

Caracterização dos desembarques de *Chelidonichthys lucerna* na costa ocidental Portuguesa

Alberto Jorge Machado de Almeida de Sousa Rocha

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto em Ciências e Tecnologia de Ambiente

2020

MSC

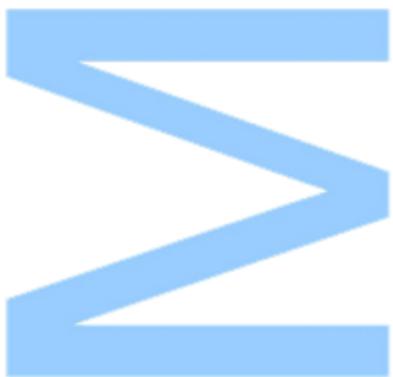
2.º CICLO

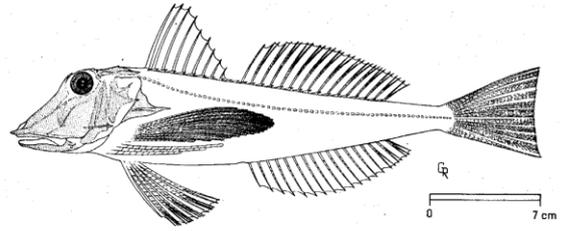
FCUP 2020



Caracterização dos desembarques de *Chelidonichthys lucerna* na costa ocidental Portuguesa

Alberto Jorge Machado de Almeida de Sousa Rocha





Caracterização dos desembarques de *Chelidonichthys lucerna* na costa ocidental Portuguesa

Alberto Jorge Machado de Almeida de Sousa Rocha

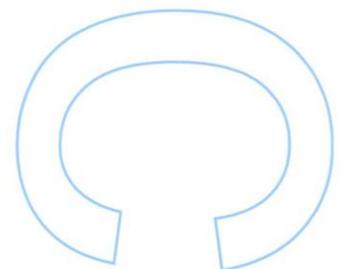
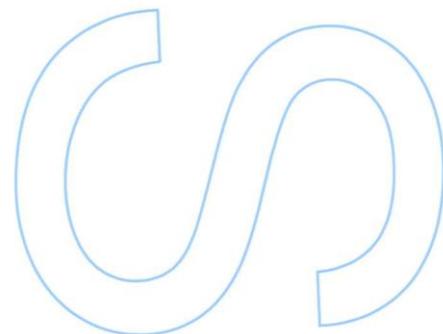
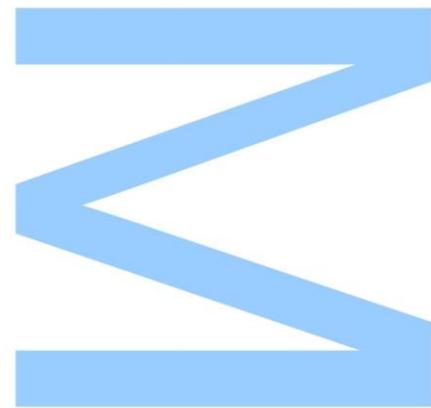
Mestrado de Ciências e Tecnologia de Ambiente
Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território
2020

Orientador

Paulo Talhadas dos Santos, Professor Auxiliar, Faculdade de Ciência dos Porto

Co-orientador

Diana Oliveira Feijó, Mestre, Instituto Português do Mar e da Atmosfera

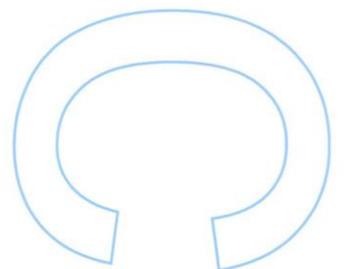
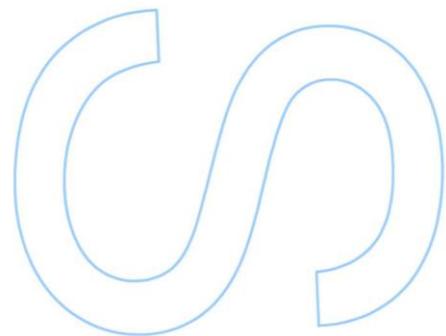
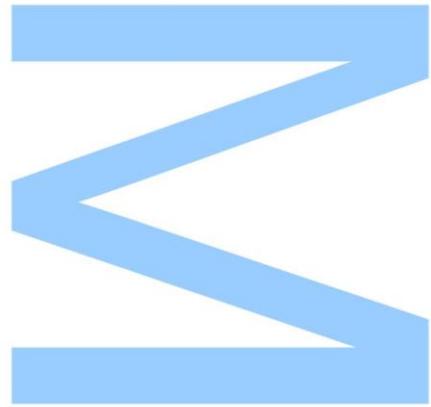




Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____ / ____ / ____



Ao Comandante Machado de Almeida,
que tanto gosto fez em que eu escrevesse esta tese
e que partiu para outros vãos antes de a poder ler.

Agradecimentos

ao Professor Paulo Talhadas dos Santos, que acolheu a ideia de um trabalho sobre Ruivos em 2007. Quando, depois de 13 anos duros para mim e muito mais para ele, lhe propus acabar o trabalho, acolheu a ideia ainda com mais entusiasmo e sem hesitar. Aprendi mais nesse momento que num semestre de Biologia Pesqueira. Obrigado por tudo;

à Mestre Diana Feijó, que orientou este trabalho e muitos outros trabalhos no IPMA. Foi incansável e a sua paciência conseguiu até ultrapassar a minha capacidade de fazer asneiras e inventar problemas.

