano de Situação do Ordenamento do Espaço Marítimo Nacional. Ministério do Mar, Secretaria Regional do Mar e das Pescas, Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais. Lisboa. Aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 203-A/2019, de 30 de dezembro e pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 136/2024, de 16 de outubro.
- Morato, T., C. Dominguez-Carrió, L. Rodrigues, M. Ramos, G.H. Taranto, G. Gonçalves, I. Carneiro, L. Fauconnet, J. Balsa, T. Cerqueira, G. Edery, I. Bruno, M. Pladevall, A. Godinho, S. Gomes, I. Areosa, F. Porteiro, M. Carreiro-Silva. 2023. Mar profundo dos Açores: Relatório final com recomendações de protecção (RF). Ajuste Direto n.º 11/DRPM/2022 - Caracterização dos habitats de profundidade, com vista ao seu mapeamento até ao limite exterior da subárea dos Açores da zona económica exclusiva portuguesa. Instituto de Investigação em Ciências do Mar - Okeanos, Universidade dos Açores, Horta, Portugal. 596 pp.
- Morato, Telmo, Emile Lemey, Gui Menezes, Christopher K. Pham, Joana Brito, Ambre Soszynski, Tony J. Pitcher, e Johanna J. Heymans. 2016. «Food-web and ecosystem structure of the open-ocean and deep-sea environments of the azores, NE Atlantic». *Frontiers in Marine Science* 3 (DEC): 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00245>
- Morato, Telmo, Miguel Machete, Adrian Kitchingman, Fernando Tempera, Sherman Lai, Gui Menezes, Tony J. Pitcher, e Ricardo S. Santos. 2008. Abundance and distribution of seamounts in the Azores. *Marine Ecology Progress Series* 357: 17–21. <https://doi.org/10.3354/meps07268>
- Morato, Telmo, Christopher K. Pham, Carlos Pinto, Neil Golding, Jeff A. Ardrón, Pablo Durán Muñoz, e Francis Neat. 2018. «A multi criteria assessment method for identifying vulnerable marine ecosystems in the North-East Atlantic». *Frontiers in Marine Science* 5 (DEC): 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00460>
- Morato, Telmo, Tony J. Pitcher, Malcolm R. Clark, Gui Menezes, Fernando Tempera, Filipe Porteiro, Eva Giacomello, e Ricardo S. Santos. 2010. «Can we protect seamounts for research? A call for conservation». *Oceanography* 23 (1): 190–99. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2010.71>
- Pereira, R.S.M. 2013. «Caracterização das megasponjas do batial superior dos Açores.»
- Pham, Christopher K., Hugo Diogo, Gui Menezes, Filipe Porteiro, Andreia Braga-Henriques, Frederic Vandeperre, e Telmo Morato. 2014. «Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems». *Scientific Reports* 4 (4837): 1–6. <https://doi.org/10.1038/srep04837>
- Pham, Christopher K., Frederic Vandeperre, Gui Menezes, Filipe Porteiro, Eduardo Isidro, e Telmo

- Morato. 2015. «The importance of deep-sea vulnerable marine ecosystems for demersal fish in the Azores». *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 96: 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2014.11.004>
- Rosas-Alquicira, Edgar F., Rafael Riosmena-Rodríguez, Ruben P. Couto, e Ana I. Neto. 2009. «New additions to the Azorean algal flora, with ecological observations on rhodolith formations». *Cahiers de Biologie Marine* 50 (2): 143–51.
- Ruhl, Henry A, Michel André, Laura Beranzoli, M Namik Çağatay, Ana Colaço, Mathilde Cannat, Juanjo J Dañobeitia, *et al.* 2011. «Societal need for improved understanding of climate change, anthropogenic impacts, and geo-hazard warning drive development of ocean observatories in European Seas». *Progress in Oceanography* 91 (1): 1–33.
- Ruiz, Gregory M, Paul W Fofonoff, Marjorie J Wonham, e Anson He Hines. 2000. «IN NORTH AMERICA: Apparent Patterns, Processes, and Biases». *Annualreviews.Org*, 481–531. <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.481>
- Sampaio, I., A. Braga-Henriques, C. Pham, O. Ocaña, V. De Matos, T. Morato, e F. M. Porteiro. 2012. «Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic)». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92 (7): 1547–55. <https://doi.org/10.1017/S0025315412000045>
- SRMCT. 2014. «Estratégia Marinha para a Subdivisão Açores. Diretiva Estratégia Marinha». Tempera, Fernando, Elizabeth Atchoj, Patrícia Amorim, José Gomes-Pereira, e Jorge Gonçalves. 2013. «Atlantic Marine Habitats. Adding new Macaronesian habitat types from the Azores to the EUNIS Habitat Classification. Technical Report No.4/2013 Mesh Atlantic». Horta.MM, SRMP, SRA (2024). Plano de Situação do Ordenamento do Espaço Marítimo Nacional. Ministério do Mar, Secretaria Regional do Mar e das Pescas, Secretaria Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais. Lisboa. Aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 203-A/2019, de 30 de dezembro e pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 136/2024, de 16 de outubro.





