

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Caracterização da biologia, ecologia e pescaria de peixes
costeiros no âmbito da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha**

Tomás Gomes Marreiros Roque

Mestrado em Ecologia Marinha

Dissertação orientada por:
Doutora Teresa Moura
Doutora Susanne Tanner

2024

Agradecimentos

Nunca pensei poder estar neste ponto da vida a realizar a dissertação final do meu mestrado numa área tão querida para mim como os oceanos e a vida marinha, e fico feliz de poder ter tido esta oportunidade única de partilhá-la com inúmeras pessoas que tornaram esta “viagem” tão mais interessante! Imensas amizades e parcerias originaram e reforçaram-se da síntese deste projeto ao ponto de não conseguir mencionar toda a gente na lista de agradecimentos e por isso, apenas mencionarei aqueles que contribuíram mais diretamente.

Queria começar por agradecer às minhas orientadoras, Doutora Teresa Moura e Doutora Susanne Tanner, por terem sido do melhor calibre que a área da ciência tem para oferecer, oferecendo o seu apoio intelectual e emocional. Mantiveram a minha cabeça alta em momentos que não pensei conseguir ultrapassar e mostraram-me como manter a confiança e a esperança. Mais que orientadoras as considero minhas amigas e devo-lhes mais do que tenho!

Queria agradecer à Rita Vasconcelos por ter feito o papel de terceira orientadora durante metade do processo que foi fazer a dissertação e pelas oportunidades que me disponibilizou no meu tempo passado no Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA).

Agradeço à Corina Chaves por me ter dado a chance de participar na campanha demersal de outono de 2023, a bordo do navio N/I “MÁRIO RUIVO”, o que permitiu conhecer a metodologia de recolha do tipo de dados bem como a sua disponibilidade para responder a todas as minhas dúvidas.

Agradeço à Ana Cláudia Fernandes pelos dados das rejeições que foram de extrema importância para esta dissertação.

Agradeço ao IPMA e ao PNAB/DCF por me terem acolhido e oferecido formação e conhecimento nas mais diversas áreas e tópicos da ecologia, biodiversidade e investigação assim como as inúmeras amizades que fiz lá dentro enquanto aprendia.

Quero agradecer à FCUL pelos fantásticos anos de formação, pela oportunidade de fazer esta dissertação em parceria com o IPMA, pelos professores que fizeram de tudo para garantir o meu sucesso, as dicas e opiniões dos mais experientes e por todos os amigos que fiz durante as aulas e todas as experiências que partilhei com eles.

Agradeço à minha namorada Beatriz, que me aturou durante este ano todo, no melhor e no pior, que puxou por mim e sempre me incentivou a ser a melhor de versão de mim. Imensos concelhos, imensa sabedoria, imensa diversão e acima de tudo, imenso amor. Um obrigado é pouco para expressar o que sinto!

À minha família, expresso a mais profunda gratidão. Aos meus pais, às minhas irmãs, aos meus avós e a todos os outros familiares pelo amor incondicional, pelo apoio incansável, pelas memórias de alegria e brincadeira que enriqueceram a minha vida. Este caminho foi trilhado com o vosso apoio e inspiração.

E por fim, quero agradecer aos meus amigos, que puxaram por mim e fizeram com que nunca desistisse dos meus objetivos. Quero agradecer ao meu grupo, que embora de áreas académicas diferentes sempre se juntaram para trabalhar juntos ou distrair das adversidades do projeto. Queria mencionar o nome de algumas das melhores companhias presentes durante a síntese da tese: Gonçalo, Sérgio, João, Fábio,

Marco, Sofia, Inês e Rita. Existem muitos mais que infelizmente não poderei colocar, mas que me acompanharam e ajudaram à mínima dúvida que tivesse. Estou-vos grato.

A todos, o meu mais sincero obrigado!

Resumo

Esta tese analisou informação de duas espécies de valor comercial em Portugal, a choupa (*Spondyllosoma cantharus*) e a bica (*Pagellus erythrinus*), com o intuito de melhorar o seu conhecimento e contribuir futuramente para uma avaliação mais robusta no âmbito do Descritor 1 da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha (DQEM). Utilizando dados de campanhas científicas, desembarques comerciais e recorrendo a análises de séries temporais e modelos de distribuição espacial (SDMs), este estudo examinou a abundância, estrutura populacional e distribuição espaço-temporal das espécies ao longo da costa portuguesa entre 1990 e 2022, alinhando-se com o Descritor 1 da DQEM, em que são avaliados critérios relacionados com as rejeições, abundância, características demográficas, distribuição e *habitat* das espécies. Os resultados indicaram uma gradual diminuição dos desembarques e picos de abundância seguidos por recentes diminuições para ambas as espécies no Sul, com um ligeiro aumento no Sudoeste para *P. erythrinus* e Sudoeste e Norte para *S. cantharus*. A frota polivalente foi responsável pela maior fração dos desembarques, seguida do cerco para *S. cantharus* e do arrasto para *P. erythrinus*. A redução dos desembarques poderá estar associada a limitações da pesca de espécies alvo, como, por exemplo, de *Sardina pilchardus*. Ambas as espécies apresentaram rejeições baixas implicando que, quando capturadas, são quase sempre desembarcadas. A distribuição espacial dos diferentes estados de vida de ambas as espécies indicaram a existência de áreas mais juntas da costa que potencialmente servem como berçários. A temperatura e a salinidade foram os fatores ambientais que influenciaram significativamente a distribuição das duas espécies, com o aumento das temperaturas levar a deslocamentos para norte. Os resultados ofereceram informações cruciais para a avaliação destas e de outras espécies marinhas ainda não avaliadas e destacaram a DQEM como uma ferramenta essencial para avaliar o estado e as pressões sobre a biodiversidade marinha.

Palavras-chave: Ecologia Marinha, Esparídeos, Gestão de pescas, Modelos de distribuição de espécies, avaliação de biodiversidade

Abstract

This thesis analysed information on two species of commercial value in Portugal, the black seabream (*SpondylIOSoma cantharus*) and the common pandora (*Pagellus erythrinus*), with the aim of improving knowledge of them and contributing to a more robust assessment in the future under Descriptor 1 of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Using data from scientific campaigns and commercial landings, time series analyses and spatial distribution models (SDMs), this study examined the abundance, population structure and spatio-temporal distribution of the species along the Portuguese coast between 1990 and 2022, in line with Descriptor 1 of the MSFD, which assesses criteria related to the species' discards, abundance, demographic characteristics, distribution and habitat. The results indicated a gradual decrease in landings and peaks in abundance followed by recent decreases for both species in the south, with a slight increase in the south-west for *P. erythrinus* and south-west and north for *S. cantharus*. The multipurpose fleet accounted for the largest share of landings, followed by purse seining for *S. cantharus* and trawling for *P. erythrinus*. The reduction in landings may be associated with limitations in the fishing of target species, such as *Sardina pilchardus*. Both species had low discards, implying that, when caught, they are almost always landed. The spatial distribution of the different life stages of both species indicated the existence of areas closer to the coast that potentially serve as nurseries. Temperature and salinity were the environmental factors that significantly influenced the distribution of the two species, with rising temperatures leading to northwards displacements. The results provided crucial information for the assessment of these and other marine species not yet evaluated and highlighted the MSFD as an essential tool for measuring the status of and pressures on marine biodiversity.

Keywords: Marine ecology, Sparidae, Fisheries management, Species distribution modelling, Biodiversity assessment

Índice de conteúdos

Resumo	iii
Abstract.....	iv
Lista de Figuras.....	vii
Lista de Tabelas.....	ix
Lista de Siglas e acrónimos.....	x
1. Introdução	1
1.1. Biodiversidade e impactos.....	1
1.2. Avaliação e do estado da biodiversidade marinha	2
1.3. Breve caracterização das pescarias em Portugal continental	5
1.4. Choupa, <i>Spondyliosoma cantharus</i>	6
1.5. Bica, <i>Pagellus erythrinus</i>	7
1.6. Objetivos	8
2. Material e metodologia	8
2.1. Fontes de informação e preparação de dados	8
2.1.1. Desembarques em lota.....	8
2.1.2. Campanhas demersais	10
2.2. Análise de dados	12
2.2.1. Análise exploratória dos dados de desembarques	12
2.2.2. Análise de séries temporais dos desembarques.....	13
2.2.3. Análise das rejeições e comprimentos nos desembarques	13
2.2.4. Análise exploratória dos dados das campanhas	14
2.2.5. Modelos de distribuição espacial	15
3. Resultados	17
3.1. <i>Spondyliosoma cantharus</i>	17
3.1.1. Caracterização da pescaria – dados dependentes da pesca	17
3.1.2. Campanhas de investigação – dados independentes da pesca	25
3.1.3. Modelos de distribuição espacial	32
3.2. <i>Pagellus erythrinus</i>	36
3.2.1. Caracterização da pescaria – dados dependentes da pesca	36
3.2.2. Campanhas de investigação – dados independentes da pesca	43
3.2.3. Modelos de distribuição espacial	50
4. Discussão	54
4.1. Caracterização das pescarias.....	54
4.2. Caracterização dos desembarques.....	56

4.3.	Abundância.....	58
4.4.	Características demográficas	59
4.5.	Distribuição espacial	60
4.6.	Limitações do estudo.....	64
5.	Considerações finais	64
6.	Referências bibliográficas	66
Anexo	79
	Anexo 1. Resultados obtidos da função dredge, do package MuMIn, para o GAM binomial presença/ausência da <i>S. cantharus</i>	79
	Anexo 2. Boxplot do comprimento fora-a-fora (<i>length-overall</i> – LOA) das embarcações usadas na captura de <i>Spondyliosoma cantharus</i>	80
	Anexo 3. Valor médio de venda em lota por kg de <i>S. cantharus</i> desembarcado	81
	Anexo 4. Número total de indivíduos e peso, em Kg, dos exemplares de <i>S. cantharus</i> capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022, em cada setor.....	82
	Anexo 5. Boxplot do comprimento fora-a-fora (<i>length-overall</i> – LOA) das embarcações usadas na captura de <i>Pagellus erythrinus</i>	83
	Anexo 6. Valor médio de venda em lota por kg de <i>P. erythrinus</i> desembarcado.....	84
	Anexo 7. Número total de indivíduos e peso, em Kg, dos exemplares de <i>P. erythrinus</i> capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022, em cada setor.....	85
	Anexo 8. Variação da temperatura potencial da água do mar (SW_potT), em °C, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021	86
	Anexo 9. Variação da temperatura do fundo do mar (bottomT), em °C, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021	87
	Anexo 10. Variação da salinidade da água do mar (sal), em ppt, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021.....	88
	Anexo 11. Variação da clorofila na água do mar (chl), em mg m-3, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021	89

Lista de Figuras

Figura 2.1. Mapa com localização das estações de pesca da campanha de arrasto demersal	11
Figura 3.1. Desembarques anuais de <i>S. cantharus</i> , em toneladas (t), nos portos do continente entre 1989 e 2022.....	19
Figura 3.2. Desembarques mensais de <i>S. cantharus</i> , em toneladas (t), nos principais portos, nos anos de: a) 2009, b) 2015 e c) 2022.....	20
Figura 3.3 Decomposição dos desembarques totais anuais, de <i>S. cantharus</i> (1990 a 2022), em componentes (sazonalidade, tendência e residual).....	21
Figura 3.4. Decomposição dos desembarques totais anuais de <i>S. cantharus</i> (1989 a 2022), em componentes (sazonalidade, tendência e residual) para cada arte de pesca e área.....	22
Figura 3.5. (a) Número de viagens com desembarques de <i>S. cantharus</i> por arte, por zona e por ano (1989-2022) e (b) peso médio de <i>S. cantharus</i> desembarcado por viagem por arte, por zona e por ano (1989-2022).	23
Figura 3.6. Número de indivíduos de <i>S. cantharus</i> capturados e desembarcados em lota por classe de comprimento (1 cm), por arte e por ano (2017 – 2022).....	25
Figura 3.7. Distribuição dos indivíduos capturados de <i>S. cantharus</i> , na costa portuguesa em peso por hora (Kg/h; whour), durante as campanhas demersais de 1990 a 2022.....	27
Figura 3.8. Distribuição de indivíduos de <i>S. cantharus</i> em diferentes fases do ciclo de vida (classificação baseada no comprimento total) em número por hora (n/h; nhour).	28
Figura 3.9. Número total de indivíduos por estrato de profundidade de <i>S. cantharus</i> capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022.	29
Figura 3.10. <i>Boxplot</i> dos comprimentos de <i>S. cantharus</i> em função da profundidade correspondente a exemplares capturados durante as campanhas demersais entre 1990 e 2022.....	29
Figura 3.11. Índices de biomassa de <i>S. cantharus</i> tendo por base informação das campanhas de investigação (1990- 2022)	30
Figura 3.12. Número e peso, em kg, de indivíduos capturados por hora, por área, de <i>S. cantharus</i> nas campanhas de investigação de 1990 a 2022.....	31
Figura 3.13. Número de indivíduos capturados de <i>S. cantharus</i> durante as campanhas de investigação por comprimentos, por ano (1990 – 2022).....	32
Figura 3.14. Preditores incluídos no modelo GAM binominal selecionado para <i>S. cantharus</i>	34
Figura 3.15. Preditores incluídos no modelo GAM binomial negativo selecionado para <i>S. cantharus</i>	34
Figura 3.16. Painel múltiplo do Delta GAM da espécie <i>S. cantharus</i> e dos fatores ambientais	35
Figura 3.17. Desembarques anuais de <i>P. erythrinus</i> , em toneladas (t), nos portos do continente entre 1989 e 2022.....	37
Figura 3.18. Desembarques mensais de <i>P. erythrinus</i> , em toneladas (t), nos principais portos, nos anos de: a) 2009, b) 2015 e c) 2022.....	38
Figura 3.19. Decomposição dos desembarques totais anuais, de <i>P. erythrinus</i> (1990 a 2022), nas componentes (sazonalidade, tendência e residual).....	39
Figura 3.20. Decomposição dos desembarques totais anuais, de <i>P. erythrinus</i> (1989 a 2022), em componentes (sazonalidade, tendência e residual) para cada arte de pesca e área.....	40
Figura 3.21. (a) Número de viagens com desembarques de <i>P. erythrinus</i> por arte, por zona e por ano (1989-2022) e (b) peso médio de <i>P. erythrinus</i> desembarcado por viagem por arte, por zona e por ano (1989-2022).	41
Figura 3.22. Número de indivíduos de <i>P. erythrinus</i> capturados e desembarcados em lota por classe de comprimento (1 cm), por arte e por ano (2017– 2022).....	43

Figura 3.23. Distribuição dos indivíduos capturados de <i>P. erythrinus</i> na costa portuguesa, em peso por hora (Kg/h; whour), durante as campanhas demersais de 1990 a 2022.....	45
Figura 3.24. Distribuição de indivíduos de <i>P. erythrinus</i> por fase de ciclo de vida (classificação baseada no comprimento total) em número por hora (n/h; nhour).	46
Figura 3.25. Número total de indivíduos, por estrato de profundidade, de <i>P. erythrinus</i> capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022.	47
Figura 3.26. <i>Boxplot</i> dos comprimentos de <i>P. erythrinus</i> em função da profundidade correspondente a exemplares capturados durante as campanhas demersais entre 1990 e 2022.....	48
Figura 3.27. Índices de biomassa de <i>P. erythrinus</i> tendo por base informação das campanhas de investigação (1990- 2022)	49
Figura 3.28. Número e peso, em kg, de indivíduos capturados por hora, por área, de <i>P. erythrinus</i> nas campanhas de investigação de 1990 a 2022.....	49
Figura 3.29. Número de indivíduos capturados de <i>P. erythrinus</i> durante as campanhas de investigação por comprimentos, por ano (1990 – 2022).....	50
Figura 3.30. Preditores incluídos no modelo GAM binomial selecionado para <i>P. erythrinus</i>	52
Figura 3.31. Preditores incluídos no modelo GAM binomial negativo selecionado para <i>P. erythrinus</i>	52
Figura 3.32. Painel múltiplo do Delta GAM da espécie <i>P. erythrinus</i> e dos fatores ambientais..	54

Lista de Tabelas

Tabela 2.1. Portos portugueses usados na análise exploratória dos desembarques em lota.....	9
Tabela 2.2. Setores onde decorreram a captura das espécies <i>S. cantharus</i> e <i>P. erythrinus</i>	12
Tabela 3.1. Rejeições para a <i>S. cantharus</i> de 2011 a 2019..	24
Tabela 3.2. Frequência de ocorrência da <i>S. cantharus</i> nas campanhas de investigação de 1990 a 2022.	26
Tabela 3.3. Rejeições para o <i>P. erythrinus</i> de 2011 a 2019.	42
Tabela 3.4. Frequência de ocorrência da <i>P. erythrinus</i> nas campanhas de investigação de 1990 a 2022.	44

Lista de Siglas e acrónimos

AIC	Critério de informação de <i>Akaike/Akaike Information Criterion</i>
AUC	Área sob a curva/ <i>Area Under the Curve</i>
BEA	Bom Estado Ambiental
bottomT	Temperatura do fundo da água do mar
chl	Clorofila
DPUE	Desembarques Por Unidade de Esforço
DQEM	Diretiva Quadro Estratégia Marinha
GAM	Modelo Generalizado Aditivo/ <i>Generalized Additive Models</i>
IPMA	Instituto Português do Mar e da Atmosfera
LOA	Comprimento fora-a-fora/ <i>Length-overall</i>
NCT	Rede de arrasto norueguesa <i>Campell/Norwegian Campell Trawl</i>
PNAB/DCF	Programa Nacional de Amostragem Biológica do Data Collection Framework
sal	Salinidade
STL	Decomposição de tendências sazonais utilizando LOESS/ <i>Seasonal and Trend decomposition using Loess</i>
SW_potT	Temperatura Potencial da água do mar
TSS	Estatística de Habilidade Verdadeira/ <i>True Skill Statistic</i>
UE	União Europeia

1. Introdução

1.1. Biodiversidade e impactos

A biodiversidade refere-se à variedade de formas de vida numa determinada área, abrangendo a diversidade entre os organismos vivos, as suas populações e os conjuntos e comunidades bióticas que formam, bem como os processos ecológicos e biológicos em que participam (NRC, 1999). Inclui a variabilidade genética das espécies, as suas histórias evolutivas e a sua distribuição pelos *habitats*, ecossistemas, continentes e oceanos. A biodiversidade pode ser influenciada tanto por processos naturais como por modificações humanas, refletindo as intrincadas relações e dinâmicas que sustentam a vida na Terra (Swingland, 2013). A diversidade de organismos influencia a capacidade de resposta a alterações ambientais por parte dos ecossistemas, sustenta as suas funções e providencia bens e serviços que suportam o bem-estar humano e as suas necessidades, incluindo alimentação (Hiddink et al., 2008; Padhy et al., 2022). Nesse sentido, os recursos provenientes dos ecossistemas marinhos ganharam mais atenção nestas últimas décadas (Worm & Branch, 2012).

As atividades antropogénicas têm efeitos significativos e variáveis nos oceanos, podendo levar à degradação dos ecossistemas (Machado et al., 2020). Por exemplo, segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), os recursos pesqueiros estão a decrescer, e a maior parte desse decréscimo é atribuído ao ser humano (FAO, 2022). Particularmente, o aumento do esforço de pesca pode resultar na diminuição da abundância de algumas espécies, sejam elas espécies comerciais, espécies de baixo interesse ou mesmo sem valor comercial que são tipicamente devolvidas ao mar (Moura et al., 2020). Para além da remoção de biomassa, a pesca tem efeitos secundários nas teias tróficas, como a alteração das interações predatórias e competitivas e alterações nas vias energéticas do ecossistema (Machado et al., 2020). Outros impactos da pesca nos ecossistemas marinhos consistem no movimento e deslocação de sedimentos feita por redes de arrasto que alteram a composição do *habitat* e por sua vez desnivelam a produção bentónica, diminuições na produção primária ou a formação de proliferações de algas nocivas (HABs) resultantes dos nutrientes soltos do remexer dos solos marinhos e despejos descuidados do ser humano ou ferramentas de pesca como redes, linhas e armadilhas que são perdidas e assentam no fundo poluindo e destruindo o biota (Jennings & Kaiser, 1998; Rolton et al., 2022; Seixas et al., 2024). Para além dos efeitos da pesca, as alterações climáticas representam uma ameaça considerável para a resiliência dos ecossistemas marinhos. O aumento da temperatura do mar, a acidificação crescente dos oceanos e a alteração da disponibilidade de nutrientes contam-se entre os desafios críticos que agravam as vulnerabilidades dos ecossistemas (Brierley & Kingsford, 2009).

Nas últimas duas décadas, tem-se verificado que o efeito das alterações climáticas, como consequência do aumento da emissão de gases com efeito de estufa e CO₂ antropogénico, tem levado a alterações nos ecossistemas marinhos a diferentes níveis (Philippart et al., 2011). Estas alterações são observadas globalmente, e consistem, entre outros, no recuo do gelo marinho, aumento do nível médio da água do mar resultante do degelo, eventos de *upwelling* mais fortes que levam a um maior fluxo de material orgânico e um aumento da respiração e hipoxia, ventos mais fortes, tempestades mais intensas, subida de temperatura dos oceanos (Doney et al., 2012; Gamito et al., 2016; Philippart et al., 2011; Schofield et al., 2010). As consequências destas alterações manifestam-se em todos os níveis de organização biológica, dos genes aos ecossistemas, (Scheffers et al. 2016). Forçadas a adaptarem-se a estes ambientes mais quentes as espécies sofreram inúmeras mudanças tais como tolerância a temperaturas altas e a custos metabólicos associados a viver num mundo mais quente (Scheffers et al., 2016). Se a temperatura dos oceanos mantiver uma tendência crescente, as comunidades de seres vivos marinhos

poderão registar indivíduos de menores dimensões, épocas de desova irregulares, alterações na abundância e estrutura de idades e migrações para outras latitudes e/ou profundidades (Poloczanska et al., 2016). A atividade pesqueira também pode ser impactada por estas alterações climáticas, aliás, muitos dos estudos existentes sobre alterações climáticas são focados nas espécies e na variação da sua abundância para a indústria da pesca e consumidores (Jennings & Brander, 2010). É importante referir que cada espécie, processo ecológico e escala espacial apresenta uma sensibilidade ligada à interação entre as alterações ambientais e as atividades de pesca o que em si dificulta o discernimento das respostas biológicas e estabelecer relações definitivas de causa e efeito (Poloczanska et al., 2016; Tanner et al., 2019).

Portugal é o maior consumidor dos produtos da pesca e aquacultura da Europa (EUMOFA, 2023) e o terceiro maior no mundo (DGPM, 2020), logo, apresenta uma sensibilidade grande a alterações provocadas por pressões antropogénicas. Por exemplo, a subida da temperatura mostrou-se um obstáculo a nível económico para uma das pescarias mais importantes em Portugal, e para a Península Ibérica em geral, a da sardinha (*Sardina pilchardus*). Garza-Gil et al. (2011) avaliou este problema para Portugal e Espanha até 2030, e estimou a existência de menores capturas e biomassa nos pesqueiros ibero-atlânticos afetados pela subida da temperatura da superfície do mar, levando a um decréscimo no rendimento económico. Dado que as capturas portuguesas representam mais de 70% dos desembarques totais desta pescaria, as perdas económicas decorrentes do aquecimento da superfície do mar serão maiores em Portugal do que em Espanha (Garza-Gil et al., 2011). No entanto, segundo o estudo de Vinagre et al. (2011), em cenários de aumento de temperatura na ordem de 1 e 2°C, a riqueza específica de espécies de peixe das águas costeiras portuguesas poderá aumentar até 2100 devido ao aparecimento de novas espécies subtropicais no Norte e tropicais no Sul. As novas espécies, poderão ter interesse comercial e constituir novas oportunidades de pesca.

Os efeitos das alterações globais, seja em Portugal ou a nível global, já se fazem notar e irão eventualmente causar danos irreparáveis na vida marinha e ecossistemas. Por isso, conhecer os nossos oceanos é crucial de forma a permitir implementar medidas adequadas que garantam a conservação dos ecossistemas.

1.2. Avaliação e do estado da biodiversidade marinha

As comunidades marinhas encontram-se, portanto, em risco, sofrendo direta ou indiretamente as consequências das várias pressões humanas e ambientais, que podem ter efeitos na sua estrutura, distribuição ou função (Jennings & Brander, 2010). De forma a melhor gerir os impactos cumulativos nos oceanos é necessário compreender como e com que rapidez os mesmos atuam (Halpern et al., 2019). A nível europeu, foi criada em 1983 a Política Comum das Pescas (PCP), reformulada posteriormente e que, segundo citado no Regulamento (UE) nº 1379/2013, hoje em dia, tem o objetivo de assegurar a sustentabilidade ambiental a longo prazo dos recursos haliêuticos, promovendo simultaneamente benefícios económicos, sociais e de emprego e mantendo um abastecimento alimentar estável. Para o efeito, a PCP pretende garantir uma exploração sustentável dos recursos, focando-se numa abordagem de precaução à gestão, bem como numa abordagem ecossistémica.

Em paralelo, a Comissão Europeia estabeleceu, em 2008, a Diretiva-Quadro Estratégia Marinha (DQEM) (Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, alterada pela Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão) com o objetivo de ajudar a reverter e melhorar as condições do ambiente marinho na União Europeia (UE). De acordo com Palialexis et al., (2021), a DQEM é uma política

ambiciosa que tenta estabelecer um quadro de gestão marinha holístico, considerando as várias atividades, pressões e impactos antropogénicos (conhecidos e emergentes) bem como o estado do meio marinho.

Para o efeito, a DQEM exige que seja alcançado um bom estado ambiental (BEA) nas águas marinhas da UE, baseando-se em 11 descritores ambientais (de estado e de pressão), cada um dos quais é avaliado com base em vários critérios (Crise et al., 2015). Dos 11 descritores, o primeiro (D1) é referente à Biodiversidade, sendo a avaliação efetuada ao nível de grupos de espécies dos seguintes componentes do ecossistema: aves marinhas, mamíferos marinhos, répteis marinhos, peixes e cefalópodes. No caso particular dos peixes, avaliam-se os grupos de peixes costeiros, pelágicos da plataforma, demersais e de profundidade (Palialexis & Rees, 2021).

No âmbito deste descritor, os estados-membros têm de avaliar 5 critérios referentes a cada grupo de espécies que são: i) taxa de mortalidade devido a captura acessória (D1C1, primário), ii) abundância (D1C2, primário), iii) características demográficas da população (D1C3, secundário), iv) área de distribuição (D1C4, primário apenas para espécies listadas na Diretiva *Habitats*) e v) *habitat* da espécie (D1C5, primário apenas para espécies listadas na Diretiva *Habitats*). Estes critérios são avaliados, sempre que possível, tendo por base indicadores e limiares considerados adequados para aferir o estado das diferentes espécies (Decisão (UE) 2017/848 da Comissão). No entanto, no caso do D1, há ainda deficiências na informação para as diferentes espécies e critérios bem como no desenvolvimento de metodologias, tal como referido no último relatório de avaliação das Estratégias Marinhas (MM, 2020).

Considera-se captura acessória (ou *bycatch*) a captura involuntária de espécies com tamanhos ou idades indesejadas, como por exemplo juvenis, ou espécies que não são alvo da pescaria, podendo estas últimas ser mantidas a bordo sendo posteriormente vendidas ou devolvidas ao mar (rejeitadas) (Lewison et al., 2004). O *bycatch* é uma questão central para a avaliação e gestão das pescas, em particular quando se refere a espécies vulneráveis como tartarugas marinhas, tubarões, aves marinhas e mamíferos marinhos (Lewison et al., 2004). Na avaliação e determinação do nível de capturas acessórias, importa conhecer arte de pesca envolvida, o local onde as capturas ocorrem com maior frequência (locais de maior risco) e os seus impactos na população (Soykan et al., 2008). A investigação associada a este tema baseia-se, geralmente, em dados de observações a bordo ou, no caso de espécies com algum valor comercial, em dados dependentes da pesca (por exemplo, dados de desembarques oficiais ou diários de pesca). No contexto da DQEM deverão ser selecionadas para avaliação apenas as espécies que estão em risco por captura acessória (Decisão (UE) 2017/848 da Comissão). No entanto, esta informação é sempre relevante não só para aferir se a espécie está ou não em risco, como também para melhor compreender as quantidades capturadas e desembarcadas pelas embarcações de pesca.

A evolução da abundância é também um tema central na biologia pesqueira, pois contribui para avaliar o estado da população. A diminuição gradual da abundância, por exemplo, pode indicar uma diminuição da população. Variações na abundância podem também refletir interações entre indivíduos ou espécies, como predação e competição (Verberk, 2012). A abundância de peixes está positivamente correlacionada com a complexidade do *habitat*, provavelmente devido ao aumento do refúgio de predadores e à disponibilidade de recursos, ou seja, a compreensão destas relações mostra-se crucial para a avaliar os impactos naturais e antropogénicos nas espécies e por sua vez ajuda na gestão e conservação das pescas (McLean et al., 2016). Perceber como funciona a abundância permite efetuar avaliações ao bom estado ambiental das espécies, como estipulado na DQEM.

De acordo com a Diretiva, a avaliação do D1C2, a abundância, foi feita através de séries temporais e *benchmarking* de indicadores ecológicos, que combinou uma avaliação a longo prazo com uma

avaliação a longo prazo da série de biomassa com o objetivo de que os níveis atuais de biomassa não poderiam estar abaixo dos observados no início da série, para cada espécie de forma a esta atingir o bom estado ambiental (BEA). Caso as duas análises sejam positivas a espécie atingiu o BEA, caso sejam negativas a espécie não atingiu o BEA. Contudo, todas as espécies de peixes costeiros, pelágicos, demersais e de profundidade avaliados até 2020 no âmbito do DIC2 atingiram o BEA.

O uso da análise de séries temporais desempenha um papel fundamental na compreensão da dinâmica temporal das populações de peixes. Ao examinar essas tendências ao longo do tempo, investigadores podem identificar padrões de abundância que são influenciados por fatores ambientais, como a temperatura, a disponibilidade de alimentos e a complexidade do habitat (Murawski, 1993). Estes conhecimentos são cruciais para prever futuras tendências populacionais, avaliar o impacto das atividades de pesca e implementar medidas de conservação eficazes (Hollowed et al., 2011). A sazonalidade, em particular, revela padrões de migração, reprodução e crescimento, que são vitais para a gestão das pescas e a proteção dos ecossistemas marinhos (Heino & Dieckmann, 2009).

Numa população estável ou sobre a qual os impactos antropogénicos não são relevantes, espera-se que as suas características demográficas como por exemplo a estrutura por tamanho, estrutura etária, fecundidade, *sex-ratio* se mantenham ao longo do tempo e assegurem a sua viabilidade a longo termo (Palialexis & Rees, 2021). Por exemplo, é reconhecido que a pressão de pesca pode, a longo termo, levar à diminuição do comprimento de primeira maturação numa população (Hunter et al., 2015). Esta mudança no comprimento de primeira maturação está frequentemente associada à pesca seletiva, em que os indivíduos maiores são preferencialmente removidos, levando a alterações genéticas que favorecem uma maturação mais precoce (Kuparinen & Merilä, 2007). Estas alterações podem afetar negativamente o crescimento e a resiliência da população, uma vez que a maturação precoce pode resultar numa fecundidade reduzida e num menor sucesso de recrutamento (Kuparinen & Merilä, 2007). Por conseguinte, a compreensão destas alterações demográficas é essencial para o desenvolvimento de estratégias de gestão eficazes que preservem a estrutura das populações e mantenham a sua função ecológica.

De acordo com a DQEM, caso haja espécies onde o resultado das análises seja discordante estas são sujeitas à avaliação DIC3 comparando a biomassa e abundância da espécie com pontos referência considerando os efeitos da pressão de pesca. Das espécies avaliadas até 2020, *Spondyliosoma cantharus* teve uma tendência decrescente enquanto que *Caprus aper* teve uma tendência crescente, as restantes espécies apresentaram tendências estáveis.

Compreender a distribuição dos peixes é essencial para desenvolver medidas espaciais de gestão e implementar um planeamento espacial marinho eficaz (González-Irusta & Wright, 2016). A modelação da distribuição das espécies (SDM – *Species Distribution Models*) surgiu como uma ferramenta crítica neste contexto, apoiando a avaliação e a gestão da biodiversidade (Barry & Welsh, 2002; González-Irusta & Wright, 2016). O desenvolvimento de SDMs baseia-se numa variedade de técnicas de modelação, incluindo modelos aditivos generalizados (GAMs), modelos lineares generalizados (GLMs), árvores de decisão aumentada (BRTs) ou florestas de decisão aleatórias (RFs), entre outras (Becker et al., 2020). Ao tirar partido de conjuntos de dados, modelos devidamente especificados e variáveis preditoras relevantes, os SDM podem caracterizar, descrever e prever as distribuições naturais das espécies com uma precisão significativa (Becker et al., 2020; Elith & Leathwick, 2009).

No contexto de avaliação do estado das populações, a estabilidade na distribuição das espécies - refletida pela ausência de contração da área de distribuição, fragmentação do *habitat* ou degradação - é um indicador-chave de condições favoráveis (IUCN, 2022). Adicionalmente, o *habitat*, definido como

a combinação de recursos e condições ambientais necessárias para a sobrevivência e reprodução de organismos específicos, é também fundamental para a persistência das espécies e o equilíbrio do ecossistema (Krausman & Morrison, 2016). Em conjunto, o uso de SDMs e a compreensão dos requisitos de *habitat* fornecem uma abordagem abrangente para avaliar as distribuições de espécies e informar estratégias de conservação eficazes.

A avaliação dos 5 critérios do D1 acima mencionados pressupõe o seu estudo e caracterização prévia. A recolha de informação biológica de forma continuada e estandardizada, como por exemplo, a proveniente de campanhas de investigação, constitui uma fonte de dados muito importante para avaliar possíveis variações em indicadores de biodiversidade (Moura et al., 2020). Esta avaliação é efetuada ao nível da espécie, incorporando critérios científicos e práticos. De acordo com a Decisão (UE) 2017/848 da Comissão, os critérios científicos para a seleção das espécies de peixes a avaliar incluem a representatividade dentro do seu grupo taxonómico, a exposição a pressões antropogénicas como a pesca, a elevada prevalência nos desembarques e nas devoluções em várias frotas de pesca e a presença significativa na zona de avaliação. No ciclo de avaliação mais recente, foram consideradas várias espécies de valor comercial com desembarques relativamente pequenos, incluindo duas da família Sparidae: a choupa (*Spondyliosoma cantharus*) e a bica (*Pagellus erythrinus*). Estas espécies foram avaliadas no âmbito do descritor DIC2 e caracterizadas, mas não avaliadas no âmbito do DIC3, não tendo os outros descritores sido caracterizados nem avaliados. Apesar da sua menor proeminência comercial, estas espécies são importantes capturas acessórias em várias pescarias nacionais e, devido aos seus *habitats* costeiros, justificam um estudo mais aprofundado.

1.3. Breve caracterização das pescarias em Portugal continental

Portugal, situado na Península Ibérica, na região sudoeste da Europa continental, engloba o território continental e duas regiões autónomas: os arquipélagos dos Açores e da Madeira, situados a oeste do continente, no Oceano Atlântico. No entanto, no contexto da DQEM, a sub-região do continente é avaliada separadamente da subdivisão da Madeira e dos Açores.

Portugal serve de zona biogeográfica de transição entre as águas temperadas mais frias do Norte da Europa e as águas subtropicais mais quentes do Sul permitindo a mistura de espécies marinhas temperadas, subtropicais e mesmo tropicais, contribuindo para uma elevada biodiversidade ao longo da sua costa (Baptista et al., 2022; de Azevedo et al., 2023). Este posicionamento único resulta em condições oceanográficas e climáticas diversas, moldadas ainda pela irregularidade da sua geografia costeira.

Em Portugal continental, a atividade da pesca desenvolve-se ao longo da costa e vertente continental superior. Atualmente, existem cerca de 3700 embarcações licenciadas para a pesca. Os principais segmentos de frota são o arrasto de fundo, cerco e polivalente (INE, 2024).

A frota do arrasto, que em Portugal continental é caracterizada por uma rede que opera no fundo marinho, representou 17.8% das embarcações licenciadas em 2022 e é responsável pela pescaria de espécies como pescada (*Merluccius merluccius*), carapau branco (*Trachurus trachurus*), verdinho (*Micromesistius poutassou*), cavala (*Scomber colias*), lagostim (*Nephrops norvegicus*) e gamba (*Parapenaeus longirostris*) (DGRM, 2023a; INE, 2024).

A frota do cerco, caracterizada por uma rede desenhada para rodear e encurralar cardumes de peixes pelágicos, que é fechada a partir do fundo com uma linha de cerco (“*Purse line*”) (He et al., 2021), representou 7.8% das embarcações licenciadas em 2022 e é responsável pela pesca de espécies como a sardinha (*Sardina pilchardus*), cavala (*Scomber colias*) e biqueirão (*Engraulis encrasicolus*) (DGRM, 2023a; INE, 2024).

A frota polivalente é a mais diversa incluindo artes como redes de emalhar, tresmalhos, palangres de superfície, palangres de fundo, armadilhas de abrigo, armadilhas de gaiola entre outras (Bueno-Pardo et al., 2020). Esta é a frota com maior número de embarcações e pescadores licenciados em Portugal com 90.7% das embarcações licenciadas em artes de anzol, 64.1% em redes e 45.2% em armadilhas (DGRM, 2023; INE, 2024). As embarcações podem ter várias licenças e operar com diferentes artes numa mesma viagem. A sua atividade pode refletir a disponibilidade das espécies e seu interesse económico, que pode variar sazonalmente (Moura et al., 2016). É responsável pela pescaria de alguns recursos importantes como por exemplo o polvo (*Octopus vulgaris*; armadilhas), peixe-espada-preto (*Aphanopus carbo*; palangre de fundo), tamboris (*Lophius* spp.; redes de tresmalho) e pescada (*M. merluccius*; redes de emalhar e palangre de fundo) (Leitão et al., 2024; Moura et al., 2016).

1.4. Choupa, *Spondyliosoma cantharus*

A choupa, *Spondyliosoma cantharus* (Linnaeus, 1758), é um Sparidae comercialmente importante da costa Sudoeste de Portugal (Gonçalves & Erzini, 2000). A *Spondyliosoma cantharus* é um peixe gregário e semi-pelágico costeiro que, é comum em fundos rochosos junto à costa entre os 0 e os 50 m enquanto juvenis, e em fundos arenosos, a profundidades até aos 300 m, quando atinge a idade adulta (Manuel & Gonçalves, 2000). Sendo uma espécie gregária tende a formar cardumes, os quais habitam, geralmente, a menores profundidades (0 e 50 m) e junto ao fundo ou na coluna de água em zonas costeiras durante o Verão. No Inverno, os cardumes descem para águas mais profundas, entre os 50 e os 100 m de profundidade, à exceção dos juvenis que permanecem nas zonas costeiras até aos 2 – 3 anos de idade onde se alimentam (Coelho et al., 2010). Esta espécie pode viver entre os 15 e 17 anos e tem um crescimento lento (Correia et al., 2012; Manuel & Gonçalves, 2000; Neves, 2018).

Spondyliosoma cantharus apresenta hermafroditismo protogínico, ou seja, nasce fêmea e, mais tarde, muda o seu sexo para macho (Pajuelo & Lorenzo, 1999). A ocorrência de indivíduos hermafroditas é uma característica comum na família Sparidae e documentada em várias regiões geográficas (Pajuelo & Lorenzo, 1998). Nesta espécie, os hermafroditas encontram-se, aproximadamente, entre os 23 - 28 cm e os 3 - 5 anos, quando ocorre a transição (Gonçalves & Erzini, 2000; Neves et al., 2018; Pajuelo & Lorenzo, 1999).

A época de desova ocorre de fevereiro a abril, atingindo o pico em março. O período de repouso estende-se de julho a dezembro (Gonçalves & Erzini, 2000). O tempo de reprodução varia com a região como demonstrado pelos exemplos de Neves (2018), nas ilhas Canárias a época de reprodução é mais extensa de novembro a abril, enquanto que nas águas mais frias do Golfo da Biscaia decorre de maio a junho. Os juvenis podem variar entre os 2.1 e os 13.6 cm e não há indícios de qualquer tipo de atividade sexual até aos 14 cm (Pajuelo & Lorenzo, 1999). Esta espécie atinge a maturação sexual aos 2-3 anos de idade e, em média, aos 18.5 cm de comprimento total. As fêmeas atingem a maturação sexual entre os 19 cm e os 25 cm e os machos atingem a maturação aos ≈22 cm (Gonçalves & Erzini, 2000; Neves, 2018).