à Doutora Manuela Azevedo, por autorizar e encorajar a realização deste trabalho no âmbito do PNAB/EU-DCF, que coordena. Foi apenas um de vários momentos em que partilhou experiência, espírito crítico e vontade de fazer;

aos colegas que torturei com discursos sobre desembarques mistos... Sandra Dores, Hugo Mendes, Catarina Maia, Andreia Silva, Pedro Gomes, Ana Luísa Ferreira, Corina Chaves, Neide Lagarto, David Dinis, Patrícia Gonçalves, Bernardo Alcoforado... perdoem-me;

à Mestre Cristina Silva e Doutora Ana Moreno. Os trabalhos que me confiam podem destruir o pouco cabelo que me resta, mas são desafios com os quais aprendo diariamente e sem a sua confiança nunca teria oportunidade de o fazer;

ao Emanuel Pombal e Paulo Castro, que me ajudam a aterrorizar o local de trabalho. À Georgina Correia, Filomena Pombal e Mónica Felício, por aguentarem estes anos todos sem chamar a polícia;

e, especialmente, à minha cara metade, que aguentou berros, pragas, murros na parede, pontapés na mobília e devaneios sobre *joins* defeituosos de *data-frames* que surgiram nos momentos mais inoportunos. Contra toda a lógica e bom-senso, nunca me deixou desistir. Devo-lhe tudo.

Resumo

Chelidonichthys lucerna é o triglídeo com maior valor comercial para as pescarias na costa ocidental portuguesa, decorrente dos elevados tamanhos que esta espécie atinge. Esta espécie é vendida normalmente em mistura com outras espécies de triglídeos com denominações comerciais que não permitem identificar ou caracterizar os reais desembarques desta espécie. Esta falta de informação é um obstáculo à avaliação e determinação do estado deste recurso. Este trabalho visa a realização de estimativas dos desembarques reais de *C. lucerna* com base em amostragens de proporção de mistura de espécies em lota, obtidas entre 2017 e 2019, nas principais lotas de Portugal. Foi selecionado um conjunto de variáveis predictoras e as estimativas de desembarque reais de *C. lucerna* foram obtidas com recurso a uma Rede Neuronal Artificial. O impacto da utilização de valores realistas para os desembarques de *C. lucerna* foi observado através das estimativas para os pontos de referência biológicos do stock com base num modelo de produção estocástico (SPiCT).

Palavras-chave: *Chelidonichthys lucerna*, ruivo, cabra-cabaço, desembarques, redes neuronais, SPiCT.

Chelidonichthys lucerna is the most valuable triglid species in Portuguese fisheries due to the large length this species can achieve. It is typically sold as part of mixed landings with other gurnards under a multitude of commercial denominations, leading to unreliable and underestimated data on landings for this stock that prevents assessment. This work aims to present a more realistic estimation for the real landings for this species based on mixture proportion data obtained from fish auction market sampling, in the period of 2017 and 2019. After selecting predictors, estimates for *C. lucerna* landings were performed with an Artificial Neural Network. The impact of the use of the updated estimates for *C. lucerna* landings was then assessed through the use of a stochastic surplus production model in continuous time (SPiCT).

Keywords: *Chelidonichthys lucerna*, gurnards, tub gurnard, landings, neural networks, SPiCT.

Índice

Agradecimentos.....	4
Resumo	5
Índice.....	6
Lista de tabelas:.....	8
Lista de figuras:	9
Lista de abreviaturas.....	12
Introdução.....	15
Triglideos	15
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	16
Crescimento.....	17
Reprodução	21
A pescaria de cabra-cabaço, <i>C. lucerna</i>	22
<i>Machine Learning</i> e <i>Deep Learning</i> em biologia pesqueira.....	26
Objectivos.....	26
Metodologia	28
Dados	28
Seleccção de variáveis	32
Predictores associados à venda.....	32
Predictores associados ao desembarque.....	36
ACP / PCA (<i>Principal Component Analysis</i>).....	37
Arvores Aleatórias / <i>Random Forests</i>	38
Redes Neurais Artificiais/ <i>Artificial Neural Networks</i>	39
Modelo de produção: SPiCT	42
Síntese	46
Resultados e Discussão	47

Preditores associados à venda	47
Denominações usadas para triglídeos	47
Proporções de mistura de <i>C. lucerna</i> nas amostragens em lota (PNAB/EU-DCF) ...	48
Ampliações directas aos desembarques	51
Preditores associados ao desembarque	54
PCA	54
<i>Random Forests</i>	56
Redes Neurais Artificiais	58
Modelo simples	58
Modelo completo.....	61
Modelo de produção: SPiCT	65
Conclusões.....	74
Referências bibliográficas.....	76
Anexos	83
Anexo A - Histórico da Rede Neuronal Artificial	83
Anexo B - Resultados dos ensaios de SPiCT	84
Ensaio com dados de desembarque oficiais:	84
Ensaio com dados de extrapolação directa:	86
Ensaio com dados obtidos por RNA:.....	88
Anexo C - Diagnósticos dos ensaios de SPiCT.....	90

Lista de tabelas:

Tabela 1: Parâmetros para os modelos de crescimento de von Bertalanffy sobre o crescimento de <i>Chelidonichthys lucerna</i> , em vários estudos para diferentes sexos (F - fêmeas e M – machos), em que o comprimento assintótico (L_{∞} , cm), idade teórica em anos (t_0) em que o comprimento individual é igual a 0 e o coeficiente de crescimento (K , ano ⁻¹).....	18
Tabela 2: Parâmetros das relações de peso-comprimento (kg, cm) de <i>Chelidonichthys lucerna</i> , em vários estudos.	19
Tabela 3: Comprimento (L_{50}) e idade (A_{50}) à primeira maturação de machos (M) e fêmeas (F) de <i>Chelidonichthys lucerna</i> em várias localizações geográficas.	20
Tabela 4: Época de desova (meses assinalados) para <i>Chelidonichthys lucerna</i> reportada em várias localizações geográficas no Mar Mediterrâneo.....	22
Tabela 5: Exemplo de planificação anual de esforço amostral do PNAB-EU/DCF por zona, porto e diferentes <i>métiers</i> nível 6, de acordo com (DGRM, 2018), para o ano de 2019.	29
Tabela 6: Resumo do tipo de dados usados neste trabalho (fonte de origem, tipo, período de estudo e número de viagens com triglídeos desembarcados).	31
Tabela 7: Número de caixas vendidas e amostradas de triglídeos nas viagens abrangidas pela amostragem PNAB/EU-DCF, em termos de percentagem de <i>C. lucerna</i> observado na denominação comercial GUU , para o período 2017 - 2019.	31
Tabela 8: Códigos FAO e nomes comuns atribuídos às espécies de triglídeos ocorrentes em águas portuguesas (FAO, 2020).....	32
Tabela 9: Resumo dos dados usados (fonte de dados e intervalo temporal) com as restrições adoptadas em cada método de análise estatística em função da área geográfica.	46
Tabela 10: Performance do modelo de rede neuronal por lota (na costa ocidental portuguesa a norte de Sines) entre 2017 - 2019, em que as colunas são: real - dados oficiais de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (ton), pred – predições de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (ton), acc = pred/real.	61
Tabela 11: Métricas de custo do ajuste do modelo de RNA em relação aos valores reais (<i>loss</i>) e erro médio absoluto para os dados de treino e validação, nos modelos simples e completo.	62
Tabela 12: Estimativas de pontos de referência biológico (PRB) para o <i>stock</i> de <i>Chelidonichthys lucerna</i> na costa oeste portuguesa baseadas em dados oficiais, extrapolações directas e modelo de RNA, para o período de 2009-2019. BMSY, K, e MSY em kg. r e FMSY são adimensionais.....	67