## ANEXO I: DEFINIÇÃO DO BOM ESTADO AMBIENTAL, art. 9.º DIRETIVA (UE) 2017/845 DA COMISSÃO

De acordo com o texto da Diretiva 2008/56/CE, o Bom Estado Ambiental (BEA) é definido com base nos descritores do Anexo I e tendo em conta as listas do Anexo III (características, pressões e impactos), revistas em 2017 pela Diretiva 2017/845. Para assegurar a coerência da avaliação do BEA, e com base nos Anexos I e III da Diretiva, a Decisão 2017/848 veio definir um conjunto de normas e critérios de avaliação do BEA de cada descritor, incluindo um conjunto de critérios primários (obrigatórios) e secundários (não obrigatórios). A avaliação do BEA de cada descritor deve, portanto, ter em conta, pelo menos os critérios primários definidos pela Decisão 2017/848.

Atualmente, e apesar da Decisão de facto sugerir a necessidade de integrar a avaliação dos critérios numa avaliação global do descritor, a avaliação do BEA no âmbito do artigo 8.º é realizada ao nível da *feature*, e não ao nível do descritor ou do critério.

Assim, Portugal considerou que a definição do artigo 9º (BEA), na medida do possível, deverá efetuar-se ao nível da *feature*, não sendo necessário integrar a avaliação dos critérios para concluir sobre o estado ambiental de cada um dos descritores. Não obstante, cada um dos descritores apresenta especificidades, pelo que a definição do artigo 9º é realizada de acordo com esses princípios. No caso dos descritores 3 e 5 a *feature* corresponde ao descritor, pelo que a definição de BEA se refere ao Descritor. Outros casos há, como o descritor 2 ou o descritor 10, em que as *features* correspondem a critérios (D2C1; D10C1; D10C2; D10C3), pelo que o BEA a definir corresponde a cada um dos critérios associados. De igual forma, o Descritor 1, pelas suas características, tem a definição de BEA ajustada ao nível da *feature* ou do elemento, de acordo com o Tema a que refere, não havendo integração dos diferentes temas para avaliação do descritor. Por exemplo, no Tema dos mamíferos, cuja *feature* se refere aos grupos funcionais, o BEA é avaliado para cada uma das espécies (elemento). No caso do Tema dos Peixes e Cefalópodes, a determinação do BEA está de acordo com a *feature*.



Tabela I. 2. Definição do bom estado ambiental (\*critério primário).

Descritor		Definição do bom estado ambiental		
PRESSÃO	D2	Espécies-não-índigenas recentemente introduzidas	D2C1	Considerando as recomendações, de Tsiamis et al (2021), deverá considerar-se para determinar o valor limiar, 50% do valor médio de novos registos para os últimos ciclos de referência. Assim, utilizando o proposto, considera-se como valor limiar 4,75 ou seja, de forma conservadora, um total de 4 espécies para um ciclo de 6 anos.
			Justificação	Metodologias de avaliação definida pelo grupo de peritos MSFD NIS <i>Expert Network</i> e OSPAR NIS <i>Expert Group</i> .
	D5	Eutrofização	D5C1 D5C2 D5C5	As águas marinhas da subdivisão dos Açores estão em Bom Estado Ambiental em relação à eutrofização antropogénica se as águas marinhas costeiras dos Açores avaliadas no âmbito da DQA forem consideradas em bom ou excelente estado ecológico e ambiental e se o valor médio de concentração de clorofila a satélite nas águas marinhas da subdivisão não apresentar um incremento superior a 50% em relação ao valor de referência.
	D7	Condições hidrográficas	D7C1 D7C2	Considera-se que o Bom Estado Ambiental é atingido se não ocorrerem alterações significativas ao nível de artificialização costeira em relação ao ciclo de avaliação anterior e de acordo com a avaliação do bom estado ecológico e ambiental das águas costeiras no âmbito da DQA. para a subdivisão dos Açores.
	D8	Contaminantes UBPT Contaminantes não-UBPT	D8C1	BEA não definido ao nível da sub-região. Considerou-se que o BEA é atingido: tendo em conta a cobertura espacial das amostras, a maioria dos valores amostrados, na matriz água, não ultrapassar as normas de qualidade definidas no âmbito da DQA, na matriz biota, não ultrapassar os valores definidos no Regulamento (UE) 2023/915 da Comissão ou no âmbito da OSPAR ( <i>Background Assessment Concentration</i> e <i>Environmental Assessment Criteria</i> ), e na matriz sedimento, não ultrapassar os valores definidos na avaliação inicial ou EAC definidos pelo ICES.
			Justificação	Metodologias de avaliação em discussão no grupo de peritos MSFD Expert Network on Contaminants e OSPAR WG-MIME ( <i>Monitoring and on Trends and Effects of Substances</i> )
		Episódios de poluição significativa	D8C3	Episódios de poluição significativa não definidos ao nível da sub-região. A extensão espacial e a duração dos episódios de poluição aguda significativa são minimizadas.
	Justificação	Metodologias de avaliação em discussão no grupo de peritos MSFD <i>Expert Network on Contaminants</i> .		
	D9	Contaminantes no peixe e marisco para consumo	D9C1	O BEA é atingido se: os níveis de contaminantes presentes nos tecidos comestíveis dos organismos marinhos não ultrapassarem os valores definidos no Regulamento (UE) 2023/915 da Comissão.