Durante a época de reprodução os machos têm um dorso mais elevado, com a parte frontal côncava, e ~90% dos machos podem adquirir uma mancha azul entre os olhos (Gonçalves & Erzini, 2000; Manuel & Gonçalves, 2000). Fora da época de desova, os machos e as fêmeas são praticamente indistinguíveis (Gonçalves & Erzini, 2000).

Esta espécie apresenta ovos bentónicos e forma grandes grupos de machos e fêmeas que se juntam para a reprodução numa altura e local específico (Sadovy de Mitcheson, 2013). Os ovos são fertilizados no exterior e colocados em ninhos escavados no solo marinho, geralmente em areia ou gravilha, feitos pelos machos. Os ninhos, com milhares de ovos, são protegidos pelos machos até à data de eclosão. O facto de os ovos estarem agregados no fundo marinho implica que fatores bióticos associados com a predação e cuidados parentais possam ser mais relevantes para o sucesso da reprodução do que fatores ambientais, como, por exemplo, as correntes (Gonçalves & Erzini, 2000). Este comportamento é considerado invulgar nos Sparidae e exclusivo de duas espécies apenas, *Spondyliosoma cantharus* e *Spondyliosoma emarginatum*, visto que os ovos das restantes espécies são, geralmente, pelágicos (Gonçalves & Erzini, 2000). O tamanho dos machos entra em jogo na defesa dos ovos porque quanto maiores, maior a chance de defenderem o território com sucesso e, conseqüentemente, maior o sucesso reprodutivo.

O estado de conservação da choupá, avaliado pela IUCN, é *Least Concern*.

A espécie tem um tamanho mínimo de captura de 23 cm, estabelecido pela Portaria n.º 255/2022 de 26 de outubro.

1.5. Bica, *Pagellus erythrinus*

A bica (*Pagellus erythrinus*, Linnaeus 1758), pertencente à família Sparidae, é uma espécie apreciada e economicamente valiosa ao longo da costa sudoeste e sul de Portugal (Coelho et al., 2010) e também em outras regiões do Mediterrâneo e do Atlântico (Busalacchi et al., 2014). *Pagellus erythrinus* habita a plataforma continental do nordeste e centro-este do Oceano Atlântico desde a Noruega até Angola, incluindo as ilhas da Madeira, Canárias, São Tomé-Príncipe e Cabo Verde, bem como o Mar Mediterrâneo e o Mar Negro (Coelho et al., 2010; Metin et al., 2011; Pajuelo & Lorenzo, 1998).

É uma espécie demersal gregária que ocorre em *habitats* caracterizados por substratos rochosos e lodosos, em profundidades que variam entre os 20 e os 100 metros, embora tenham sido documentadas ocorrências em profundidades até aos 300 metros (Busalacchi et al., 2014; Metin et al., 2011; Santos et al., 1995). Segundo Coelho (2010), esta espécie pode atingir 21 anos.

Tal como *S. cantharus*, *P. erythrinus* apresenta hermafroditismo protogínico, pelo que certos indivíduos sofrem uma transição de fêmea para macho (Coelho et al., 2010). O hermafroditismo protogínico ocorre entre o segundo e o terceiro ano, quando os indivíduos atingem comprimentos que variam entre 17 e 18 cm de comprimento total. A análise da proporção entre os sexos revela que os indivíduos com menos de 18 cm são predominantemente fêmeas, com uma maior probabilidade de transição para machos à medida que o tamanho aumenta. Acima de 34 cm, são apenas observados indivíduos do sexo masculino (Busalacchi et al., 2014).

Pagellus erythrinus apresenta uma fenologia reprodutora caracterizada por um período de desova de março a julho em Portugal (Coelho et al., 2010). A desova está fortemente correlacionada com temperaturas elevadas, apresentando uma preferência térmica para a desova entre 16 e 24 °C na Tunísia (Zarrad et al., 2010) enquanto que no Mar Egeu a temperatura média de desova foi identificada nos 22.6

°C (Metin et al., 2011). O stress térmico resultante de temperaturas mais elevadas pode induzir anomalias no desenvolvimento dos ovos, diminuindo consequentemente a atividade de desova (Metin et al., 2011). Atualmente não existem estudos na temperatura ideal para desova desta espécie em águas portuguesas

A época de desova apresenta nuances específicas para cada região, influenciada por fatores climáticos e ambientais, por exemplo, decorre de março a novembro no mar Mediterrâneo e de maio a agosto no Atlântico (Busalacchi et al., 2014; Coelho et al., 2010; Metin et al., 2011; Pajuelo & Lorenzo, 1998; Santos et al., 1995).

Pagellus erythrinus é considerada uma espécie generalista e bentónica, consumindo principalmente pequenos crustáceos decápodes (por exemplo, *Goneplax rhomboides* e *Alpheus glaber*), espécies de poliquetas e tanaidáceos, nomeadamente *Apseudes* spp., e gobiídeos (Fanelli et al., 2011). Esta dieta estritamente bentónica é destacada por Šantić et al. (2011) ao descobrir também a presença de detritos (areia e lama) e restos bentónicos como escamas, espinhos de ouriços do mar e foraminíferos bentónicos nos estômagos desta espécie.

O estado de conservação de *P. erythrinus*, de acordo com a avaliação da IUCN, é *Least Concern*. A espécie tem um tamanho mínimo de captura de 15 cm, estabelecido pela Portaria n.º 255/2022 de 26 de outubro.

1.6. Objetivos

O objetivo principal desta dissertação foi analisar a informação de duas espécies de notável valor comercial em Portugal, *Spondyliosoma cantharus* e *Pagellus erythrinus*, com o intuito de melhorar o seu conhecimento e contribuir futuramente para uma avaliação mais robusta no âmbito do Descritor 1 da Diretiva-Quadro Estratégia Marinha (DQEM). Em particular, foram caracterizadas as capturas e os desembarques ao longo do espaço e do tempo, a abundância, a estrutura populacional e a distribuição de ambas as espécies, incluindo a identificação dos fatores responsáveis pelos respetivos padrões de distribuição (como, por exemplo, profundidade, substrato, temperatura).

Para o efeito, foi compilada e analisada a informação disponível proveniente quer de campanhas de investigação quer de amostragens em lota e a bordo de embarcações comerciais no âmbito do Programa Nacional de Amostragem Biológica (*Data Collection Framework*) do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA, I.P.). Serão também consultadas as bases de dados de desembarques oficiais da Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM).

2. Material e metodologia

2.1. Fontes de informação e preparação de dados

2.1.1. Desembarques em lota

Foram analisados dados de desembarques diários das frotas nacionais que operam em águas de Portugal continental, cedidos ao Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA, I.P) pela Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM), ao abrigo de protocolos estabelecidos com o IPMA. Os dados relativos aos desembarques em lota abrangem o período de 1989 a 2022 e todos os portos portugueses.

O conjunto de dados é composto pelo ano a que se referem, o mês, o código do porto de desembarque, o código SLV da espécie e a respetiva denominação comercial (532 – bica, *P. erythrinus*; 562 – choupa, *S. cantharus*), a frota a que corresponde o desembarque (arrasto, cerco ou polivalente), o peso desembarcado em quilogramas (Kg), o valor de venda (em €). Adicionalmente, foram extraídas da base de dados Europeia “*Fleet Register*”¹ as informações sobre as embarcações responsáveis pelos desembarques, incluindo, entre outros, a arte de pesca principal, e o seu comprimento fora-a-fora (em inglês *length-overall* - LOA) ou seja, o comprimento máximo do casco de uma embarcação medido paralelamente à linha de água.

É de salientar que os dados cedidos contêm os valores desembarcados, não considerando eventuais rejeições. Para compreender melhor potenciais variações entre áreas, os portos foram organizados por zona: Norte, de Caminha a Peniche; Sudoeste, Peniche a Sagres (excluindo ambos os portos desta zona); Sul, de Sagres a Vila Real de S. António (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Portos portugueses usados na análise exploratória dos desembarques em lota. A cada porto está associada a zona do país usada neste estudo. N – Norte, SW – Sudoeste, S – Sul.

Porto	Zona	Porto	Zona
<i>Afurada</i>	S	<i>Fuzeta</i>	S
<i>Aguda</i>	N	<i>Lagos</i>	S
<i>Albufeira</i>	S	<i>Matosinhos</i>	N
<i>Almogrove</i>	SW	<i>Nazaré</i>	N
<i>Anjeiras</i>	N	<i>Olhão</i>	S
<i>Armação de Pêra</i>	S	<i>Peniche</i>	N
<i>Arrifana</i>	SW	<i>Portimão</i>	S
<i>Aveiro</i>	N	<i>Póvoa do Varzim</i>	N
<i>Azenha do Mar</i>	SW	<i>Quarteira</i>	S
<i>Barreiro</i>	SW	<i>Sagres</i>	S
<i>Caminha</i>	N	<i>Santa Luzia</i>	S
<i>Carrasqueira</i>	SW	<i>Sesimbra</i>	SW
<i>Cascais</i>	SW	<i>Setúbal</i>	SW
<i>Castelo do Neiva</i>	N	<i>Sines</i>	SW
<i>Costa da Caparica</i>	SW	<i>Tavira</i>	S
<i>Ericeira</i>	SW	<i>Trafaria</i>	SW
<i>Esmoriz</i>	N	<i>V. Nova de Milfontes</i>	SW
<i>Espinho</i>	N	<i>V. Praia da Âncora</i>	N
<i>Esposende</i>	N	<i>V. Real de St. António</i>	S
<i>Fão</i>	N	<i>Vagueira</i>	N
<i>Faro</i>	S	<i>Viana do Castelo</i>	N
<i>Figueira da Foz</i>	N	<i>Vila do Conde</i>	N
<i>Fonte da Telha</i>	SW	<i>Zambujeira</i>	SW

Neste estudo considerou-se também informação recolhida nas amostragens a bordo e em lota conduzidas no âmbito do Programa Nacional de Amostragem Biológica do Data Collection Framework

¹ https://webgate.ec.europa.eu/fleet-europa/index_en

(PNAB/DCF). Neste estudo considerou-se também informação recolhida nas amostragens a bordo e em lota conduzidas no âmbito do Programa Nacional de Amostragem Biológica do Data Collection Framework (PNAB/DCF). As amostragens das frotas de pesca comercial portuguesas seguem um plano definido, com um número fixo de deslocações por trimestre dirigidas a frotas específicas. A amostragem é efetuada por pessoal qualificado, utilizando protocolos normalizados para cada frota, desenvolvidos pelo INRB/IPIMAR (Feijó et al., 2012; Jardim et al., 2012; Prista et al., 2012). As tarefas principais envolveram a caracterização da viagem e dos lances e o registo dos dados de captura por espécie, incluindo os pesos das frações retidas e devolvidas. Para este estudo, o aspeto crítico foi o registo sistemático dos pesos dos peixes retidos e rejeitados, assegurando uma recolha de dados exata sobre os desembarques e as devoluções. Estes protocolos de amostragem abrangentes garantem que os dados são recolhidos de forma consistente e exata nas várias frotas de pesca comercial portuguesas.

O programa de amostragem em lota consiste na amostragem das espécies capturadas durante as viagens feitas por embarcações de pesca. Esta amostragem acontece regularmente nos principais portos de desembarque portugueses, tendo por base um desenho amostral que abrange as principais frotas. Para cada viagem, são identificadas, sempre que possível, as características da operação de pesca, nomeadamente a(s) arte(s) usada(s), malhagem e o tempo de pesca. Em cada desembarque (viagem de pesca) o objetivo é amostrar todas as espécies comerciais e categorias de tamanho comercial. No geral, cada espécie e tamanho comercial é desembarcado numa ou mais caixas, que deverão ser amostradas na sua totalidade. A amostragem consiste na identificação da espécie e medição, sendo posteriormente registado o peso da caixa.

2.1.2. Campanhas demersais

Foram analisados dados de *S. cantharus* e *P. erythrinus* capturados nas campanhas demersais de outono realizadas pelo IPMA desde 1982 a 2022 (atualmente inseridas no PNAB/DCF).

As campanhas demersais de outono têm como objetivo principal estimar o recrutamento de pescada (*Merluccius merluccius*) e de carapau branco (*Trachurus trachurus*) (ICES, 2017). O plano de amostragem foi alterado desde o início da série e, em alguns anos, a campanha decorreu num outro navio e com uma rede de arrasto diferente. Ainda assim, de modo geral, a campanha decorre anualmente no quarto trimestre, abrangendo uma área que vai de Caminha a Vila Real de Santo António, e profundidades que variam entre os 20 e os 500 metros (20 a 750 m até 2004). O método de pesca utilizado é o arrasto de fundo com uma rede de arrasto específica designada por "*Norwegian Campell Trawl*" (NCT) equipada com roletes e um saco de 20 mm de malhagem. Atualmente, a campanha segue um plano de amostragem implementado em 2005, constituído por 66 estações fixas e 30 estações aleatórias distribuídas numa grelha de 5x5 milhas náuticas. A zona de amostragem está dividida em 12 sectores estratificados em três estratos de profundidade (1: 20-100 m; 2: 101-200 m e 3: 201-500 m) (Chaves, 2018) (Figura 2.1; Tabela 2.2). As operações de pesca são efetuadas durante o dia e cada arrasto tem a duração de 30 minutos (60 minutos até 2001). Em cada lance de pesca é registada a composição específica de toda a captura, em número e em peso, e efetuada a amostragem de comprimentos de todas as espécies de peixes, cefalópodes, crustáceos e outros invertebrados. Ou seja, embora seja uma campanha dedicada à pescada e carapau, permite também recolher dados sobre a abundância, índices de biomassa, comprimento, distribuição e dados biológicos (idade, maturação, proporção por sexos, relações comprimento-peso e hábitos alimentares) de muitas outras espécies ao longo da costa continental portuguesa, sejam espécies de valor comercial ou não (Chaves, 2018; ICES, 2017).

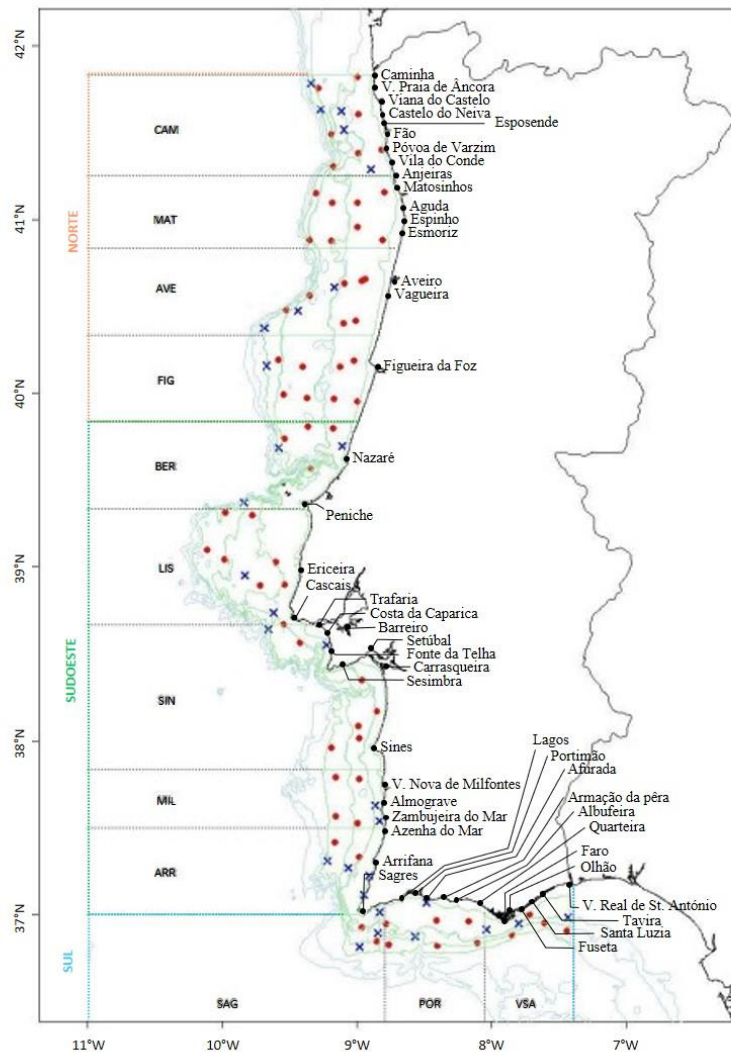


Figura 2.1. Mapa com localização das estações de pesca da campanha de arrasto demersal. (grelha fixa: pontos vermelhos; exemplo de grelha aleatória: cruzeiros azuis). Na figura estão assinalados os sectores utilizados na estratificação (delimitados por linhas pontilhadas), as zonas usadas neste estudo (delimitadas por linhas pontilhadas laranjas – Norte, verdes – Sudoeste, azuis – Sul), os estratos de profundidade (delimitados pelas batimétricas dos 20, 100, 200 e 500m, a verde) e os portos de desembarque usados neste estudo.

Foram disponibilizados dois conjuntos de dados para cada espécie: o primeiro contém informação por estação de pesca de cada campanha, incluindo referência da campanha, rede utilizada, malhagem da rede, embarcação, ano, mês, estação de amostragem, duração do lance (5 min a 60 min), setor, estrato, latitude inicial, longitude inicial, profundidade inicial do lance (0 aos 750 m), espécie capturada (código FAO 3-alpha e nome científico), número e peso (Kg) capturado; o segundo conjunto de dados contém o número de indivíduos capturados de cada espécie por classe de comprimento (1 cm) para cada estação de pesca. Para os dois conjuntos de dados foram determinados os valores capturados por hora, em número e peso, com base na duração do arrasto. Posteriormente, a cada setor foi atribuída a zona correspondente (Tabela 2.2). Estes dados foram assim organizados para facilitar a comparação entre as diversas zonas geográficas do país.

Tabela 2.2. Setores com correspondentes estratos e descrições onde decorreram a captura das espécies *S. cantharus* e *P. erythrinus*. Estes foram organizados por zona: Norte, Sudoeste e Sul.

Setor	Estratos	Descrição	Zona
<i>CAM</i>	CAM1, CAM2 e CAM3	Caminha	Norte
<i>MAT</i>	MAT1, MAT2 e MAT3	Matosinhos	Norte
<i>AVE</i>	AVE1 e AVE2	Aveiro	Norte
<i>FIG</i>	FIG1 e FIG2	Figueira Da Foz	Norte
<i>BER</i>	BER1, BER2 e BER4	Berlengas	Sudoeste
<i>LIS</i>	LIS1, LIS2 e LIS3	Lisboa	Sudoeste
<i>SIN</i>	SIN1, SIN2, SIN3 e SIN4	Sines	Sudoeste
<i>MIL</i>	MIL1, MIL2 e MIL3	V. N. Milfontes	Sudoeste
<i>ARR</i>	ARR1, ARR2, ARR3 e ARR4	Arrifana	Sudoeste
<i>SAG</i>	SAG1, SAG2, SAG3 e SAG4	Sagres	Sul
<i>POR</i>	POR1, POR2, POR3 e POR4	Portimão	Sul
<i>VSA</i>	VSA1, VSA2, VSA3 e VSA4	V. Real de S. António	Sul

Em ambos os conjuntos de dados, foram removidos os anos anteriores a 1990, uma vez que estes estão incompletos, bem como o ano de 2018, ano em que a campanha teve problemas técnicos e decorreu em dois navios e com redes diferentes. Para além disso, foram removidas todas as estações realizadas com outra rede de arrasto (rede CAR), nomeadamente 1996, 1999, 2003, 2004 e 2018, que apresenta características diferentes e que, portanto, poderá influenciar as capturas. O conjunto de dados analisado manteve, portanto, apenas lances realizados com a rede NCT.

O conjunto de dados foi ajustado para as profundidades preferenciais de ocorrência de cada espécie. Para ambas as espécies foram removidas todas as estações a profundidades > 200 m de profundidade. Adicionalmente, tendo em conta a distribuição da espécie, para a *P. erythrinus* foram apenas utilizados os setores do Sudoeste e Sul.

2.2. Análise de dados

As análises exploratórias, análises de tendência e modelos de distribuição foram realizadas, por espécie, utilizando o *software* R (R Core Team, 2023), usando os seguintes *packages*: ggplot2 (Wickham, 2016), dplyr (Wickham et al., 2023), rnnatureearth (Massicotte & South, 2024), mgcv (Wood, 2011), MuMIn (Bartoń, 2024), sf (Pebesma, 2018), inlabru (Bachl et al., 2019) e raster (Hijmans R, 2024).

2.2.1. Análise exploratória dos dados de desembarques

Para estudar e caracterizar os desembarques de *S. cantharus* e *P. erythrinus*, foi efetuada uma análise exploratória centrada no peso desembarcado de cada espécie. Esta análise considerou variáveis como a região (Norte, Sudoeste e Sul), a frota de pesca, os portos de desembarque, o número de viagens em que as espécies foram capturadas, o mês (para avaliar a sazonalidade) e o valor de venda. Os dados, oriundos dos registos diários de desembarque, abrangeram o período de 1990 a 2022. Foram desenvolvidas representações gráficas para facilitar a interpretação das relações entre os desembarques totais e estas variáveis, permitindo uma compreensão abrangente das tendências e padrões ao longo do tempo.

Para identificar os principais portos que contribuem para os desembarques destas espécies, foram selecionados os portos que registaram pelo menos 5 toneladas por mês em três anos distintos - 2009, 2015 e 2022. O esforço de pesca foi avaliado através da análise do número de viagens realizadas pelas embarcações de cada frota (arrasto, cerco e polivalente) nas respectivas regiões de 1990 a 2022. A DPUE (Desembarques Por Unidade de Esforço) foi calculada como o peso médio (em quilogramas) das espécies desembarcadas por viagem para cada frota e região durante o mesmo período.

Além disso, os navios associados a cada frota foram caracterizados, com especial destaque para o seu comprimento total (LOA), para identificar potenciais diferenças entre regiões.

2.2.2. Análise de séries temporais dos desembarques

O objetivo desta análise foi identificar as tendências dos desembarques associados a cada tipo de arte e região. Especificamente, pretendeu-se compreender como os desembarques variaram ao longo do tempo e se é possível detetar padrões sazonais recorrentes ou tendências a longo prazo. Para o efeito, foi aplicada uma decomposição de tendências sazonais utilizando LOESS (STL). A STL foi escolhida pela sua flexibilidade e robustez no tratamento de séries temporais complexas, especialmente quando se trata de tendências não lineares e padrões sazonais recorrentes, que são comuns nos dados relativos à pesca.

A STL é um método não paramétrico que utiliza a regressão local (LOESS) para decompor uma série temporal em três componentes aditivas: variação sazonal, tendência e resíduos. Este método funciona através de processos de suavização iterativos. O ciclo interno alterna entre a suavização da componente sazonal e da componente de tendência, enquanto o ciclo externo reduz a influência dos valores atípicos atualizando iterativamente a decomposição (Cleveland et al., 1990).

Para a decomposição STL, foram ajustados dois parâmetros-chave: i) a janela de tendência (*t. window*), que define o intervalo de pontos de dados utilizados para estimar a componente de tendência, e ii) a janela sazonal (*s. window*) especifica o número de observações consideradas para estimar a componente sazonal. Neste estudo, não se utilizou um valor de *t. window* específico e, por isso, foi automaticamente atribuído pela função STL, baseado no comprimento dos dados tentando otimizar o tamanho da janela de tendência para equilibrar a suavização e a captação de tendências a longo prazo. Foi escolhido um valor de *s.window* = 12, alinhado com a sazonalidade observada nos dados mensais dos desembarques ao longo de vários anos.

O conjunto de dados utilizado para esta análise incluiu registos diários de desembarques de cada espécie entre 1989 e 2022. Os dados foram agregados por ano e mês. Ao aplicar o STL, extraíram-se as componentes sazonais e de tendências para os desembarques realizados no continente bem como para cada arte e região, permitindo uma análise abrangente de como os desembarques variaram ao longo do tempo.

2.2.3. Análise das rejeições e comprimentos nos desembarques

As rejeições para ambas as espécies foram estimadas para cada frota utilizando dados recolhidos no âmbito do programa PNAB/DCF entre 2011 e 2019.

A composição dos comprimentos foi analisada utilizando dados de amostragem em lota para avaliar as alterações ao longo do tempo entre 2017 e 2022. Estas análises foram feitas por espécie e por frota.

2.2.4. Análise exploratória dos dados das campanhas

As ocorrências e biomassa capturada (kg/h) foram mapeadas para cada ano de campanha, com o objetivo de observar diferenças na distribuição da espécie ao longo do tempo. Tendo por base o comprimento dos indivíduos capturados, foram também mapeadas as ocorrências e biomassa de forma a identificar e expor padrões na distribuição espacial das espécies por fase do ciclo de vida. Para o efeito consideram-se três fases: juvenis, fase de transição (hermafroditismo) e adultos. Para *S. cantharus*, os juvenis foram definidos como os indivíduos com comprimentos ≤ 18 cm; considerou-se a fase de transição entre os 23 cm e os 28 cm; e os adultos foram definidos como os indivíduos com comprimentos ≥ 30 cm. Para *P. erythrinus*, consideram-se juvenis os indivíduos ≤ 17 cm assumiu-se a fase de transição entre os 18 cm e os 20 cm e consideraram-se adultos os indivíduos ≥ 30 cm.

As fases do ciclo de vida utilizadas neste estudo foram determinadas com base nos trabalhos de (Coelho et al., 2010; Metin et al., 2011; Neves, 2018; Pajuelo & Lorenzo, 1999). Estes estudos forneceram dados comparativos sobre os comprimentos característicos de juvenis, hermafroditas e adultos, que foram usados como pontos de referência para esta análise.

A distribuição dos indivíduos, por tamanho, em função da profundidade foi outro dos tópicos abordados. Para esta análise, foram definidos intervalos de profundidades de 50 m ou seja: estrato “0” (0 - 49 m), “50” (50 - 99 m), “100” (100 - 149 m) e “150” (150 - 199 m).

Foi estudada a evolução da biomassa destas espécies ao longo do tempo através do cálculo de médias simples e de médias estratificadas. A média simples assume que todas as amostras têm a mesma probabilidade de serem selecionadas (Arnab, 2017; Tajik & Golzar, 2022). Estas foram determinadas calculando a média, por ano, para toda a área de distribuição da espécie, i.e., setores e profundidades selecionadas.

Segundo Cochran et al. (1977), na média estratificada uma população de N indivíduos é dividida em subpopulações de N_1, N_2, \dots, N_L (estratos) unidades que não se sobrepõem, mas, que juntas formam a população completa. Uma vez determinados os estratos, uma amostra aleatória simples é retirada independentemente de cada um deles e as subamostras resultantes são ponderadas e combinadas para formar uma amostra aleatória estratificada (Glasgow, 2005). Neste caso, os estratos equivalem aos estratos definidos no desenho amostral da campanha demersal (e.g., ARR1). A cada estrato está associado um número de “quadrículas”, obtido por sobreposição da área da campanha com uma grelha composta por 419 quadrículas. Para determinar o índice de biomassa estratificado e (\bar{Y}_{st}) de cada espécie, aplicou-se a equação abaixo:

$$\bar{Y}_{st} = \frac{\sum_{h=1}^L N_h \bar{Y}_h}{N} \quad Eq. 2.1$$

As respetivas variâncias ($S^2(\bar{Y}_{st})$) foram estimadas como:

$$S_2(\bar{Y}_{st}) = \frac{1}{N_2} \sum_{h=1}^L N_h (N_h - n_h) \frac{S_h^2}{n_h} \quad Eq. 2.2$$

Onde N é o número total de quadrículas, N_h é o número total de quadrículas no estrato h , n_h é o número total de estações no estrato h , Y_h é a captura média em número ou peso no estrato h e S_h^2 corresponde à variância da amostra no estrato h (Moura et al., 2018)

2.2.5. Modelos de distribuição espacial

Tendo por base a série de dados das campanhas demersais, foi estudada a distribuição de ambas as espécies em função de fatores ambientais, através de modelos de distribuição de espécies (*Species distribution models*, SDMs). Optou-se pela aplicação de um modelo generalizado aditivo (GAM) pela natureza não-linear dos dados e por haver estudos já focados no uso de GAMs na distribuição de espécies marinhas (e.g.: (Asch et al., 2022; Murase et al., n.d.; Young & Carr, 2015)). As grandes vantagens dos GAMs são a sua capacidade de lidar com relações não lineares e não monotónicas entre a resposta e o conjunto de variáveis explicativas, bem como criar estimativas de padrões de abundância ou biomassa numa região geográfica extensa (Grüss et al., 2014; Guisan et al., 2002). Os GAMs são, por vezes, designados como orientados pelos dados e não pelo modelo, significando que os dados determinam a natureza da relação entre a resposta e o conjunto de variáveis explicativas, em vez de assumirem a forma de uma relação paramétrica (Guisan et al., 2002).

A abordagem usada foi um Delta GAM que se baseia no ajuste de dois modelos independentes, um modelo que prevê a presença/ausência da espécie (GAM binominal) e outro que estima a magnitude da abundância quando presente (GAM binomial negativo) (Grüss et al., 2014).

Os modelos de distribuição testados basearam-se nos dados das campanhas demersais do IPMA, descritas acima, em particular a biomassa (*Whour*) capturada por estação, de 1990 a 2022. Os dados ambientais foram compilados através de dois produtos do *E.U. Copernicus Marine Service Information*². Destes produtos foram extraídas as seguintes variáveis ambientais: temperatura potencial (SW_potT; em °C), temperatura do fundo (bottomT; em °C), salinidade da água do mar (sal; em ppt) e a concentração de clorofila na água do mar (chl; em mg m⁻³), mensalmente, entre 1995 a 2021 (período para o qual os produtos utilizados tinham dados disponíveis).

Para esta análise, as estações realizadas a profundidades >150 m e >100 m foram excluídas no caso de *S. cantharus* e *P. erythrinus*, respetivamente. Após verificação da informação, optou-se por retirar valores de salinidade abaixo de 34 ppt por haver poucos dados.

Efetou-se uma correlação de Pearson entre pares de variáveis ambientais de forma a identificar se estas estão correlacionadas, ou seja, se estas se influenciam positivamente, negativamente ou não se influenciam de todo. Uma correlação de Pearson mede a força da relação linear entre duas variáveis, gerando um valor entre -1 e 1, onde -1 significa correlação linear total negativa, 0 significa que não há correlação e +1 significa que correlação linear total positiva (Williams et al., 2020). O objetivo desta análise consistiu em verificar se existem correlações com valores entre ≤ -0.6 e ≥ 0.6 .

Iniciou-se pelo GAM binomial. Este modelo usou dados de presença/ausência, tendo-se definido as variáveis presença-ausência y_i , da seguinte maneira:

$$y_i = \begin{cases} 1 & \text{peso capturado} > 0 \\ 0 & \text{peso capturado} \leq 0 \end{cases}$$

² <https://doi.org/10.48670/moi-00029>, <https://doi.org/10.48670/moi-00028>

A equação usada no desenvolvimento do modelo encontra-se destacada abaixo:

$$E(Y_i) = \alpha + f_1(x_{1i}) + f_2(x_{2i}) \quad \text{Eq. 2.4}$$

em que α corresponde à interceção do modelo, representando o nível de base da variável do resultado y_i quando todos os preditores x_{1i} e x_{2i} são zero, neste caso específico $\alpha = 0$; f_1 e f_2 correspondem a funções suaves das covariáveis x_{1i} e x_{2i} , respetivamente (Wood, 2017). Para as funções suaves usou-se *spline*. As covariáveis modeladas foram: Sw_potT, bottomT, chl e sal e a família do modelo usada foi a binomial. A equação do modelo presença/ausência encontra-se representada abaixo:

$$PresAbse = s(SW_potT) + s(bottomT) + s(chl) + s(sal) \quad \text{Eq. 2.5}$$

Usou-se a função *dredge*, do package MuMIn (Bartoń, 2024), para comprar todos os modelos. Esta função corre um conjunto de modelos a partir de um modelo global, avaliando todas as combinações possíveis entre os preditores selecionados (Bartoń, 2024). Foi selecionado o melhor modelo, tendo por base o AIC (*Akaike Information Criterion*) e o peso (*Akaike weight*). Os valores de AIC mais baixos indicam melhores modelos, uma vez que equilibram o compromisso entre a adequação e a complexidade do modelo, e o peso pode ser interpretado como a probabilidade de um modelo ser o melhor de entre o conjunto de modelos candidatos, tendo em conta os dados, logo quanto maior o valor mais apropriado é o modelo (Sutherland et al., 2023; Wagenmakers et al., 2004).

Seguidamente, para o modelo GAM binomial negativo seguiram-se os mesmos passos acima descritos para o GAM presença/ausência, embora com ligeiras diferenças. Neste caso, o y_i corresponde ao peso capturado, por hora de arrasto, excluindo os zeros, $Whour > 0$, em vez de presença/ausência. As covariáveis usadas foram as mesmas que o GAM anterior e a família do modelo usada foi a binomial negativa. A equação do modelo testado foi:

$$Whour = s(SW_potT) + s(bottomT) + s(chl) + s(sal) \quad \text{Eq. 2.6}$$

Usou-se novamente a função *dredge*, do package MuMIn (Bartoń, 2024), para fazer a comparação entre modelos, avaliando todas as possíveis combinações entre os preditores selecionados. A seleção do modelo final foi feita tendo em consideração os valores do AIC e peso.

Para a elaboração do Delta GAM foi multiplicada a previsão para cada ano dos modelos, GAM presença/ausência e binomial negativo, para originar o modelo como representado pela fórmula abaixo:

$$\text{Delta GAM (1995)} = \text{GAM BinNegat(1995)} * \text{GAM PresAuse(1995)}$$

Este processo foi repetido para os anos em intervalos de 5, desde 1995 a 2021. O delta GAM é depois visualizado num mapa disponibilizando uma previsão da distribuição espacial das espécies tendo em conta os dados ambientais selecionados. Para a espécie *S. cantharus* englobam a costa portuguesa inteira, no caso da *P. erythrinus*, visto que a sua distribuição está associada exclusivamente às zonas do Sudoeste e Sul de Portugal, os dados foram truncados abaixo da latitude 39°N. Estes mapas finais foram feitos usando os *packages* *sf* (v1.0-16; Pebesma, 2018) e *inlabru* (v2.11.1; Bachl et al., 2019).

A precisão do modelo GAM Binomial foi avaliada utilizando *cross-validation*, dividindo os dados regionais em subconjuntos de treino e de teste. Segundo os estudos de Cohen (1960) e FIELDING & BELL (1997), o desempenho da previsão é avaliado utilizando a área sob a curva (AUC) e a estatística kappa. Os valores de AUC acima de 0,9 indicam previsões excelentes, enquanto valores entre 0,7 e 0,9 são considerados bons (Hosmer et al., 2013). A estatística kappa, que varia de -1 a 1, significa previsões excelentes acima de 0,75 e previsões boas entre 0,4 e 0,75 (Landis & Koch, 1977). Adicionalmente, foi efetuada uma avaliação usando a *True Skill Statistic* (TSS), que segundo Allouche et al. (2006), proporciona todos os benefícios da estatística kappa, mas remove a dependência que esta tem à prevalência, ou seja, à proporção de observações numa base de dados que pertencem à classe positiva (e.g., presença de espécies). Os valores de TSS são idênticos à estatística kappa, variando entre -1 e 1, em que 1 indica concordância perfeita e valores de zero ou menores indicam um desempenho inferior não melhor do que aleatório. Os restantes modelos foram avaliados através da variância explicada.

3. Resultados

3.1. *SpondylIOSoma cantharus*

3.1.1. Caracterização da pescaria – dados dependentes da pesca

3.1.1.1. Desembarques por porto, zona e frota de pesca

Entre 1989 e 2022, foram desembarcadas 5246 t de *S. cantharus* nas lotas de Portugal continental. Os desembarques totais mostraram tendências decrescentes entre 1995 (218 t) e 1998 (110 t) e entre 2013 (198 t) e 2022 (110 t) (Figura 3.1a). A espécie atingiu o valor mais elevado de desembarques em lota em 1989 (225 t) e o valor mais baixo foi registado em 1998 e em 2022 (110 t em ambos os anos). A espécie foi desembarcada nas três regiões de estudo (Norte, Sudoeste e Sul de Portugal). Considerando todo o período os valores mais elevados de desembarques foram observados na região Sudoeste (2297 t, 40.9%), seguido da região Sul (1840 t, 32.7%) e por último, a região Norte (1487 t, 26.4%) (Figura 3.1b, c e d). Similarmente ao padrão observado para os desembarques totais em Portugal continental, os dados indicam uma tendência decrescente nas regiões Sudoeste e Sul ao longo do período analisado. Na região Sudoeste, os desembarques apresentaram um decréscimo acentuado entre 2011 (91 t) e 2022 (29 t) (Figura 3.1c) e na região Sul observou-se uma diminuição desde 1990 (132 t), passando por um período de grandes oscilações entre 2002 e 2009 e uma nova diminuição até 2022 (15 t) (Figura 3.1d). O mesmo não foi observado a região Norte que apresenta uma subida nos desembarques desde 2000, sendo, em 2022, a região com desembarques mais elevados e ultrapassando as restantes (Figura 3.1b, c e d).

Durante o período 1989 a 2022, *S. cantharus* foi capturada por todas as frotas de pesca estudadas (polivalente, cerco e arrasto). A frota polivalente foi responsável pela maior fração dos desembarques (2961 t, 52.7%), seguido pela frota do cerco (1396 t, 24.8%) e pela frota do arrasto (1266 t, 22.5%). Na região Norte, as frotas dominantes foram a do arrasto (49.6%) e a polivalente (47.2%), enquanto que o cerco teve pouca importância nesta região (3.2%). Na região Sudoeste, as frotas polivalente e de cerco apresentaram valores de desembarques muito semelhantes, 46.7% e 45.7%, respetivamente. O arrasto representou 7.6% dos desembarques nessa região. Por fim, na região Sul, os desembarques totais foram

maioritariamente efetuados pela frota polivalente (64.4%), seguida pela frota de arrasto (19.3%) e pela frota de cerco (16.3%).

Os principais portos com desembarques de *S. cantharus* na costa continental portuguesa (portos com desembarques anuais > 5t) para 2009, 2015 e 2022, foram os portos de Quarteira (98 t), Peniche (62 t), Sines (49 t), Setúbal (45 t), Aveiro (45 t), Nazaré (33 t), Figueira da Foz (31 t), Matosinhos (30 t), Portimão (25 t), Sesimbra (22 t), Viana do Castelo (19 t), Olhão (14 t), Lagos (13 t), Costa da Caparica (9 t), Sagres (8 t) e Trafaria (5 t) (Figura 3.2). O porto da Quarteira liderou nos desembarques em 2009 e 2015 com 63 t e 30 t, respetivamente. No entanto foi o porto onde foram registados menos desembarques em 2022, com 6 t. Os portos de Lagos, Olhão, Portimão, Setúbal, Sines e Viana do Castelo também mostraram uma redução nos desembarques, não ultrapassando as 5 t. Pelo contrário, os desembarques no porto de Aveiro aumentaram ao longo dos anos, passando de 7 t em 2009 para 14 t em 2015 e por fim, 24 t em 2022. O porto de Sesimbra mostrou um aumento em 2022, chegando às 8 t. Para a maioria destes portos, verifica-se a existência de sazonalidade nos desembarques, sendo os meses de março a julho os que registam valores mais elevados (Figura 3.2).