Lista de figuras:

Figura 1: Representação esquemática de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (Fischer, 1981).	16
Figura 2: Distribuição mundial de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (FISHBASE; Fonte: https://www.aquamaps.org/ . Transferido em 2 de Janeiro de 2019).	17
Figura 3: Desembarques oficiais (ton) da denominação comercial ‘Cabra-Cabaço’ (vermelho) e total de denominações de triglídeos (azul) em Portugal Continental, entre 2003-2019 (DGRM).	23
Figura 4: Desembarques oficiais de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (ton) reportados ao nível europeu, entre 2006-2018 (ICES, 2006). Chave: BE - Bélgica, DK - Dinamarca, ES - Espanha, FR - França, GB - Reino Unido, NL - Holanda, PT - Portugal, SE - Suécia.	25
Figura 5: Principais lotas portuguesas onde se realizam amostragens no âmbito do PNAB/EU-DCF (Programa Nacional de Amostragem Biológica), responsabilidade do IPMA. Chave: VIC - Viana do Castelo, POV - Póvoa de Varzim, MAT - Matosinhos, AVE - Aveiro, FIG - Figueira da Foz, NAZ - Nazaré, PEN - Peniche, SES - Sesimbra, SET - Setúbal, SIN - Sines, SAG - Sagres, POR - Portimão, OLH - Olhão, VSA - Vila Real de Santo António.	30
Figura 6: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações comerciais (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) em função da arte de pesca (nível 4, OTB – arrasto, MIS_MIS – pesca polivalente), nos anos 2003-2019 (DGRM).	33
Figura 7: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) em função das categorias de tamanho (T0 a T4) nos anos 2003-2019 (DGRM).	34
Figura 8: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) em função da área de pesca (NW – Noroeste, SW – Sueste, S – Sul) de Portugal Continental, nos anos 2003-2019 (DGRM).	34
Figura 9: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) por porto principal de pesca em Portugal Continental, nos anos 2003-2019 (DGRM).	35
Figura 10: Correlação das várias denominações comerciais (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP, GUX) entre os desembarques entre si, no período de 2003-2019.	36
Figura 11: Seriação das embarcações com desembarques (kg) reportados de <i>Chelidonichthys lucerna</i> por dimensão do desembarque total em Portugal, ao longo do período de 2009-2019, com base em desembarques oficiais (esquerda), extrapolações das amostragens PNAB EU/DCF (centro) e estimativas de modelo de RNA (direita).	45
Figura 12: Proporção de desembarques por denominação comercial de triglídeos (GUN, GUR, GUG, GUU, LDV, LEP, GUX) nas principais lotas da costa portuguesa, no período de 2003-2019.	48
Figura 13: Quantidade de <i>Chelidonichthys lucerna</i> observada em função do peso total da caixa (kg), por categoria de tamanho (T0 a T4), no período de 2017-2019.	49
Figura 14: Quantidade de <i>Chelidonichthys lucerna</i> observada em função do peso total da caixa (kg), por lota (na costa ocidental portuguesa a Norte de Sines), no período de 2017-2019.	49

Figura 15: Quantidade de <i>Chelidonichthys lucerna</i> observada em função do peso total da caixa (kg), por arte (nível 4, OTB – arrasto, MIS_MIS - pesca polivalente), no período de 2017-2019.	50
Figura 16: Quantidade de <i>Chelidonichthys lucerna</i> observada em função do peso total da caixa (kg) por denominação comercial (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP), no período de 2017-2019.	51
Figura 17: Desembarques de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (em ton) nas principais lotas de Portugal reportados pela DGRM por mês, no período de 2017-2019 (barras negativas) e estimativas da quantidade real desembarcada através de ampliação das amostragens do IPMA (barras positivas).	52
Figura 18: Desembarques de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (em ton) nas principais lotas de Portugal reportados pela DGRM por trimestre, no período de 2017-2019 (barras negativas) e estimativas da quantidade real desembarcada através de ampliação das amostragens do IPMA (barras positivas).	53
Figura 19: Desembarques de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (em ton) nas principais lotas de Portugal reportados pela DGRM por semestre, no período de 2017-2019 (barras negativas) e estimativas da quantidade real desembarcada através de ampliação das amostragens do IPMA (barras positivas).	53
Figura 20: Variância explicada pelas componentes principais das 57 espécies mais desembarcadas em viagens de Triglídeos, no período de 2003-2019.	54
Figura 21: Contributo das 57 espécies mais frequentes nos desembarques projectado nas duas primeiras componentes principais, no período de 2003 a 2019.	55
Figura 22: Contributo das 57 espécies mais frequentes nos desembarques para as duas primeiras componentes principais, no período de 2003-2019.	56
Figura 23: <i>Performance</i> do modelo de <i>Random Forest</i> , no período de 2003-2019.	57
Figura 24: Impacto das espécies mais desembarcadas identificadas através do código FAO, medido em increase of node purity (aumento da pureza de separação dos nós) no modelo de <i>Random Forest</i> , no período de 2003 a 2019.	58
Figura 25: Quantidades reais e as quantidades previstas de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) pelo modelo de rede neuronal, por denominação comercial, no período de 2017-2019.	59
Figura 26: Quantidades reais e as quantidades de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) previstas pelo modelo de rede neuronal, por lota (na costa ocidental portuguesa a norte de Sines), no período de 2017 a 2019.	60
Figura 27: Quantidades reais e as quantidades previstas de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) pelo modelo de rede neuronal, por lota (na costa ocidental portuguesa a norte de Sines), nos dados reservados para validação, no período de 2017 a 2019.	60
Figura 28: Quantidades reais e as quantidades previstas de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) pelo modelo completo de rede neuronal, por denominação comercial e no período de 2017-2019.	62