Descritor		Definição do bom estado ambiental	
D10	humano		
	Macrolixo marinho	D10C1	BEA não definido ao nível da sub-região. Considerou-se que o BEA é atingido se: na orla costeira, a mediana do n.º de itens/100 m não ultrapassar os 20 itens/100m, e, nos fundos marinhos e coluna de água, a tendência temporal dos itens/km² não for crescente.
		Justificação	Metodologias de avaliação do macrolixo nos fundos marinhos e coluna de água em discussão no grupo de trabalho TG <i>Litter</i> e OSPAR ICG-ML <i>Marine Litter</i> .
	Microlixo marinho	D10C2	A composição, a quantidade e a distribuição espacial do lixo microscópico ao longo da orla costeira, na camada superficial da coluna de água e nos sedimentos do fundo do mar, situam-se a níveis que não põem em risco o ambiente costeiro e marinho. BEA não definido ao nível da sub-região.
		Justificação	Metodologias de avaliação do microlixo em discussão no grupo de trabalho OSPAR ICG-ML <i>Marine Litter</i> .
	Lixo e micro-lixo nas espécies	D10C3	BEA do lixo e microlixo ingerido pelas espécies não definido ao nível da sub-região. Considerou-se que o BEA é atingido se, para a espécie <i>Calonectris borealis</i> (cagarro), “não mais de 20% dos juvenis de cagarro tiverem > 4 partículas de plástico no proventrículo e na moela numa amostra de 200 aves ou mais, num período de pelo menos cinco anos consecutivos (em média 40 aves por ano), recolhidas mortas por área/região de avaliação durante a época de recria”, e na espécie <i>Caretta caretta</i> (tartaruga comum), a tendência temporal dos itens ingeridos por esta espécie não for crescente.
		Justificação	A integração do cagarro como bioindicador para a subdivisão Açores, em resposta ao critério D10C3, processo que também se encontra em fase final de formalização na OSPAR. Seleção de outras espécies e metodologias de avaliação em discussão no grupo de trabalho TG <i>Litter</i> e OSPAR ICG-ML <i>Marine Litter</i> .
D11	Ruído contínuo submarino	D11C1	O BEA é atingido se: a percentagem da área do habitat de uma espécie com níveis de ruído acima do LOBE não ultrapassar, em nenhum mês do ano, 20%.
	Ruído impulsivo submarino	D11C2	O BEA é atingido se: a percentagem da área de habitat de uma espécie com níveis de ruído acima do LOBE não ultrapassar, ao longo de 1 dia, 20% e, ao longo de 1 ano, 10%.



Descritor		Definição do bom estado ambiental		
ESTADO	D1 aves	Espécies que se alimentam à superfície Espécies que se alimentam de espécies pelágicas Espécies que se alimentam de espécies bentónicas	D1C1 D1C2 D1C3	O BEA de cada grupo de espécies é atingido se: a captura acidental de aves marinhas não aumentar (D1C1); se a dimensão média da população num período de 6 anos não sofre um declínio significativo em relação ao anterior período de avaliação (considerando as flutuações naturais) (D1C2); e se o sucesso reprodutor não sofrer reduções significativas em relação à média dos últimos 10 anos em, pelo menos 3 de 5 anos, sendo que a taxa média de sobrevivência não deverá ser significativamente inferior a 0,9 (D1C3).
			Justificação	Metodologias de avaliação do D1C1 em discussão no MSFD <i>Biodiversity Expert network</i> e OSPAR <i>JWGBIRD Joint Working Group on Birds</i> . Definição de BEA estabelecida ao nível da região biogeográfica da Macaronésia através do projeto MISTIC SEAS II.
	D1 mamíferos	Pequenos cetáceos odontocetos Odontocetos de mergulho profundo Baleias de barbas	D1C1 D1C2 D1C3 D1C4	O BEA é atingido se: o número de mamíferos marinhos capturados for inferior a 1% da melhor estimativa de abundância (D1C1); o tamanho da população de mamíferos marinhos se mantiver acima do valor de referência, sem uma redução observada ou estimada $\geq 10\%$ num período de 20 anos (D1C2); e se a taxa de sobrevivência da população não for afetada negativamente pelas atividades antropogénicas e a sua viabilidade a longo prazo está assegurada (D1C3).
				Justificação
	D1 répteis	Tartarugas marinhas	D1C1 D1C2 D1C3	O BEA é atingido se: a taxa de mortalidade por captura acidental não alcança níveis que comprometam a viabilidade das populações (D1C1); a abundância de tartarugas marinhas mantém-se a um nível que assegura a sua sustentabilidade dentro da sub-região (D1C2); e se Índice de Condição Corporal das tartarugas marinhas é consistente com uma população em BEA (D1C3).
				Justificação