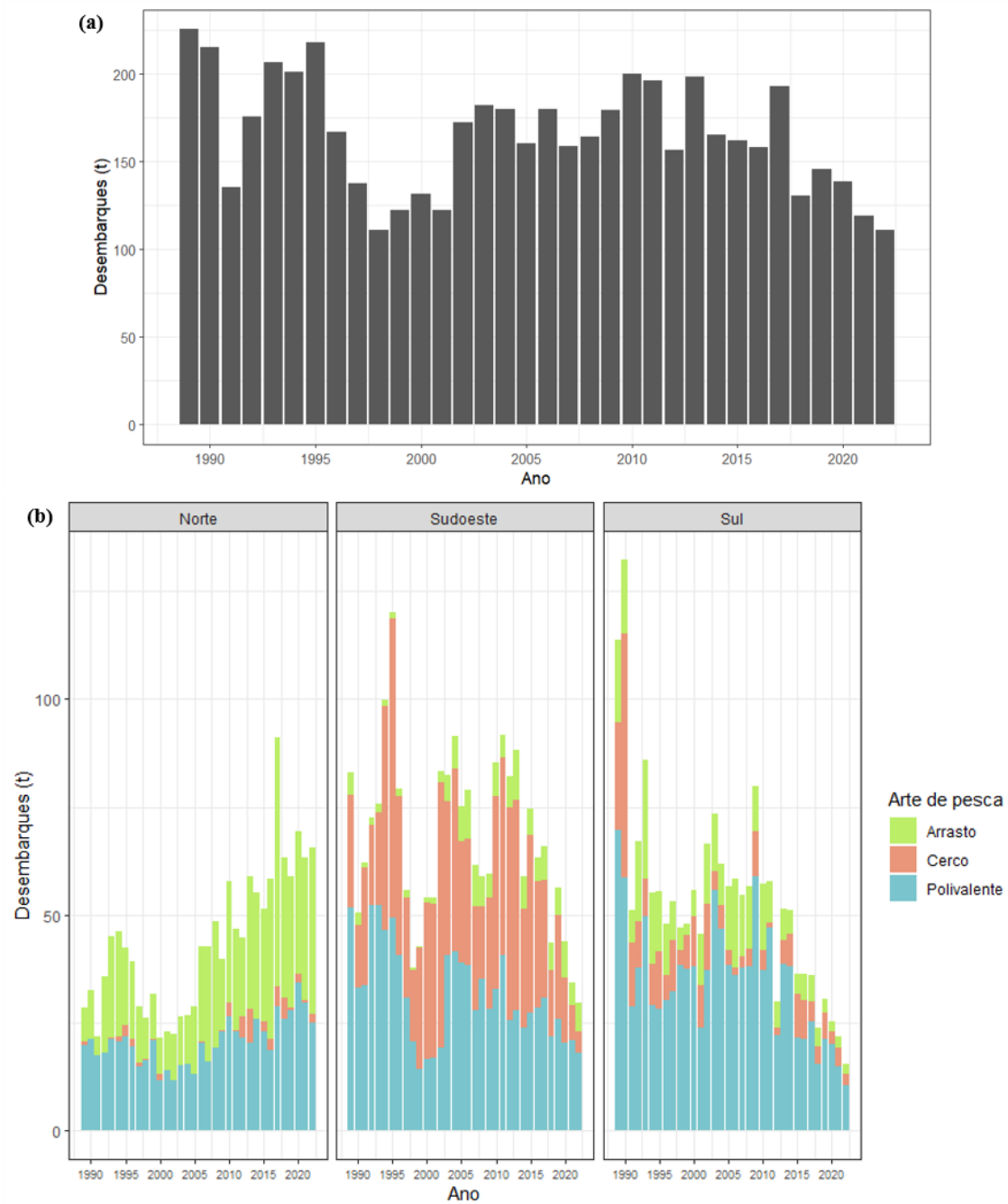


Figura 3.1. Desembarques anuais de *S. cantharus*, em toneladas (t), nos portos do continente entre 1989 e 2022. (a) Desembarques totais; (b) desembarques por zona e arte de pesca.

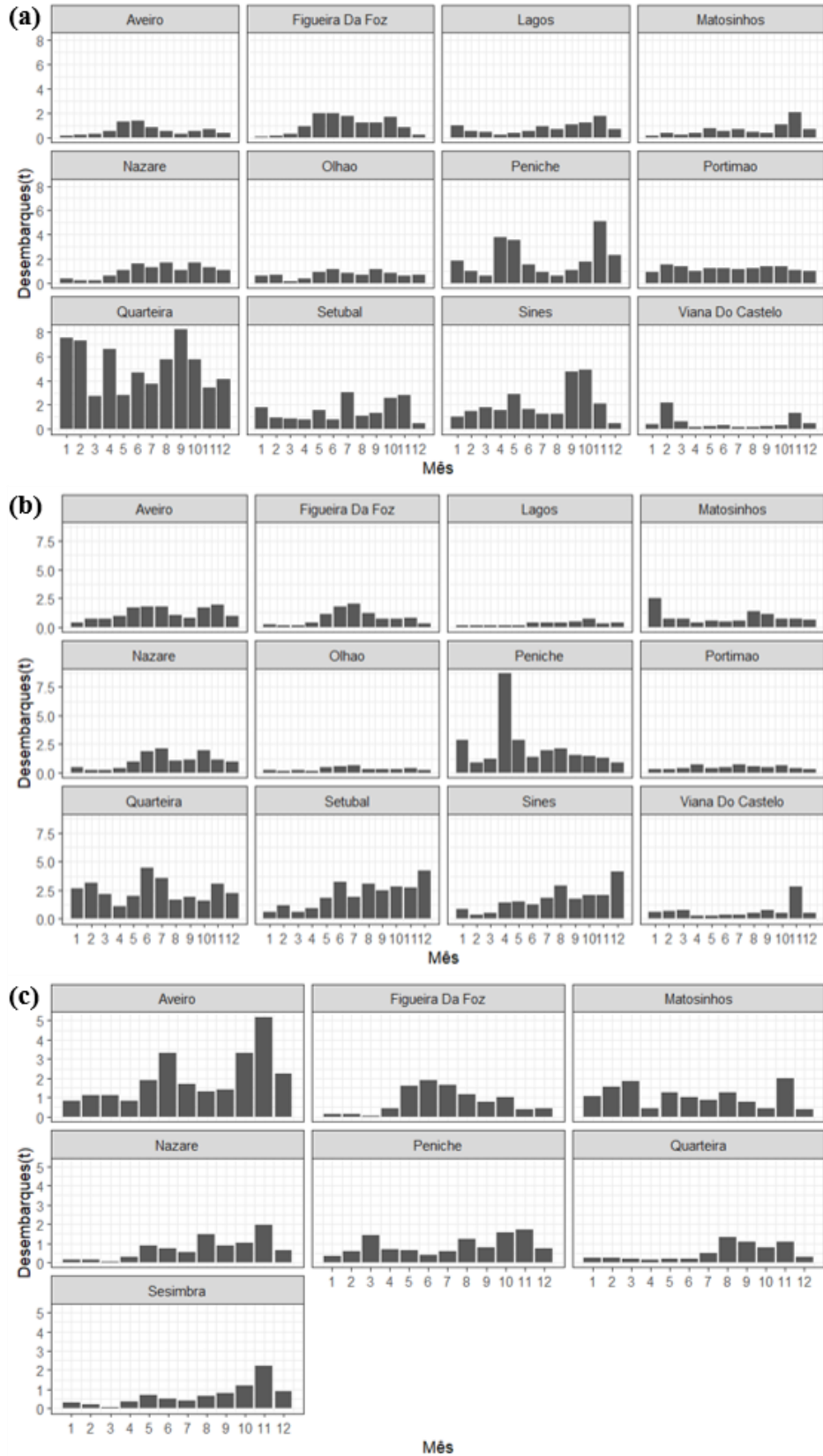


Figura 3.2. Desembarques mensais de *S. cantharus*, em toneladas (t), nos principais portos, nos anos de: a) 2009, b) 2015 e c) 2022.

3.1.1.2. Tendência dos desembarques

Os resultados obtidos da STL para a *S. cantharus*, e a nível do continente, demonstraram uma tendência decrescente até 1999 seguido de uma ligeira subida até 2012-2013 e de um novo decréscimo até 2022. Ao longo dos anos houve uma clara sazonalidade nos desembarques, com máximos no final da primavera e início de verão, aproximadamente entre abril e junho, e mínimos no final do outono e início de inverno, entre novembro e janeiro. Nesta análise, a componente residual, ou componente irregular, representa as flutuações aleatórias ou irregularidades nos dados que não são explicadas pelas componentes de tendência ou sazonais, e persiste ao longo dos anos tendo sido mais acentuado nos anos iniciais e entre 2011 e 2018 (Figura 3.3).

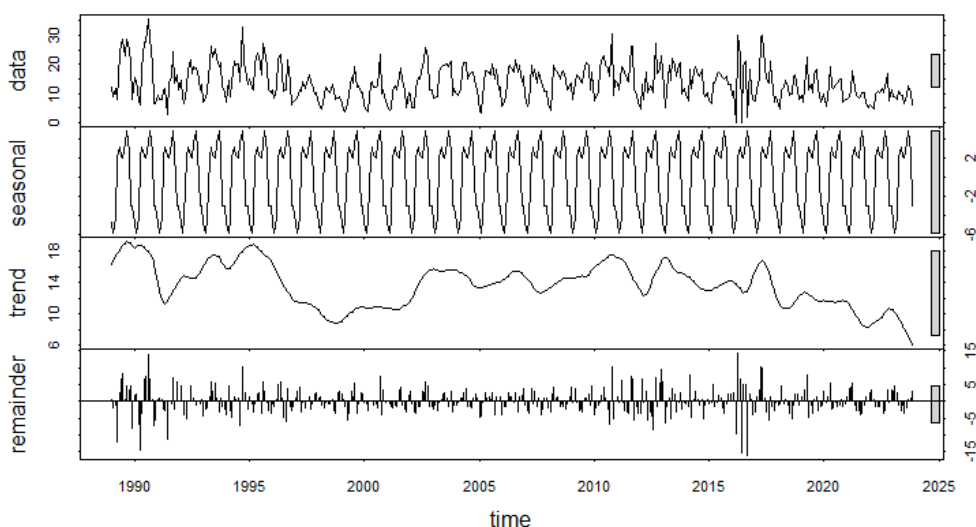


Figura 3.3 Decomposição dos desembarques totais anuais, de *S. cantharus* (1990 a 2022), em componentes (sazonalidade, tendência e residual).

O efeito acentuado da sazonalidade pode também ser observado nas séries temporais de *S. cantharus* divididas por região e por arte de pesca (com exceção da arte de cerco, devido a anos em falta e peso desembarcado reduzido) (Figura 3.4). Para a região Norte, observou-se um aumento gradual dos desembarques da frota polivalente entre 2001 e 2020, seguido de uma queda acentuada até 2023 (Fig. 3.4a). Os desembarques da frota de arrasto mostram um aumento gradual até 2017 seguido de uma diminuição nos últimos anos (Fig. 3.4b). Na região Sudoeste, e para a frota polivalente, foi observado uma queda inicial até 2000, seguida de um aumento entre 2002 e 2003 e uma descida gradual até 2023 (Fig. 3.4c). Na mesma região, a frota de arrasto registou poucos desembarques nos anos iniciais, aos quais se seguiu um aumento acentuado de 1999 até ao início de 2017, sucedido por um período de variação, sem tendência (Fig. 3.4d). Na região Sul verificaram-se oscilações nos desembarques da polivalente até 2008 e uma tendência decrescente desde 2009 até aos últimos anos (Fig. 3.4e) enquanto que no caso do arrasto foi observado variabilidade nos desembarques nos anos iniciais seguido de uma gradual descida de 2006 a 2023 (Fig. 3.4f).

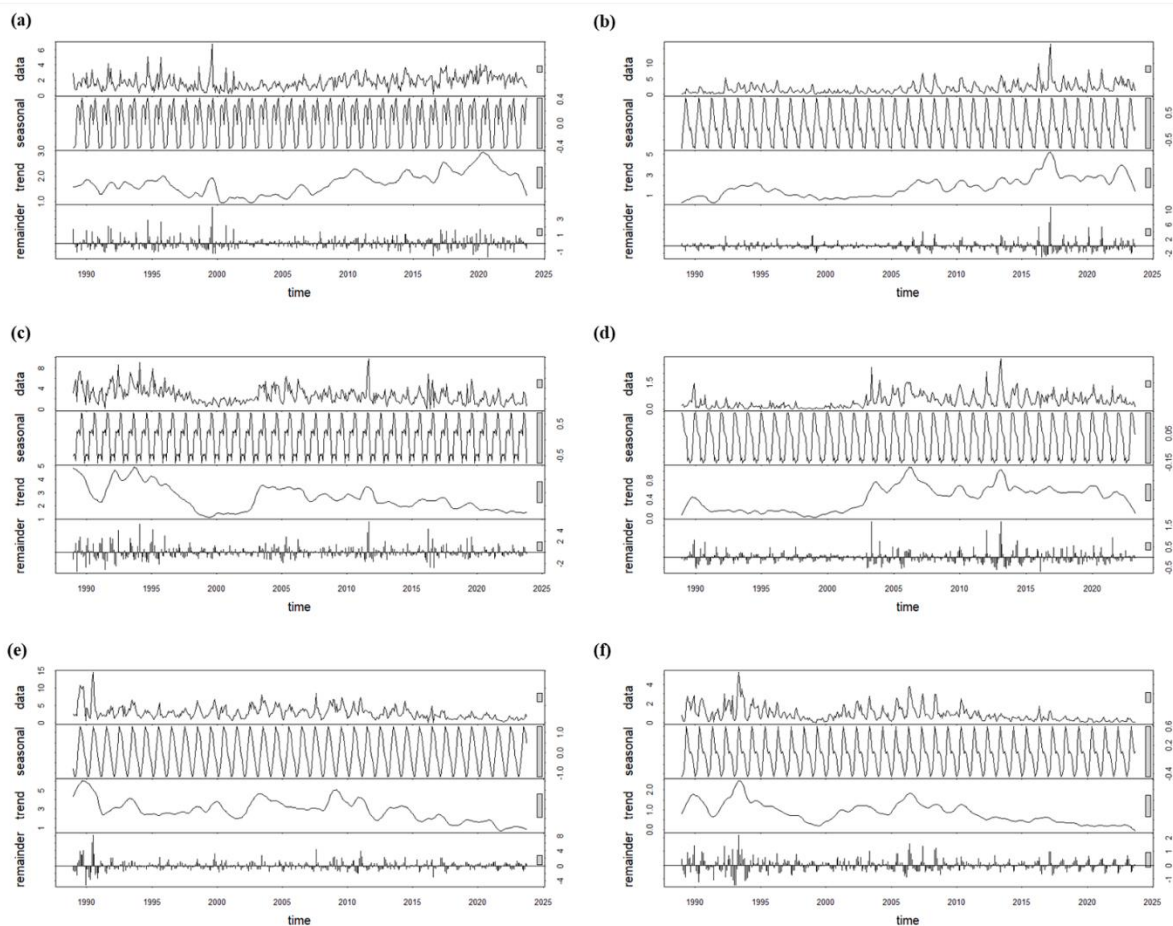


Figura 3.4. Decomposição dos desembarques totais anuais de *S. cantharus* (1989 a 2022), em componentes (sazonalidade, tendência e residual) para cada arte de pesca e área. a) Polivalente no Norte, b) Arrasto no Norte, c) Polivalente no Sudoeste, d) Arrasto no Sudoeste, e) Polivalente no Sul, e f) Arrasto no Sul.

3.1.1.3. Nº de viagens, desembarques por unidade de esforço e valor de venda

A tendência do número de viagens com desembarques de *S. cantharus* e a tendência verificada nos desembarques é semelhante: o número de viagens das frotas de arrasto e polivalente, aumentaram na zona Norte ao longo do tempo, e diminuíram nas duas outras regiões, em particular a partir do ano 2006 (Figura 3.5a). A estimativa do peso médio desembarcado por viagem ao longo do tempo sugere um ligeiro aumento dos desembarques médios por viagem na região Norte e diminuição no Sul (Figura 3.5b). Com exceção do cerco, os desembarques médios por viagem na região Sudoeste estão aparentemente estáveis.

Tendo em conta os dados relativos ao tamanho das embarcações responsáveis pelas capturas de *S. cantharus* em 2022, pode concluir-se que, no geral, as embarcações de arrasto têm dimensões superiores (12 a 28 m), em particular nas regiões Norte e Sudoeste. A frota de cerco é constituída por embarcações de dimensões entre 13 e 23 m, sendo esta dimensão semelhante nas três regiões. Na frota polivalente, as embarcações têm entre 7 e 12 m, sendo, portanto, as mais pequenas das três frotas de pesca estudadas (Anexo 2).

De um modo geral, o preço médio por kg (em lota) desta espécie, varia entre 2 e 4 €. O valor tem vindo a diminuir no Norte e mantém-se mais ou menos dentro dos mesmos valores no Sudoeste e Sul, nos últimos anos (Anexo 3).

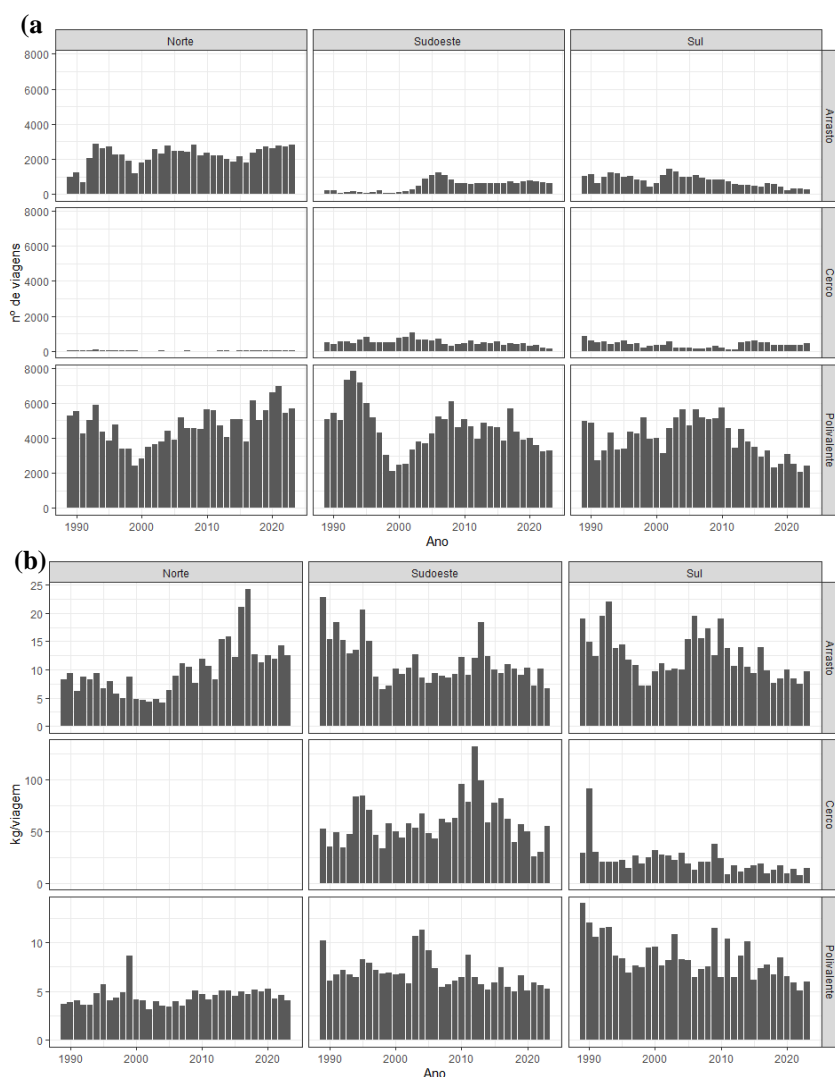


Figura 3.5. (a) Número de viagens com desembarques de *S. cantharus* por arte, por zona e por ano (1989-2022) e (b) peso médio de *S. cantharus* desembarcado por viagem por arte, por zona e por ano (1989-2022). Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem impercetíveis.

3.1.1.5. Caracterização das rejeições

As informações sobre capturas e rejeições de *S. cantharus* recolhidas a bordo de embarcações comerciais, no âmbito do PNAB, demonstraram que, para todas as frotas amostradas, quando a espécie é capturada, a maioria dos indivíduos são desembarcados, o que indica que as rejeições são baixas (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Rejeições de *S. cantharus* de 2011 a 2019, para diferentes frotas e número de lances amostrados. Perc_oc_Rej = Percentagem da ocorrência da espécie nas rejeições por ano; Rej - nº indiv = número de indivíduos desta espécie observados nas rejeições, por ano.

<i>Frota</i>	Nº lances amostrados	Perc_oc_Rej	Rej - nº indiv
<i>Redes de emalhar e tresmalho</i>	313	0-14.3	0-4
<i>Arrasto (crustáceos)</i>	382	0 – 2.9	0 - 1
<i>Arrasto (peixes)</i>	515	0-5.8	0-10
<i>Cerco</i>	179	0-3.6	0-1

3.1.1.6. Composição de comprimentos dos desembarques

Os comprimentos amostrados em lota variaram entre 16 e 41 cm no caso do arrasto e entre 14 e 42 cm, no caso da frota polivalente, num total de 850 viagens amostradas (367 de arrasto e 483 da frota polivalente (Figura 3.6). A informação referente à arte de pesca do cerco foi removida da análise por apresentar dados insuficientes e irregulares. As classes de comprimento com o maior número de capturas estiveram entre 23 e 26 cm, na frota polivalente e, entre 22 e 25 cm. Houve uma exceção para a frota polivalente, onde houveram dois picos nos 22 e 30 cm, em 2021. A diminuição das capturas associadas à frota polivalente desde 2020 a 2022 é também refletida na menor diversidade de classes de comprimento. Os resultados indicam que, para a frota polivalente, o comprimento médio de captura apresenta pequenas variações entre 2017 e 2022, sem qualquer tendência (26.8 cm (2017), 26.9 cm (2018), 26.5 cm (2019), 27.3 cm (2020), 27.3 cm (2021) e 26.2 cm (2022)). No caso do arrasto identificou-se uma ligeira descida da média ao longo dos anos (26.2 cm (2017), 25.2 cm (2018), 25.3 cm (2019), 25.4 cm (2020), 25.0 cm (2021) e 24.8 cm (2022)). Há que ter em atenção que os dados são reduzidos, abrangendo apenas 6 anos, que dificulta a identificação de uma tendência a longo-termo nos comprimentos.

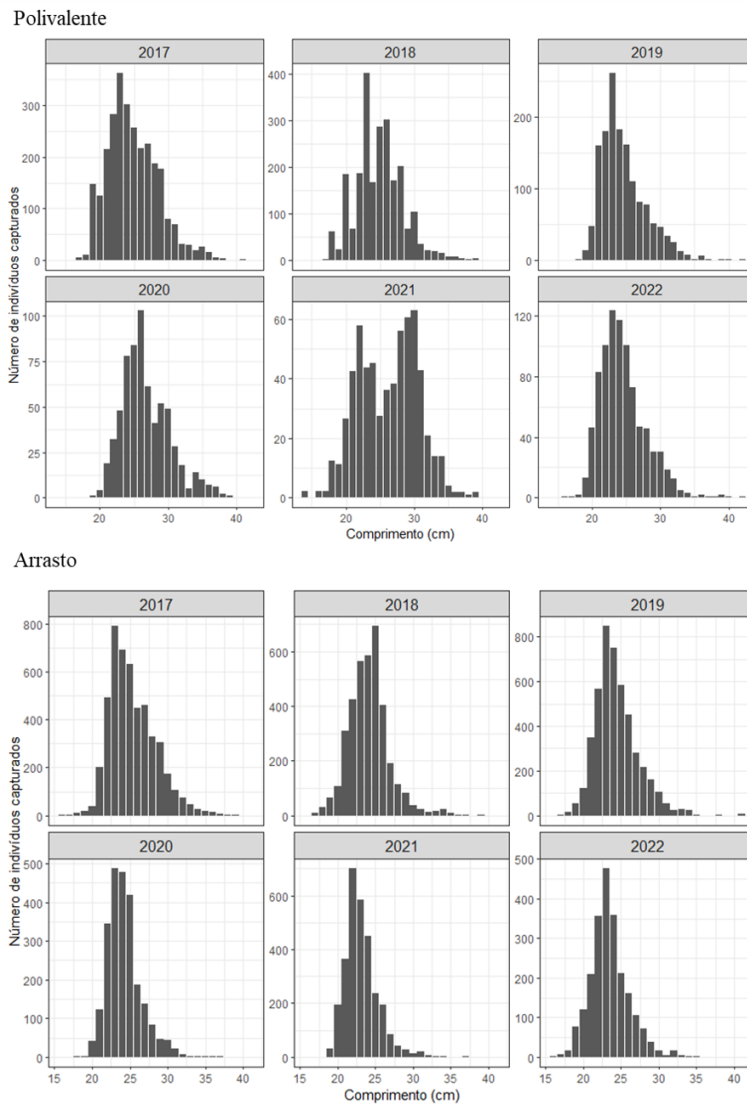


Figura 3.6. Número de indivíduos de *S. cantharus* capturados e desembarcados em lota por classe de comprimento (1 cm), por arte e por ano (2017 – 2022). Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.

3.1.2. Campanhas de investigação – dados independentes da pesca

3.1.2.1. Caracterização da informação

Foram analisados dados da campanha demersal, conduzidas anualmente no âmbito o PNAB/DCF, entre 1990 e 2022. É de notar que o ano com mais estações amostradas foi 1990 (123 estações completas), enquanto que os anos 1997 e 2001 registaram menos estações (58) (Tabela 3.2). A frequência de ocorrência de *S. cantharus* variou entre 6.75% (1998) e 32.95% (2006) e as capturas variaram entre 71 e 1600 exemplares, em 2001 e 2013, respetivamente. Foram amostrados 12941 indivíduos, com comprimentos entre 9 cm e 40 cm, sendo o comprimento médio 23.1 cm e o comprimento mediano de 23 cm (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Frequência de ocorrência de *S. cantharus* no número total de estações efetuadas anualmente nas campanhas de investigação (1990 - 2022). Adicionalmente, foram adicionados o número total de indivíduos de *S. cantharus* capturas por campanha bem como o seu comprimento total mínimo (Ct mín) e máximo (Ct máx).

Ano	Nº estações	Freq. Ocorrência <i>S. cantharus</i> (%)	Nº indivíduos capturados	Ct mín	Ct máx
1990	123	10.56	100	12	35
1991	93	8.6	108	14	33
1992	59	18.64	213	19	38
1993	65	15.38	378	15	33
1994	88	12.5	95	17	34
1995	88	15.9	162	17	34
1997	58	15.51	95	16	31
1998	74	6.75	101	16	29
2000	78	12.82	108	17	35
2001	58	12.06	71	18	31
2002	66	19.69	370	15	30
2005	89	29.21	942	9	38
2006	88	32.95	1061	14	31
2007	96	21.87	684	16	34
2008	87	21.83	538	11	34
2009	93	18.27	1127	15	30
2010	87	19.54	714	15	32
2011	86	24.41	820	14	31
2013	93	30.1	1600	15	36
2014	81	23.45	714	15	36
2015	90	23.33	325	12	32
2016	85	28.23	905	14	38
2017	89	30.33	1035	10	32
2021	93	22.58	647	10	40
2022	61	26.22	340	13	34

3.1.2.2. Distribuição

A espécie ocorre ao longo de toda a costa, embora seja mais abundante na região Sudoeste e Sul (Figura 3.7). Entre 1991 e 2002, a espécie não ocorreu ou foi rara, a norte de Lisboa. A partir de 2005, *S. cantharus* voltou a ser observada na zona Norte, e tornou-se especialmente abundante a partir de 2013. Verifica-se que as maiores capturas em peso ocorreram no sul do país, em 2009 e 2013. A espécie foi abundante em alguns setores, tais como Sines, Arrifana, Sagres, Portimão e V. Real de S. António. Pelo contrário a espécie foi mais rara nos setores das Berlengas, Caminha e Matosinhos. Verificou-se uma subida nas capturas em várias regiões do norte e sudoeste a partir de 2020, nomeadamente em Caminha, Matosinhos, Lisboa e V. N. Milfontes; nas regiões a sul, principalmente em Arrifana, Sagres e Portimão assistiu-se a um decréscimo das capturas (Anexo 4).



Figura 3.7. Distribuição dos indivíduos capturados de *S. cantharus*, na costa portuguesa em peso por hora (Kg/h; whour), durante as campanhas demersais de 1990 a 2022.

No que toca à distribuição da espécie ao longo da costa por fase do ciclo de vida, verifica-se que os juvenis (≤ 18 cm) tendem a ocorrer agregados nas mesmas estações ou estações próximas, em particular na região do Algarve (Portimão) e entre Peniche e Figueira da Foz (Figura 3.8). Os indivíduos classificados como em fase de transição (23-28 cm), são frequentes em todas as estações amostradas. Já os indivíduos de maiores dimensões (≥ 30 cm), possivelmente machos, ocorreram maioritariamente na região Sul entre 1990 e 2002 e na região norte (em particular a norte de Aveiro) nos anos >2005 (Figura 3.8).

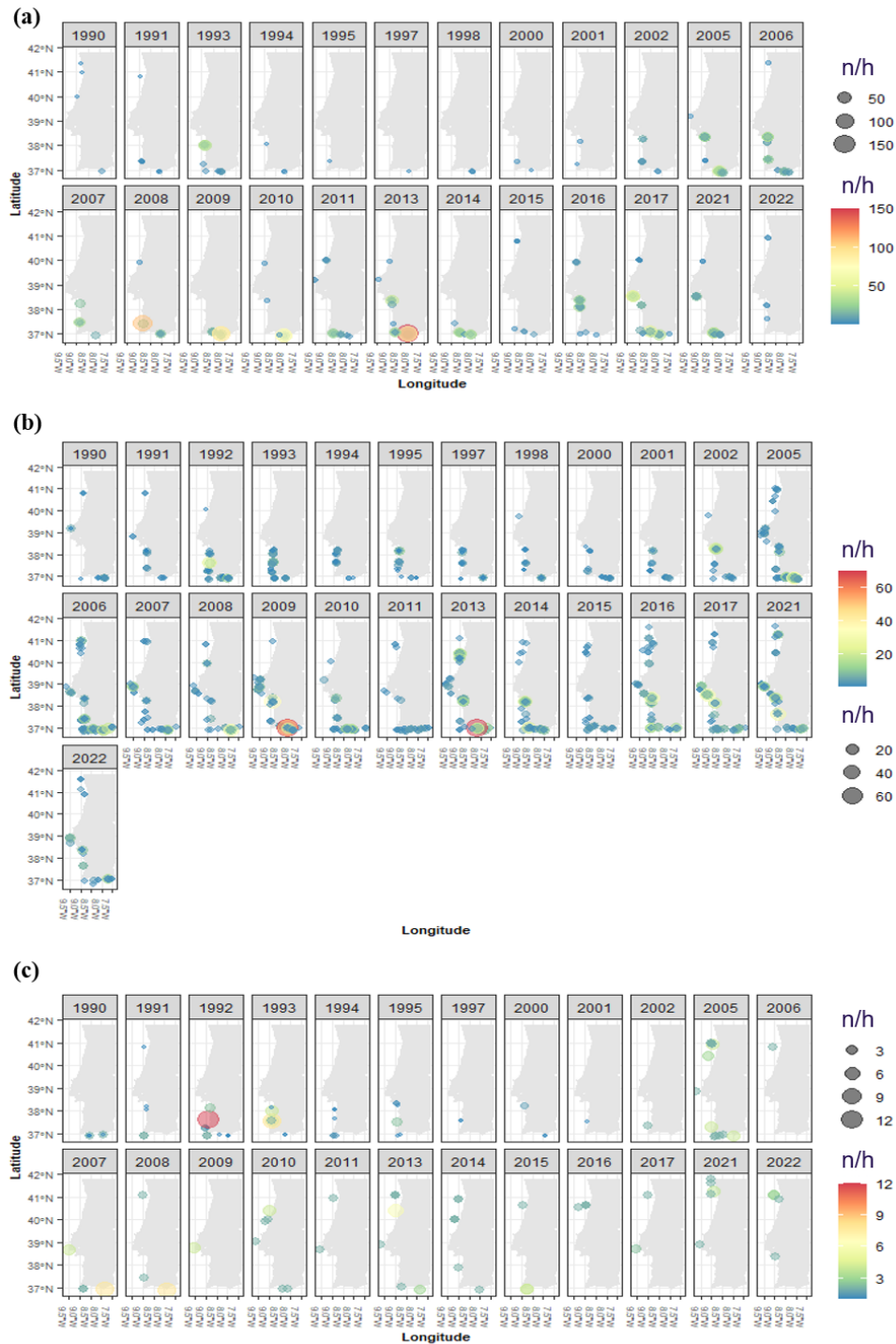


Figura 3.8. Distribuição de indivíduos de *S. cantharus* em diferentes fases do ciclo de vida (classificação baseada no comprimento total) em número por hora (n/h; n/hour). a) Juvenis (comprimento ≤ 18 cm); b) Fase de transição sexual (comprimentos ≥ 23 cm & ≤ 28 cm); c) Adultos (comprimento ≥ 30 cm).

No que toca à distribuição em profundidade, os dados das campanhas (sem exclusão de estações) indicam que a *S. cantharus* foi capturada entre os 20 e os 278 m de profundidade. A análise do número de indivíduos por intervalo de profundidade de 50 m indica que, entre 1990 e 2022, a maioria dos indivíduos foram capturados nos intervalos menos profundos (0 e 50 m), enquanto que nos restantes intervalos esta espécie tende a ser menos frequente, sendo rara a profundidades >150 m (Figura 3.9).

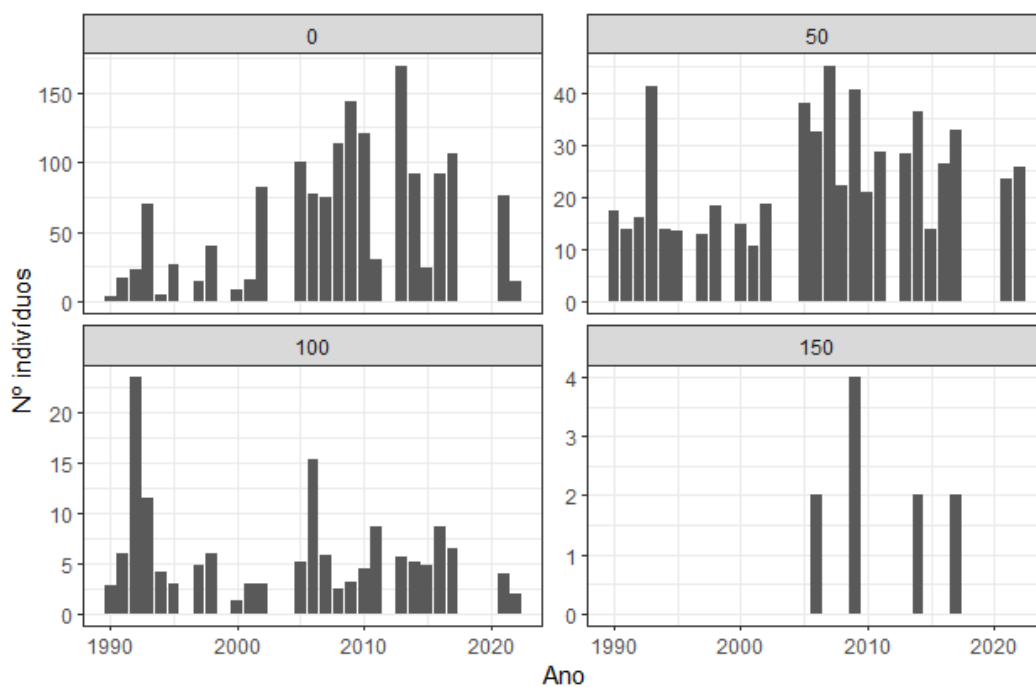


Figura 3.9. Número total de indivíduos por estrato de profundidade de *S. cantharus* capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022. Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem impercetíveis.

Os resultados mostraram que o comprimento mediano aumenta com a profundidade: 19 cm nos [0,50[m, 23 cm nos [50, 100[m, 25 cm nos [100, 150[m e 25 cm nos [150, 200[m. A partir dos 150 m, o número de indivíduos amostrado é mais baixo e os seus comprimentos variaram maioritariamente entre os 22 e os 28 cm (Figura 3.10).

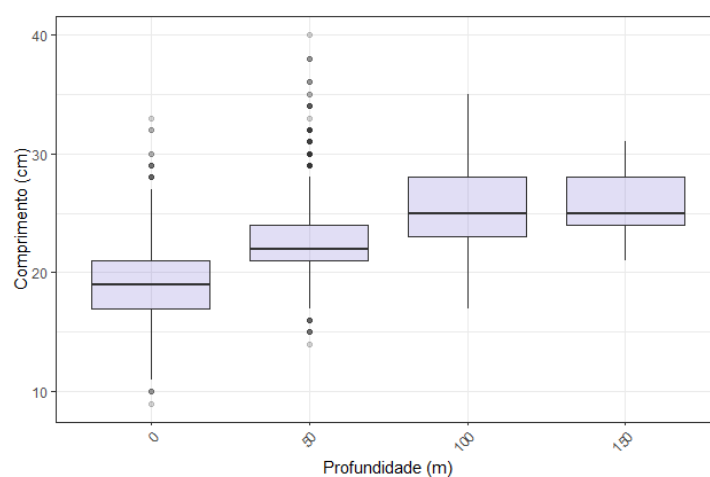


Figura 3.10. *Boxplot* dos comprimentos de *S. cantharus* em função da profundidade correspondente a exemplares capturados durante as campanhas demersais entre 1990 e 2022. Estão representados os interquartís (IQR), a mediana, o mínimo (Q1-1.5*IQR), o máximo (Q3+1.5*IQR) e os valores considerados *outliers*.

3.1.2.3. Estimativa de índices de biomassa

A evolução da biomassa ao longo do tempo, bem como a sua tendência, foi estudada recorrendo a duas metodologias diferentes, média simples e média estratificada, com o objetivo de estimar o índice de biomassa. As médias basearam-se nos indivíduos capturados nos estratos de profundidade dos 0 aos 150 m em toda a costa, uma vez que não parece existir uma região preferencial de distribuição. Comparando os gráficos destas metodologias, a tendência global é semelhante ao longo dos anos, indicando que as duas médias estão a captar o mesmo padrão geral de variação da abundância ao longo do tempo, ou seja, as variações são consistentes, independentemente da metodologia aplicada. A abundância de *S. cantharus* apresenta uma tendência variável, com um aumento de 1990 a 2012, seguido de uma redução e subsequente estabilização. No período total analisado (1990-2022), a abundância apresenta uma tendência ascendente a longo prazo, com alguns períodos notáveis de aumento (de meados da década de 1990 ao início da década de 2010) e uma diminuição após o pico registado em 2012-2013. Dados recentes sugerem que a unidade populacional pode ter estabilizado num nível moderado em comparação com os mínimos históricos do início da década de 1980 e da década de 1990 (Figura 3.11).

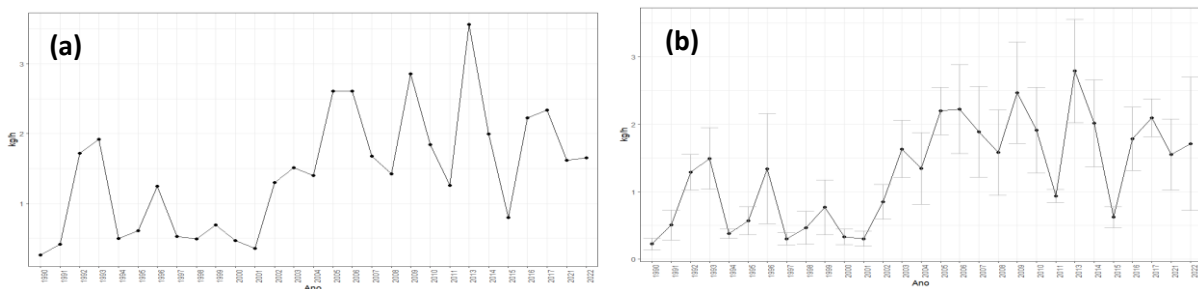


Figura 3.11. Índices de biomassa de *S. cantharus* tendo por base informação das campanhas de investigação (1990- 2022): a) Média simples; b) média estratificada.

Foi também estudada a abundância e biomassa em cada região, recorrendo, neste caso, apenas a médias simples do número de indivíduos e peso capturados por hora (n° indivíduos/h e kg/h, respetivamente). Fazendo a análise por área, pode afirmar-se que entre 1992 e 2004, não foram registadas capturas de *S. cantharus* na região Norte. Estas voltaram a ser observadas a partir de 2005, e mantiveram-se relativamente estáveis, com pequenas oscilações, desde então. A região Sudoeste apresentou grandes oscilações nos dados sem uma aparente tendência. O Sul atingiu o pico de número de indivíduos e peso em 2009 (163 indivíduos/h, 22.8 kg/h) e desde então as capturas têm vindo a diminuir (Figura 3.12).