Figura 29: Quantidades reais e as quantidades previstas de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) pelo modelo de rede neuronal completo, por lota e no período de 2017-2019.....	63
Figura 30: Quantidades reais e as quantidades previstas de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) pelo modelo de rede neuronal completo, no conjunto de dados reservado para validação por lota e no período de 2017-2019.	63
Figura 31: Quantidades reais e as quantidades previstas de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (kg) pelo modelo de rede neuronal simples, nos dados reservados para validação, por denominação comercial e no período de 2017-2019.	65
Figura 32: Desembarques de <i>Chelidonichthys lucerna</i> (ton) e índices de abundância (LPUE, kg/viagem) por embarcações de referência. A azul, calculado com base em desembarques oficiais, a roxo, estimativas obtidas por extrapolação directa, a vermelho, estimativas obtidas por modelo de RNA (costa Oeste de Portugal, 2017-2019).	66
Figura 33: Evolução do índice $B/BMSY$ para o <i>stock</i> de <i>Chelidonichthys lucerna</i> prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e modelo de RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.....	68
Figura 34: Evolução do índice $F/FMSY$ para o <i>stock</i> de <i>Chelidonichthys lucerna</i> prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e modelo de RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.....	69
Figura 35: Evolução do <i>stock</i> de <i>Chelidonichthys lucerna</i> em função dos índices $B/BMSY$ e $F/FMSY$ prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e modelo de RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.	70
Figura 36: Evolução da produção do <i>stock</i> de <i>Chelidonichthys lucerna</i> prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.	71
Figura 37: Estimativas do modelo SPiCT com base nas séries desfasadas em t-1...t-5 para os dados oficiais (DGRM), ao longo da série temporal 2009-2019.....	72
Figura 38: Estimativas do modelo SPiCT com base nas séries desfasadas em t-1...t-5 para as estimativas obtidas por extrapolação directa, ao longo da série temporal 2009-2019.....	72
Figura 39: Estimativas do modelo SPiCT com base nas séries desfasadas em t-1...t-5 para as estimativas do modelo de RNA ao longo da série temporal 2009-2019.....	73
Figura 40: Épocas de treino da RNA - Modelo simples.	83
Figura 41: Épocas de treino da RNA - Modelo completo.....	83
Figura 42: Diagnósticos do SPiCT com dados oficiais.	90
Figura 43: Diagnósticos do SPiCT com dados obtidos por extrapolação directa.....	91
Figura 44: Diagnósticos do SPiCT com dados obtidos por estimativa de rede neuronal.....	92

Lista de abreviaturas

Abreviatura	Designação por extenso
ACP	Análise de Componentes Principais
B_{MSY}	Nível de biomassa explorável que resulta da exploração ao nível F_{MSY} a longo prazo.
CPUE	Captura por unidade de esforço de pesca
DCF	Data Collection Framework
DGRM	Direcção Geral dos Recursos Marinhos
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
F_{MSY}	Nível de mortalidade de pesca que produz o Rendimento Máximo Sustentável de um stock a longo prazo.
INE	Instituto Nacional de Estatística
IPMA	Instituto Português do Mar e das Pescas
ICES	<i>International Council for the Exploration of the Seas</i>
K (1)	Coeficiente de crescimento no modelo de von Bertalanffy
K (2)	Capacidade de carga de um <i>stock</i> no contexto de um modelo de produção de biomassa
LPUE	Desembarques (Landings) por unidade de esforço de pesca
MIS_ MIS	Conjunto de artes de pesca atribuída à pesca polivalente
OTB	Conjunto de artes de pesca atribuída à pesca de arrasto
PNAB	Programa Nacional de Amostragem Biológica
PRB	Valor de F ou de B utilizado na gestão de uma pescaria, tomando em consideração a melhor captura possível e/ou assegurando a conservação do recurso pesqueiro
PS	Conjunto de artes de pesca atribuída à pesca de cerco
RF	<i>Random Forests</i>
RNA	Redes Neurais Artificiais
r	Taxa instantânea de mortalidade natural de um <i>stock</i> no contexto de um modelo de produção de biomassa
RMSE	<i>Root Mean Squared Error</i>
ReLU	<i>Rectified Linear Unit</i>
SPiCT	<i>Surplus Production model in Continuous Time</i>

Códigos FAO de espécies mencionadas no trabalho (FAO, 2020):