Descritor		Definição do bom estado ambiental		
D1	peixes	Costeiros Pelágicos Demersais De profundidade	D1C1	BEA não determinado a nível sub-regional como estabelecido na alínea b) do n.º 5 do art. 3.º da DQEM. Manteve-se a descrição da Decisão (UE) 2017/848. A taxa de mortalidade por espécie devido às capturas acessórias das espécies de peixes não exploradas para fins comerciais situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.
			Justificação	Dados insuficientes. Não é possível estabelecer limiares para a sub-região para <i>FishCoastal</i> ; <i>FishPelagicShelf</i> ; <i>FishDemersalShelf</i> ; <i>FishDeepSea Coastal</i> .
	cefal.	Costeiros De profundidade	D1C1	BEA não determinado a nível sub-regional como estabelecido na alínea b) do n.º 5 do art. 3.º da DQEM. Manteve-se a descrição da Decisão (UE) 2017/848. A taxa de mortalidade por espécie devido às capturas acessórias das espécies de cefalópodes não exploradas para fins comerciais situa-se abaixo dos níveis que põem a espécie em risco, pelo que a sua viabilidade a longo prazo está assegurada.
			Justificação	Dados insuficientes. Não é possível estabelecer limiares para a sub-região para cefalópodes costeiros e de profundidade.
	hab.pel.	Habitats pelágicos	D1C6	BEA dos habitats pelágicos não definido ao nível da sub-região. A condição do tipo de habitat, incluindo a sua estrutura biótica e abiótica e as suas funções não é negativamente afetada por pressões antropogénicas.
			Justificação	Metodologias de avaliação em discussão no grupo de peritos MSFD <i>Expert network Pelagic Habitat e OSPAR Pelagic Habitats Expert Group</i> . Informação existente insuficiente.
D3	Peixes e moluscos explorados para fins comerciais	D3C1 D3C2 D3C3	O BEA é atingido quando os valores da taxa de mortalidade por pesca e índice de biomassa reprodutora estão nos níveis especificados em relação aos pontos de referência biológicos estabelecidos.	
		Justificação	Metodologias de avaliação do D3C3 em discussão no âmbito dos grupos do ICES. Não foi por isso utilizado.	
D4	Ecossistema da plataforma continental	D4C1 D4C2 D4C3 D4C4	BEA não definido ao nível da sub-região. Considera-se que o ecossistema atinge o BEA se: a evolução do nível trófico médio (mTL) com base nos desembarques e na biomassa dos diferentes grupos tróficos for favorável (tendência crescente ou estável). Caso existam sinais contraditórios em alguns grupos tróficos, mas a evolução da proporção de peixes grandes (LFI) e o comprimento típico (TyL) for favorável (tendência crescente ou estável) e não houver sinais de deterioração da produtividade do sistema global considera-se que o BEA é atingido.	
		Justificação	Metodologias de avaliação em discussão no grupo de peritos da OSPAR ( <i>Foodweb EG Foodwebs Expert Group</i> ).	



Descritor		Definição do bom estado ambiental	
D6	Tipos de habitats bentónicos	D6C3 D6C4 D6C5	Considera-se que o BEA de cada tipo de habitat bentónico é atingido se a extensão espacial da perda de cada tipo de habitat bentónico não ultrapassar os 2% e se a extensão espacial da perturbação de cada tipo de habitat não ultrapassar os 25% (incluindo os 2% de perda física).
		Justificação	Metodologia (incluindo limiares) para avaliação dos efeitos negativos da perturbação física (D6C3) em discussão no grupo de trabalho TG <i>Seabed</i> e no grupo de peritos da OSPAR (OBHEG <i>Benthic Habitats Expert Group</i> ).

Estratégia Marinha 3.º Ciclo  
Subdivisão Açores

Diretiva Quadro Estratégia  
Marinha