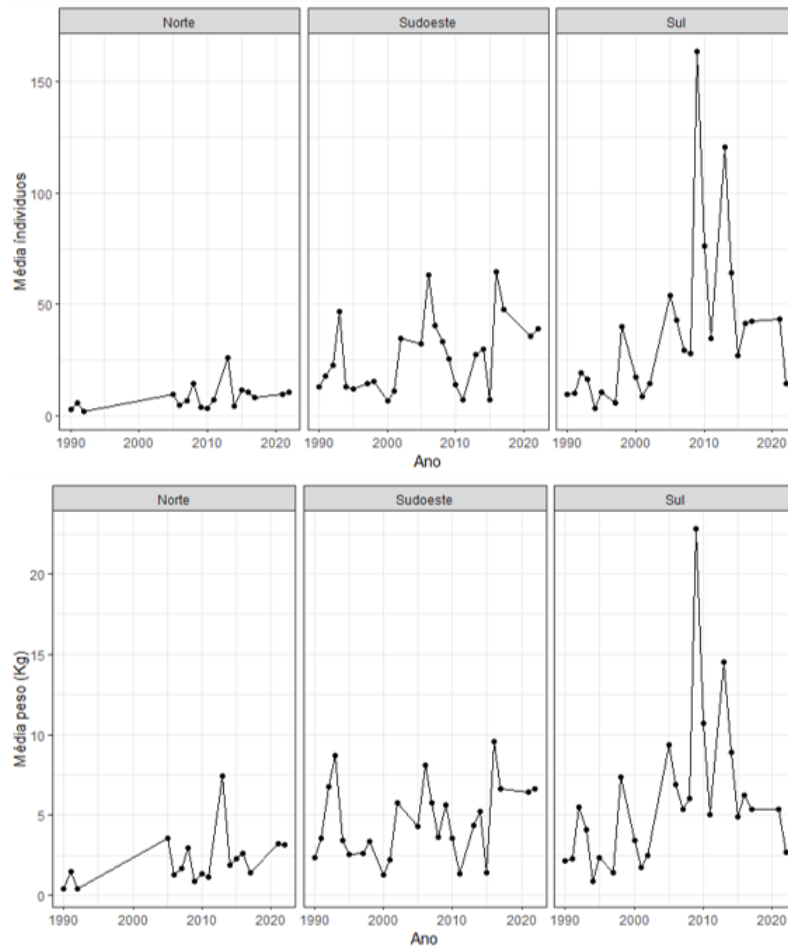


Figura 3.12. Número e peso, em kg, de indivíduos capturados por hora, por área, de *S. cantharus* nas campanhas de investigação de 1990 a 2022.

3.1.2.4. Variação do comprimento amostrado ao longo do tempo

A maioria dos indivíduos capturados em quase todos os anos tem entre 15 e 30 cm. Este facto pode sugerir uma distribuição relativamente estável das classes de tamanho capturadas, com menos indivíduos acima de 30 cm. Em alguns anos (por exemplo, 2006, 2008, 2014), o número de indivíduos capturados foi significativamente superior. Os comprimentos parecem flutuar ligeiramente entre 15 e 25 cm, o que indica alguma variabilidade nos tamanhos mais comuns ao longo do tempo. Em alguns anos, como por exemplo 1990, 2015 e 2017, verificou-se uma distribuição de comprimentos mais alargada, com ocorrência de indivíduos mais pequenos (10-20 cm) (Figura 3.13).

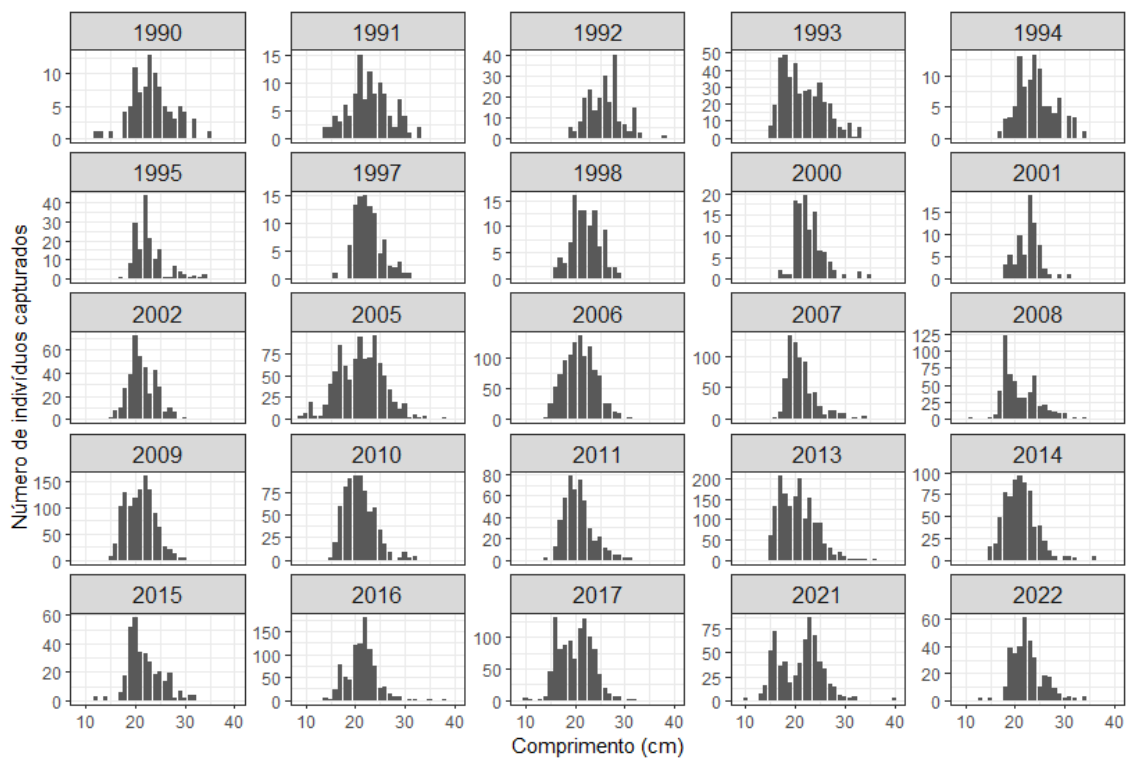


Figura 3.13. Número de indivíduos capturados de *S. cantharus* durante as campanhas de investigação por comprimentos, por ano (1990 – 2022). Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem impercetíveis.

3.1.3. Modelos de distribuição espacial

A correlação de Pearson mostrou que nenhum dos fatores ambientais apresentou valores de correlação elevados, logo foram todos incluídos na análise.

O modelo GAM binominal selecionado, baseado nos dados de presença/ausência (considerado o melhor modelo), incluiu todos os preditores ambientais e explicou 23.3% da variância total (Figura 3.14). No anexo encontra-se uma tabela exemplo de como foi selecionado o melhor modelo para o GAM binomial de *S. cantharus* em R (Anexo 1). A temperatura do fundo (bottomT) influenciou positivamente a presença da espécie, ou seja, esta tende a ocorrer em águas mais quentes (Figura 3.14a). A clorofila (chl) mostra uma influência positiva até aos 2 mg m^{-3} a partir do qual estabiliza, o que sugere que a probabilidade de presença da espécie é maior em locais de concentração de clorofila mais elevados (Figura 3.14b). Os resultados deste modelo sugerem que a salinidade (sal) e a temperatura potencial da superfície da água do mar (SW_potT) também influenciam positivamente a presença da espécie (Figura 3.14c e d).

Adicionalmente, as métricas de avaliação do GAM binomial obtidas foram AUC = 0.62, Kappa = 0.26 e TSS = 0.26.

O melhor modelo do GAM negativo binomial incluiu a temperatura do fundo e a salinidade como preditores ambientais e explicou 16.5% da variância (Figura 3.15). No caso da temperatura do fundo, a probabilidade de aumento de biomassa é maior entre os 13°C e os 16°C (Figura 3.15a). Apesar de

selecionada, a influência da salinidade na biomassa da espécie *S. cantharus* parece ser reduzida (Figura 3.15b).

As previsões do modelo composto (delta GAM) para os anos analisados (1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2021) mostram as variações da abundância de *S. cantharus* na costa portuguesa em função dos preditores ambientais (Figura 3.16).

Em 2000 a abundância esteve concentrada em áreas menores principalmente situadas no Sudoeste, coincidindo com diminuições na temperatura (SW_potT e bottomT) na região Norte e Sul. A clorofila aumentou acima dos limites da espécie em toda a região Norte apoiando a descida de abundância. Os níveis de salinidade mantiveram-se semelhantes. Em 2010 existe uma clara dispersão da abundância ao longo de toda a costa acompanhada pelas subidas de temperatura em todas as áreas. A clorofila estabilizou e a salinidade não apresentou variações significativas. Em 2021 a abundância parece ter reduzido no Sudoeste e Sul, estabilizando em alguns hotspots localizados na área Norte. A temperatura parece ter diminuído ligeiramente acompanhando a redução da abundância. Pelo contrário, a salinidade aumentou ligeiramente e a clorofila não apresentou mudanças significativas. Em geral, a relação entre a temperatura e a abundância desta espécie parecem positivamente correlacionadas moldando a distribuição da mesma para regiões mais a Norte com o passar do tempo. As variações de clorofila e salinidade, embora mais ligeiras, impactaram estas mudanças de distribuição em anos como 2000 e 2021. Os restantes anos apresentaram algumas variações no entanto serviram mais como anos de transição entre 2000, 2010 e 2021. As variações ambientais registadas encontram-se retratadas no anexo (Anexo 8, 9, 10, 11).

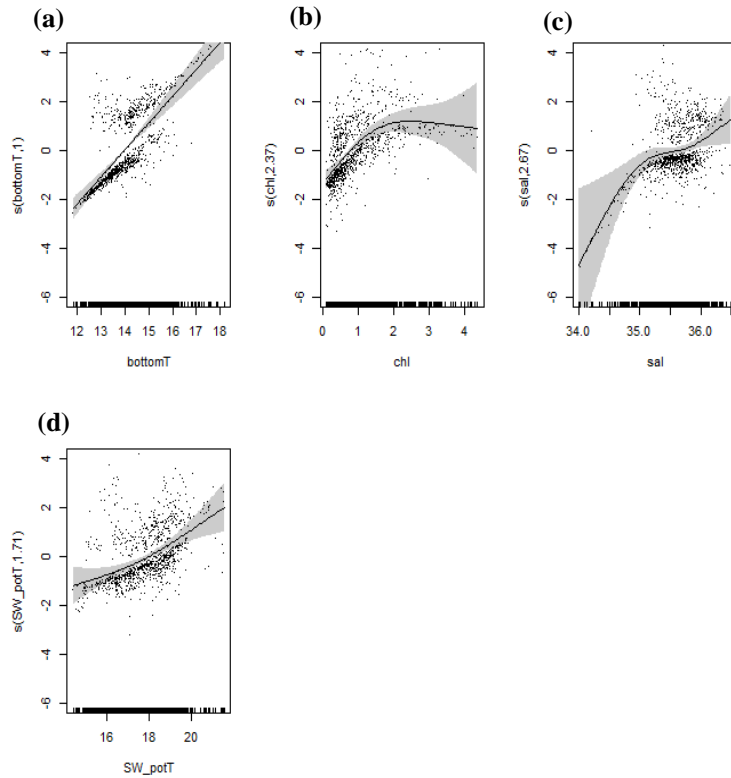


Figura 3.14. Preditores incluídos no modelo GAM binomial selecionado para *S. cantharus*, (a) temperatura do fundo do mar (bottomT); (b) clorofila (chl); (c) salinidade (sal); (d) temperatura potencial da água do mar (SW_potT).

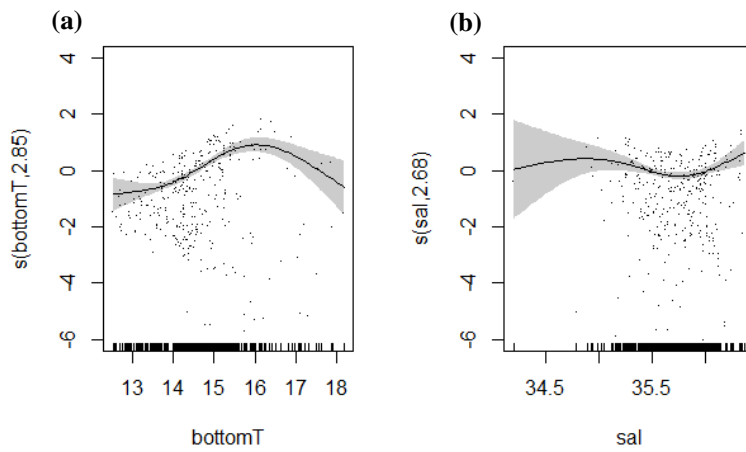


Figura 3.15. Preditores incluídos no modelo GAM binomial negativo selecionado para *S. cantharus*, (a) temperatura do fundo do mar (bottomT); (b) salinidade (sal).

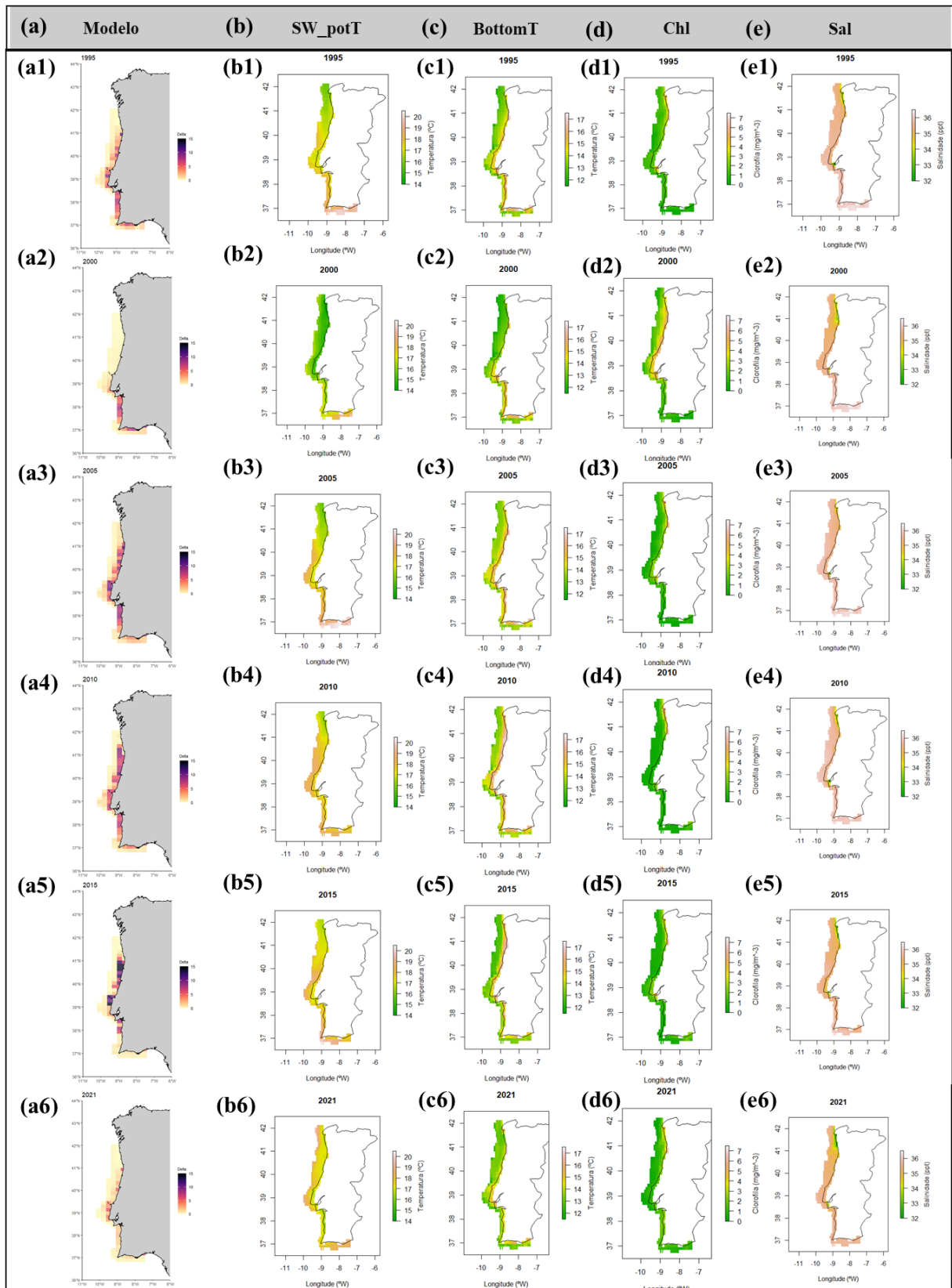


Figura 3.16. Painel múltiplo do Delta GAM da espécie *S. cantharus* e dos fatores ambientais. Colunas: (a) Previsão de abundância usando o modelo delta GAM, (b) Temperatura potencial da água do mar (SW_potT), (c) Temperatura do fundo (bottomT), (d) Clorofila (chl), (e) Salinidade (sal). Filas: 1 – 1995, 2 – 2000, 3 – 2005, 4 – 2010, 5 – 2015, 6 – 2021.

3.2. *Pagellus erythrinus*

3.2.1. Caracterização da pescaria – dados dependentes da pesca

3.2.1.1. Desembarques por porto, zona e frota de pesca

Entre 1989 e 2022, foram desembarcadas 2925 t de *P. erythrinus* nas lotas de Portugal continental. Os desembarques totais diminuíram entre 1989 (153 t) e 1995 (60 t), mantendo-se mais ou menos estáveis, embora variáveis, desde então (Figura 3.17a). A espécie atingiu o maior valor anual de desembarque em lota em 1989 (153 t), enquanto que o menor valor foi registado em 2016 (51 t). A espécie foi desembarcada em duas regiões de estudo (Sudoeste e Sul), e embora o Norte também tenha registado alguns desembarques, estes são demasiado baixos para serem considerados (4 t, 0.1%). Tendo como base os desembarques totais, o Sul foi a região onde a espécie foi mais desembarcada (2490 t, 85.1%) seguida pela região Sudoeste (431 t, 14.7%). Os desembarques no Sudoeste não apresentam grandes alterações ao longo do período analisado (Figura 3.17b). Na região Sul os desembarques totais diminuíram entre 1990 (141 t) e 1944 (61 t), mas têm variado entre 85 t e 39 t desde então (Figura 3.17c).

No período 1990 a 2022, *P. erythrinus* foi capturada por todas as artes de pesca estudadas (polivalente, cerco e arrasto). A frota polivalente correspondeu à maioria dos desembarques totais (2356 t, 80.5%), seguido da frota do arrasto (341 t, 11.6%) e do cerco (229 t, 7.8%). Na região Sudoeste, a frota polivalente foi a que dominou com 82.6% dos desembarques totais na região, seguido do cerco com 13.9% e do arrasto com 3.5%. Na região Sul, a frota polivalente representou 80.2% dos desembarques da região, enquanto que o arrasto e o cerco, representaram 3.0% e 6.8%, respetivamente.

Os principais portos com desembarques de *P. erythrinus* na costa continental portuguesa (portos com desembarques anuais > 5t) para 2009, 2015 e 2022, foram os portos de: Quarteira (63 t), Portimão (49 t), Lagos (32 t), Sines (15 t), Sagres (14 t), Setúbal (13 t), Olhão (12 t) e Tavira (8 t) (Figura 3.18). Desta forma, os portos com mais desembarques desta espécie foram Lagos, Portimão e Quarteira, embora os valores registados tenham vindo a diminuir ao longo dos anos. Realça-se que, alguns portos destacaram-se apenas em 2009, como o porto de Tavira com 6 t, e outros destacaram-se apenas em 2015, como é o caso de Sagres, com 6 t, e Setúbal, com 7 t ou em 2022, como é o caso de Olhão, com 7 t. A maioria dos portos principais registou a existência de uma sazonalidade nos desembarques, com valores mais elevados nos meses de setembro a dezembro (Figura 3.18).

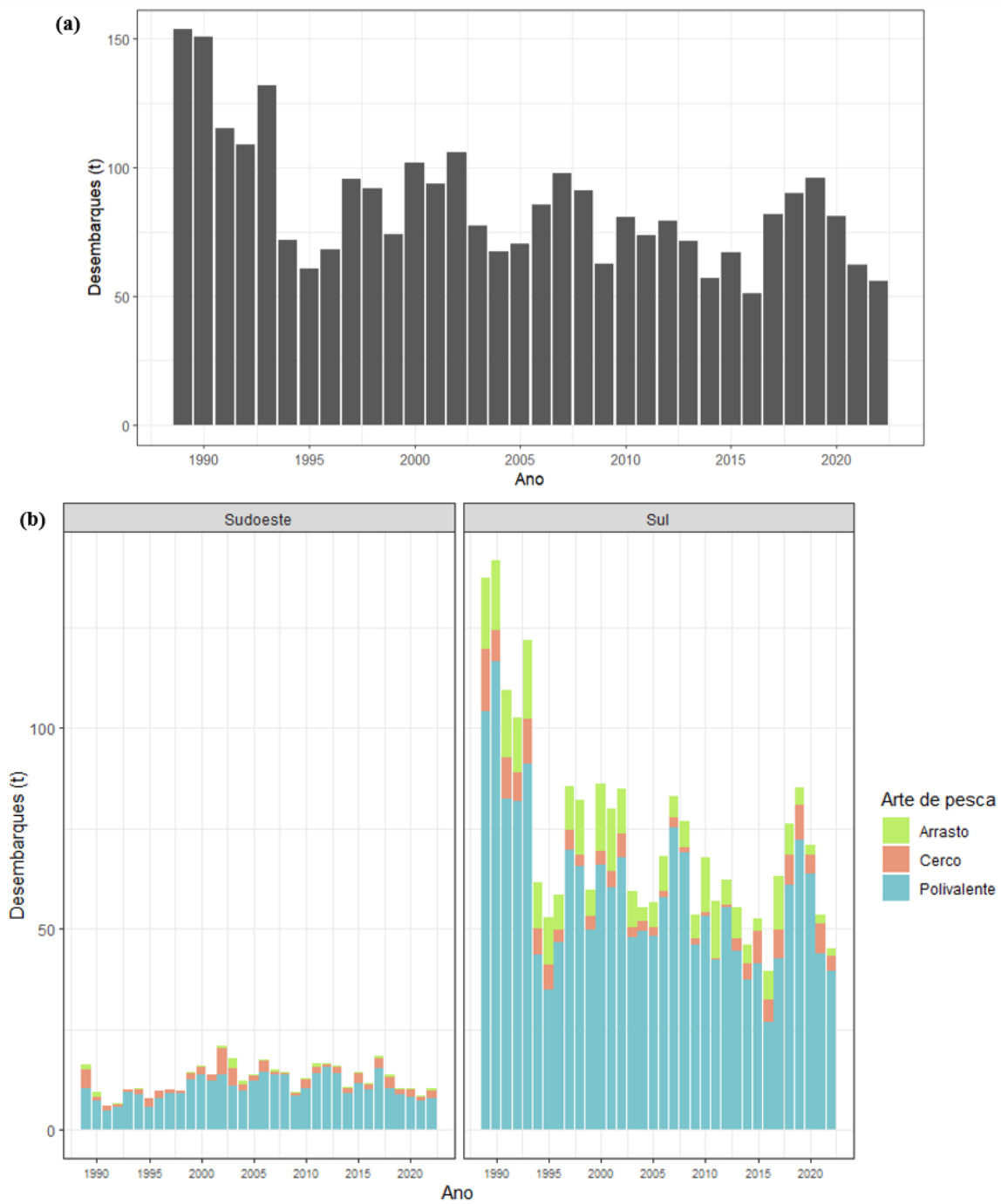


Figura 3.17. Desembarques anuais de *P. erythrinus*, em toneladas (t), nos portos do continente entre 1989 e 2022. (a) Desembarques totais; (b) desembarques por zona e por arte de pesca.

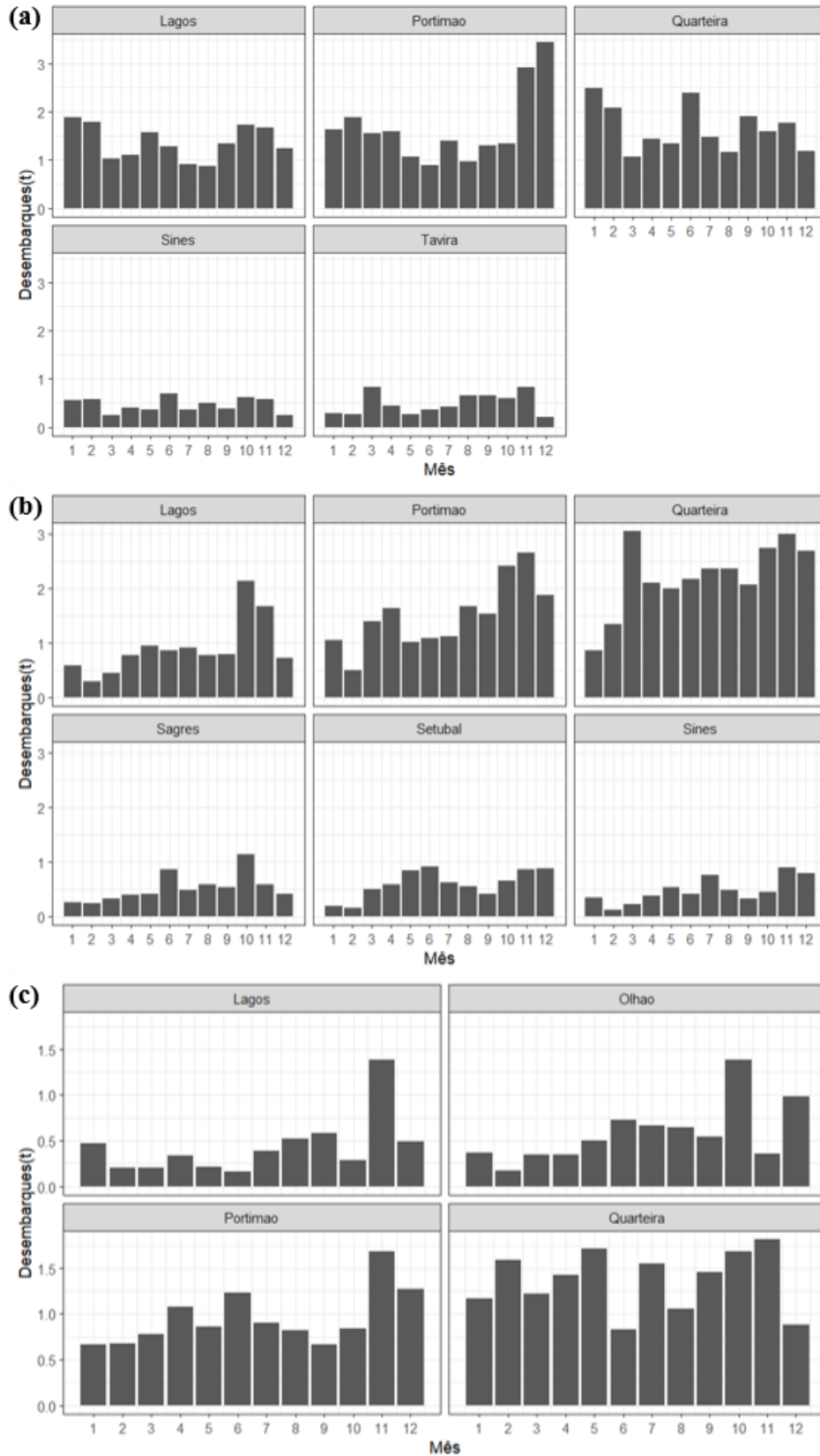


Figura 3.18. Desembarques mensais de *P. erythrinus*, em toneladas (t), nos principais portos, nos anos de: a) 2009, b) 2015 e c) 2022.

3.2.1.2. Tendência dos desembarques

Os resultados obtidos na análise STL para *P. erythrinus* demonstram que os desembarques diminuíram desde 1990, embora este decréscimo tenha abrandado desde 2001 até aos anos mais recentes. A decomposição da série temporal dos desembarques a nível nacional, mostra a existência de sazonalidade, com máximos no final da primavera e inícios de verão, aproximadamente entre maio e junho, e valores mínimos no final do outono e início do inverno, de novembro a janeiro. A tendência dos desembarques totais oscila ao longo dos anos, no entanto desde 2019 esta tem descido gradualmente; a componente residual, foi mais acentuada nos anos iniciais (Figura 3.19).

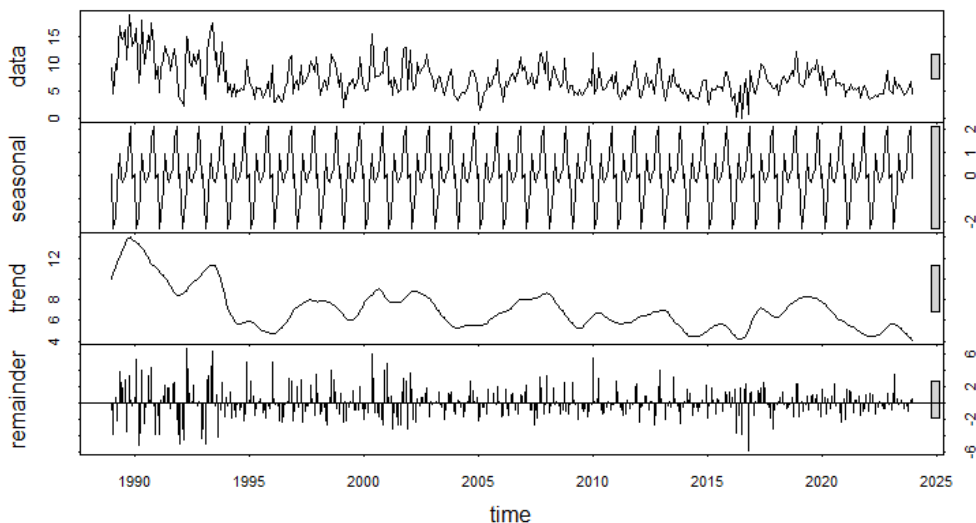


Figura 3.19. Decomposição dos desembarques totais anuais, de *P. erythrinus* (1990 a 2022), nas componentes (sazonalidade, tendência e residual).

O efeito acentuado da sazonalidade pode também ser observado nas séries temporais de *P. erythrinus*, quando analisadas por região e por arte de pesca (com exceção da arte de cerco, a arte de arrasto no Sudoeste e a região do Norte, devido a anos em falta e número de desembarques reduzido) (Figura 3.20). Na região Sudoeste, a frota polivalente registou oscilações resultando na ausência de uma tendência até 2017, a partir do qual os desembarques diminuíram gradualmente (Figura 3.20a). Na região Sul, a frota polivalente registou um ligeiro decréscimo nos desembarques até 2016-2017, seguido de uma subida pouco acentuada até 2020 e nova descida até 2022 (Fig. 3.20b). Na mesma região, a arte de cerco teve uma descida gradual de desembarques, com oscilações, até 2011, sucedido por uma subida e estabilidade dos desembarques até 2022 (Fig. 3.20c). No Sul, a frota de arrasto registou alguma variabilidade nos desembarques com uma tendência decrescente desde o início do período analisado (Fig. 3.20d).

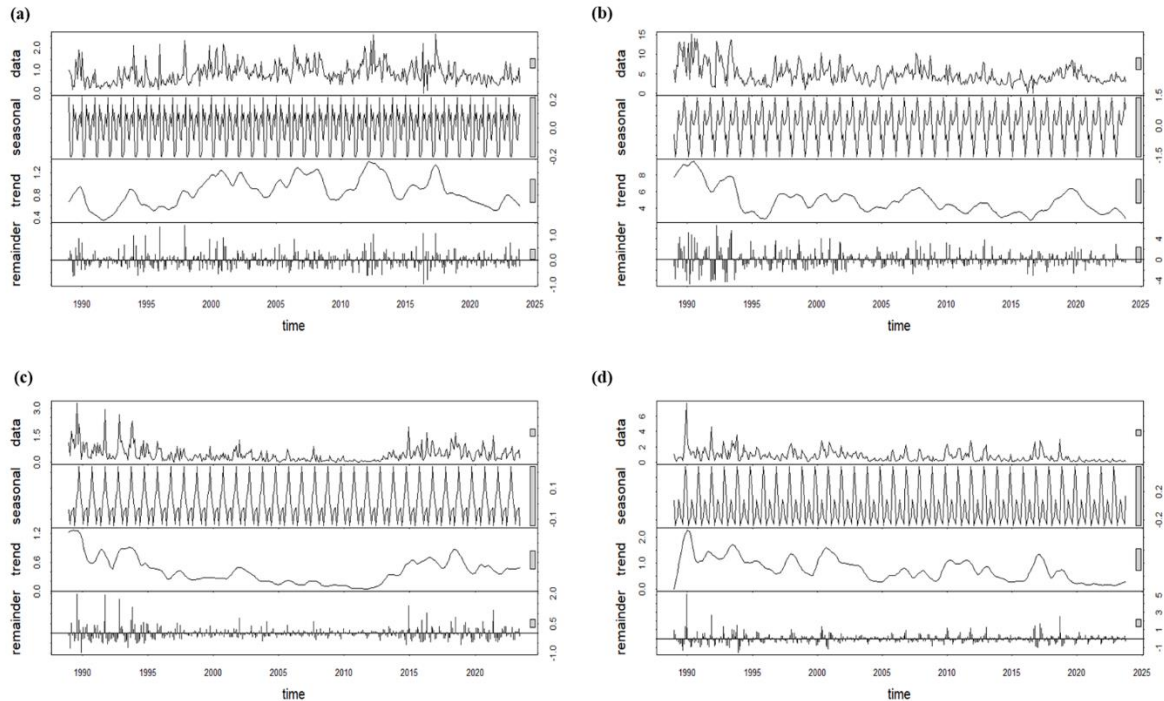


Figura 3.20. Decomposição dos desembarques totais anuais, de *P. erythrinus* (1989 a 2022), em componentes (sazonalidade, tendência e residual) para cada arte de pesca e área. a) Polivalente no Sudoeste, b) Polivalente no Sul, c) Cerco no Sul, e d) Arrasto no Sul.

3.2.1.3. N° de viagens, desembarques por unidade de esforço e valor de venda.

O número de viagens com desembarques de *P. erythrinus* é, entre as frotas de arrasto, cerco e polivalente, largamente mais elevado na frota polivalente. A região Sul destacou-se como a região com maior número de viagens para todas as frotas, embora os valores estejam a diminuir gradualmente desde 1990, no caso da frota polivalente, e desde 2017 para as restantes frotas de pesca. Pelo contrário, o número de viagens com desembarques desta espécie na região Norte é reduzido, havendo apenas capturas por parte do arrasto, que têm vindo a aumentar nos últimos anos (Figura 3.21a).

O peso médio desembarcado por viagem diminuiu para a frota de arrasto na região Sul e para a frota polivalente na região Sudoeste. Nos restantes casos, o peso médio desembarcado por viagem manteve-se constante ao longo dos anos. A zona Norte foi removida da análise devido a poucos dados e pesos vestigiais (Figura 3.21b).

Analisando os dados relativos ao comprimento das embarcações responsáveis pela captura de *P. erythrinus* no ano de 2022, para todas as áreas, podemos concluir que as embarcações de menor tamanho pertencem à frota polivalente (6 a 17 m), enquanto que o cerco e o arrasto, atuaram com embarcações entre 13 e 24 m e 12 e 28 m, respetivamente. As embarcações tendem a ser maiores, para todas as artes de pesca, na zona Norte (Anexo 5).

De um modo geral, o preço médio por kg (em lota) desta espécie, varia entre 4 e 8 €, podendo atingir cerca de 12€. O valor tem vindo a diminuir no Norte e mantém-se mais ou menos dentro dos mesmos valores no Sudoeste e Sul, nos últimos anos (Anexo 6).

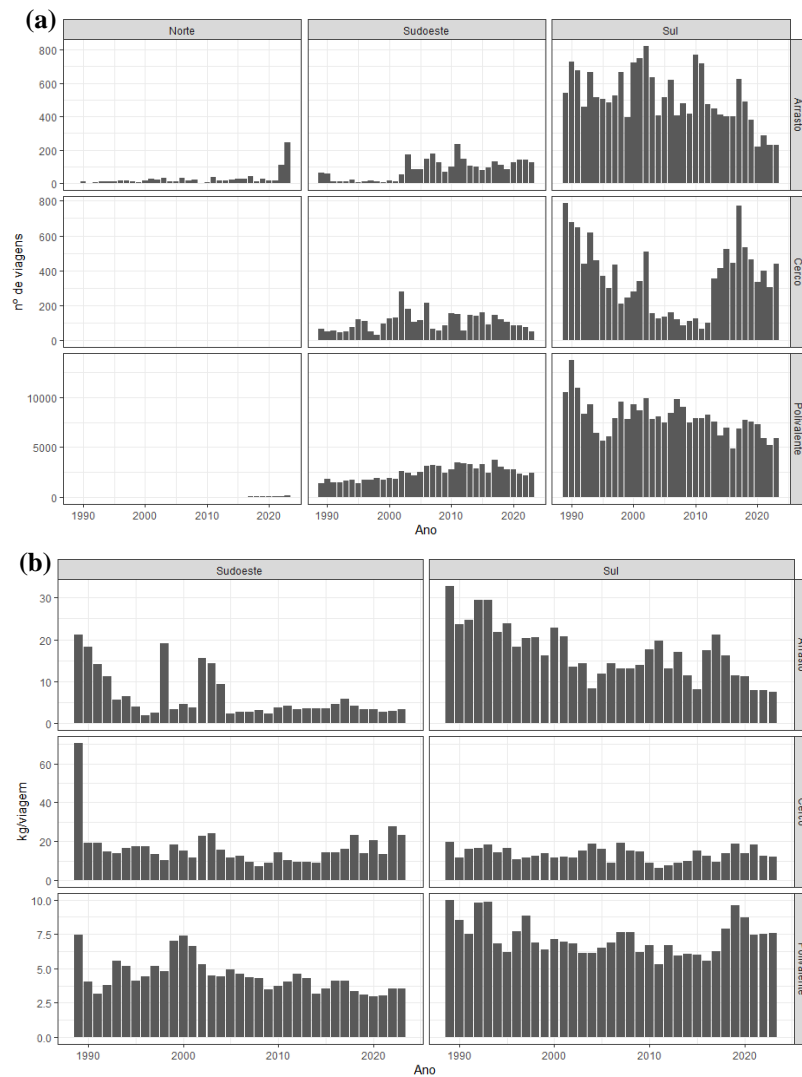


Figura 3.21. (a) Número de viagens com desembarques de *P. erythrinus* por arte, por zona e por ano (1989-2022) e (b) peso médio de *P. erythrinus* desembarcado por viagem por arte, por zona e por ano (1989-2022). Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.

3.2.1.6. Caracterização das rejeições

As informações sobre capturas e rejeições de *P. erythrinus* a bordo de embarcações comerciais, recolhidas no âmbito do PNAB, mostram, à semelhança da *S. cantharus* que, quando o *P. erythrinus* é capturado a maioria dos indivíduos são desembarcados, levando a rejeições baixas.

Tabela 3.3. Rejeições para *P. erythrinus* de 2011 a 2019 para diferentes frotas e número de lances amostrados. Perc_oc_Rej = Percentagem da ocorrência da espécie nas rejeições, por ano; Rej – nº indiv = número de indivíduos desta espécie observados nas rejeições, por ano.

Frota	Nº lances amostrados	Perc_oc_Rej	Rej - nº indiv
<i>Redes de emalhar e de tresmalho</i>	313	0	0
<i>Arrasto (crustáceos)</i>	382	0	0
<i>Arrasto (peixes)</i>	515	0 - 1.6	0 - 5
<i>Cerco</i>	179	0-10.7	0-1

3.2.1.7. Composição de comprimentos dos desembarques

Os comprimentos amostrados em lota variaram entre 13 e 54 cm no caso do arrasto e entre 10 e 56 cm no caso da frota polivalente, num total de 287 viagens amostradas (70 de arrasto e 217 da frota polivalente (Figura 3.22)). As classes de comprimento mais amostradas nos desembarques situaram-se entre 19 e 25 cm na frota polivalente (com exceção do ano 2020, em que se registaram máximos nas classes de 22 e 23 cm) e entre 17 e 25 cm no caso do arrasto. A frota de cerco foi removida dos resultados finais por apresentar dados insuficientes e irregulares. Olhando para as médias de cada ano e para cada arte pode concluir-se que, no caso da frota polivalente registaram-se variações nos comprimentos médios sem qualquer tendência (28.8 cm (2017), 26.4 cm (2018), 25.8 cm (2019), 29.4 cm (2020), 25.8 cm (2021) e 27.9 cm (2022)). No caso do arrasto, a média dos comprimentos dos indivíduos amostrados é superior no período 2020-2022 do que 2017-2019 (23.8 cm (2017), 25.0 cm (2018), 24.8 cm (2019), 34.2 cm (2020), 28.1 cm (2021) e 27.2 cm (2022)). Devido aos reduzidos dados, de apenas 6 anos, é difícil tirar conclusões sobre uma tendência nos comprimentos.