Código FAO	Espécie	Nome comum
ANK	<i>Lophius budegassa</i>	Tamboril-preto
BIB	<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca
BLL	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Rodovalho
BRB	<i>SpondylIOSoma cantharus</i>	Choupa
BRF	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Cantarilho-legítimo
BSS	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Robalo-legítimo
CET	<i>Dicologlossa cuneata</i>	Língua
COE	<i>Conger conger</i>	Congro
CTB	<i>Diplodus vulgaris</i>	Sargo-legítimo
CTC	<i>Sepia officinalis</i>	Choco
CTZ	<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	Cabra-riscada
EOI	<i>Eledone cirrhosa</i>	Polvo-cabeludo
FOR	<i>Phycis phycis</i>	Abrótea
GUG	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Cabra-morena
GUM	<i>Chelidonichthys obscura</i>	Cabra-da-bandeira
GUN	<i>Trigla lyra</i>	Cabra-lyra
GUR	<i>Chelidonichthys cuculus</i>	Cabra-vermelha
GUU	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Cabra-cabaço
GUX	<i>Triglas spp.</i>	Mistura de ruivos
GUY	<i>Triglas spp.</i>	Mistura de ruivos
HKE	<i>Merluccius merluccius</i>	Pescada
HOM	<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau-branco
JAA	<i>Trachurus picturatus</i>	Carapau-negrão
JOD	<i>Zeus faber</i>	Peixe-galo-negro
LDV	<i>Lepidotrigla cavillone</i>	Ruivo
LEF	<i>Bothidae</i>	Mistura de cartas
LEP	<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	Ruivo-espinhoso
MAC	<i>Scomber scombrus</i>	Sarda
MAS	<i>Scomber colias</i>	Cavala
MEG	<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	Areiro

MKG	<i>Microchirus variegatus</i>	Azevia-raiada
MNZ	<i>Lophius</i> spp.	Mistura de tamboris
MON	<i>Lophius piscatorius</i>	Tamboril-branco
MUR	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete-legítimo
MUX	<i>Mullus</i> spp.	Mistura de salmonetes
OCC	<i>Octopus vulgaris</i>	Polvo-vulgar
OCT	<i>Octopodidae</i>	Mistura de polvos
OMZ	<i>Ommastrephidae</i>	Mistura de potas
OUW	<i>Alloteuthis</i> spp	Mistura de lulas-bicudas
PAC	<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica
PIL	<i>Sardina pilchardus</i>	Sardinha
PLE	<i>Pleuronectes platessa</i>	Solha-legítima
RJC	<i>Raja clavata</i>	Raia-lenga
RJH	<i>Raja brachyura</i>	Raia-pontuada
RJM	<i>Raja montagui</i>	Raia-manchada
RPG	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo-legítimo
SBA	<i>Pagellus acarne</i>	Besugo
SBR	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Goraz
SCL	<i>Scyliorhinus</i> spp	Mistura de Pata-roxas
SKA	<i>Raja</i> spp.	Mistura de raias
SOL	<i>Solea solea</i>	Linguado-legítimo
SOO	<i>Solea</i> spp	Mistura de linguados
SOS	<i>Solea lascaris</i>	Linguado-areia
SQC	<i>Loligo</i> spp.	Mistura de lulas
SQR	<i>Loligo vulgaris</i>	Lula
SWA	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo-safia
SYT	<i>Scyliorhinus stellaris</i>	Pata-roxa
THS	<i>Microchirus</i> spp.	Mistura de azevias
TOE	<i>Torpedo</i> spp.	Mistura de tremelgas
TUR	<i>Psetta maxima</i>	Pregado
WHB	<i>Micromesistius poutassou</i>	Verdinho
WRF	<i>Polyprion americanus</i>	Cherne

Introdução

Triglídeos

Os Ruivos (ou Cabras) são peixes da classe *Actinopterygii*, ordem dos *Scorpaeniformes*, família **Triglidae**. Existem 132 espécies distribuídas por 9 géneros (Fricke et al., 2020), 8 das quais ocorrem em águas portuguesas (Olim & Borges, 2006). De distribuição mundial, com predominância nos mares tropicais e temperados, em profundidades até 500 m (Hureau, 1986; Olim & Borges, 2006; Richards & Jones, 2002), vivem em substratos arenosos e lamacentos ou de cascalho e alimentam-se de peixes, crustáceos, moluscos, gastrópodes e pequenos cefalópodes (Caragitsou & Papaconstantinou, 1990; Colloca et al., 1994; Fischer et al., 1981, 1987; Morte et al., 1997; Stagioni et al., 2012; Vallisneri et al., 2011). Apresentam corpo alongado, cabeça óssea e grande, com cristas e espinhos mas sem barbelos. Possuem duas barbatanas dorsais separadas, a anterior apresentando 8 a 11 raios e a posterior 11 a 18. Os primeiros 3 raios das barbatanas peitorais são livres e desenvolvidos para locomoção e detecção de comida no fundo marinho (Fischer et al., 1981; Muñoz et al., 2002). Algumas espécies usam a bexiga-natatória para a emissão de sons, especialmente para competir com outros indivíduos por alimento (Amorim & Hawkins, 2000) ou para se manterem em contacto com o cardume durante a época de reprodução (Hertling, 1924 *in* (ICES, 2010a)). Os Triglídeos constituem frequentemente capturas acessórias na pesca com redes de arrasto de fundo dirigidas a outras espécies (Batista et al., 2009; ICES, 2007; Olim & Borges, 2006). O seu interesse comercial, tradicionalmente reduzido ao ponto de serem considerados rejeições, tem vindo a aumentar devido à depleção das espécies mais abundantes (Boudaya et al., 2008; Fischer et al., 1981; ICES, 2007; Rocha et al., 2018).

Em Portugal, observam-se 8 espécies pertencentes a esta família, todas designadas vulgarmente por Ruivos, Cabras ou variantes destes nomes. Com a excepção de *Lepidotrigla cavillone* e *Lepidotrigla dieuzeidei*, que não ultrapassam os 20 cm, são espécies de interesse comercial em toda a Europa, usualmente descarregadas em lota para consumo humano. No entanto, o facto de habitualmente não se realizar a separação por espécies nos desembarques de Triglídeos leva à inexistência de informação fidedigna sobre a dimensão das capturas destas espécies e o estado dos respectivos stocks em Portugal, o mesmo acontecendo noutros países da Europa (ICES, 2008). Na União

Europeia, não existem tamanhos mínimos de captura para nenhuma destas espécies (ICES, 2007, 2018), o que reflecte o facto de os Triglídeos serem considerados capturas acessórias.

Chelidonichthys lucerna

Também designado por *Trigla lucerna* (Linnaeus, 1758), uma designação até há pouco tempo utilizada, *Trigla hirundo* (Bloch, 1785), *Trigla corvus* (Risso, 1820) e *Trigla corax* (Bonaparte, 1834), e mais recentemente, *Chelidonichthys lucernus* (Richards & Jones, 2002), neste momento designada de *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758) é um peixe da família dos Triglídeos (Figura 1). A sua posição sistemática é a seguinte (ITIS):

Phylum CHORDATA Subphylum VERTEBRATA Superclasse Osteichthyes Classe Actinopterygii Subclasse Neopterygii Divisão Teleostei Superordem Acanthopterygii Ordem Scorpaeniformes Subordem Scorpaenoidei Família Triglidae Género *Chelidonichthys* (Kaup, 1873) Espécie *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758)

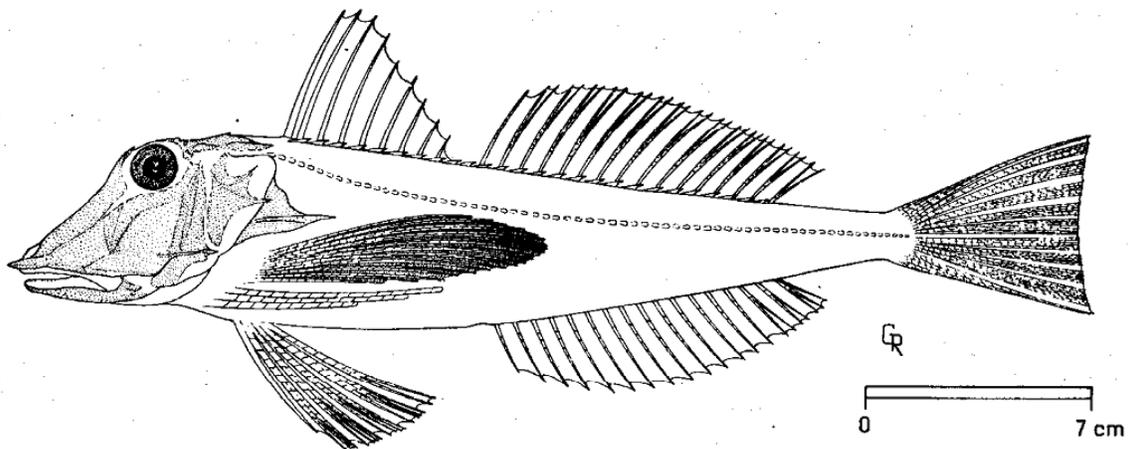


Figura 1: Representação esquemática de *Chelidonichthys lucerna* (Fischer, 1981).

Em Portugal, é conhecido como “Cabra-Cabaço,” “Cabra” e “Ruivo,” sendo o triglídeo que atinge maior tamanho e maior interesse comercial (Olim & Borges, 2006; Rocha, 2007). Pode ser encontrado desde a Noruega até ao Cabo Branco, assim como no Mar Negro e Mar Mediterrâneo (Figura 2). Ocorre em profundidades entre 20 e 300 m, concentrando-se nas zonas de menor profundidade na Primavera e no Verão e migrando para profundidades

maiores durante o Inverno (İşmen et al., 2004). É uma espécie principalmente demersal, ocupando substratos móveis tal como areia, areia lamacenta ou fundos de gravilha (İşmen et al., 2004) e ocorrendo em temperaturas entre 8 e 24°C (FISHBASE, 2020). No primeiro ano de vida, ocupa estuários usando-os como maternidade (*nurserie*), regressando esporadicamente nos anos subsequentes (Campos, 2002).

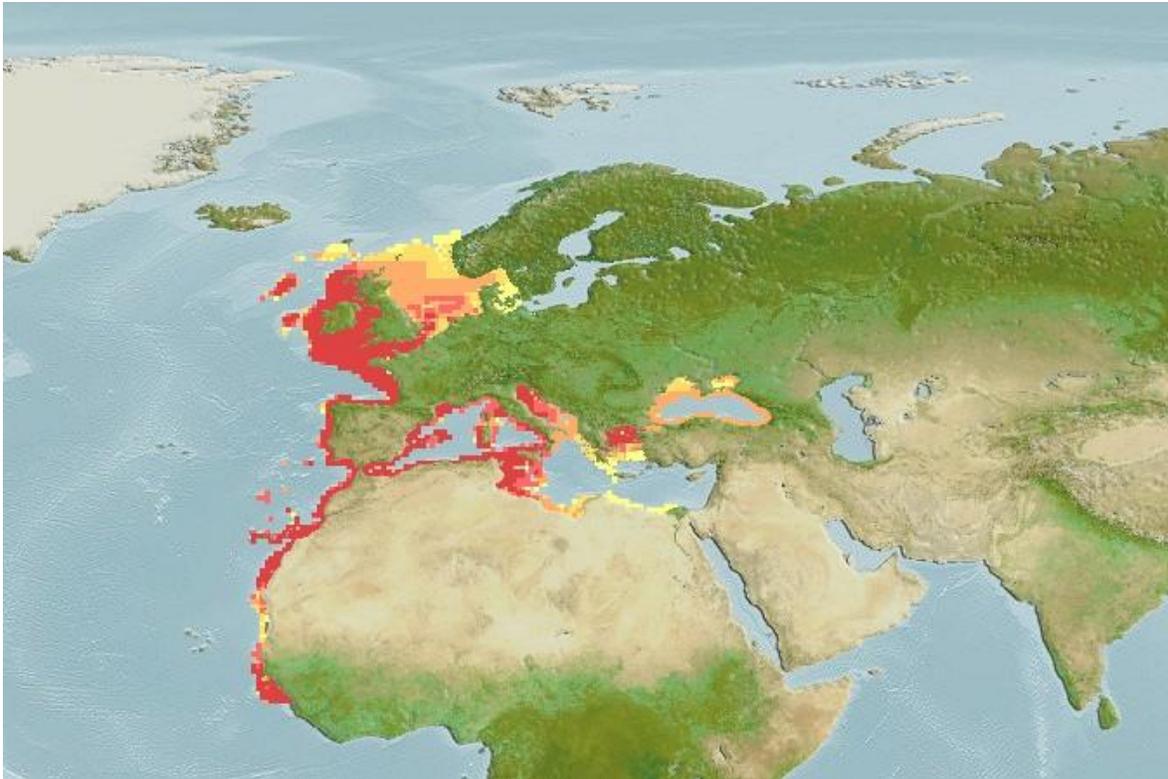


Figura 2: Distribuição mundial de *Chelidonichthys lucerna* (FISHBASE; Fonte: <https://www.aquamaps.org/>. Transferido em 2 de Janeiro de 2019).