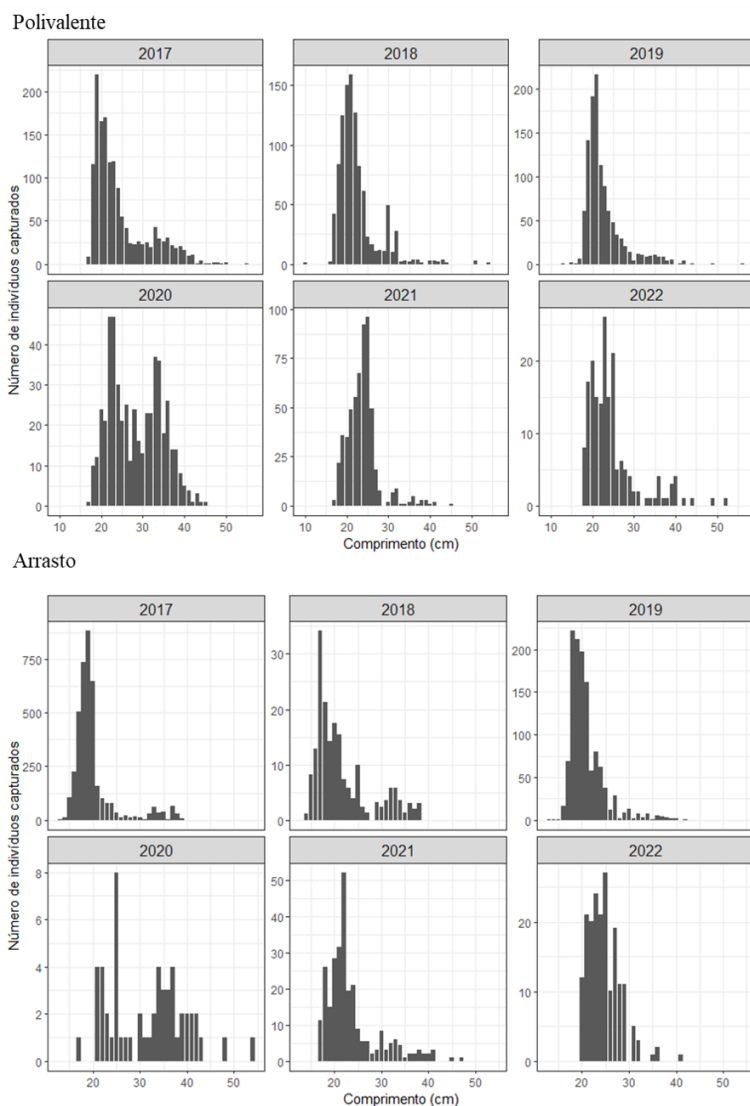


Figura 3.22. Número de indivíduos de *P. erythrinus* capturados e desembarcados em lota por classe de comprimento (1 cm), por arte e por ano (2017–2022). Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.

3.2.2. Campanhas de investigação – dados independentes da pesca

3.2.2.1. Caracterização da informação

Foram analisados dados da campanha demersal, conduzidas anualmente no âmbito do PNAB/DCF, entre 1990 e 2022. As estações amostradas foram as mesmas da tabela 3.2, ou seja, 1990 foi o ano com mais estações amostradas (123 estações no total) e 1997 e 2001 com menos estações (58 estações totais) (Tabela 3.3). A frequência de ocorrência de *P. erythrinus* variou entre 1% (2007) e 15.7% (2017) e as capturas variaram entre 2 e 1394 exemplares, em 2007 e 2017, respetivamente. Foram amostrados 5084 indivíduos, com comprimentos entre 6 cm e de 49 cm, sendo o comprimento médio 26.79 cm e o comprimento mediano 26 cm (Tabela 3.3).

Tabela 3.4. Frequência de ocorrência de *P. erythrinus* no número total de estações efetuadas anualmente nas campanhas de investigação (1990 - 2022). Adicionalmente, foram adicionados o número total de indivíduos de *S. cantharus* capturas por campanha bem como o seu comprimento total mínimo (Ct mín) e máximo (Ct máx).

Ano	Nº estações	Freq. Ocorrência <i>P. erythrinus</i> (%)	Nº indivíduos capturados	Ct mín	Ct Máx
1990	123	4.1	33	8	19
1991	93	5.4	134	14	35
1992	59	6.8	22	14	35
1993	65	7.7	35	21	49
1994	88	2.3	7	19	20
1995	88	3.4	6	23	41
1997	58	8.6	17	10	49
1998	74	2.7	7	18	41
2000	78	6.4	102	18	49
2001	58	5.2	68	15	36
2002	66	6.1	56	20	47
2005	89	6.7	128	14	47
2006	88	4.5	96	17	41
2007	96	1.0	2	24	24
2008	87	3.4	72	20	37
2009	93	6.5	329	18	46
2010	87	6.9	24	17	36
2011	86	7.0	166	15	35
2013	93	7.5	526	19	43
2014	81	7.4	208	18	38
2015	90	13.3	643	7	43
2016	85	9.4	517	16	43
2017	89	15.7	1394	14	41
2021	93	8.6	408	6	40
2022	61	6.6	84	20	34

3.2.2.2. Distribuição

A espécie ocorre na costa Sudoeste e Sul, onde é mais abundante, sendo os *hotspots* de captura na região sul (Figura 3.23). Não ocorre ou é rara nas águas a norte de Lisboa, havendo registos de ocorrência de apenas 2 indivíduos no setor de Lisboa em 2006. Os dados mostram que entre 2013 e 2017 as capturas foram relativamente elevadas na zona sul. Verifica-se ainda que as maiores capturas ocorreram em 2017 no Sudoeste e Sul do país, no setor de Arrifana e Portimão, respetivamente. Analisando as capturas ao nível de cada setor salienta-se que os setores do Sul, Sagres e Portimão, tiveram o máximo de captura em peso em 2015 e 2017, respetivamente. De 1992 a 2011 não houve qualquer registo de captura de *P. erythrinus* nos setores de V. Real de S. António e Sagres. Os setores com maior abundância no Sudoeste

são Arrifana e Sines, contudo, Vila Nova de Milfontes apresenta máximos de captura em 2021, ultrapassando os 150 indivíduos (Anexo 7).

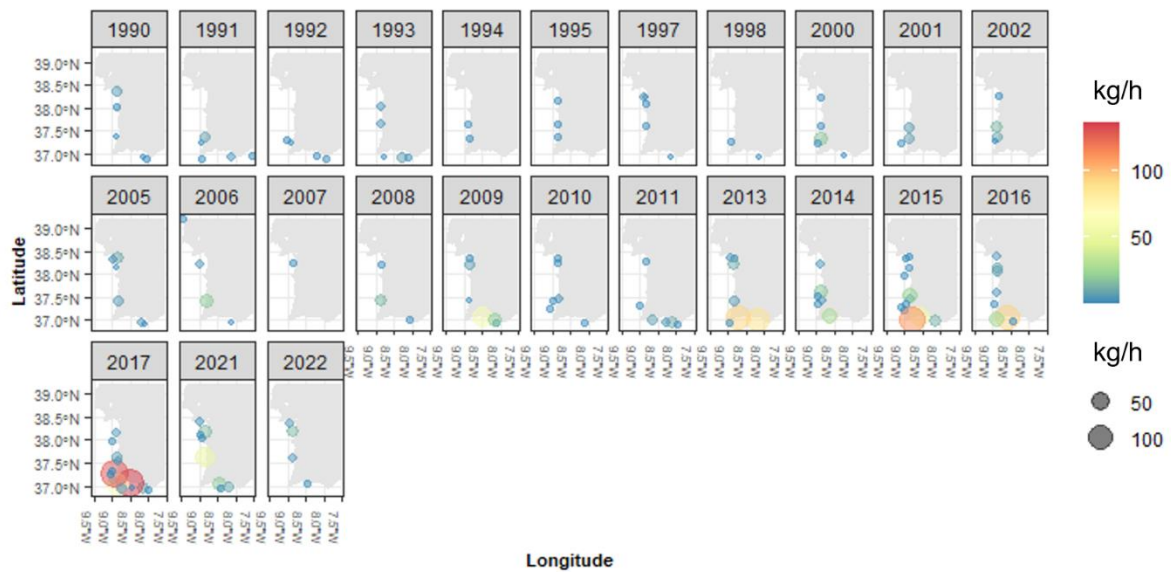


Figura 3.23. Distribuição dos indivíduos capturados de *P. erythrinus* na costa portuguesa, em peso por hora (Kg/h; whour), durante as campanhas demersais de 1990 a 2022.

No que toca à distribuição da espécie por fase do ciclo de vida, ao longo da costa, verifica-se que os juvenis (≤ 17 cm) tendem a ocorrer principalmente nas estações na costa sul portuguesa em particular na região de Portimão e estações adjacentes. Os indivíduos potencialmente em fase de transição (18-20 cm), são frequentes nas estações localizadas nos setores de Portimão e Arrifana. Já os indivíduos de maiores dimensões (≥ 30 cm) ocorreram maioritariamente no Sul, entre 2009 e 2017, e na região sudoeste de 2013 a 2022 (Figura 3.24).

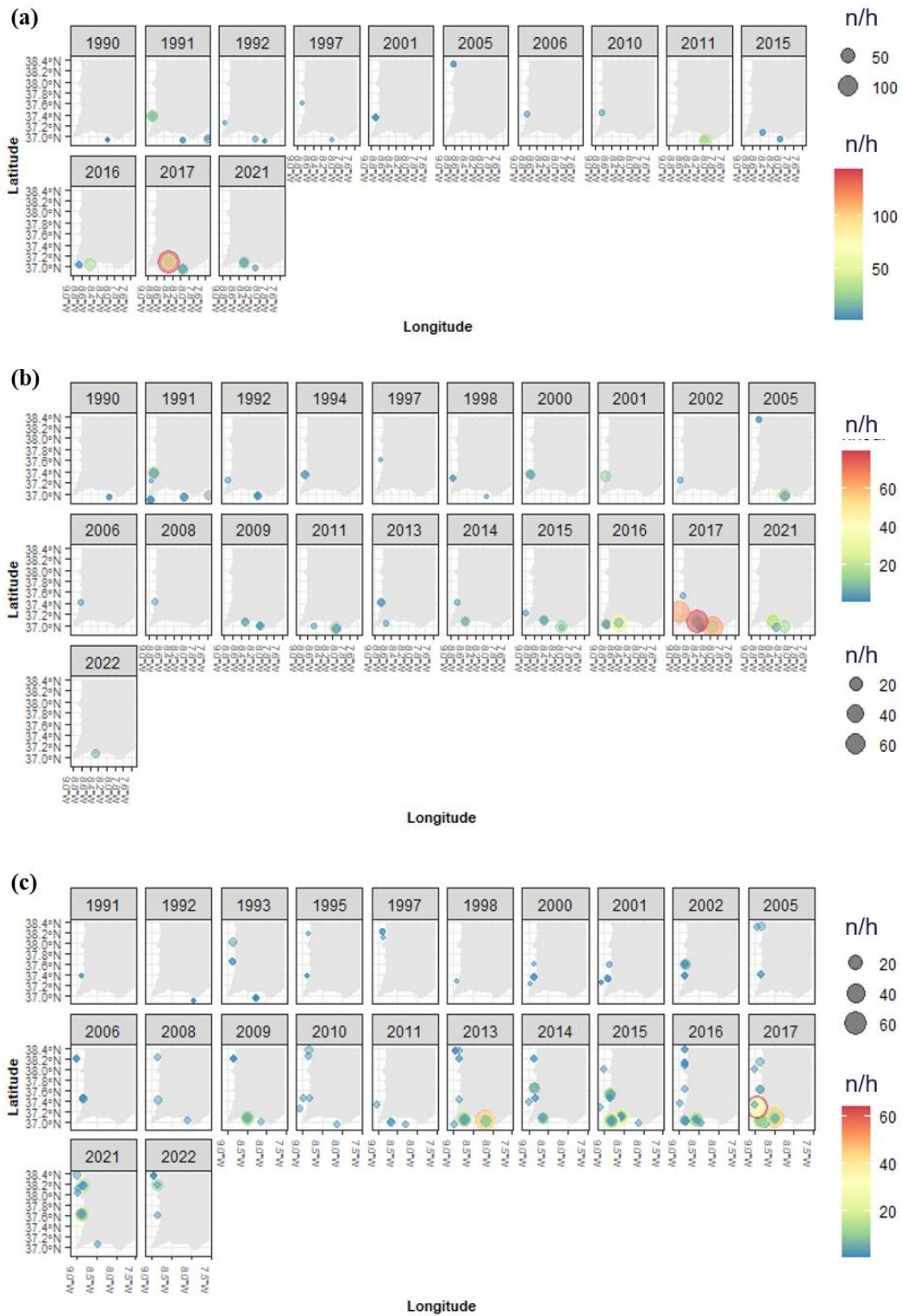


Figura 3.24. Distribuição de indivíduos de *P. erythrinus* por fase de ciclo de vida (classificação baseada no comprimento total) em número por hora (n/h; n/hour). a) Juvenis (comprimento ≤ 17 cm); b) Fase de transição sexual (comprimentos ≥ 18 cm & ≤ 20 cm); c) Adultos (comprimento ≥ 30 cm).

Relativamente à distribuição em profundidade, os dados das campanhas (sem exclusão de estações) indicam que *P. erythrinus* foi capturado entre os 16 e os 155 m de profundidade, sendo mais frequente

entre os 43 e os 86 m. O número de indivíduos por intervalo de profundidade indica que a distribuição desta espécie diminui com a profundidade (Figura 3.25).

Pagellus erythrinus apresenta variação de comprimentos com a profundidade, em que os indivíduos de maior tamanho tendem a distribuir-se em maiores profundidades (Figura 3.26).

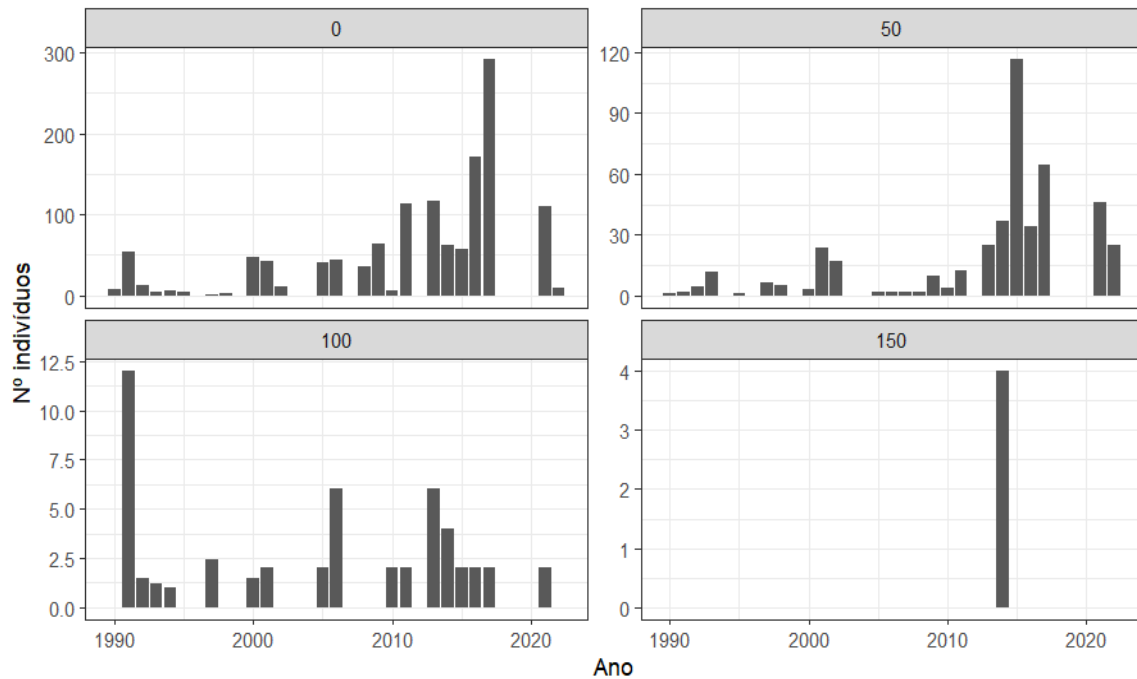


Figura 3.25. Número total de indivíduos, por estrato de profundidade, de *P. erythrinus* capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022. Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.

Os resultados mostram que o comprimento mediano aumenta com a profundidade: 23 cm nos [0,50[m, 29 cm nos [50, 100[m, 32 cm nos [100, 150[m e 22 cm nos [150, 200[m. A partir dos 150 m, os números de indivíduos amostrados são muito reduzidos (Figura 3.26).

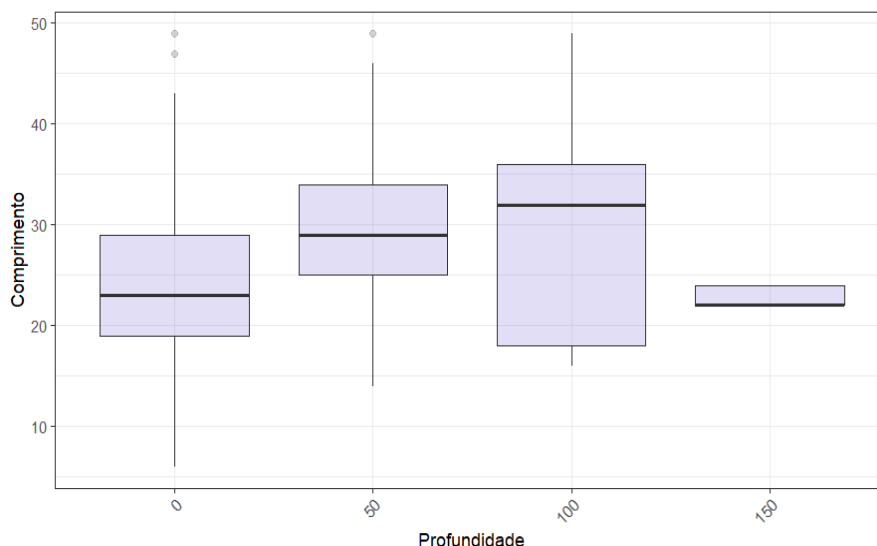


Figura 3.26. Boxplot dos comprimentos de *P. erythrinus* em função da profundidade correspondente a exemplares capturados durante as campanhas demersais entre 1990 e 2022. Estão representados os interquartis (IQR), a mediana, o mínimo ($Q1 - 1.5 \cdot IQR$), o máximo ($Q3 + 1.5 \cdot IQR$) e os valores considerados *outliers*.

3.2.2.3. Estimativa de índices de biomassa

A evolução da biomassa ao longo do tempo, bem como a sua tendência, foi estudada recorrendo a duas metodologias diferentes, média simples e média estratificada, com o objetivo de estimar o índice de biomassa. As médias basearam-se nos indivíduos capturados nos estratos de profundidade dos 0 - 150 m em toda a costa, na zona Sudoeste e Sul apenas, visto que esta espécie não se distribui para a zona Norte. Ambos os gráficos mostraram uma tendência global relativamente semelhante, indicando que os dois métodos estão a captar as mesmas variações na abundância. Verifica-se um período de abundância baixa e estável entre 1990 e 2008, seguido de um aumento acentuado após 2010, com um máximo em 2017 e diminuição até 2022. Entre 1990 e 2008, a abundância de *P. erythrinus* manteve-se relativamente baixa e estável, consistentemente abaixo de 2 kg/h, indicando uma população relativamente estável, mas baixa. A partir de 2008, a abundância aumentou significativamente. Esta tendência ascendente manteve-se até 2017, altura em que a abundância atingiu um máximo com valores de abundância superiores a 20 kg/h (especialmente na análise da média estratificada). Após o pico de 2017, a abundância diminuiu para valores próximos dos registados em 2011.

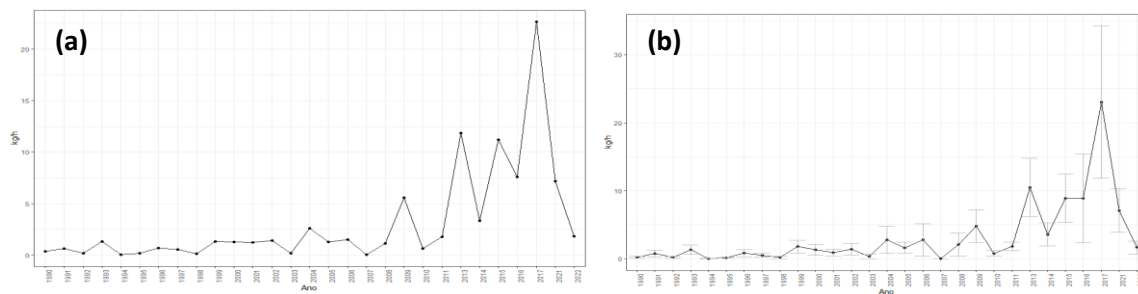


Figura 3.27. Índices de biomassa de *P. erythrinus* tendo por base informação das campanhas de investigação (1990- 2022): a) Média simples; b) média estratificada.

Foi também estudada a abundância e biomassa em cada região, recorrendo, neste caso, apenas a médias simples do número de indivíduos e peso capturados por hora (n° indivíduos/h e kg/h, respetivamente). Fazendo a análise por área, podemos afirmar que, no Sudoeste, observou-se um período relativamente estável, caracterizado por poucas variações até 2016, seguido de um máximo em 2017, em número e em peso (50 n/h, 18,9 kg/h), diminuindo até 2022. No Sul, registaram-se máximos relativos quer em número de indivíduos (166 indivíduos/h em 2017 e 186 indivíduos/h em 2015) quer em biomassa (61 kg/h em 2013 e 60 kg/h em 2015). Após 2015 verificou-se uma descida nas capturas que se manteve até 2022. O Norte foi removido devido à falta de dados (Figura 3.28).

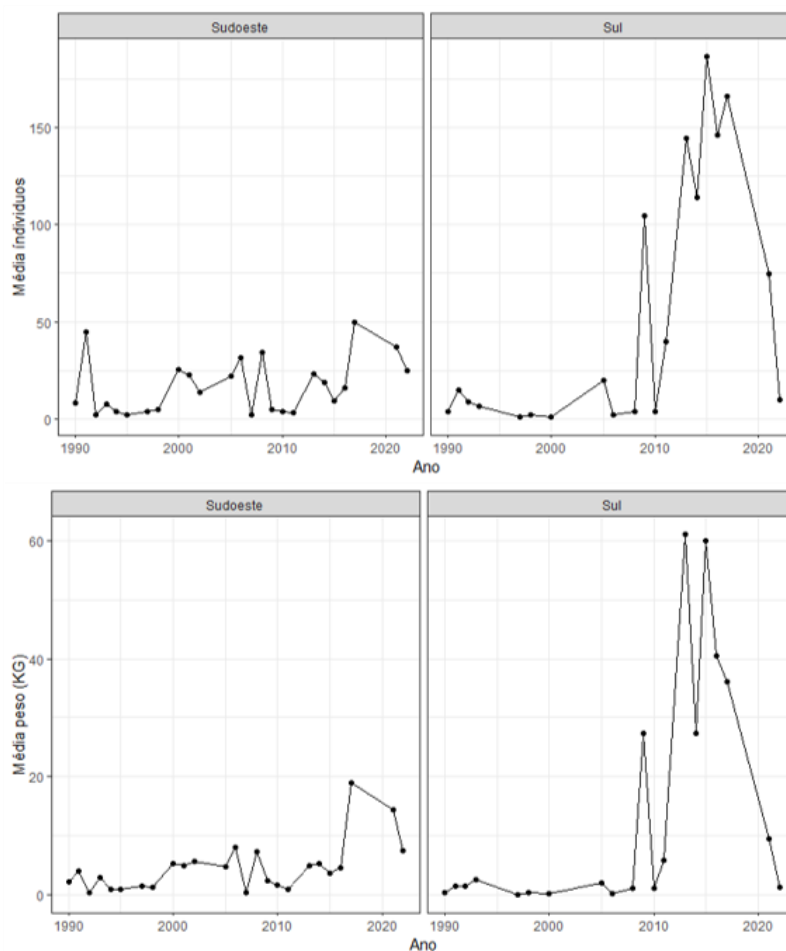


Figura 3.28. Número e peso, em kg, de indivíduos capturados por hora, por área, de *P. erythrinus* nas campanhas de investigação de 1990 a 2022.

3.2.2.4. Variação do comprimento amostrado ao longo do tempo

Na maioria dos anos, os indivíduos amostrados apresentaram comprimentos entre 10 e 30 cm, o que indica consistência nos comprimentos durante a maior parte do período analisado. Em vários anos, os máximos ocorreram entre 15 e 25 cm, refletindo uma predominância de indivíduos de tamanho médio. O ano 2015 foi atípico registrando uma captura anormal de indivíduos acima dos 30 cm, fugindo da tendência entre os 15 – 25 cm. (Figura 3.29).

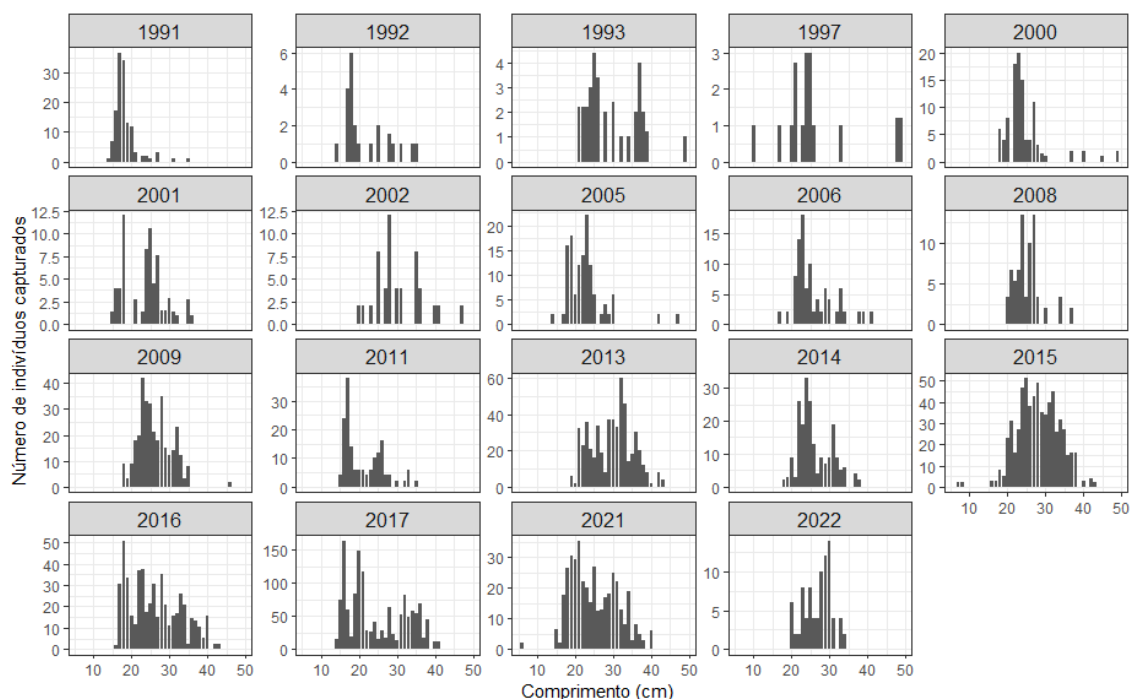


Figura 3.29. Número de indivíduos capturados de *P. erythrinus* durante as campanhas de investigação por comprimentos, por ano (1990 – 2022). Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.

3.2.3. Modelos de distribuição espacial

A correlação de Pearson mostrou que nenhum dos fatores ambientais apresentou valores de correlação elevados, logo foram todos incluídos na análise.

O melhor modelo GAM binominal, baseado nos dados de presença/ausência, incluiu a temperatura do fundo (bottomT) e a salinidade (sal) como preditores ambientais e explicou 21.4% da variância total (Figura 3.30). A temperatura do fundo influencia positivamente a presença da espécie, ou seja, esta tende a ocorrer em águas mais quentes (Figura 3.30a). A salinidade influencia negativamente a presença da espécie, reduzindo a probabilidade de a espécie estar presente à medida que a salinidade aumenta (Figura 3.30b).

Adicionalmente, as métricas de avaliação do GAM binomial obtidas foram AUC = 0.72, Kappa = 0.32 e TSS = 0.39.

O melhor modelo GAM binomial negativo também incluiu a temperatura do fundo e a salinidade como preditores ambientais e explicou 44.6% da variância (Figura 3.31). No caso da temperatura do fundo

(bottomT), o modelo indica uma maior probabilidade de subida da biomassa a temperaturas entre os 14°C e os 16.5°C seguida de uma descida a temperaturas superiores a 16.5°C (Figura 3.31a). No caso da salinidade (sal), o modelo sugere que maiores valores de salinidade afetam negativamente a biomassa da espécie (Figura 3.31b).

As previsões do modelo composto (delta GAM) para 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2021 mostraram as variações na abundância de *P. erythrinus* na costa portuguesa em função dos preditores ambientais (Figura 3.32).

Em 1995 a abundância estava relativamente baixa com alguns hotspots na região Sul enquanto que a temperatura estava mais baixa no Sudoeste. A salinidade foi ligeiramente maior no Sul. Em 2010 houve um pico de abundância com uma distribuição mais dispersa no Sudoeste e Sul. A temperatura veio a aumentar desde 1995 e a salinidade diminuiu ligeiramente contribuindo para este aumento de abundância. Por fim, em 2021 houve uma diminuição significativa da abundância em comparação com 2010 focando-se em hotspots localizados no Sul do país. A temperatura diminuiu no Sudoeste e aumentou ligeiramente no Sul enquanto que a salinidade demonstrou uma diminuição em quase toda a costa, favorecendo a abundância no Sul. Os restantes anos embora apresentassem ligeiras mudanças serviram mais como anos de transição de 1995 a 2010 e de 2010 a 2021. As variações ambientais registadas encontram-se retratadas no anexo (Anexo 8, 9, 10, 11)

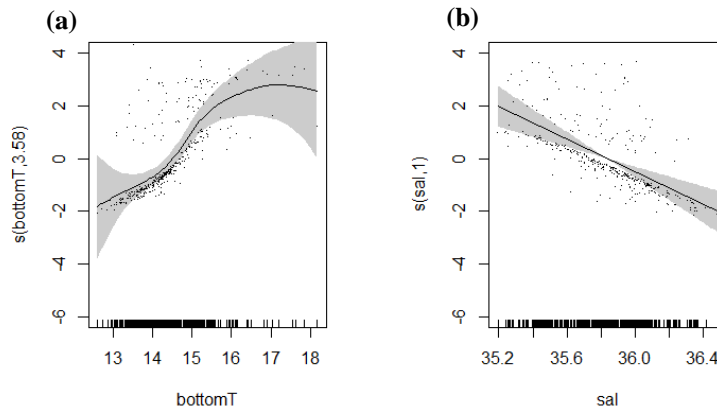


Figura 3.30. Preditores incluídos no modelo GAM binomial selecionado para *P. erythrinus*. (a) temperatura do fundo do mar (bottomT); (b) salinidade (sal).

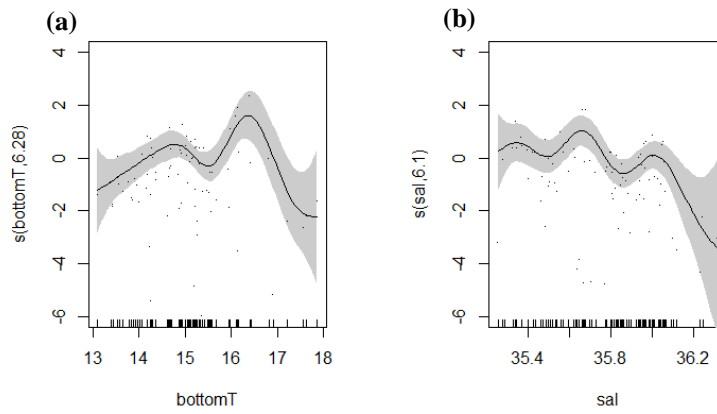


Figura 3.31. Preditores incluídos no modelo GAM binomial negativo selecionado para *P. erythrinus*. (a) temperatura do fundo do mar (bottomT); (b) salinidade (sal).

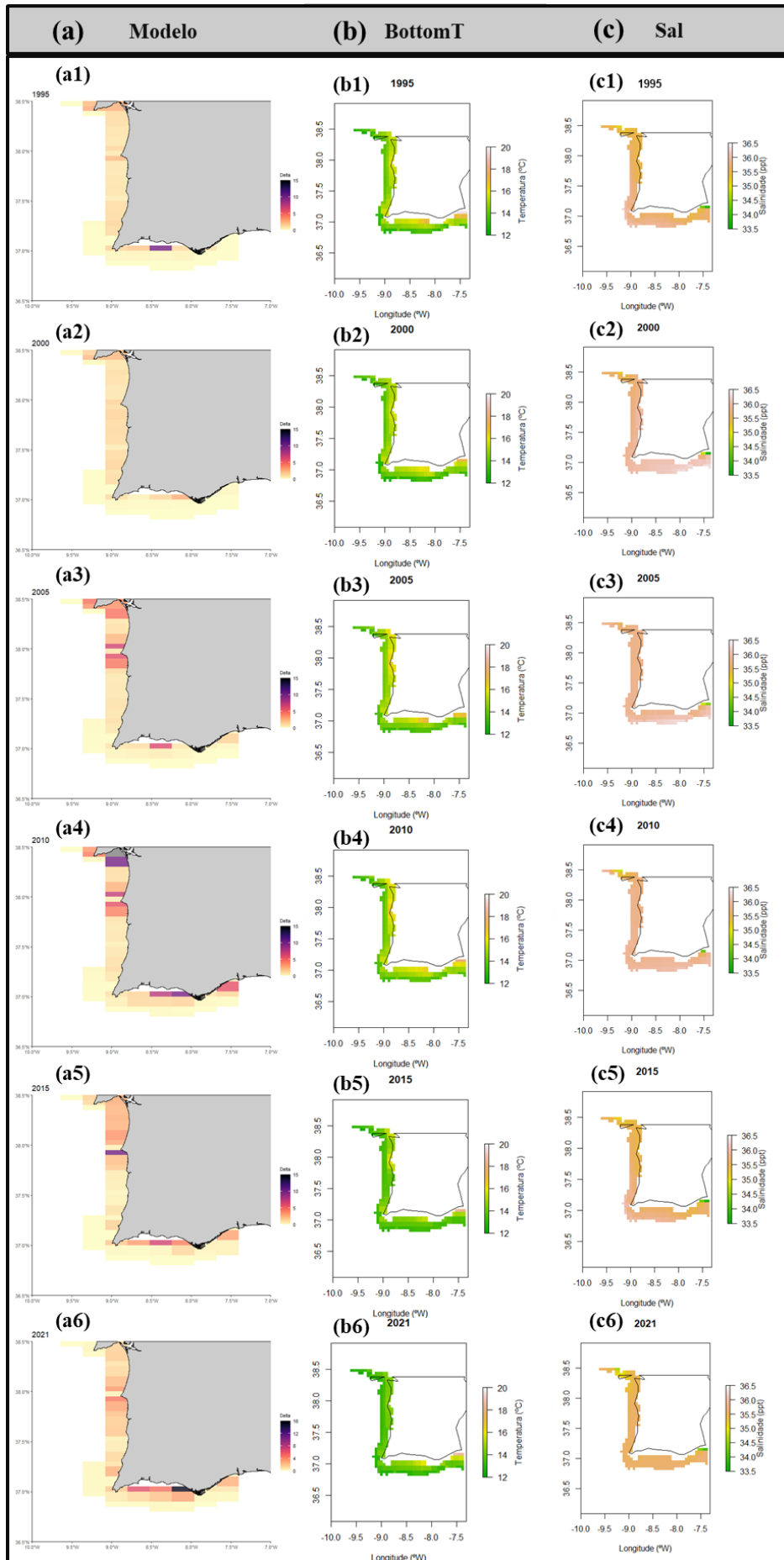


Figura 3.32. Painel múltiplo do Delta GAM da espécie *P. erythrinus* e dos fatores ambientais. Colunas: (a) Previsão de abundância usando o modelo delta GAM, (b) Temperatura do fundo (bottomT), (c) Salinidade (sal). Filas: 1 – 1995, 2 – 2000, 3 – 2005, 4 – 2010, 5 – 2015, 6 – 2021.

4. Discussão

O presente trabalho visou compilar e caracterizar os dados existentes de *S. cantharus* e *P. erythrinus* de forma a permitir uma avaliação mais robusta do estado das populações que habitam a costa Portuguesa. Estas espécies são frequentes nas águas do continente, contudo, não existe uma avaliação do estado das suas populações nem estão propostos limites para a sua captura (Costa et al., 2020). Uma vez que não constam das principais espécies desembarcadas a nível do continente, foram avaliadas, pela primeira vez, no âmbito do descritor 1 (D1) da DQEM na avaliação das Estratégias Marinhas publicada em 2020 (MM, 2020). No entanto, a avaliação abordou apenas um dos critérios, relativo à tendência da abundância (critério D1C2), por inexistência de informação, metodologias e/ou limiares de avaliação para avaliar outros critérios (MM, 2020). A avaliação foi feita a nível de toda a subdivisão do continente, considerando a distribuição das espécies (incluindo em profundidade), embora seja reconhecido que poderá ser importante uma avaliação a escalas espaciais mais pequenas para perceber de que forma as populações respondem a pressões locais (Machado et al., 2020). As metodologias seguidas para avaliar estas espécies estão ainda em desenvolvimento. Ao contrário de outras espécies avaliadas no D1, normalmente rejeitadas, estas espécies são frequentemente vendidas em lota, são alvo de estudos de biologia (e.g., Neves et al., 2018) e são frequentes nas campanhas de investigação do IPMA. Desta forma, a sua avaliação poderá passar pelo desenvolvimento de modelos de avaliação mais complexos, que requerem informação robusta sobre desembarques, rejeições, abundância e distribuição.

4.1. Caracterização das pescarias

Neste estudo *S. cantharus* e *P. erythrinus* foram consideradas capturas acessórias visto que não existe nenhuma frota cuja espécie alvo seja uma das mencionadas. Estas espécies foram capturadas principalmente pela frota polivalente, a frota com maior número de embarcações licenciadas em Portugal ao longo da última década (INE, 2013, 2015, 2017, 2019, 2021, 2023), o que está de acordo com os estudos de Manuel & Gonçalves (2000) e Coelho et al. (2010) que analisaram dados estatísticos das pescas comerciais relativas às regiões Sudoeste e Sul de Portugal. Na frota polivalente, e de acordo com os diários de pesca reportados para cada lance de pesca, as capturas de *S. cantharus* são efetuadas, na sua maioria, por redes de emalhar e tresmalho, embora existam também capturas reportadas com armadilhas e covos (IPMA, dados não publicados). Esta frota é, no entanto, especialmente difícil de caracterizar devido ao grande número de embarcações de dimensões variáveis, com ou sem pesqueiros definidos, e com licenças para operar com várias artes de pesca (Cardoso et al., 2015). As artes mais utilizadas por esta frota são as redes de emalhar e os tresmalhos de malhagem variável, os palangres e as armadilhas. Na mesma viagem podem ser utilizadas diferentes artes e diferentes malhagens de acordo com as espécies-alvo, e podem ter um carácter sazonal permitindo uma maior adaptabilidade às mudanças no ambiente (Cardoso et al., 2015; Moura et al., 2016; Szynaka et al., 2022).

Ambas as espécies analisadas neste trabalho são também capturadas pela arte de arrasto. Em Portugal, as embarcações que operam o arrasto dirigem-se a dois grandes grupos: peixes e crustáceos. O segmento

de frota de arrasto de crustáceos opera tipicamente em águas mais profundas, com cerca de 75% da sua atividade em águas >200 m, enquanto os arrastos para peixes operam geralmente em *habitats* costeiros pouco profundos, frequentemente em águas <200 m de profundidade (Bueno-Pardo et al., 2017). Dado que *S. cantharus* e *P. erythrinus* se distribuem maioritariamente a profundidades <150 m, conclui-se que são capturadas sobretudo pelos arrastos com pesca dirigida a peixes, no entanto existem indícios da captura destas espécies por parte dos arrastos de crustáceos confirmada por Costa et al. (2008). De facto, o arrasto é uma pesca pouco seletiva, podendo resultar na captura acidental de espécies não-alvo em quantidades significativas (Hilborn et al., 2023). Esta situação pode resultar na mortalidade de outras espécies comercialmente importantes ou sem interesse comercial, que são geralmente rejeitadas, e também de espécies protegidas, em perigo ou vulneráveis, como por exemplo o *Etmopterus spinax*, capturado em arrastos na costa Ibérica (ICES, 2022b). A falta de seletividade das artes de pesca e a captura acidental de espécies acessórias podem levar a mudanças na composição da comunidade, favorecendo frequentemente espécies mais resistentes a perturbações (Eigaard et al., 2017). Para além das capturas acessórias, a pesca de arrasto representa uma ameaça significativa para os *habitats* do fundo do mar, particularmente em zonas ecologicamente sensíveis, como os recifes de coral, os jardins de esponjas e outros ecossistemas marinhos vulneráveis. Estas atividades podem resultar em danos duradouros para as comunidades bentónicas e perturbar as espécies que delas dependem, agravando ainda mais as consequências ecológicas das práticas de pesca insustentáveis (Eigaard et al., 2017; Hilborn et al., 2023).

Apesar da frota de cerco ter sido responsável pelo menor valor desembarcado em peso das espécies estudadas, a arte do cerco é das mais importantes de Portugal, estando intimamente ligada à pesca de *S. pilchardus* (sardinha), constituindo esta a sua principal espécie alvo e a mais valiosa em portos nacionais (Monteiro, 2017; Wise et al., 2005). Em anos recentes, a pesca de cerco tem-se dirigido à captura de outras espécies pelágicas, como consequência da descida da biomassa do stock de *S. pilchardus* e medidas de gestão adotadas como, por exemplo, a diminuição das quotas anuais (Feijó et al., 2018). A diminuição de *S. pilchardus* levou a uma queda significativa nos desembarques de cerco, diminuindo cerca de 50% entre 1990 e 2014, em comparação com uma redução de ~20% observada noutras artes (Bueno-Pardo et al., 2020). Esta diminuição pode ter influenciado os desembarques de outras espécies com redes de cerco. A reduzida eficiência desta arte na captura de *S. cantharus* e *P. erythrinus* poderá estar relacionada com o facto de as redes do cerco terem sido desenhadas para cardumes de pequenas espécies pelágicas que ocorram à superfície (He et al., 2021). *Spondyliosoma cantharus* é uma espécie semi-pelágica que forma cardumes (Neves, 2018), no entanto estes podem não ser densos o suficiente para que o cerco seja eficiente ou podem ocorrer perto do fundo dificultando a sua captura. *Pagellus erythrinus* também forma cardumes, no entanto, esta espécie é demersal e como tal, distribui-se próximo do fundo. Por este motivo é mais facilmente capturada com arrasto, tresmalhos, redes de emalhar ou palangres (Coelho et al., 2010).

As espécies-alvo deste estudo, apresentaram uma sazonalidade consistente nos desembarques totais, com picos no final da primavera e início do verão, entre abril e junho para *S. cantharus* e maio e junho para *P. erythrinus*. Estes picos coincidem com as épocas de desova de ambas as espécies descritas por diversos autores (*S. cantharus*: (Manuel & Gonçalves, 2000; Neves, 2018), *P. erythrinus*: (Coelho et al., 2010; Santos et al., 1995)), embora os picos de *S. cantharus* se tenham iniciado no final da época descrita assemelhando-se à época de desova observada no Golfo da Biscaia (Perodou & Nedelec, 1980). A existência de sazonalidade na abundância das espécies influencia diretamente o sucesso da pesca, uma vez que determinadas épocas do ano coincidem com densidades populacionais mais elevadas. Por exemplo, *S. pilchardus* apresenta variações sazonais notáveis ao longo da costa portuguesa, com maiores abundâncias observadas durante períodos específicos (Nunes et al., 2011; Zarrad et al., 2008;

Zwolinski et al., 2010). No caso de espécies marinhas com pesca dirigida no mesmo período que *S. cantharus* e *P. erythrinus* temos, por exemplo, espécies como *Sepia officinalis* cuja sazonalidade e distribuições batimétricas coincidem com as espécies estudadas e podem influenciar a captura de espécies acessórias (Szynaka et al., 2024; Vasconcelos et al., 2019). Outros exemplos de pescarias sazonais em Portugal são espécies como *Solea* spp. (*Solea senegalensis* e *Solea solea*) que foram das mais comuns na frota polivalente (Duarte et al., 2009), e, mostram uma sazonalidade pronunciada que também influencia a captura das espécies acessórias (Batista et al., 2009; Duarte et al., 2009).

A regulamentação das pescas também pode influenciar significativamente os desembarques e os DPUE, conforme salientado por Bueno-Pardo et al. (2020), com alterações políticas notáveis ligadas à redução do esforço de pesca (compensada pelos avanços tecnológicos e pelo aumento da potência dos motores), o fim dos acordos com países terceiros com um impacto mínimo na frota nacional e a proibição das devoluções em 2015. Os regulamentos de pesca são concebidos para garantir uma boa gestão e conservação das espécies, em estreita concordância com os padrões sazonais das espécies marinhas (Cochrane, 2002). Para proteger as populações durante as fases críticas da vida, como a reprodução, Portugal impõe encerramentos de pesca e estabelece tamanhos mínimos de referência de conservação (TMC) para várias espécies (DGRM, 2023b; DGRM, 2024). Estas medidas garantem a exploração sustentável e a viabilidade a longo prazo das unidades populacionais de peixes, como por exemplo, *Sardina pilchardus*, *Labrus bergylta*, *Diplodus sargus* e *Diplodus vulgaris* (DGRM, 2024).

4.2. Caracterização dos desembarques

Embora os desembarques, por si só, possam não ser a medida ideal para estimar a abundância da população, podem fornecer informações importantes quando outras fontes de dados são limitadas ou não estão disponíveis (Bueno-Pardo et al., 2020). Este tipo de informação é considerado como informação “dependente da pesca” e refere-se a todos os dados disponíveis e recolhidos sobre a atividade da pesca que podem também incluir diários de pesca, inquéritos, observações a bordo e em lota, dados de monitorização das embarcações via satélite, entre outros. Estes dados, no geral, são relevantes no domínio da avaliação e gestão das pescas, na proposta de medidas para redução da ocorrência de *bycatch*, para controlar o esforço de pesca e monitorizar atividades de pesca ilegais (McCluskey & Lewison, 2008). No caso particular dos desembarques, estes são geralmente informação fundamental em modelos de avaliação de *stocks* ou para caracterizar a sua tendência quando a informação é limitada (e.g., ICES, 2024a; ICES, 2024b). Os desembarques oferecem dados vitais, mas, no entanto, têm algumas limitações, sendo a principal, não considerarem o esforço de pesca, ou seja, o investimento associado à atividade pesqueira, como por exemplo, o tempo de pesca, número de viagens, número de dias de pesca, potência das embarcações, tamanho da arte de pesca ou número de anzóis. Outra limitação de dados de desembarques prende-se com o facto de, em alguns casos, as capturas serem identificadas a um nível taxonómico mais elevado ou com denominação incorreta (McCluskey & Lewison, 2008; Pennino et al., 2016). Adicionalmente, considera-se que os desembarques são limitados no que toca à sua informação espacial, assumindo-se geralmente que a pesca ocorre em zonas próximas dos portos de desembarque embora nem sempre seja o caso. De forma a considerar o esforço de pesca, em alguns casos, e na ausência de dados independentes da pesca, como por exemplo, campanhas de investigação, podem determinar-se as capturas por unidade de esforço (CPUE) ou desembarques por unidade de esforço (DPUE), que podem constituir um indicador de abundância. Nestes casos, os dados devem ser analisados por frota ou segmento de frota devido aos métodos de pesca distintos ou espécies alvo diferentes. Neste trabalho a unidade de esforço utilizada foi a viagem, uma vez que a informação não permitiu utilizar medidas de esforço mais adequadas. Idealmente, as

séries deverão ser estandardizadas de forma a incluir efeitos espaciais ou sazonais, capacidade de pesca entre outros fatores (Bishop, 2006; Maunder & Punt, 2004).

Os desembarques de espécies marinhas a nível global, desde 1990, têm-se mantido relativamente estáveis, com capturas médias anuais de cerca de 90 milhões de toneladas (FAO, 2022). Focando-nos ao nível do país, em Portugal, os desembarques marinhos registaram um decréscimo notável nas últimas duas décadas (Bueno-Pardo et al., 2020). De acordo com Bueno-Pardo et al. (2020), este foi mais pronunciado do que a redução do esforço de pesca, o que sugere a presença de fatores subjacentes complexos que não se limitam apenas à pressão da pesca, tais como fatores ambientais. Esta tendência decrescente foi também verificada para as duas espécies analisadas neste estudo, destacando-se principalmente nas regiões do Sudoeste e Sul do país. Para ambas as espécies, e nas mesmas regiões, o esforço de pesca decresceu, o que pode explicar a diminuição dos desembarques de espécies acessórias como *S. cantharus*. Esta diminuição pode também estar relacionada com os efeitos de planos de gestão que visam reduzir o esforço de pesca fomentando uma pesca sustentável no âmbito da Política Comum das Pescas (DGRM, 2019). No Sul, o DPUE diminuiu, o que indica que outros fatores podem ter contribuído para a diminuição dos desembarques. Na região Norte, a quantidade desembarcada aumentou, bem como o esforço de pesca e o DPUE (este último ligeiramente) o que indica um possível aumento da abundância nesta região. Apesar da tendência crescente na região Norte, a abundância de *S. cantharus* nos anos mais recentes aponta para uma eventual redução a nível da população, confirmado pelos índices de biomassa das campanhas.

Os desembarques de *P. erythrinus* também apresentam uma diminuição, embora mais ligeira e gradual. O esforço de pesca diminuiu na região Sul para todas as frotas e artes de pesca analisadas e no Sudoeste para o cerco, entre 2017 e 2018, possivelmente ligado ao início do Plano Plurianual de Gestão e Recuperação da Sardinha Ibérica (2018-2023) com o objetivo de determinar medidas e limites de captura para *S. pilchardus* (DGRM, 2019). Para além disso, desde 1983 até à atualidade, tem estado em vigor a Política Comum das Pescas onde se enquadra o plano descrito, levando às recentes reduções no esforço de pesca. A estabilidade do DPUE foi observada em todas as regiões e artes com exceção do arrasto no Sul, possivelmente ligado à diminuição do número de viagens com desembarques desta espécie e uma menor abundância relativa. Esforço de pesca estável e uma diminuição do DPUE ao longo dos anos sugere que houve uma diminuição da abundância desta espécie, corroborada pelos índices de biomassa da campanha. Esta diminuição pode dever-se a vários fatores para além da pesca.

Foram observadas tendências semelhantes em outras espécies capturadas na costa Portuguesa, como a sardinha (*S. pilchardus*) e o carapau (*T. trachurus*), em que o recrutamento e os desembarques foram provavelmente fortemente afetados por variáveis ambientais como a temperatura da superfície do mar (SST) e a força do vento (Bueno-Pardo et al., 2021; Gamito et al., 2016; Lopes, 2015). Outras espécies da família sparidae, tais como por exemplo, *Diplodus cervinus*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Pagellus acarne* e *Sparus aurata*, caracterizadas como espécies subtropicais/tropicais, assim como *S. cantharus* e *P. erythrinus* (Bauchot & Hureau, 1990), viram um aumento nos desembarques com a subida da temperatura registada entre 1927 e 2011 (Teixeira et al., 2014).

A continuidade da recolha de dados de desembarques é crucial para obter mais informação sobre a evolução destas populações no futuro, de forma a confirmar as tendências observadas no presente estudo.

As variações temporais e espaciais dos desembarques das duas espécies avaliadas neste estudo podem também potencialmente estar associadas a variações nas capturas de algumas espécies de elevado interesse comercial, visto que ambas são capturas acessórias de artes como o arrasto e o cerco que se

dirigem maioritariamente a espécies como *Merluccius merluccius*, *Trachurus trachurus*, *Scomber colias*, *Sardina pilchardus*, *Lophius* spp. entre outros (ICES, 2022a). Os dados publicados pelo Instituto Nacional de Estatística (INE), relativos às pescas, confirmam a relação entre as espécies alvo e as acessórias, revelando variações similares entre os desembarques de *S. cantharus* e *P. erythrinus*, e as espécies mencionadas anteriormente. Os dados do INE (INE, 2011, 2014, 2018, 2020) mostram que houve um aumento de desembarques de *S. pilchardus*, *S. colias* e *T. trachurus* nos anos 2010, 2013, 2017 e 2019 que coincide também com desembarques mais elevados de ambas as espécies estudadas. Contudo, seria necessário um estudo dirigido para confirmar que o aumento no desembarque das espécies acessórias (*S. cantharus* e *P. erythrinus*) se deve ao aumento no desembarque das espécies alvo mencionadas anteriormente.

Os resultados obtidos sugerem que as espécies estudadas têm um interesse comercial bem definido em todas as zonas de Portugal continental muito provavelmente ligado ao seu uso na culinária/consumo humano. O valor comercial destas espécies está alinhado com o valor de rejeições observadas neste estudo, que mostram rejeições baixas para todas as frotas estudadas o que indica que, quando capturados, a maioria dos indivíduos são desembarcados. O critério 1 do descritor 1 (D1C1) da DQEM centra-se na avaliação do impacto da mortalidade por pesca nas espécies em risco de captura acessória, com o objetivo de determinar se as atividades de pesca ameaçam as suas populações ou dificultam a sua recuperação. Neste estudo, os resultados obtidos - quer em termos de caracterização das rejeições, quer em termos de avaliação da abundância das espécies - indicam que nenhuma das espécies avaliadas enfrenta atualmente riscos significativos por captura acessória.

4.3. Abundância

As recolhas de dados independentes da pesca através de campanhas de investigação são fundamentais para compreender os ecossistemas marinhos, oferecendo não só dados sobre as espécies marinhas que nestes habitam, mas também informação oceanográfica física, química e biológica ao longo do tempo e a grandes escalas regionais (Gallo et al., 2022). Os dados recolhidos nestas campanhas incluem frequentemente dados de captura e biológicos por espécie, que permitem inferir índices de abundância e padrões de distribuição das mesmas. Além disso, permitem também recolher informações sobre as características do *habitat* e condições ambientais. Nas campanhas de investigação é ainda frequente a recolha de amostras de frações da população que são menos acessíveis utilizando artes comerciais, como por exemplo, peixes juvenis, tal como observado nas campanhas de investigação analisadas neste estudo. Nestas campanhas é utilizada a rede NCT, uma rede de arrasto de fundo que tem um saco com 20 mm de malhagem, inferior aos valores mínimos estipulados na Portaria n.º 1102-E/2000 de 22 de novembro para a pesca profissional. Ambas as espécies, *S. cantharus* e *P. erythrinus*, possuem tamanhos mínimos e regras aplicáveis à pesca por arrasto que ditam que podem ser capturadas apenas em redes com malhagens superiores ou iguais a 70 mm (publicado na Portaria n.º 349/2013). Esta é uma das razões pela qual nas campanhas de investigação são capturados indivíduos muito abaixo dos tamanhos mínimos de captura. Apesar de terem frequentemente uma cobertura regional e temporal limitada (em termos de sazonalidade e de número de anos de dados acessíveis), os dados de campanhas de investigação são bastante robustos uma vez que são suportados por um desenho amostral com suporte científico e seguem técnicas de amostragem e de recolha de dados standardizadas. Um dos principais constrangimentos associados aos dados de campanhas de investigação reside nos custos elevados (Pennino et al., 2016) mas permitem constituir séries temporais relativamente longas que podem ser

altamente informativas para estudar os padrões de abundância e distribuição das espécies (e.g., Moura et al., 2020).

A abundância de *S. cantharus* registou um ligeiro aumento entre 1990 e 2022, havendo diferenças regionais, com aumentos no Norte e Sudoeste contrastados por diminuições no Sul. Em contrapartida, *P. erythrinus* registou um aumento da abundância até 2017, sobretudo no Sul, seguido de uma diminuição nos anos que se seguiram para os níveis anteriores a 2008. As metodologias usadas, a média simples e a média estratificada, produziram tendências semelhantes em termos de abundância tanto para *S. cantharus* como para *P. erythrinus*, o que indica uma coerência entre as duas metodologias na captação de padrões a longo prazo. As tendências observadas nos desembarques e na DPUE alinham-se com os dados obtidos nas campanhas, sugerindo que outros fatores para além do esforço de pesca, como os parâmetros ambientais, podem estar a contribuir para estas variações de biomassa, particularmente no caso de *S. cantharus*. Esta análise abrangeu períodos de esforço de pesca elevado, o que poderá ter contribuído para as tendências observadas na abundância das espécies (Fonteneau & Richard, 2003; Osei et al., 2021).

Os resultados obtidos deverão ser complementados com técnicas mais avançadas de modelação, como os SDMs e abordagens baseadas nos ecossistemas, para melhor compreender os impactos combinados das alterações climáticas e da pressão da pesca na abundância das espécies. Estas abordagens podem integrar fatores ambientais como a salinidade, a clorofila, níveis de oxigénio, entre outros; proporcionando uma visão mais abrangente da dinâmica das unidades populacionais. Conjuntos de dados independentes da pesca estandardizados a longo prazo são cruciais para detetar tendências temporais e assegurar a consistência entre anos (Orío et al., 2017). A incorporação destes métodos melhoraria as estimativas de abundância, tendo em conta a variabilidade do ecossistema e apoiar a gestão alinhada com a DQEM, promovendo a pesca sustentável e a conservação da biodiversidade marinha.

4.4. Características demográficas

De acordo com a DQEM as características demográficas da população (por exemplo, estrutura por tamanho ou por classe etária, rácio entre os sexos, fecundidade e taxas de sobrevivência) da espécie são indicativas de uma população saudável que não é negativamente afetada por pressões antropogénicas (Decisão (UE) 2017/848 da Comissão). Outros parâmetros referem-se à taxa de crescimento, de mortalidade e recrutamento, entre outros (Allen & Hightower, 2010; Fujiwara, 2012). Estes parâmetros podem assim constituir um indicador adicional que nos permite ter uma noção aprofundada sobre o estado das populações, contribuindo também para a avaliação do estado dos stocks, auxiliando na previsão de futuras tendências populacionais através de modelos que facilitam a atribuição de quotas de pesca (Allen & Hightower, 2010; Medeiros-Leal et al., 2023). Um dos principais parâmetros demográficos que pode fornecer informações valiosas sobre a dinâmica das populações é a composição em comprimento dos indivíduos de uma determinada unidade populacional. O comprimento é frequentemente utilizado como indicador de idade e sexo, que são componentes essenciais para compreender as estratégias de reprodução e sobrevivência de uma espécie (Allsop & West, 2003; Zheng et al., 2024). A avaliação da estrutura de comprimento, combinada com outros dados demográficos, pode oferecer uma visão mais abrangente da saúde, estrutura etária e potencial reprodutivo de uma população (Gonçalves & Erzini, 2000; Pajuelo & Lorenzo, 1999).

A distribuição dos comprimentos de cada uma das espécies tem sido semelhante ao longo dos anos, o que pode estar em parte relacionado com o facto de as campanhas serem sempre realizadas no outono, entre setembro e novembro. Esta é a proporção da população de cada espécie que está acessível à pesca de arrasto durante esta época do ano, uma vez que a sua disponibilidade varia sazonalmente. A semelhança dos comprimentos entre anos sugere que as populações estão estáveis relativamente a este parâmetro, possivelmente devido a condições ambientais semelhantes ou a uma dinâmica de recrutamento estável nos anos anteriores.

A composição de comprimentos das campanhas de investigação de *S. cantharus* indica que a maioria dos exemplares capturados se encontram dentro da fase de transição de sexo descrita na bibliografia (Gonçalves & Erzini, 2000; Manuel & Gonçalves, 2000; Neves, 2018; Neves et al., 2018; Pajuelo & Lorenzo, 1999). Do mesmo modo, a maioria dos exemplares capturados de *P. erythrinus* encontram-se dentro da mesma gama de comprimentos descrita como em transição de sexo (Coelho et al., 2010; Metin et al., 2011; Pajuelo & Lorenzo, 1998; Somarakis & Machias, 2002).

Os desembarques em lota de *S. cantharus* e *P. erythrinus* respeitaram, de um modo geral, os comprimentos mínimos de captura estabelecidos pelo Despacho n.º 255/2022 (23 cm e 15 cm, respetivamente), embora uma pequena proporção de indivíduos se situasse abaixo destes limites (~44% para *S. cantharus* e ~4% para *P. erythrinus*). Dos comprimentos desembarcados abaixo do tamanho mínimo de captura não houve indicações de que estes foram vendidos e existem estudos que não descartam a possibilidade destes exemplares serem levados pelos pescadores para consumo próprio (Manuel & Gonçalves, 2000). O objetivo da definição de tamanhos mínimos de captura é garantir que os indivíduos atingem a maturidade sexual e, pelo menos, um evento reprodutivo antes da captura. A captura de peixes de tamanho inferior impede a sua contribuição para a geração seguinte, o que pode resultar numa redução da capacidade reprodutora global da população (Lavin et al., 2021). A remoção de indivíduos pequenos (que ainda não se reproduziram) e de indivíduos mais velhos (que podem ter uma fecundidade mais alta) é especialmente problemático para espécies de maior longevidade, crescimento lento e maturação tardia (Edmonds et al., 2021), como *S. cantharus* (Neves, 2018) e *P. erythrinus* (Busalacchi et al., 2014; Coelho et al., 2010).

4.5. Distribuição espacial

Conforme referido anteriormente, na DQEM é também avaliado um critério sobre a distribuição das espécies. O objetivo desta avaliação é garantir que a área de distribuição da espécie e, se for caso disso, o padrão dessa distribuição é consentâneo com as suas condições fisiográficas, geográficas e climáticas (Decisão (UE)2017/848 da Comissão). Compreender a distribuição das espécies e os fatores que a influenciam é crucial para detetar mudanças na sua área de distribuição, que podem indicar alterações ecológicas provocadas por pressões ambientais, alterações climáticas ou atividades humanas (Baudron et al., 2020; Brander et al., 2003; Campana et al., 2020).

Spondyliosoma cantharus e *P. erythrinus* distribuem-se principalmente ao longo das costas Sudoeste e Sul de Portugal, estando *S. cantharus* também presente na região Norte. Estas distribuições foram confirmadas na bibliografia disponível (Manuel & Gonçalves, 2000; Neves, 2018; Santos et al., 1995; Coelho et al., 2010). Ambas as espécies foram mais frequentemente capturadas em águas costeiras pouco profundas (0-50 m), mas foram observados indivíduos maiores em maiores profundidades, sugerindo uma mudança de nicho ontogenético em que peixes mais velhos e maiores habitam áreas

mais profundas (Correia et al., 2012; Manuel & Gonçalves, 2000; Neves, 2018; Busalacchi et al., 2014). Os *habitats* costeiros, particularmente os situados entre 0-50 m, proporcionam uma elevada produção primária e secundária, apoiando o desenvolvimento larvar, com os adultos a utilizarem zonas mais profundas e menos abrigadas (Beck et al., 2001; Cheminée et al., 2021). Esta passagem dos *habitats* costeiros para os mais profundos reflete a transição da fase larvar dispersiva para a fase juvenil e, por fim, a fase adulta mais sedentária, característica de ambas as espécies estudadas (Busalacchi et al., 2014; Correia et al., 2012; Manuel & Gonçalves, 2000; Neves, 2018). A distribuição dos indivíduos considerados juvenis sugere a existência de potenciais locais de distribuição preferencial de *S. cantharus* nos sectores de Sines e Figueira da Foz, e de *P. erythrinus* nas regiões de Portimão e Vila Real de S. António. Os fatores que explicam esta ocorrência preferencial não foram estudados, dado que o estudo da distribuição das duas espécies foi efetuado considerando todos os indivíduos amostrados nas campanhas de investigação. No caso de *S. cantharus*, um estudo indicou que os juvenis se concentram em lagoas ou sapais estuarinos, como por exemplo a Ria Formosa, uma lagoa costeira mesotidal pouco profunda caracterizada por elevada produtividade, águas calmas e grandes áreas de pradarias de ervas marinhas (Correia et al., 2012). Isto é observado nos nossos dados, pela constante presença de indivíduos juvenis perto de zonas estuarinas como a Ria Formosa, o Sado e o Mira ao longo do período analisado. Além disso, a classificação dos juvenis (indivíduos com ≤ 18 cm para *S. cantharus* e ≤ 17 cm para *P. erythrinus*) atribuída neste projeto pode ultrapassar os verdadeiros limiares e corresponder a um estágio de desenvolvimento posterior, explicando potencialmente a presença de indivíduos em zonas costeiras distantes de ambientes estuarinos. No caso de *P. erythrinus*, não existem estudos sobre as preferências de *habitat* dos juvenis de *P. erythrinus* em Portugal. No entanto, no mar Egeu, os juvenis encontram-se preferencialmente em zonas rochosas e pradarias de ervas marinhas entre os 5 -20 m e raramente em zonas arenosas até aos 2 m, devido ao facto destes *habitats* serem ricos em termos de alimento e abrigo (Kale et al., 2015). Segundo o EUSeaMap 2023 (Vasquez et al., 2023), em Portugal, os juvenis de *P. erythrinus* encontraram-se em *habitats* rochosos e de recife, arenosos, lamacentos e de mistura acima dos 50 m corroborando os resultados do estudo de Kale et al. (2015) e que a preferência dos juvenis em Portugal é idêntica com a do mar Egeu.

O modelo Delta GAM foi concebido para prever a distribuição espacial e a abundância de ambas as espécies com base em fatores ambientais e climáticos, com particular importância na contabilização de dados inflacionados por zero, o que é comum em conjuntos de dados de pesca e bases de dados de abundância (Barry & Welsh, 2002). Esta característica permite previsões mais exatas nos casos em que as espécies estão ausentes em determinadas áreas ou períodos, assegurando uma compreensão sólida dos padrões espaço-temporais e do impacto dos fatores ambientais (Barry & Welsh, 2002; Zuur et al., 2009).

A temperatura foi um dos principais fatores que influenciaram a distribuição e abundância tanto de *S. cantharus* como de *P. erythrinus*. Embora, no caso de *S. cantharus*, a desova tenha sido associada a períodos mais frios, sugerindo uma preferência por temperaturas mais baixas durante o seu ciclo reprodutivo (Neves, 2018), a adaptação da espécie ao aquecimento das águas foi relatada em estudos no Canal da Mancha e no noroeste da Europa, onde o aumento da temperatura poderá estar na origem da expansão da área de distribuição desta espécie (Arkley & Caslake, 2004; Townhill et al., 2023). Uma tendência semelhante parece estar a ocorrer em Portugal, onde o aumento das temperaturas do mar entre 1990 e 2022 facilitou a expansão da espécie para águas mais setentrionais e levou a um aumento das capturas e abundância de *S. cantharus* no Norte. *Pagellus erythrinus* mostrou uma clara relação positiva com temperaturas mais quentes. Temperaturas de 18°C, consideradas as ideais por Klimogianni & Kaspiris (2012), foram associadas a uma maior sobrevivência, crescimento e redução de anomalias morfológicas durante o seu estado larvar. Além disso, estudos no Mar Adriático destacam o papel da

temperatura na intensidade da alimentação, que diminui durante os meses mais frios do inverno e aumenta durante os períodos mais quentes (Šantić et al., 2011). O aumento da temperatura da água do mar também influenciou os períodos de desova e os ciclos reprodutivos no mar Mediterrâneo, como observado no Golfo de Tunes, no Egito, e no Mar Egeu (Zarrad et al., 2010; Metin et al., 2011; Fahmy Mehanne, 2022). Os padrões observados para ambas as espécies sugerem que o aumento da temperatura da superfície do mar pode facilitar a sua expansão para regiões mais a Norte, onde as condições se tornaram cada vez mais favoráveis. Enquanto *P. erythrinus* prosperou a temperaturas mais elevadas, *S. cantharus* demonstrou uma resposta mais complexa devido à preferência por temperaturas menores ligadas ao seu período de reprodução.

A salinidade foi identificada como outro dos principais fatores ambientais principais a influenciar a distribuição e a abundância de ambas as espécies. Para *P. erythrinus*, foi observada uma relação negativa com a salinidade, em que níveis mais baixos de salinidade foram associados a um aumento da biomassa e da ocorrência da espécie. A relação entre a salinidade e a distribuição de *P. erythrinus* nas águas portuguesas permanece inexplorada, destacando a necessidade de mais investigação. Tais estudos são essenciais para validar as tendências observadas neste trabalho, particularmente tendo em conta a atual diminuição dos níveis de salinidade registado (Helm et al., 2010; Kniebusch et al., 2019; Skliris et al., 2014). Em contraste, *S. cantharus* mostrou uma resposta mais estável às variações de salinidade, não tendo sido observadas flutuações significativas na abundância. O estudo de Brandão et al. (2024) registou que a riqueza de espécies nos estuários portugueses era maior entre valores de salinidade de 25 ppt e 37 ppt e aumentava ligeiramente com a sua subida deste parâmetro, informação no efeito da salinidade em espécies de peixes marinhos portugueses é muito limitada. Essa potencial diminuição gradual da salinidade ao longo do tempo poderá impactar o *habitat* para ambas as espécies, enaltecendo a necessidade de mais estudos para estabelecer relações definitivas entre a salinidade e as respostas específicas das espécies.

A clorofila foi também um fator importante na distribuição de *S. cantharus* indicando a uma possível relação com a disponibilidade de alimento. Concentrações moderadas de clorofila foram associadas a uma maior abundância, sugerindo que as áreas com produtividade primária adequada proporcionam condições de alimentação favoráveis. No entanto, aumentos extremos de clorofila, provavelmente provocados por eventos como descargas fluviais, poluição por nutrientes ou *upwelling*, podem criar HABs ou eutrofização e por sua vez condições desfavoráveis à sobrevivência das espécies (Akinnawo, 2023; Oh et al., 2023). Por exemplo, os resultados obtidos indicam um aumento drástico nas concentrações de clorofila no Norte de Portugal em 2000, que poderá ter excedido os limites toleráveis para a espécie, desencadeando possíveis mudanças na distribuição para áreas mais favoráveis, como as regiões Sudoeste e Sul. Em contraste, não foi estabelecida uma relação clara entre a clorofila e *P. erythrinus*, sublinhando a necessidade de mais investigação sobre a forma como esta influência a ocorrência e a biomassa da espécie.

As alterações climáticas, onde estão inseridas as variações de temperatura, salinidade e clorofila, é um dos principais fatores de mudança na distribuição das espécies entre outros impactos significativos. Estudos indicam que muitas espécies estão a alterar as suas distribuições em todo o globo, desde os polos até aos trópicos, realçando a escala global destas alterações (Baudron et al., 2020; Brander, 2010; Brander et al., 2003; Hollowed et al., 2013; Le Luherne et al., 2024). É geralmente esperado que as espécies se desloquem em direção aos polos ou para águas mais profundas, mas nem sempre isso é observado. Um estudo recente de Le Luherne et al. (2024), na plataforma continental entre o Mar Céltico e a Golfo de Biscaia, identificou dois padrões contrastantes: algumas espécies estão a deslocar-se para águas mais profundas e para sudeste, enquanto outras estão a aproximar-se da superfície, a

Noroeste. De acordo com os autores, estes padrões são influenciados pelas alterações climáticas e por variações na abundância dos diferentes grupos de espécies.

Em Portugal foram realizados diversos estudos analisando os impactos das alterações climáticas nas populações marinhas que habitam as águas marinhas portuguesas. Por exemplo, Gamito et al., (2016) analisou tendências nos desembarques de alguns dos *métiers* mais importantes na costa portuguesa e a vulnerabilidade e adaptação das pescarias ao clima; Bueno-Pardo et al. (2021), analisou o impacto do aquecimento global de ~2 e ~4°C em espécies comerciais em 3 regiões de Portugal (Norte, Centro e Sul); Gamito et al. (2015) estudou a evolução dos DPUE de algumas espécies marinhas importantes com a variação da temperatura da superfície do mar (SST), precipitação e a oscilação Atlântico Norte (NAO) num porto no centro de Portugal. Com base nestes estudos, concluiu-se que a zona de Portugal que está mais vulnerável às mudanças de clima é a região Sul (Gamito et al., 2016) enquanto que as espécies mais vulneráveis são as que se distribuem na região central, entre Figueira da Foz e Sagres (Bueno-Pardo et al., 2021). As espécies consideradas mais vulneráveis foram algumas espécies migratórias, como *Aphanopus carbo*, e também elasmobrânquios, como *Centroscymnus coelolepis* (Bueno-Pardo et al., 2021). Outro estudo avaliou as tendências nos desembarques de 23 espécies marinhas portuguesas de climas temperados e subtropicais/tropicais entre 1927 e 2011 e, descobriu que, em geral, graças ao efeito da mudança de temperaturas, as espécies de climas temperados apresentavam uma tendência decrescente enquanto que as espécies subtropicais/tropicais mostraram uma tendência crescente (Teixeira et al., 2014). O efeito das alterações climáticas também afetou 3 das espécies comerciais mais importantes para Portugal, tais como *Sardina pilchardus*, *Scomber colias* e *Merluccius merluccius*. A *Sardina pilchardus* é uma espécie cuja biomassa e desembarques são negativamente afetados pela subida das temperaturas (Garza-Gil et al., 2011; Szalaj et al., 2022), assim como a sua época de desova e produção de ovos é afetada (Coombs et al., 2006; Gamito et al., 2015) tornando-a vulnerável às alterações climáticas. Mas nem sempre os desembarques são prejudicados pelas alterações climáticas, por exemplo *Scomber colias*, registou um aumento nos desembarques explicado provavelmente por uma tolerância a águas mais quentes, ao contrário de *S. pilchardus* (Gamito et al., 2016), assim como uma expansão da sua área de distribuição para Norte ao largo de Portugal (Martins et al., 2013). Ambas as espécies parecem estar interligadas, com um declínio da ocorrência, dos desembarques e do recrutamento de uma espécie a corresponder a um aumento destes parâmetros para a outra espécie. O aumento da temperatura da água do mar dificulta o recrutamento de *S. pilchardus* e beneficia *S. colias*, reduzindo a competição por alimento e, nalguns casos, levando à predação dos ovos de *S. pilchardus*. (Martins et al., 2013). No caso de *Merluccius merluccius*, esta espécie foi atribuída uma alta probabilidade de mudanças na sua distribuição tendo em conta a duração da sua fase planctónica, a mobilidade dos adultos, a estratégia de postura de ovos e tolerâncias latitudinais e de temperatura (Bueno-Pardo et al., 2021; Hidalgo et al., 2009). Estas três espécies são alvo das três principais frotas pesqueiras portuguesas, que também têm de se adaptar aos actuais impactos das alterações climáticas. De acordo com Gamito et al. (2016), as pescarias com arte de cerco serão as mais afetadas, em parte por ser a arte mais usada para a captura de *S. pilchardus*, espécie que tem uma alta sensibilidade a alterações oceanográficas. Em contrapartida, as pescarias de arrasto poderão adaptar-se melhor por serem pescarias multiespecíficas e com mobilidade, bem como a frota polivalente por ser mais flexível na mudança de espécies alvo.

A influência das alterações climáticas neste estudo foi evidente através das variações da temperatura da água do mar, que afetaram significativamente a distribuição e a abundância das espécies analisadas. O aumento das temperaturas parece estar positivamente relacionado com a expansão de *S. cantharus* para as regiões mais a Norte e com a maior abundância de ambas as espécies durante os períodos mais quentes. Além disso, os aumentos de temperatura, poderão ter tido um impacto indireto nos

desembarques, particularmente através da redução dos desembarques de espécies-alvo de algumas pescarias como, por exemplo, *S. pilchardus*, que é altamente sensível ao aquecimento.

4.6. Limitações do estudo

Este estudo enfrentou vários desafios, incluindo limitações na disponibilidade e qualidade dos dados. Especificamente, os dados sobre rejeições eram insuficientes, impedindo a extensão dos resultados a toda a frota. Além disso, os dados sobre as espécies, embora abrangendo um período extenso, eram limitados e frequentemente caracterizados por valores nulos. Apesar destes condicionalismos, a aplicação de metodologias adequadas permitiu a identificação de tendências importantes. É também de salientar que os dados relativos aos desembarques não tinham em conta fatores como a duração da viagem ou o tempo da operação de pesca (por exemplo, cada lance), que poderiam ter fornecido medidas mais precisas do esforço e melhorado potencialmente a exatidão dos resultados. Embora existam lacunas em certos anos das campanhas de investigação e dos dados de desembarque, a longa série temporal global permitiu a deteção de tendências fundamentais em termos de abundância, características demográficas e padrões de distribuição. No entanto, estas limitações realçam a necessidade de cautela na interpretação dos resultados e sublinham a importância de esforços de recolha de dados mais abrangentes em estudos futuros.

5. Considerações finais

Entre 1990 e 2022, *S. cantharus* e *P. erythrinus* registaram uma redução nos desembarques e oscilações nas abundâncias, provavelmente impulsionado por reduções do esforço de pesca dirigido a espécies-alvo como por exemplo, *S. pilchardus*, *M. merluccius* e *Trachurus* spp. As tendências regionais mostraram recentes diminuições de abundância no Sul para ambas as espécies, com um ligeiro aumento na abundância de *S. cantharus* no Sudoeste e Norte e apenas no Sudoeste para *P. erythrinus*, possivelmente associado à expansão das suas áreas de distribuição para zonas mais a Norte como resposta ao aumento da temperatura da água do mar. Outros fatores, como a salinidade e a clorofila, foram importantes na delimitação das distribuições das espécies nas águas portuguesas, com valores de salinidade mais baixas observadas ocasionalmente (e.g., 2000) a provocar migrações temporárias para Sudoeste de *S. cantharus* e a diminuição da salinidade a beneficiar *P. erythrinus* ao longo da costa portuguesa.

As alterações na distribuição, nas características demográficas e na estrutura das populações de espécies marinhas podem ser impulsionadas pela pesca, que é reconhecida como uma das maiores ameaças à produção global de peixe (Brander, 2007; Durant et al., 2024). A sobrepesca perturba a estrutura etária e o tamanho das populações, removendo os adultos e reduzindo a capacidade reprodutiva. Também diminui a dispersão espacial e a diversidade da desova, reduzindo a resiliência e tornando as populações mais vulneráveis às flutuações ambientais e pressões antropogénicas (Brander, 2007; Hsieh et al., 2010). Em alguns casos, os ecossistemas intensivamente explorados passam de um controlo orientado pelos predadores (*top-down*) para sistemas orientados pelo ambiente e pelos níveis baixos das cadeias tróficas, como os produtores e consumidores primários (*bottom-up*) podendo levar a um declínio dos predadores de topo e um conseqüente crescimento acelerado e maiores flutuações nas populações de presas, aumentando a vulnerabilidade dos ecossistemas (Perry et al., 2010).

No entanto, outros fatores poderão influenciar a biologia, ecologia e distribuição das espécies marinhas, como, por exemplo, as alterações climáticas e outras pressões como a poluição. Desta forma, enfatiza-se a necessidade de abordar estes fatores em conjunto e não de forma independente para melhorar a gestão e o estudo das pescas (Perry et al., 2010). Estas pressões, de forma isolada ou interagindo entre si, poderão conduzir a uma menor diversidade de classes etárias, diminuição da biomassa e alteração das áreas geográficas das populações, a par da redução da biodiversidade marinha.

Desta forma, a DQEM funciona como o instrumento ideal para avaliação do estado e das várias pressões a que a biodiversidade marinha está sujeita. A DQEM aborda as alterações do meio marinho, associando as atividades e pressões humanas aos seus impactos, com o objetivo de as gerir e atenuar (Borja et al., 2013). Algumas das pressões antropogénicas nos oceanos, avaliadas pela DQEM, são as pressões biológicas (e.g., introdução ou dispersão de espécies não indígenas), físicas (e.g., perturbação física do fundo marinho) e substâncias, resíduos e energia (e.g., introdução de nutrientes, matéria orgânica, som antropogénico, entre outros), descritas no Quadro II da Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão. Considerando todos estes aspetos, esta Diretiva visa garantir o BEA das águas marinhas europeias bem como proteger de forma sustentável os recursos marinhos de que dependem as atividades económicas e sociais relacionadas com o mar. A Diretiva dá prioridade ao funcionamento dos ecossistemas e visa alcançar o BEA através de avaliações exaustivas, programas de monitorização e estratégias iterativas, exigindo que os Estados-Membros definam o BEA, estabeleçam metas e implementem medidas (Smith et al., 2016). No entanto, os efeitos das alterações climáticas apresentam desafios significativos para alcançar estes objetivos, uma vez que podem perturbar os indicadores e limiares utilizados para avaliar a biodiversidade, tornando difícil medir e manter com precisão o BEA (Elliott et al., 2015). À luz destes desafios, a obtenção e manutenção do BEA exige abordagens de gestão adaptativa que integrem os impactos dinâmicos das alterações climáticas, sublinhando a necessidade de um aperfeiçoamento contínuo dos métodos de avaliação, dos indicadores e dos limiares para garantir a resiliência dos ecossistemas marinhos e a sustentabilidade dos recursos marinhos (Bastardie et al., 2022).