A morfologia de *C. lucerna* distingue-se dos restantes Triglídeos pelas suas barbatanas peitorais coloridas, oscilando entre o azul e o violeta com manchas brancas ou verdes e a margem vermelha ou azul clara. O espinho cleitoral é curto, inferior a 15% do comprimento total do indivíduo (Fischer et al., 1981).

Crescimento

Segundo a bibliografia consultada, *C. lucerna* apresenta um crescimento rápido no primeiro ano de vida, tornando-se progressivamente mais lento nos anos seguintes (Boudaya et al.,

2008; İşmen et al., 2004). Apesar disso, existem diferenças entre machos e fêmeas (Tabela 1), em que as últimas atingem comprimentos superiores e vivem mais do que machos (Boudaya et al., 2008; Papaconstantinou, 1984; Tsimenides et al., 1992).

Nos mares gregos, os machos atingem, durante o primeiro ano de vida, 55% do seu comprimento máximo e as fêmeas 30% (Papaconstantinou, 1984), embora esta diferença se atribua ao facto de as fêmeas atingirem comprimentos superiores aos machos (76,7 cm nas fêmeas contra 32,7 cm nos machos (Papaconstantinou, 1984), 61 cm contra 36 cm (Mouneimne, 1971 *in* (Papaconstantinou, 1984), 41,5 cm contra 35,5 cm (Eryilmaz & Mer, 2005). O comprimento máximo observado para *C. lucerna* varia consoante os locais, atingido 81 cm na costa norte portuguesa (Rocha, 2007).

Na tabela 1, apresentam-se os parâmetros para os modelos de crescimento de von Bertalanffy determinados em estudos anteriores sobre o crescimento de *C. lucerna*. Embora os parâmetros não sejam directamente comparáveis, devido a diferenças nas metodologias empregues na medição de comprimentos e tratamento de dados, é possível observar diferenças relevantes nomeadamente no que concerne aos comprimentos assintóticos previstos pelos diferentes modelos.

Tabela 1: Parâmetros para os modelos de crescimento de von Bertalanffy sobre o crescimento de *Chelidonichthys lucerna*, em vários estudos para diferentes sexos (F - fêmeas e M - machos), em que o comprimento assintótico (L_{∞} , cm), idade teórica em anos (t_0) em que o comprimento individual é igual a 0 e o coeficiente de crescimento (K, ano⁻¹).

Autores	Localização	Sexo	L_{∞}	K	t_0
(Baron, 1985b)	Baía de França (Atlântico Nordeste)	F	66,8	0,320	0,460
		M	48,4	0,462	0,410
(İşmen et al., 2004)	Baía de İskenderun, Turquia (Mediterrâneo Oriental)	F	45,6	0,223	0,602
		M	36,0	0,309	0,478
(Ilhan & Toğulga, 2007)	Baía de İzmir, Turquia (Mediterrâneo Oriental)	F	49,1	0,186	1,484
		M	31,4	0,447	0,886
(Boudaya et al., 2008)	Golfo de Gabès, Tunísia (Mediterrâneo Ocidental)	F	46,2	0,050	3,030
		M	46,1	0,060	1,320
(El-Serafy et al., 2015)	Alexandria, Egipto (Mediterrâneo Oriental)	F	32,4	0,255	1,090

		M	29,8	0,274	1,360
(McCarthy & Marriott, 2018)	Noroeste de Gales, RU (Atlântico Nordeste)	F	50,7	0,260	0,330
(Rodrigues, 2020)	Noroeste Potugal (Atlântico Nordeste)	M	33,3	0,420	-1,49
		F	54,1	0,140	-2,89

A relação comprimento total - peso total de *C. lucerna* foi também objecto de vários estudos (Tabela 2). Regra geral não se observam diferenças significativas entre sexos (Baron, 1985b, 1985a; Papaconstantinou, 1984). Nesta área, foi possível encontrar 4 estudos relativamente a populações em águas portuguesas: no estuário do Mondego (Campos, 2002), na costa ocidental portuguesa (Mendes et al., 2004; Rodrigues et al., 2019) e na costa algarvia (Olim & Borges, 2006; Santos et al., 2002).

Tabela 2: Parâmetros das relações de peso-comprimento (kg, cm) de *Chelidonichthys lucerna*, em vários estudos.

Autores	Localização	Sexo	a	b
(Papaconstantinou, 1984)	Grécia	M	0,006	3,110026
		F	0,005	3,146985
(Baron, 1985b)	França	M + F	0,00431	3,21
(Santos et al., 2002)	Portugal	M + F	0,0180	2,798
(Campos, 2002)	Portugal	M	0,0106	2,9829
		F	0,0095	3,075
		F	0,0105	2,9849
(İşmen et al., 2004)	Turquia	M	0,0089	3,01
		F	0,0095	2,95
		M + F	0,0093	2,93
(Mendes et al., 2004)	Portugal	M + F	0,00287	2,668
(Eryilmaz & Mer, 2005)	Mar de Marmara	M + F	0,009	3,02
(Ilhan & Toğulga, 2007)	Turquia	M + F	0,005	3,24
(Olim & Borges, 2006)	Portugal	F	0,0021	2,72
		M + F	0,0022	2,93
(Boudaya et al., 2008)	Tunisia	M	0,0073	3,0373
		F	0,01555	2,8265
(Vallisneri et al., 2010)	Mar Adriático	M	0,0096	3,00
		F	0,0092	3,02
		M + F	0,0093	3,01
(Vallisneri et al., 2011)	Mar Adriático	M	0,008	3,038
		F	0,013	2,952