A resposta a estes desafios sublinha a necessidade crítica de melhorar a avaliação e a monitorização das espécies de peixes, como *S. cantharus* e *P. erythrinus*. Um conhecimento aprofundado destas espécies é vital para a gestão sustentável das pescas, para a avaliação dos impactos nos ecossistemas e para apoiar a conservação a longo prazo da biodiversidade marinha face às pressões ambientais e antropogénicas.

6. Referências bibliográficas

- Akinawo, S. O. (2023). Eutrophication: Causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies. In *Environmental Challenges* (Vol. 12). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100733>
- Allen, M. S., & Hightower, J. E. (2010). Fish Population Dynamics: Mortality, Growth, and Recruitment. In W. A. Hubert & M. C. Quist (Eds.), *Inland Fisheries Management in North America* (3rd ed., pp. 43–79). American Fisheries Society. <https://doi.org/10.47886/9781934874165>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Allsop, D. J., & West, S. A. (2003). Constant relative age and size at sex change for sequentially hermaphroditic fish. *Journal of Evolutionary Biology*, 16(5), 921–929. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2003.00590.x>
- Arkley, K., & Caslake, R. (2004). SR568 “Off-bottom” trawling techniques for the sustainable exploitation of non-pressure stocks in Cornish inshore waters Off-bottom’ trawling techniques for the sustainable exploitation of non-pressure stocks in Cornish inshore waters. <https://www.seafish.org/document/?id=e624097b-ecb0-4314-9b0c-516e09f4137b>
- Arnab, R. (2017). Simple Random Sampling. In R. Arnab (Ed.), *Survey Sampling Theory and Applications* (pp. 51–88). Academic Press. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811848-1.00003-0>
- Asch, R. G., Sobolewska, J., & Chan, K. (2022). Assessing the reliability of species distribution models in the face of climate and ecosystem regime shifts: Small pelagic fishes in the California Current System. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.711522>
- Bachl F, Lindgren F, Borchers D, Illian J (2019). “inlabru: an R package for Bayesian spatial modelling from ecological survey data.” *Methods in Ecology and Evolution*, 10, 760–766. [doi:10.1111/2041-210X.13168](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13168).
- Baptista, V., Blasco, I. P., Bueno-Pardo, J., Teodósio, M. A., & Leitão, F. (2022). Environmental variability and fishing effects on artisanal flatfish fisheries along the Portuguese coast. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.844158>
- Barry, S. C., & Welsh, A. H. (2002). Generalized additive modelling and zero inflated count data. *Ecological Modelling*, 157(2–3), 179–188. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00194-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00194-1)
- Bartoń K (2024). *MuMin: Multi-Model Inference*. R package version 1.48.4, <https://CRAN.R-project.org/package=MuMin>.
- Bastardie, F., Feary, D. A., Brunel, T., Kell, L. T., Döring, R., Metz, S., Eigaard, O. R., Basurko, O. C., Bartolino, V., Bentley, J., Berges, B., Bossier, S., Brooks, M. E., Caballero, A., Citores, L., Daskalov, G., Depestele, J., Gabiña, G., Aranda, M., ... van Vlasselaer, J. (2022). Ten lessons on the resilience of the EU common fisheries policy towards climate change and fuel efficiency - A call for adaptive, flexible and well-informed fisheries management. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.947150>
- Batista, M. I., Teixeira, C. M., & Cabral, H. N. (2009). Catches of target species and bycatches of an artisanal fishery: The case study of a trammel net fishery in the Portuguese coast. *Fisheries Research*, 100(2), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2009.07.007>
- Bauchot, M.-L., & Hureau, J.-C. (1990). Sparidae. In J. C. Quéro, J. C. Hureau, C. Karrer, A. Post, & L. Saldanha (1990) (Eds.), *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA)* (Vol. 2, pp. 790–812). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO, Paris.

- Baudron, A. R., Brunel, T., Blanchet, M. A., Hidalgo, M., Chust, G., Brown, E. J., Kleisner, K. M., Millar, C., MacKenzie, B. R., Nikolioudakis, N., Fernandes, J. A., & Fernandes, P. G. (2020). Changing fish distributions challenge the effective management of European fisheries. *Ecography*, 43(4), 494–505. <https://doi.org/10.1111/ecog.04864>
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F., & Weinstein, M. P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. In *BioScience* (Vol. 51, Issue 8, pp. 633–641). [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- Becker, E. A., Carretta, J. v., Forney, K. A., Barlow, J., Brodie, S., Hoopes, R., Jacox, M. G., Maxwell, S. M., Redfern, J. v., Sisson, N. B., Welch, H., & Hazen, E. L. (2020). Performance evaluation of cetacean species distribution models developed using generalized additive models and boosted regression trees. *Ecology and Evolution*, 10(12), 5759–5784. <https://doi.org/10.1002/ece3.6316>
- Bishop, J. (2006). Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 16(1), 21–38. <https://doi.org/10.1007/s11160-006-0004-9>
- Borja, A., Elliott, M., Andersen, J. H., Cardoso, A. C., Carstensen, J., Ferreira, J. G., Heiskanen, A. S., Marques, J. C., Neto, J. M., Teixeira, H., Uusitalo, L., Uyarra, M. C., & Zampoukas, N. (2013). Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? *Marine Pollution Bulletin*, 76(1–2), 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.042>
- Brandão, P., da Costa, L. M., Costa, J. L., Cabral, H. N., Marques, T. A., & França, S. (2024). Trends in fish diversity in Portuguese estuaries in the past decades and predictions in face of global changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 312. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.109048>
- Branter, K. (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems*, 79(3–4), 389–402. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.015>
- Branter, K., Blom, G., Borges, M. F., Erzini, K., Henderson, G., MacKenzie, B. R., Mendes, H., Ribeiro, J., P Santos, A. M., Toresen rander, R. B., & endes, M. (2003). Changes in fish distribution in the eastern North Atlantic: Are we seeing a coherent response to changing temperature? *ICES Marine Science Symposia*, 219, 261–270. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.19271819>
- Branter, K. M. (2007). Global fish production and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50), 19709–19714. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702059104>
- Brierley, A. S., & Kingsford, M. J. (2009). Impacts of Climate Change on Marine Organisms and Ecosystems. In *Current Biology* (Vol. 19, Issue 14). <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.046>
- Bueno-Pardo, J., Nobre, D., Monteiro, J. N., Sousa, P. M., Costa, E. F. S., Baptista, V., Ovelheiro, A., Vieira, V. M. N. C. S., Chicharo, L., Gaspar, M., Erzini, K., Kay, S., Queiroga, H., Teodósio, M. A., & Leitão, F. (2021). Climate change vulnerability assessment of the main marine commercial fish and invertebrates of Portugal. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82595-5>
- Bueno-Pardo, J., Pierce, G. J., Cabecinha, E., Grilo, C., Assis, J., Valavanis, V., Pita, C., Dubert, J., Leitão, F., & Queiroga, H. (2020). Trends and drivers of marine fish landings in Portugal since its entrance in the European Union. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 988–1001. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa010>
- Bueno-Pardo, J., Ramalho, S. P., García-Alegre, A., Morgado, M., Vieira, R. P., Cunha, M. R., & Queiroga, H. (2017). Deep-sea crustacean trawling fisheries in Portugal: Quantification of effort and assessment of landings per unit effort using a Vessel Monitoring System (VMS). *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/srep40795>

- Busalacchi, B., Bottari, T., Giordano, D., Profeta, A., & Rinelli, P. (2014). Distribution and biological features of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian Sea (Central Mediterranean). *Helgoland Marine Research*, 68(4), 491–501. <https://doi.org/10.1007/s10152-014-0404-5>
- Campana, S. E., Stefánsdóttir, R. B., Jakobsdóttir, K., & Sólmundsson, J. (2020). Shifting fish distributions in warming sub-Arctic oceans. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73444-y>
- Cardoso, I., Moura, T., Mendes, H., Silva, C., & Azevedo, M. (2015). Original Article: An ecosystem approach to mixed fisheries: Technical and biological interactions in the Portuguese multi-gear fleet. *ICES Journal of Marine Science*, 72(9), 2618–2626. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv138>
- Chaves, C. (2018). *Relatório da Campanha “Demersal 2018 - 02041018.”* <https://www.ipma.pt/export/sites/ipma/bin/docs/relatorios/pescas.mar/Campanha-Demersal-2018.pdf>
- Cheminée, A., le Direach, L., Rouanet, E., Astruch, P., Goujard, A., Blanfuné, A., Bonhomme, D., Chassaing, L., Jouvenel, J. Y., Ruitton, S., Thibaut, T., & Harmelin-Vivien, M. (2021). All shallow coastal habitats matter as nurseries for Mediterranean juvenile fish. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93557-2>
- Cleveland, R. B., Cleveland, W. S., McRae, J. E., & Terpenning, I. (1990). STL: A Seasonal-Trend Decomposition Procedure Based on Loess. *Journal of Official Statistics*, 6(1), 3–73.
- Cochran, W. G., Wiley, J., York, N., Chichester, •, Brisbane, •, Toronto, •, & Singapore, •. (1977). *Sampling Techniques third edition*.
- Cochrane, K.L. (ed.) A fishery manager’s guidebook. Management measures and their application. FAO Fisheries Technical Paper. No. 424. Rome, FAO. 2002. 231p.
- Coelho, R., Bentes, L., Correia, C., Gonçalves, J. M. S., Lino, P. G., Monteiro, P., Ribeiro, J., & Erzini, K. (2010). LIFE HISTORY OF THE COMMON PANDORA, *Pagellus erythrinus* (LINNAEUS, 1758) (ACTINOPTERYGII: SPARIDAE) FROM SOUTHERN PORTUGAL. In *BRAZILIAN JOURNAL OF OCEANOGRAPHY* (Vol. 58, Issue 3).
- Cohen, J. (1960). A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46. <https://doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Collins, K. J., & Mallinson, J. J. (2012). Surveying black bream, *Spondyliosoma cantharus* (L.), nesting sites using sidescan sonar. *Underwater Technology*, 30(4), 183–188. <https://doi.org/10.3723/ut.30.183>
- Coombs, S. H., Smyth, T. J., Conway, D. V. P., Halliday, N. C., Bernal, M., Stratoudakis, Y., & Alvarez, P. (2006). Spawning season and temperature relationships for sardine (*Sardina pilchardus*) in the eastern North Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(5), 1245–1252. <https://doi.org/10.1017/S0025315406014251>
- Correia, A. T., Gomes, P., Gonçalves, J. M. S., Erzini, K., & Hamer, P. A. (2012). Population structure of the black seabream *Spondyliosoma cantharus* along the south-west Portuguese coast inferred from otolith chemistry. *Journal of Fish Biology*, 80(2), 427–443. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03186.x>
- Costa, A., Silva, A., Rocha, A., Pereira, B., Maia, C., Chaves, C., Silva, C., Rosa, D., Feijó, D., Mendes, H., Farias, I., Figueiredo, I., Wise, L., Gaspar B., M., Lagarto, N., Gonçalves, P., Lino, P., Alpoim, R., Coelho, R., ... Stratoudakis, Y. (2020). *Estado dos stocks em 2020 e aconselhamento científico para a sua gestão em 2021.* https://www.ipma.pt/pt/media/noticias/documentos/2021/ESTADO_DOS_RECURSOS_EXPLORADOS_2020-2.pdf
- Costa, M. E., Erzini, K., & Borges, T. C. (2008). Bycatch of crustacean and fish bottom trawl fisheries from southern Portugal (Algarve). *Scientia Marina*, 72(4), 801–814. <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n4801>

- Crise, A., Kaberi, H., Ruiz, J., Zatsepin, A., Arashkevich, E., Giani, M., Karageorgis, A. P., Prieto, L., Pantazi, M., Gonzalez-Fernandez, D., Ribera d'Alcalà, M., Tornero, V., Vassilopoulou, V., Durrieu de Madron, X., Guieu, C., Puig, P., Zenetos, A., Andral, B., Angel, D., ... Papathanassiou, E. (2015). A MSFD complementary approach for the assessment of pressures, knowledge and data gaps in Southern European Seas: The PERSEUS experience. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.024>
- de Azevedo, J., Franco, J. N., Vale, C. G., Lemos, M. F. L., & Arenas, F. (2023). Rapid tropicalization evidence of subtidal seaweed assemblages along a coastal transitional zone. *Scientific Reports*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38514-x>
- DGPM. (2020). Relatório de Monitorização da Estratégia Nacional para o Mar 2013–2020. *Documento de Suporte Às Políticas Do Mar*.
- DGRM. (2019). *PORTUGUESE FISHING FLEET - 2018*. https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2019-09/2018-fleet-capacity-report-portugal_en.pdf
- DGRM. (2023). *RELATÓRIO ANUAL FROTA DE PESCA PORTUGUESA-2022*. <https://www.dgrm.pt/documents/20143/46307/PT-RELATÓRIO+ANUAL+FROTA-2022.pdf/77158f1f-3960-b689-1400-42b78b553436>
- DGRM. (2023). *Tabela de tamanhos mínimos de captura*. DGRM. <https://www.dgrm.pt/documents/20143/121101/Tabela+de+Tamanhos+Mínimos+de+Captura+04-01-23.pdf>
- DGRM. (2024). *Tabela de defesos: Águas oceânicas e interiores marítimas*. DGRM. https://www.dgrm.pt/documents/20143/121101/TABELA_DEFESOS_DGRM_2024-09-05.pdf
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & Talley, L. D. (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 4, 11–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>
- Duarte, R., Azevedo, M., Afonso-Dias, M., Duarte, R., & Azevedo, M. (2009). Segmentation and fishery characteristics of the mixed-species multi-gear Portuguese fleet. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 594–606. <https://academic.oup.com/icesjms/article/66/3/594/817215>
- Duarte, R., Azevedo, M., & Afonso-Dias, M. (2009). Segmentation and fishery characteristics of the mixed-species multi-gear Portuguese fleet. *ICES Journal of Marine Science*, 66, 594–606. <https://academic.oup.com/icesjms/article/66/3/594/817215>
- Durant, J. M., Holt, R. E., & Langangen, Ø. (2024). Large biomass reduction effect on the relative role of climate, fishing, and recruitment on fish population dynamics. *Scientific Reports*, 14(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-59569-4>
- Edmonds, D., Dreslik, M. J., Lovich, J. E., Wilson, T. P., & Ernst, C. H. (2021). Growing as slow as a turtle: Unexpected maturational differences in a small, long-lived species. *PLoS ONE*, 16(11 November). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0259978>
- Eigaard, O. R., Bastardie, F., Hintzen, N. T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Catarino, R., Dinesen, G. E., Egekvist, J., Fock, H. O., Geitner, K., Gerritsen, H. D., González, M. M., Jonsson, P., Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzalez-Mirelis, G., Nielsen, J. R., Papadopoulou, N., ... Rijnsdorp, A. D. (2017). The footprint of bottom trawling in European waters: Distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science*, 74(3), 847–865. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>

- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elliott, M., Borja, Á., McQuatters-Gollop, A., Mazik, K., Birchenough, S., Andersen, J. H., Painting, S., & Peck, M. (2015). Force majeure: Will climate change affect our ability to attain Good Environmental Status for marine biodiversity? *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 7–27. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.015>
- EUMOFA. (2023). *The EU Fish Market - 2023 Edition*. <https://doi.org/10.2771/38507>
- FAHMY MEHANNA, S. (2022). Age, growth and reproductive dynamics of the common pandora, *Pagellus erythrinus* from GFCM-GSA 26, Mediterranean Sea, Egypt. *Iranian Society of Ichthyology*, 9(1), 32–42. <https://doi.org/10.22034/iji.v9i1.857>
- Fanelli, E., Badalamenti, F., D'Anna, G., Pipitone, C., Riginella, E., & Azzurro, E. (2011). Food partitioning and diet temporal variation in two coexisting sparids, *Pagellus erythrinus* and *Pagellus acarne*. *Journal of Fish Biology*, 78(3), 869–900. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.02915.x>
- FAO. 2022. In Brief to The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc0463en>
- Feijó, D., Marçalo, A., Wise, L., & A. Silva, A. (2012). *PROTOCOLO DE AMOSTRAGEM A BORDO NA PESCA DE CERCO*. https://www.researchgate.net/publication/269873352_Protocolo_de_Amostragem_a_Bordo_da_Pesca_do_Cerc_o_SAMPLING_PROTOCOL_ON_BOARD_THE_PURSE_SEINE_FISHERY
- Feijó, D., Marçalo, A., Wise, L., Bento, T., Barra, J., Correia, M., Pinto, D., Lechuga, R., Felício, M., Dinis, D., Inácio, M., Pereira, D., Abreu, P., Lagarto, N., Maia, C., Gomes, P., Luísa Ferreira, A., Silva, D., Fernandes, A., ... Silva, A. (2018). The Portuguese purse seine fishery (2006-2016): what has changed in 10 years? *Fishes in Mediterranean Environments*, 2018.011, 4p. <https://doi.org/10.29094/FISHMED.2018.011>
- FIELDING, A. H., & BELL, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Fonteneau, A., & Richard, N. (2003). Relationship between catch, effort, CPUE and local abundance for non-target species, such as billfishes, caught by Indian Ocean longline fisheries. *Marine and Freshwater Research*, 54(4), 383–392. <https://doi.org/10.1071/MF01268>
- Fujiwara, M. (2012). Demographic diversity and sustainable fisheries. *PLoS ONE*, 7(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034556>
- Gallo, N. D., Bowlin, N. M., Thompson, A. R., Satterthwaite, E. v., Brady, B., & Semmens, B. X. (2022). Fisheries Surveys Are Essential Ocean Observing Programs in a Time of Global Change: A Synthesis of Oceanographic and Ecological Data From U.S. West Coast Fisheries Surveys. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 9). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.757124>
- Gamito, R., Pita, C., Teixeira, C., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2016). Trends in landings and vulnerability to climate change in different fleet components in the Portuguese coast. *Fisheries Research*, 181, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.04.008>
- Gamito, R., Teixeira, C. M., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2015). Are regional fisheries' catches changing with climate? *Fisheries Research*, 161, 207–216. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.07.014>

- Garza-Gil, M. D., Torralba-Cano, J., & Varela-Lafuente, M. M. (2011). Evaluating the economic effects of climate change on the European sardine fishery. *Regional Environmental Change*, 11(1), 87–95. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0121-9>
- Glasgow, G. (2005). Stratified Sampling Types. In *Encyclopedia of Social Measurement* (pp. 683–688). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-369398-5/00066-9>
- Gonçalves, J. M. S., & Erzini, K. (2000). The reproductive biology of *Spondyliosoma cantharus* (L.) from the SW coast of Portugal. *Scientia Marina*, 64(4), 403–411. <https://doi.org/10.3989/scimar.2000.64n4403>
- González-Irusta, J. M., & Wright, P. J. (2016). Spawning grounds of haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) in the North Sea and West of Scotland. *Fisheries Research*, 183, 180–191. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.05.028>
- Grüss, A., Drexler, M., & Ainsworth, C. H. (2014). Using delta generalized additive models to produce distribution maps for spatially explicit ecosystem models. *Fisheries Research*, 159, 11–24. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.05.005>
- Guisan, A., Edwards, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2–3), 89–100. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1)
- Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O’Hara, C., Scarborough, C., & Selkoe, K. A. (2019). Recent pace of change in human impact on the world’s ocean. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>
- He, P., Chopin, F., Suuronen, P., Ferro, R.S.T. and Lansley, J. 2021. Classification and illustrated definition of fishing gears. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 672. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4966en>
- Heino, M., & Dieckmann, U. (2009). Fisheries-induced Evolution. In *Encyclopedia of Life Sciences*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0021213>
- Helm, K. P., Bindoff, N. L., & Church, J. A. (2010). Changes in the global hydrological-cycle inferred from ocean salinity. *Geophysical Research Letters*, 37(18). <https://doi.org/10.1029/2010GL044222>
- Hidalgo, M., Rouyer, T., Massutí, E., Moranta, J., Guijarro, B., & Stenseth, N. C. (2009). A shift in a hake (*Merluccius merluccius*) population of the NW Mediterranean induced by a combined effect of climate and fishery harvesting. *Centro Oceanográfico de Baleares*. <http://hdl.handle.net/10261/323222>
- Hiddink, J. G., MacKenzie, B. R., Rijnsdorp, A., Dulvy, N. K., Nielsen, E. E., Bekkevold, D., ... & Ojaveer, H. (2008). Importance of fish biodiversity for the management of fisheries and ecosystems. *Fisheries Research*, 90(1-3), 6-8.
- Hijmans R (2024). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*. R package version 3.6-30, <https://rspatial.org/raster>.
- Hilborn, R., Amoroso, R., Collie, J., Hiddink, J. G. J., Kaiser, M. J., Mazon, T., McConnaughey, R. A., Parma, A. M., Pitcher, C. R., Sciberras, M., & Suuronen, P. (2023). Evaluating the sustainability and environmental impacts of trawling compared to other food production systems. *ICES Journal of Marine Science*, 80(6), 1567–1579. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad115>
- Hollowed, A. B., Barange, M., Beamish, R. J., Brander, K., Cochrane, K., Drinkwater, K., Foreman, M. G. G., Hare, J. A., Holt, J., Ito, S. I., Kim, S., King, J. R., Loeng, H., Mackenzie, B. R., Mueter, F. J., Okey, T. A., Peck, M. A., Radchenko, V. I., Rice, J. C., ... Yamanaka, Y. (2013). Projected impacts of climate change on marine fish and fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 70(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst081>

- Hollowed, A. B., Barange, M., Ito, S. I., Kim, S., Loeng, H., & Peck, M. A. (2011). Effects of climate change on fish and fisheries: Forecasting impacts, assessing ecosystem responses, and evaluating management strategies. In *ICES Journal of Marine Science* (Vol. 68, Issue 6, pp. 984–985). <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr085>
- Hosmer, D. W., Lemeshow, S., & Sturdivant, R. X. (2013). *Applied Logistic Regression* (3rd ed.). John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118548387>
- Hsieh, C. hao, Yamauchi, A., Nakazawa, T., & Wang, W. F. (2010). Fishing effects on age and spatial structures undermine population stability of fishes. In *Aquatic Sciences* (Vol. 72, Issue 2, pp. 165–178). <https://doi.org/10.1007/s00027-009-0122-2>
- Hunter, A., Speirs, D. C., & Heath, M. R. (2015). Fishery-induced changes to age and length dependent maturation schedules of three demersal fish species in the Firth of Clyde. *Fisheries Research*, 170, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.05.004>
- ICES. (2017). *SISP 15 - Manual of the IBTS North Eastern Atlantic Surveys (Version 1). Series of ICES Survey protocols (2012-2020)*. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.3519>
- ICES. 2022 Bay of Biscay and the Iberian Coast ecoregion – fisheries Overview. In Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022, section 6.2. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21641396>
- ICES. 2022. Bycatch of protected, endangered, and/or threatened species of marine mammals, seabirds and marine turtles, and selected fish species of bycatch relevance. In Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022, byc.eu. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21695375>
- INE. (2011). *Estatísticas da Pesca : 2010*. <https://www.ine.pt/xurl/pub/120497634>
- INE. (2014). *Estatísticas da Pesca : 2013*. <https://www.ine.pt/xurl/pub/210756920>
- INE. (2018). *Estatísticas da Pesca : 2017*. <https://www.ine.pt/xurl/pub/320384843>
- INE. (2020). *Estatísticas da Pesca : 2019*. <https://www.ine.pt/xurl/pub/435690295>
- INE. (2024). *Estatísticas da Pesca: 2023*. https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_publicacoes&PUBLICACOESpub_boui=439542305&PUBLICACOESmodo=2
- IUCN. (2022). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- JARDIM, E.; PRISTA, N.; FERNANDES, A.C.; SILVA, D.; FERREIRA, A. L.; ABREU, P.; FERNANDES, P., 2012. Manual de procedimentos a bordo: arrasto de fundo com portas. Relat. Cient.Téc. Inst. Invest. Pescas Mar Série digital (<http://inrb.pt/ipimar>), nº 55, 20 p. + Anexos.
- Jennings, S., & Brander, K. (2010). Predicting the effects of climate change on marine communities and the consequences for fisheries. *Journal of Marine Systems*, 79(3–4), 418–426. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.016>
- Jennings, S., & Kaiser, M. J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34, 201–212. [https://doi.org/10.1016/s0065-2881\(08\)60212-6](https://doi.org/10.1016/s0065-2881(08)60212-6)
- Kale, S., Altın, A., Ayyıldız, H., Ozen, O., & Altın, A. (2015). *Spatial Distribution Modelling of Juvenile Common Pandora (Pagellus erythrinus Linnaeus, 1758) in Relation to Habitat in the Shallow Waters of Gökçeada Using GIS*. <https://www.researchgate.net/publication/283491595>
- Klimogianni, A., & Kaspiris, P. (2012). Temperature Preference of Early Developmental Stages of *Pagellus erythrinus*. *Journal of Applied Aquaculture*, 24(1), 88–97. <https://doi.org/10.1080/10454438.2012.652471>

- Kniesbusch, M., Meier, H. E. M., & Radtke, H. (2019). Changing Salinity Gradients in the Baltic Sea As a Consequence of Altered Freshwater Budgets. *Geophysical Research Letters*, 46(16), 9739–9747. <https://doi.org/10.1029/2019GL083902>
- Krausman, P. R., & Morrison, M. L. (2016). Another plea for standard terminology. In *Journal of Wildlife Management* (Vol. 80, Issue 7, pp. 1143–1144). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21121>
- Kuparinen, A., & Merilä, J. (2007). Detecting and managing fisheries-induced evolution. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 22, Issue 12, pp. 652–659). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.08.011>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1), 159. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Lavin, C. P., Jones, G. P., Williamson, D. H., & Harrison, H. B. (2021). Minimum size limits and the reproductive value of numerous, young, mature female fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1946). <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2714>
- Leitão, P., Campos, A., & Castro, M. (2024). Predicting gear used in a multi-gear coastal fleet. *Fisheries Research*, 281. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.107199>
- Le Luherne, E., Pawlowski, L., & Robert, M. (2024). Northeast Atlantic species distribution shifts over the last two decades. *Global Change Biology*, 30(6). <https://doi.org/10.1111/gcb.17383>
- Lewison, R. L., Crowder, L. B., Read, A. J., & Freeman, S. A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 19, Issue 11, pp. 598–604). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
- Lopes, R. (2015). *Effects of climate change on fisheries - from a global to a regional perspective*. <http://hdl.handle.net/10451/23968>
- Machado, I., Moura, T., Figueiredo, I., Chaves, C., Costa, J. L., & Cabral, H. N. (2020). Effects of scale on the assessment of fish biodiversity in the marine strategy framework directive context. *Ecological Indicators*, 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106546>
- Manuel, J., & Gonçalves, S. (2000). *BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL DE *Diplodus vulgaris* (GEOFFR.) E *Spondyliosoma cantharus* (L.) (PISCES, SPARIDAE) NA COSTA SUDOESTE DE PORTUGAL*. <http://hdl.handle.net/10400.1/5572>
- Marine messages II Navigating the course towards clean, healthy and productive seas through implementation of an ecosystem-based approach*. (n.d.). <https://doi.org/10.2800/71245>
- Martins, M. M., Skagen, D., Marques, V., Zwolinski, J., & Silva, A. (2013). Changes in the abundance and spatial distribution of the Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the pelagic ecosystem and fisheries off Portugal. *Scientia Marina*, 77(4), 551–563. <https://doi.org/10.3989/scimar.03861.07B>
- Massicotte P, South A (2024). *rnaturalearth: World Map Data from Natural Earth*. R package version 1.0.1.9000, <https://github.com/ropensci/rnaturalearth>, <https://docs.ropensci.org/rnaturalearth/>, <https://docs.ropensci.org/rnaturalearth/>.
- Maunder, M. N., & Punt, A. E. (2004). Standardizing catch and effort data: A review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70(2-3 SPEC. ISS.), 141–159. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2004.08.002>
- McCluskey, S. M., & Lewison, R. L. (2008). Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications. *Fish and Fisheries*, 9(2), 188–200. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00283.x>

- McLean, D. L., Langlois, T. J., Newman, S. J., Holmes, T. H., Birt, M. J., Bornt, K. R., Bond, T., Collins, D. L., Evans, S. N., Travers, M. J., Wakefield, C. B., Babcock, R. C., & Fisher, R. (2016). Distribution, abundance, diversity and habitat associations of fishes across a bioregion experiencing rapid coastal development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.026>
- Medeiros-Leal, W., Santos, R., Peixoto, U. I., Casal-Ribeiro, M., Novoa-Pabon, A., Sigler, M. F., & Pinho, M. (2023). Performance of length-based assessment in predicting small-scale multispecies fishery sustainability. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33(3), 819–852. <https://doi.org/10.1007/s11160-023-09764-9>
- Metin, G., Ilkyaz, A. T., Soykan, O., & Kinacigil, H. T. (2011). Biological characteristics of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758), in the central Aegean Sea. *Turkish Journal of Zoology*, 35(3), 307–315. <https://doi.org/10.3906/zoo-0904-4>
- Ministério do Mar. (2020). *Estratégia Marinha: Relatório do 2º ciclo – Parte D: Continente*. Ministério do Mar. https://zero.org/wp-content/uploads/2022/11/Parte-D_Continente_JAN2020.pdf
- Monteiro, P. V. (2017). The Purse Seine Fishing of Sardine in Portuguese Waters: A Difficult Compromise Between Fish Stock Sustainability and Fishing Effort. In *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture* (Vol. 25, Issue 3, pp. 218–229). Taylor and Francis Inc. <https://doi.org/10.1080/23308249.2016.1269720>
- Moura, T., Chaves, C., Figueiredo, I., Mendes, H., Moreno, A., Silva, C., Vasconcelos, R. P., & Azevedo, M. (2020). Assessing spatio-temporal changes in marine communities along the Portuguese continental shelf and upper slope based on 25 years of bottom trawl surveys. *Marine Environmental Research*, 160. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105044>
- Moura, T., Fernandes, A., Alpoim, R., & Azevedo, M. (2016). Unravelling the dynamics of a multi-gear fleet – Inputs for fisheries assessment and management under the Common Fisheries Policy. *Marine Policy*, 72, 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.07.015>
- Moura, T., Fernandes, A., Figueiredo, I., Alpoim, R., & Azevedo, M. (2018). Management of deep-water sharks' by-catch in the Portuguese anglerfish fishery: from EU regulations to practice. *Marine Policy*, 90, 55–67. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.006>
- Murase, H., Nagashima, H., Yonezaki, S., Matsukura, R., & Kitakado, T. (2009). Application of a generalized additive model (GAM) to reveal relationships between environmental factors and distributions of pelagic fish and krill: a case study in Sendai Bay, Japan. *ICES Journal of Marine Science*, 66(6), 1417–1424. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp105>
- Murawski, S. A. (1993). Climate Change and Marine Fish Distributions: Forecasting from Historical Analogy. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122(5), 647–658. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1993\)122<0647:ccamfd>2.3.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1993)122<0647:ccamfd>2.3.co;2)
- Neves, A. (2018). *Black seabream, Spondyliosoma cantharus: stock structure in the eastern Atlantic and characterisation of the biology and fishery in the Portuguese coast*. <http://hdl.handle.net/10451/38257>
- Neves, A., Vieira, A. R., Sequeira, V., Paiva, R. B., & Gordo, L. S. (2018). Insight on reproductive strategy in Portuguese waters of a commercial protogynous species, the black seabream *Spondyliosoma cantharus* (Sparidae). *Fisheries Research*, 206, 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.05.004>
- NRC. (1999). *Perspectives on Biodiversity: Valuing Its Role in an Everchanging World*. Washington, D.C: National Academies Press. 129p. <https://doi.org/10.17226/9589>
- Nunes, C., Silva, A., Feijó, D., Soares, E., Porfírio, A. C., Morais, D., Correia, G., da Conceição, P., Silva, M. D. C., Chaves, C., Marques, V., Amorim, P., Gordo, L., Moreno, A., & Silva, A. (2019). Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) growth and reproduction off the Portuguese coast in relation to the population dynamics. *Frontiers in Marine Science*, 6(1), 127–144. <https://doi.org/10.3389/conf.fmars.2019.08.00022>

- Oh, J. W., Pushparaj, S. S. C., Muthu, M., & Gopal, J. (2023). Review of Harmful Algal Blooms (HABs) Causing Marine Fish Kills: Toxicity and Mitigation. In *Plants* (Vol. 12, Issue 23). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/plants12233936>
- Orio, A., Florin, A. B., Bergström, U., Šics, I., Baranova, T., & Casini, M. (2017). Modelling indices of abundance and size-based indicators of cod and flounder stocks in the Baltic Sea using newly standardized trawl survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 74(5), 1322–1333. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx005>
- Osei, V. S., Forrester, G., Clotley, M. N. K., McManus, M. C., & Collie, J. (2021). The influence of environmental factors and fishing effort on demersal fish species in Ghanaian waters. *Regional Studies in Marine Science*, 46. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101858>
- Padhy, C., Prasanna Pattanayak, K., Devender Reddy, M., Kumar Raj, R., & Anusadhan, S. (2022). Biodiversity- An Important Element for Human Life. *Indian Journal of Natural Sciences*, 13(72), 42746–42750. www.tnsroindia.org.in
- Pajuelo, J. G., & Lorenzo, J. M. (1998). Population biology of the common pandora *Pagellus erythrinus* (Pisces: Sparidae) off the Canary Islands. *Fisheries Research*, 36(2–3), 75–86. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(98\)00110-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0165-7836(98)00110-6)
- Pajuelo, J. G., & Lorenzo, J. M. (1999). Life history of black seabream, *Spondyliosoma cantharus*, off the Canary Islands, Central-east Atlantic. In *Environmental Biology of Fishes* (Vol. 54). <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1007515301745>
- Palialexis, A., & Rees, A. F. (2021). *Species thresholds: Review of methods to support the EU Marine Strategy Framework Directive MSFD Descriptor 1 biological diversity BIOMETORE-Biodiversity in seamounts: the Madeira-Tore and Great Meteor View project National Fishery Data Collection Project View project*. <https://doi.org/10.2760/52931>
- Palialexis, A., Kousteni, V., Boicenco, L., Enserink, L., Pagou, K., Zweifel, U. L., ... & Connor, D. (2021). Monitoring biodiversity for the EU Marine Strategy Framework Directive: Lessons learnt from evaluating the official reports. *Marine Policy*, 128, 104473.
- Pebesma, E., 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Pennino, M. G., Conesa, D., López-Quílez, A., Muñoz, F., Fernández, A., & Bellido, J. M. (2016). Fishery-dependent and -independent data lead to consistent estimations of essential habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 73(9), 2302–2310. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw062>
- Perodou, J.-B., & Nedelec, D. (1980). BILAN D'EXPLOITATION DU STOCK DE DORADE GRISE. *Science et Pêche*, 308, 1–7. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/7173/6355.pdf>
- Perry, R. I., Cury, P., Brander, K., Jennings, S., Möllmann, C., & Planque, B. (2010). Sensitivity of marine systems to climate and fishing: Concepts, issues and management responses. *Journal of Marine Systems*, 79(3–4), 427–435. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.12.017>
- Philippart, C. J. M., Anadón, R., Danovaro, R., Dippner, J. W., Drinkwater, K. F., Hawkins, S. J., Oguz, T., O'Sullivan, G., & Reid, P. C. (2011). Impacts of climate change on European marine ecosystems: Observations, expectations and indicators. In *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* (Vol. 400, Issues 1–2, pp. 52–69). <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.023>
- Poloczanska, E. S., Burrows, M. T., Brown, C. J., Molinos, J. G., Halpern, B. S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C. v., Moore, P. J., Richardson, A. J., Schoeman, D. S., & Sydeman, W. J. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 3, Issue MAY). Frontiers Media S. A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>

PRISTA, N.; JARDIM, E.; FERNANDES, A.C.; SILVA, D.; FERREIRA, A. L.; ABREU, P.; FERNANDES, P., 2012. Manual de procedimentos a bordo: artes fundeadas. Relat. Cient. Téc. Inst. Invest. Pescas Mar Série digital (<http://inrb.pt/ipimar>), n° 56, 23 p. + Anexos.

R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Rolton, A., Rhodes, L., Hutson, K. S., Biessy, L., Bui, T., Mackenzie, L., Symonds, J. E., & Smith, K. F. (2022). Effects of Harmful Algal Blooms on Fish and Shellfish Species: A Case Study of New Zealand in a Changing Environment. In *Toxins* (Vol. 14, Issue 5). MDPI. <https://doi.org/10.3390/toxins14050341>

Sadovy de Mitcheson, Y. (2013). *Back to basics: training module for the management and conservation of reef fishes important for food*. www.SCRFA.org.

Šantić, M., Paladin, A., & Rađa, B. (2011). Feeding habits of common pandora *Pagellus erythrinus* (Sparidae) from eastern central Adriatic Sea. In *Cybium* (Vol. 35, Issue 2).

Santos, M. N., Monteiro, C. C., & Erzini, K. (1995). Aspects of the biology and gillnet selectivity of the axillary seabream (*Pagellus acarne*, Risso) and common pandora (*Pagellus erythrinus*, Linnaeus) from the Algarve (south Portugal). *Fisheries Research*, 23(3–4), 223–236. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(94\)00354-Y](https://doi.org/10.1016/0165-7836(94)00354-Y)

Scheffers, B. R., de Meester, L., Bridge, T. C. L., Hoffmann, A. A., Pandolfi, J. M., Corlett, R. T., Butchart, S. H. M., Pearce-Kelly, P., Kovacs, K. M., Dudgeon, D., Pacifici, M., Rondinini, C., Foden, W. B., Martin, T. G., Mora, C., Bickford, D., & Watson, J. E. M. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. In *Science* (Vol. 354, Issue 6313). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>

Schofield, O., Ducklow, H. W., Martinson, D. G., Meredith, M. P., Moline, M. A., & Fraser, W. R. (2010). How do polar marine ecosystems respond to rapid climate change? In *Science* (Vol. 328, Issue 5985, pp. 1520–1523). <https://doi.org/10.1126/science.1185779>

Seixas, S., Parrinha, J., Gomes, P., & Bessa, F. (2024). Incorporation of abandoned and lost fishing gear into the structure of *Dendrophyllia ramea* in the Atlantic coast of Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 202. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116302>

Skliris, N., Marsh, R., Josey, S. A., Good, S. A., Liu, C., & Allan, R. P. (2014). Salinity changes in the World Ocean since 1950 in relation to changing surface freshwater fluxes. *Climate Dynamics*, 43(3–4), 709–736. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2131-7>

Smith, C. J., Papadopoulou, K. N., Barnard, S., Mazik, K., Elliott, M., Patrício, J., Solaun, O., Little, S., Bhatia, N., & Borja, A. (2016). Managing the marine environment, conceptual models and assessment considerations for the European marine strategy framework directive. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 3, Issue AUG). Frontiers Media S. A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00144>

Somarakis, S., & Machias, A. (2002). Age, growth and bathymetric distribution of red pandora (*Pagellus erythrinus*) on the Cretan shelf (eastern Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(1), 149–160. <https://doi.org/10.1017/S002531540200526X>

Soykan, C. U., Moore, J. E., Ždelis, R., Crowder, L. B., Safina, C., & Lewison, R. L. (2008). Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. *Endangered Species Research*, 5(2–3), 91–102. <https://doi.org/10.3354/esr00175>

Sutherland, C., Hare, D., Johnson, P. J., Linden, D. W., Montgomery, R. A., & Droge, E. (2023). Practical advice on variable selection and reporting using Akaike information criterion. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 290(2007). <https://doi.org/10.1098/rspb.2023.1261>

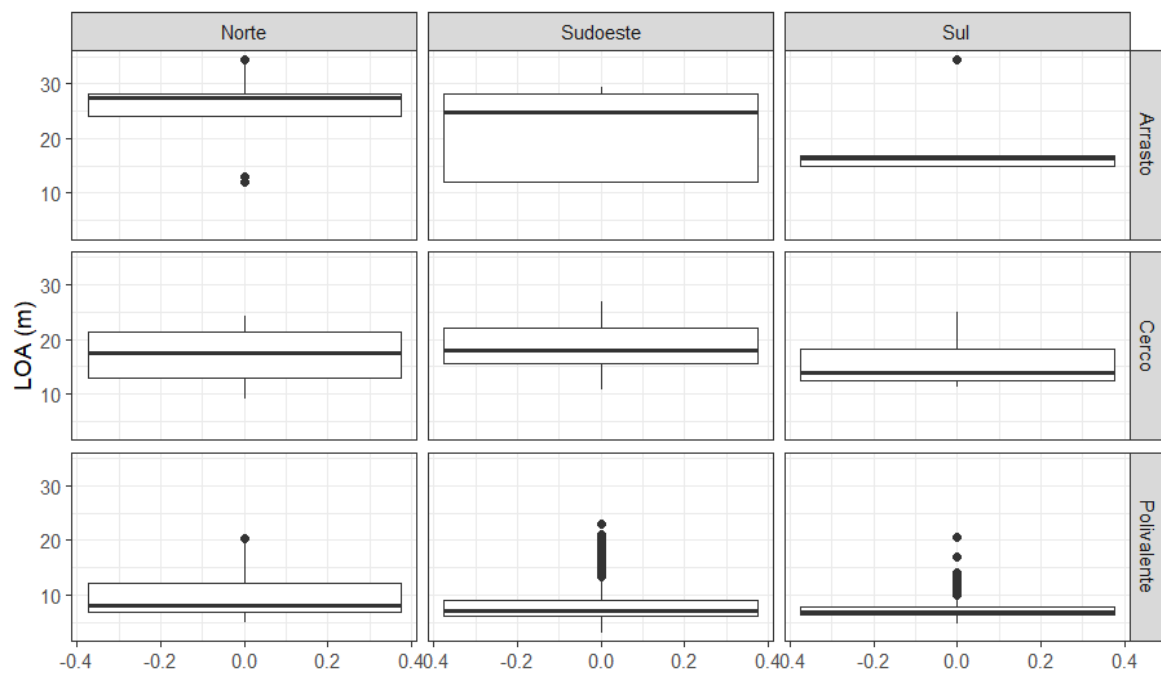
- Swingland, I. R. (2013). Biodiversity, Definition of. In *Encyclopedia of Biodiversity: Second Edition* (pp. 399–410). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00009-5>
- Szalaj, D., Silva, A., Ré, P., & Cabral, H. (2022). Predictions of sardine and the Portuguese continental shelf ecosystem dynamics under future fishing, forced-biomass and SST scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113594. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113594>
- Szynaka, M. J., Fernandes, M., Anjos, M., Erzini, K., Gonçalves, J. M. S., & Campos, A. (2022). Fishers, Let Us Talk: Validating Métiers in a Multi-Gear Coastal Fishing Fleet. *Fishes*, 7(4). <https://doi.org/10.3390/fishes7040174>
- Szynaka, M. J., Monteiro, P., Erzini, K., Gonçalves, J. M. S., & Campos, A. (2024). Reducing invertebrate by-catch in a coastal fishery using a raised monofilament trammel net. *Fisheries Research*, 276. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2024.107040>
- Tajik, O., & Golzar, J. (2022). Simple Random Sampling. *International Journal of Education and Language Studies*, 1, 78–82. <https://doi.org/10.22034/ijels.2022.162982>
- Tanner, S. E., Vieira, A. R., Vasconcelos, R. P., Dores, S., Azevedo, M., Cabral, H. N., & Morrongiello, J. R. (2019). Regional climate, primary productivity and fish biomass drive growth variation and population resilience in a small pelagic fish. *Ecological Indicators*, 103, 530–541. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.056>
- Teixeira, C. M., Gamito, R., Leitão, F., Cabral, H. N., Erzini, K., & Costa, M. J. (2014). Trends in landings of fish species potentially affected by climate change in Portuguese fisheries. *Regional Environmental Change*, 14(2), 657–669. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0524-5>
- Townhill, B. L., Couce, E., Tinker, J., Kay, S., & Pinnegar, J. K. (2023). Climate change projections of commercial fish distribution and suitable habitat around north western Europe. *Fish and Fisheries*, 24(5), 848–862. <https://doi.org/10.1111/faf.12773>
- Vasconcelos, P., Pereira, F., Moreno, A., & Gaspar, M. B. (2019). Bycatch, discards and survival rates in the small-scale cuttlefish trap fishery on sandy bottoms off the Algarve coast (southern Portugal). *Fisheries Management and Ecology*, 26(4), 334–344. <https://doi.org/10.1111/fme.12364>
- Vasquez Mickaël, Ségeat Benjamin, Cordingley Ashley, Tilby Emily, Wikström Sofia, Ehrnsten Eva, Al Hamdani Ziad, Agnesi Sabrina, Andersen Mikkel Skovgaard, Annunziatellis Aldo, Askew Natalie, Bekkby Trine, Bentes Luis, Daniels Elyana, Doncheva Valentina, Drakopoulou Vivi, Ernsten Verner Brandbyge, Gonçalves Jorge, Karvinen Ville, Laamanen-Nicolas Leena, Lillis Helen, Loukaidi Valia, Manca Eleonora, McGrath Fergal, Mo Giulia, Monteiro Pedro, Muresan Mihaela, Nygard Henrik, O'keeffe Eimear, Pelembe Tara, Radicioli Martina, Sakellariou Dimitris, Teaca Adrian, Todorova Valentina, Tunesi Leonardo, Woods Helen (2023). EUSeaMap 2023, A European broad-scale seabed habitat map, Technical Report. Ref. EASME/EMFF/2020/3.1.11/Lot3/SI2.843624 – EMODnet Thematic Lot n° 3 – Seabed Habitats - D1.15. EMODnet. <https://doi.org/10.13155/97116>
- Verberk, W. C. E. P. (2012). *Explaining General Patterns in Species Abundance and Distributions Understanding thermal responses and variation in life-history of ectotherms View project ShareTrait: A data portal for making trait data interoperable and reusable View project*. <https://www.researchgate.net/publication/260136267>
- Vinagre, C., Santos, F. D., Cabral, H., & Costa, M. J. (2011). Impact of climate warming upon the fish assemblages of the Portuguese coast under different scenarios. *Regional Environmental Change*, 11(4), 779–789. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0215-z>
- Wagenmakers, E.-J., Farrell, S., & Wagenmakers, -J. (2004). AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic Bulletin & Review*, 11(1), 192–196. <https://doi.org/10.3758/BF03206482>

- Wickham H, François R, Henry L, Müller K, Vaughan D (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4, <https://github.com/tidyverse/dplyr>, <https://dplyr.tidyverse.org>.
- Wickham H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Williams, Bianca, Halloin, Caroline, Lobel, Wiebke, Finklea, Ferdous, Lipke, Elizabeth, Zweigerdt, Robert, & Cremaschi, Selen (2020). *Data-Driven Model Development for Cardiomyocyte Production Experimental Failure Prediction*. *Computer-aided Chemical Engineering*, 48 (). Retrieved from <https://par.nsf.gov/biblio/10187856>. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823377-1.50274-3>
- WISE, L.; FERREIRA, M.; SILVA, A., 2005. Caracterização da Pesca de Cerco na Costa Oeste Portuguesa. *Relat. Cient. Téc. IPIMAR, Série digital* (<http://ipimar-iniap.ipimar.pt>), nº 24, 19 p.
- Wood, S. N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. In *Journal of the Royal Statistical Society (B)* (Vol. 73, Issue 1, pp. 3–36).
- Wood, S. N. (2017). Generalized additive models: An introduction with R. In *Generalized Additive Models: An Introduction with R, Second Edition* (2nd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>
- Worm, B., & Branch, T. A. (2012). The future of fish. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 27, Issue 11, pp. 594–599). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.005>
- Young, M., & Carr, M. H. (2015). Application of species distribution models to explain and predict the distribution, abundance and assemblage structure of nearshore temperate reef fishes. *Diversity and Distributions*, 21(12), 1428–1440. <https://doi.org/10.1111/ddi.12378>
- Zarrad, R., Cherif, M., Gharbi, H., Jarboui, O., & Missaoui, H. (2010). REPRODUCTIVE CYCLE AND SEX REVERSAL OF *PAGELLUS ERYTHRINUS* (LINNAEUS, 1758) IN THE GULF OF TUNIS (CENTRAL MEDITERRANEAN). In *Bull. Inst. Natn. Scien. Tech. Mer de Salammbô* (Vol. 37).
- Zarrad, R., Missaoui, H., Alemany, F., Hamza, A., Salah Romdhane, M., García, A., Jarboui, O., & M'rabet, R. (2008). Distribución y abundancia de los primeros estadios de desarrollo de *Sardina pilchardus* en el golfo de Túnez (Mediterráneo central) en relación con los factores ambientales. *Scientia Marina*, 72(2). <https://doi.org/10.3989/scimar.2008.72n2299>
- Zheng, N., Kheirollahi, A., & Yilmaz, Y. (2024). Addressing age measurement errors in fish growth estimation from length-stratified samples. *Biometrics*, 80(2). <https://doi.org/10.1093/biomtc/ujae029>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (1st ed.). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>
- Zwolinski, J. P., Oliveira, P. B., Quintino, V., & Stratoudakis, Y. (2010). Sardine potential habitat and environmental forcing off western Portugal. *ICES Journal of Marine Science*, 67(8), 1553–1564. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsq068>

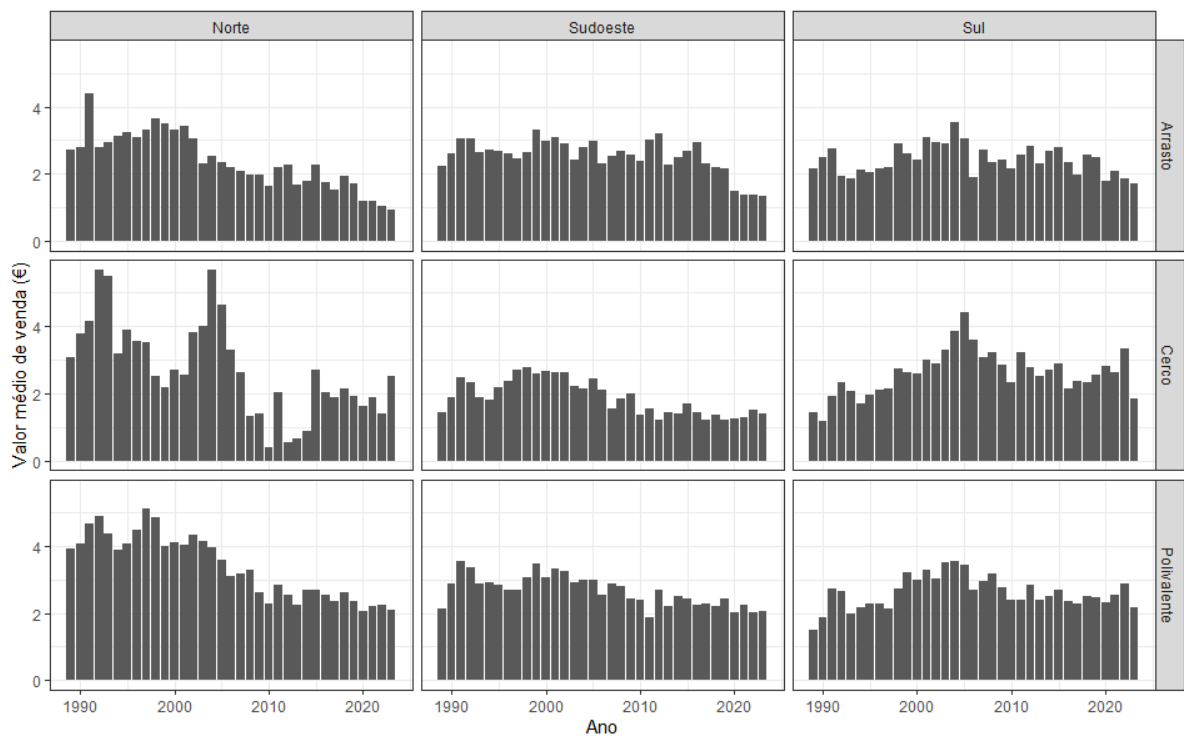
Anexo

Anexo 1. Resultados obtidos da função dredge, do package MuMIn, para o GAM binomial presença/ausência da *S. cantharus*. Tendo em conta os preditores SW_potT (temperatura potencial da água), bottomT (temperatura do fundo da água do mar), chl (clorofila) e sal (salinidade), a tabela destaca os escolhidos para cada modelo com um “+”. O “k” é o número de nós usados na representação da curva suave. Esta apresenta ainda os valores dos graus de liberdade (df), máxima verossimilhança (logLik), Akaike Information Criterion (AIC), delta (Δ AIC) e o peso (Akaike weight). Os modelos estão ordenados por AIC.

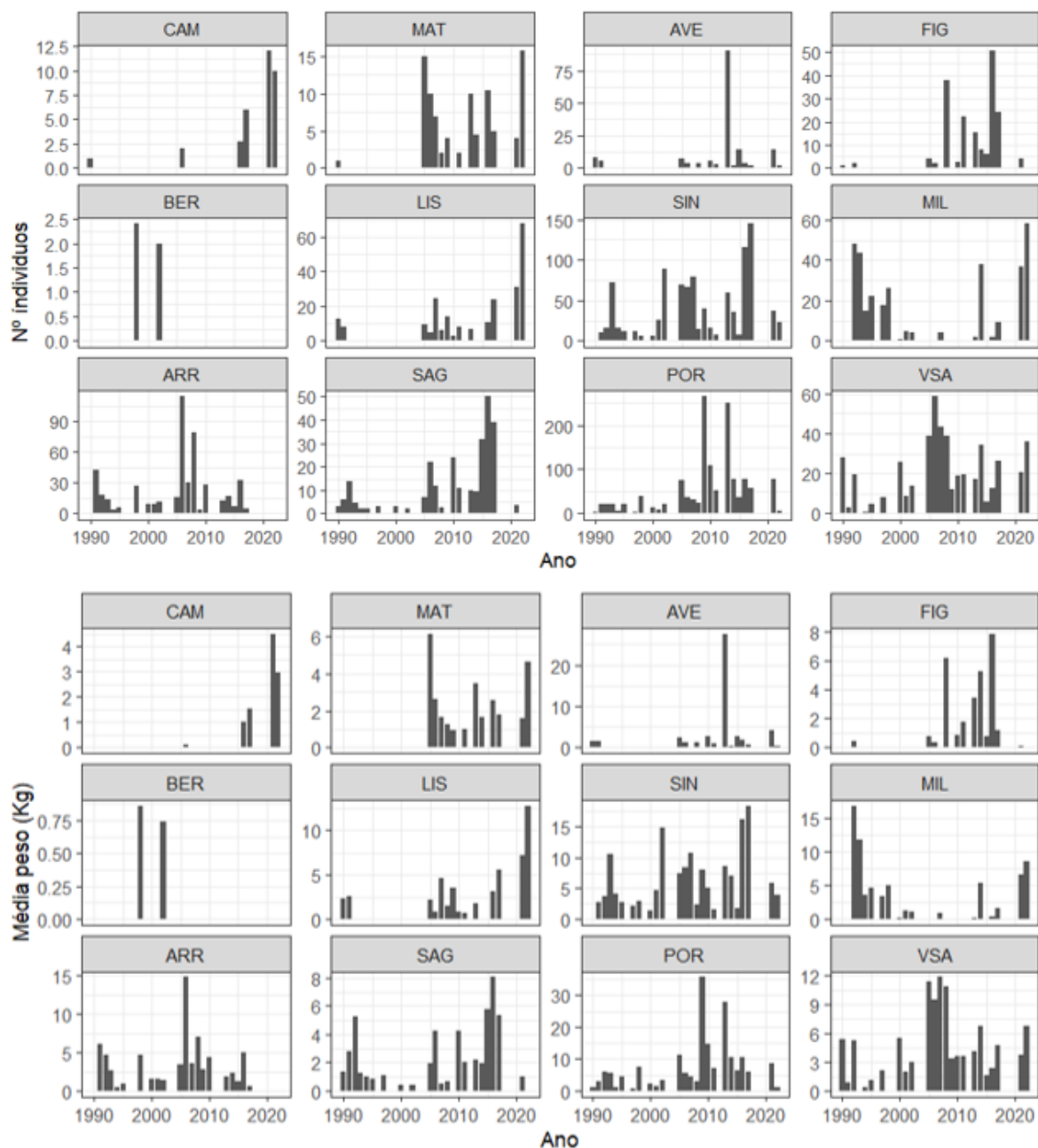
(Intercept)	s(bottomT, k = 4)	s(chl, k = 4)	s(sal, k = 4)	s(SW_potT, k = 4)	df	logLik	AIC	delta	weight
-0.98214666	+	+	+	+	8	-491.42982	1000.3623	0	0.99989
-0.93580485	+			+	6	-502.75611	1018.5796	18.217367	0.00011
-0.95545267	+	+	+		6	-507.93677	1029.7803	29.418014	0.00000
-0.93040458	+		+	+	6	-515.74419	1044.151	43.788709	0.00000
-0.92195916	+		+		4	-519.89228	1049.4924	49.130128	0.00000
-0.90466487	+			+	4	-521.09341	1051.0436	50.681335	0.00000
-0.89984004	+	+			4	-527.97375	1064.7516	64.38935	0.00000
-0.89448637	+				2	-532.14561	1069.1807	68.818419	0.00000
-0.84988397		+	+	+	7	-568.10515	1151.5544	151.19215	0.00000
-0.81385798		+	+		6	-589.38016	1190.8086	190.44632	0.00000
-0.80449312		+		+	6	-595.43668	1202.8853	202.52303	0.00000
-0.78882067			+	+	4	-603.33512	1216.0428	215.68056	0.00000
-0.78274596			+		3	-607.10167	1221.6304	221.26813	0.00000
-0.77037238				+	2	-620.66623	1246.4972	246.13492	0.00000
-0.74824274		+			3	-635.44476	1277.2231	276.86082	0.00000
-0.74063385					0	-640.96179	1283.9236	283.56133	0.00000



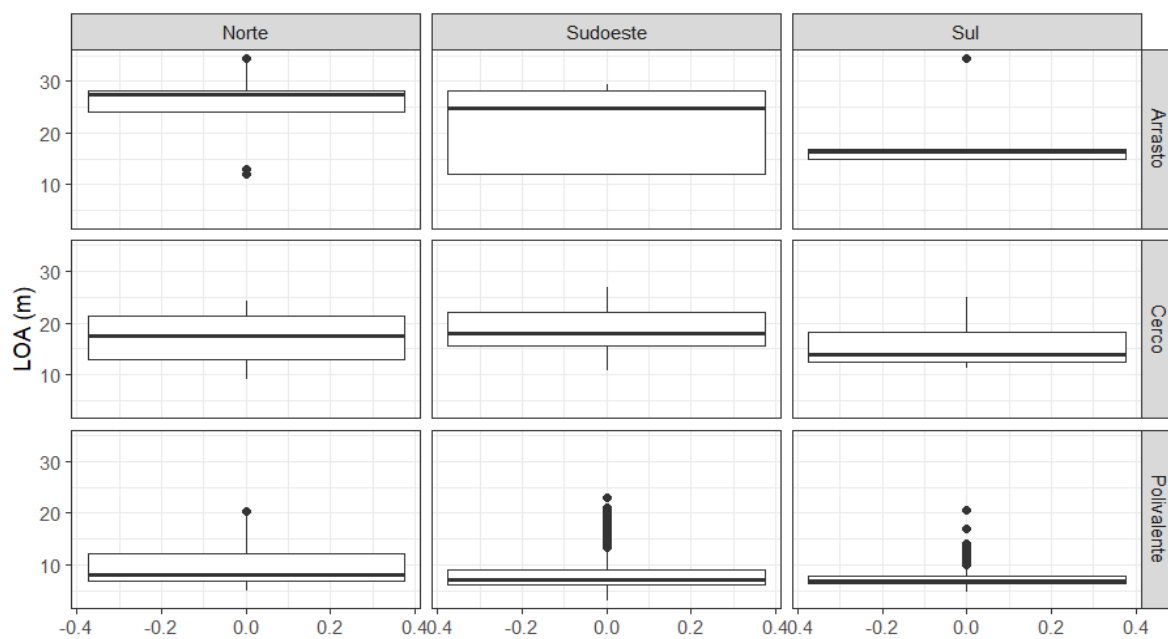
Anexo 2. *Spondyliosoma cantharus*. Boxplot do comprimento fora-a-fora (*length-overall* – LOA) das embarcações, por arte utilizada e região, em 2022.



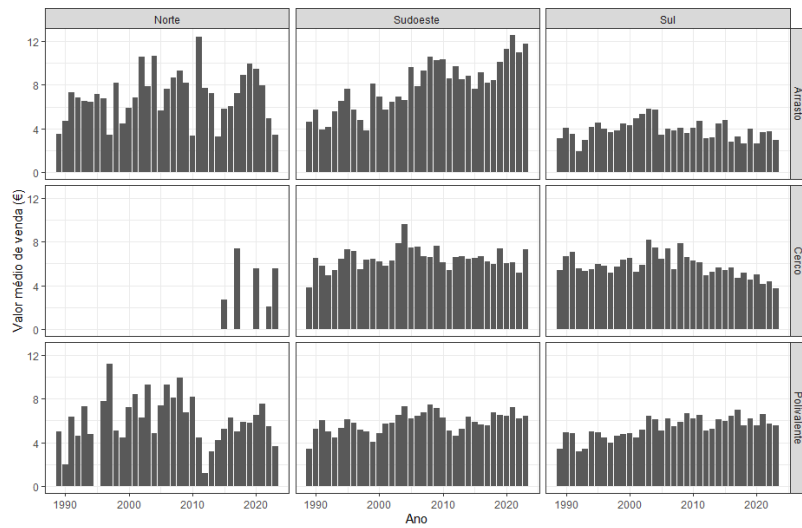
Anexo 3. Valor médio de venda em lota por kg de *S. cantharus* desembarcado por arte, por zona e por ano (1989-2022).



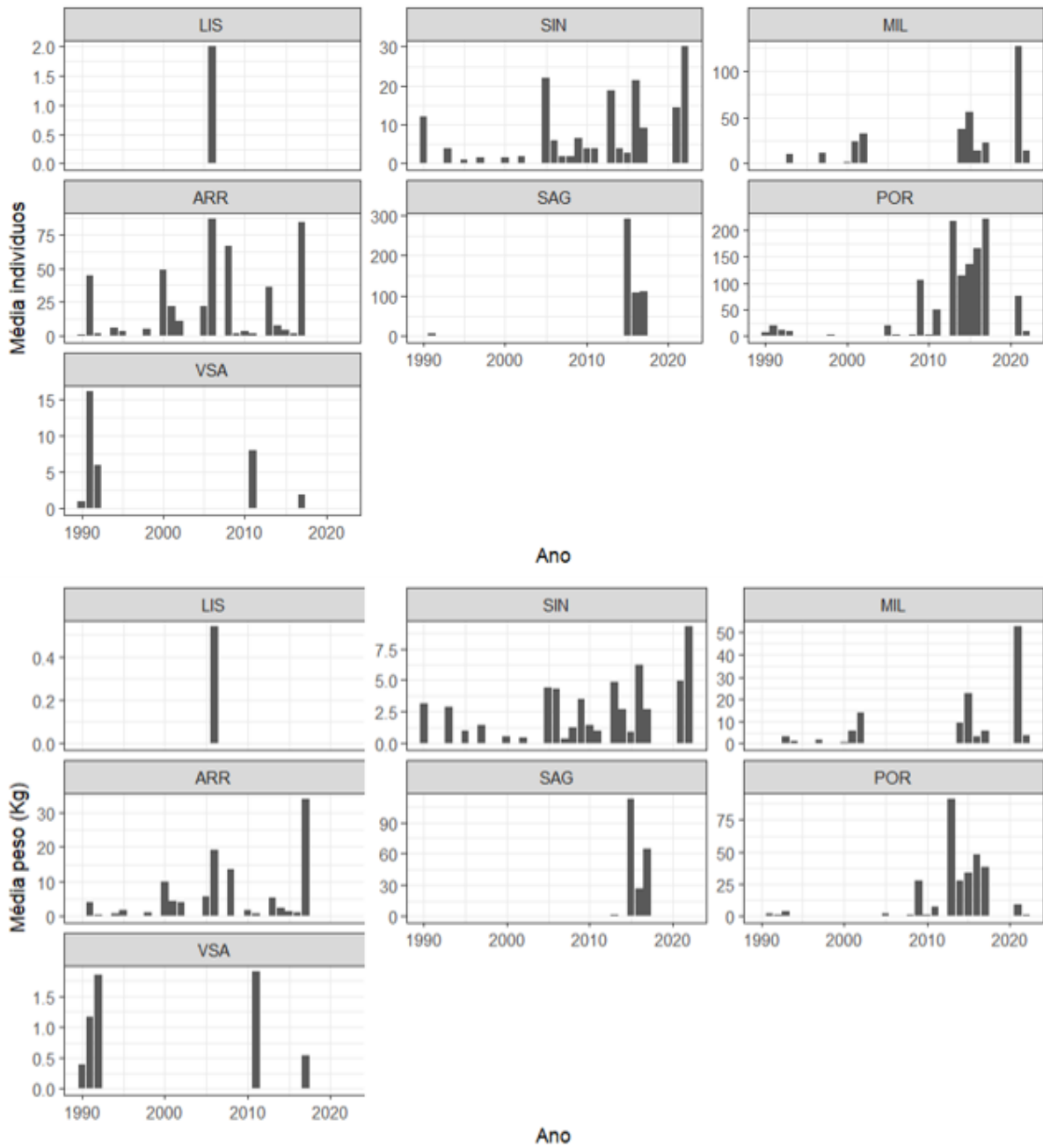
Anexo 4. Número total de indivíduos e peso, em Kg, dos exemplares de *S. cantharus* capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022, em cada setor. Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.



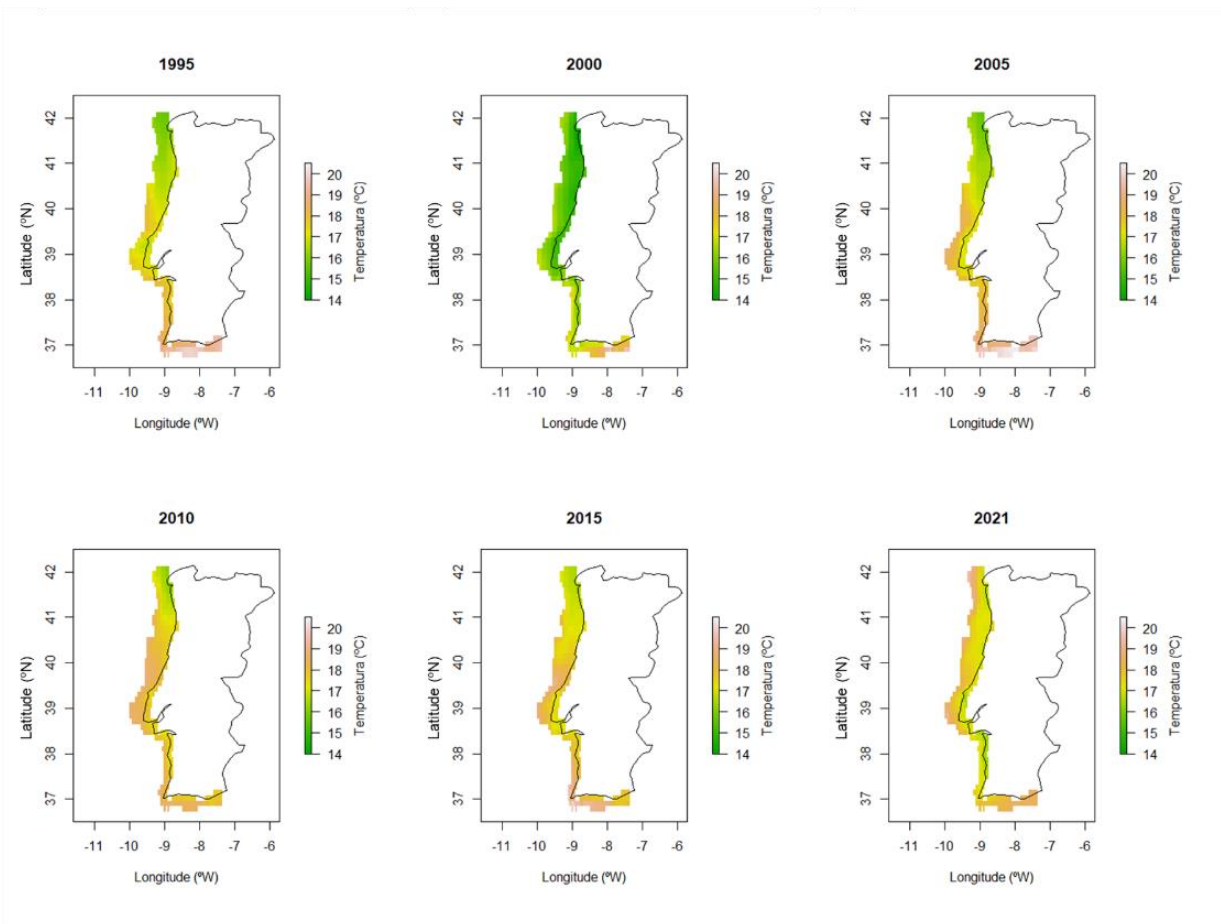
Anexo 5. *Pagellus erythrinus*. Boxplot do comprimento fora-a-fora (*length-overall* – LOA) das embarcações, por arte utilizada e região, em 2022.



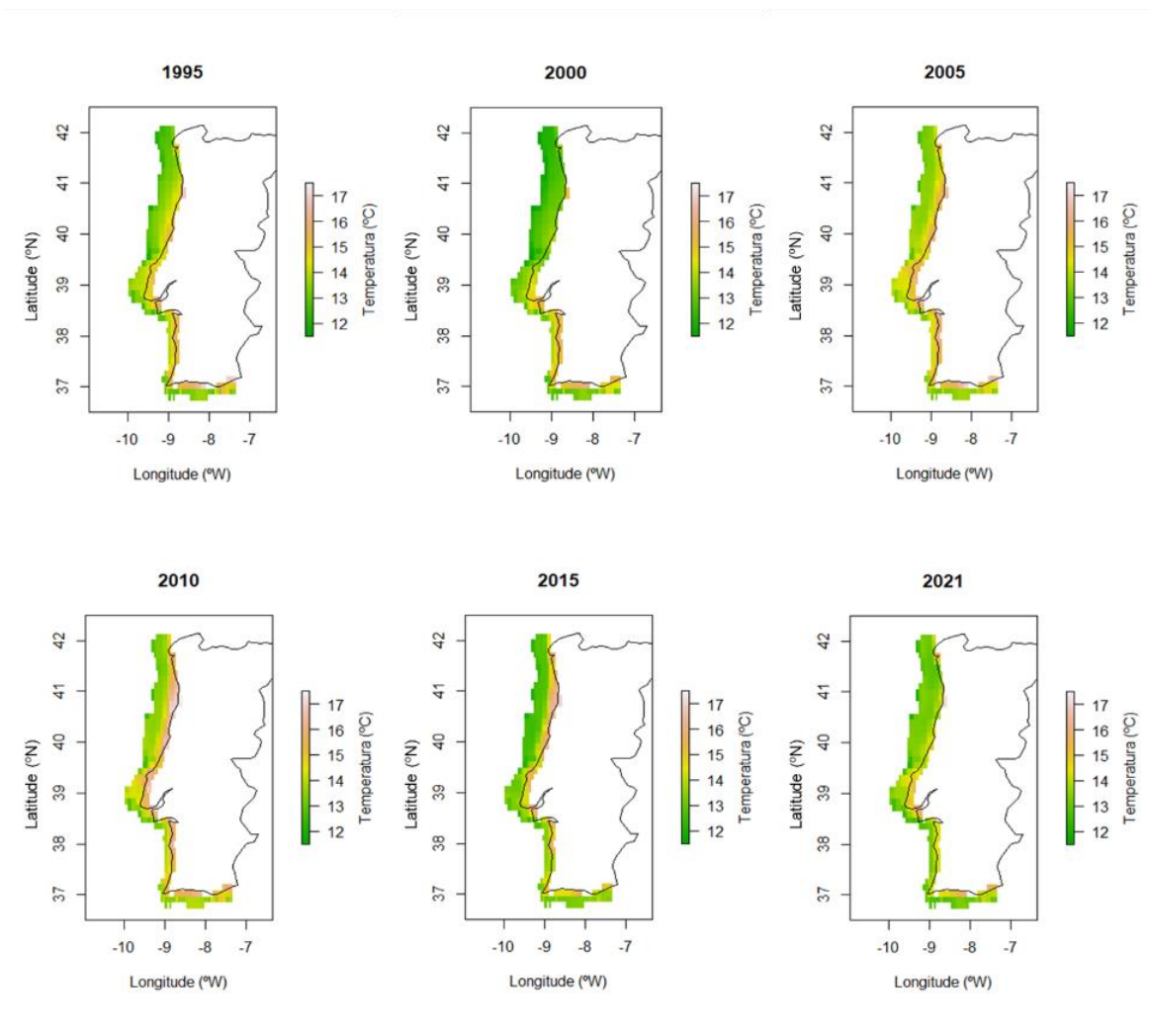
Anexo 6. Valor médio de venda em lota por kg de *P. erythrinus* desembarcado por arte, por zona e por ano (1989-2022).



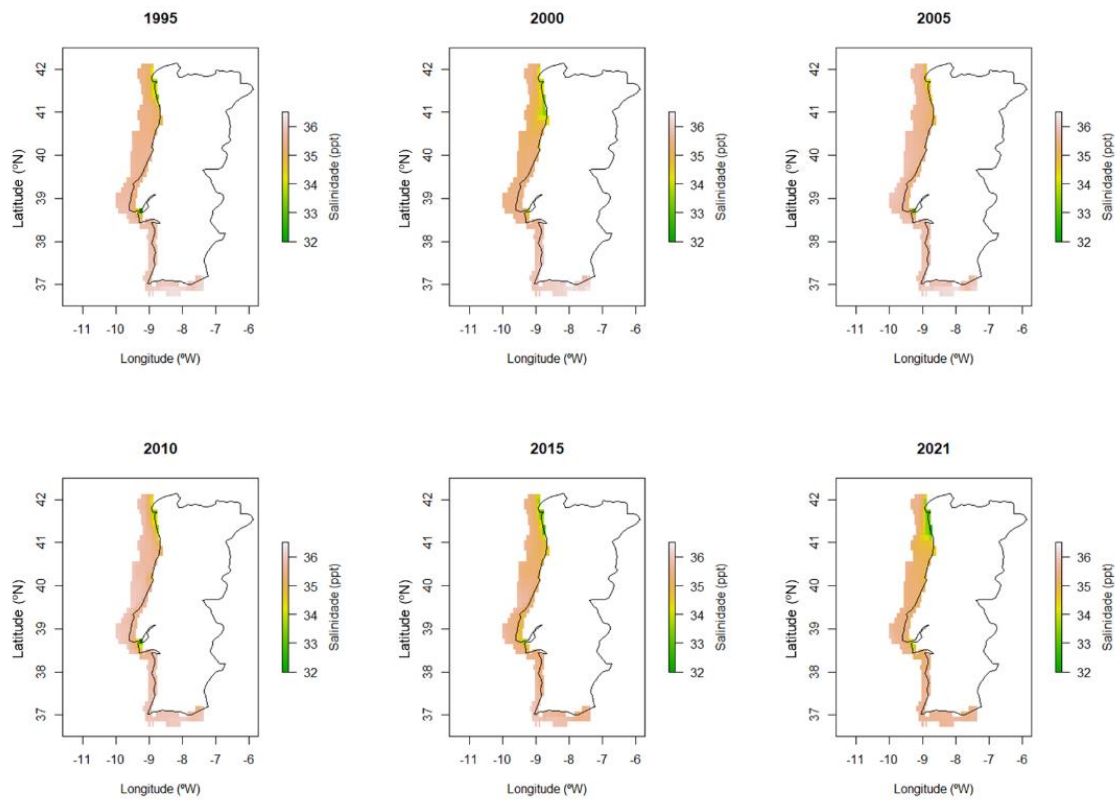
Anexo 7. Número total de indivíduos e peso, em Kg, dos exemplares de *P. erythrinus* capturados durante as campanhas demersais de 1990 a 2022, em cada setor. Os valores do eixo Y variam entre gráficos para permitir a visualização adequada de todas as tendências, evitando que dados com menor magnitude fiquem imperceptíveis.



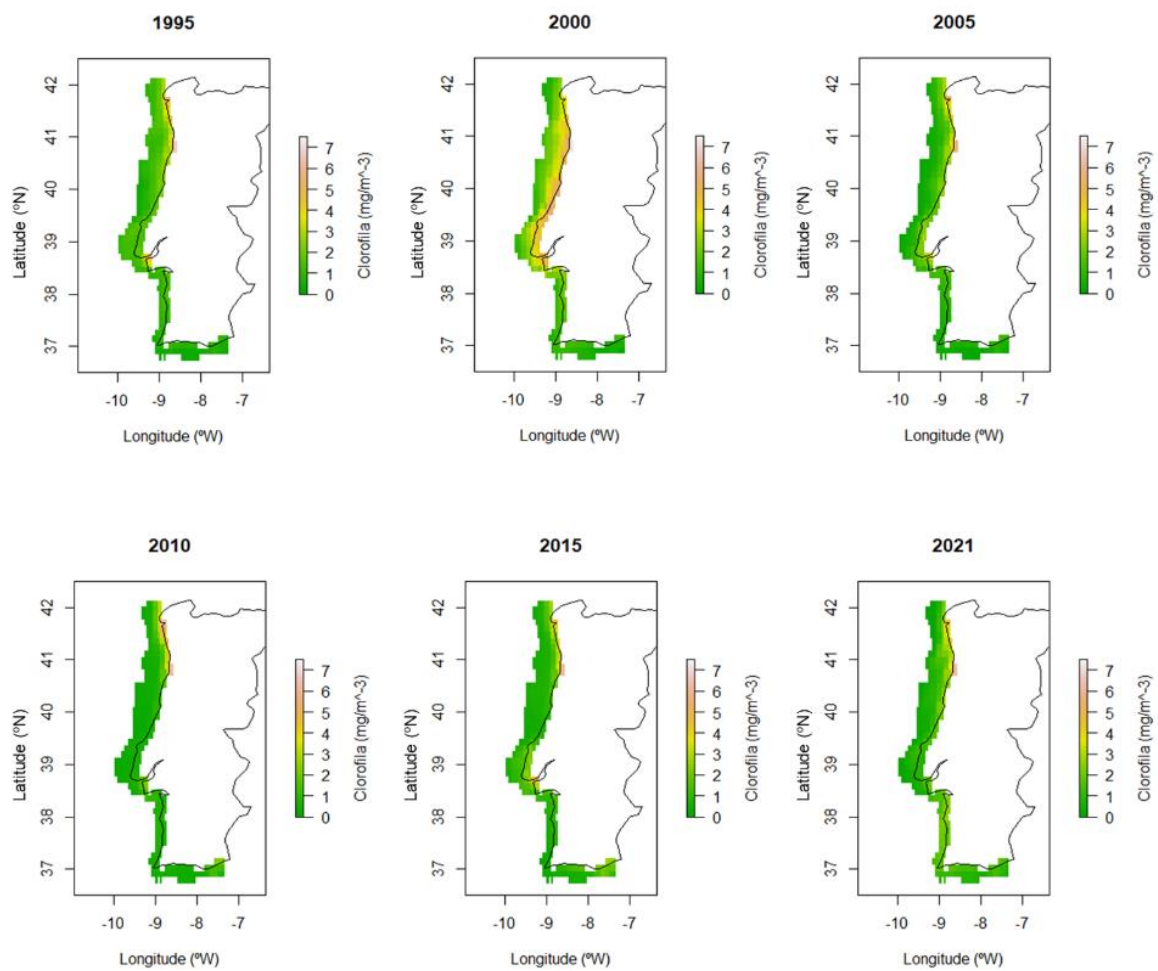
Anexo 8. Variação da temperatura potencial da água do mar (SW_potT), em °C, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021.



Anexo 9. Variação da temperatura do fundo do mar (bottomT), em °C, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021.



Anexo 10. Variação da salinidade da água do mar (sal), em ppt, ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021.



Anexo 11. Variação da clorofila na água do mar (chl), em mg m^{-3} , ao redor de Portugal continental de 1995 a 2021.