(El-Serafy et al., 2015)	Egipto	M	0,0043	3,2644
		F	0,0042	3,2651
(McCarthy & Marriott, 2018)	Reino Unido	M	0,0007	3,09
		F	0,0007	3,11
		M + F	0,0007	3,10
(Rodrigues, 2020)	NW Portugal	M	0,00889	3,02
		F	0,00639	3,13
		M + F	0,00661	3,14

Vários estudos, independentemente da sua localização, demonstraram que as fêmeas de *C. lucerna* são predominantes em relação aos machos. Por exemplo, junto a Turquia e Egipto, o *sex ratio* (F:M) foi definido como 1,40:1,00, 1,00:0,52; 1,67:1,00, respectivamente (El-Serafy et al., 2015; Ilhan & Toğulga, 2007; İşmen et al., 2004). Na Grécia, também foi encontrado o mesmo padrão (İşmen et al., 2004; Papaconstantinou, 1984). Vários autores referem, no Mediterrâneo, que os machos desta espécie atingem maturidade sexual a comprimentos mais reduzidos e mais cedo do que as fêmeas (Ilhan & Toğulga, 2007; İşmen et al., 2004; Papaconstantinou, 1984), podendo representar uma vantagem biológica para as fêmeas que, deste modo, através de corpos maiores conseguem ter maiores fecundidades, produzir ovos em maior número e com maiores reservas contribuindo com maior taxa de sobrevivência, acedendo mais facilmente aos melhores lugares de desova (Boudaya et al., 2008; Vallisneri et al., 2012).

Segundo a tabela 3, de uma forma geral, os machos e fêmeas atingem a maturação sexual a comprimentos superiores a 18 cm e com idades a rondar os 2 anos de idade.

Tabela 3: Comprimento (L_{50}) e idade (A_{50}) à primeira maturação de machos (M) e fêmeas (F) de *Chelidonichthys lucerna* em várias localizações geográficas.

Autores	Localização	Sexo	L_{50}	A_{50}
(Papaconstantinou_age_1984)	Golfo Thermaikos, Grécia (Mediterrâneo Oriental)	F	31,7 cm	4
		M	26,0 cm	3
(İşmen et al., 2004)	Baia de İskenderun, Turquia (Mediterrâneo Oriental)	F	20,0 cm	2
		M	18,0 cm	2
(Êrylmaz_biological_2005)	Mar de Marmara (Mediterrâneo Nordeste)	F	19,0 cm	3
		M	18,5 cm	3

(Ilhan & Toğulga, 2007)	Baía de İzmir, Turquia (Mediterrâneo Oriental)	F	19,0 cm	N. d.
		M	17,7 cm	N. d.
(Boudaya et al., 2008)	Golfo de Gabès, Tunísia (Mediterrâneo Ocidental)	F	21,6 cm	2,9
		M	19,2 cm	1,3
(Vallisneri et al., 2010)	Mar Adriático (Mediterrâneo Nordeste)	F	25,5 cm	N. d.
		M	23,8 cm	N. d.
(Vallisneri et al., 2012)	Mar Adriático (Mediterrâneo Nordeste)	F	24,3 cm	N. d.
		M	22,1 cm	N. d.
(El-Serafy et al., 2015)	Alexandria, Egipto (Mediterrâneo Oriental)	F	15,2 cm	1,4
		M	15,0 cm	1,2
(McCarthy & Marriott, 2018)	Noroeste de Gales, RU (Atlântico Nordeste)	F	27,7 cm	2,7
		M	29,1 cm	2,8
(Rodrigues, 2020)	Noroeste Portugal, (Atlântico Nordeste)	F	20,3 cm	0,7
		M	18,3 cm	0,61

A exceção observada nas águas egípcias, em que a maturação sexual foi atingida a 15,0 cm (1,21 anos) e 15,2 cm (1,4 anos) para machos e fêmeas, respectivamente (El-Serafy et al., 2015). Por outro lado, no Atlântico NE, o recente estudo reportou que fêmeas atingiram a maturação em tamanhos reduzidos e mais novas que os machos. Apresentaram valores de comprimentos de 1ª maturação (L_{50}) e idade de 1ª maturação (A_{50}) de 27,7 cm e 2,7 anos para fêmeas e de 29,1 cm e 2,8 anos e 29,1 cm para machos (McCarthy & Marriott, 2018). Também se verificou diferenças entre as taxas de crescimento do *C. lucerna* entre o Mar Mediterrâneo e o Oceano Atlântico. No Mediterrâneo, não foram observados animais tão grandes como no Atlântico como se verificou maturação mais cedo, provavelmente devido às condições ambientais como temperatura e alimento disponível (McCarthy & Marriott, 2018).

Reprodução

Os resultados dos estudos sobre a reprodução de *C. lucerna* diferem consideravelmente consoante o local em que foram realizados (Tabela 4). No mar do Norte, a primeira

reprodução ocorre no terceiro ano de vida (ocasionalmente, nos machos, no segundo ano), tendo lugar no início da Primavera e podendo estender-se até ao Outono (Baron, 1985a). Papaconstantinou (1984) observou, nas populações de *C. lucerna* na Grécia, a maturação sexual das fêmeas durante o 4º ano de vida e dos machos durante o 3º. O principal período de reprodução está compreendido entre Janeiro e Maio, podendo ocasionalmente este limite estender-se para entre Outubro e Julho. Na baía de Iskenderun (Turquia), observaram-se as mesmas idades para a primeira reprodução, situando-se o período de reprodução mais intensa entre Dezembro e Maio (İşmen et al., 2004). Eryilmaz & Mer (2005) por seu turno concluíram que, no mar de Marmara, a reprodução ocorria durante o 3º ano de vida para ambos os sexos, durante o ano inteiro.

Tabela 4: Época de desova (meses assinalados) para *Chelidonichthys lucerna* reportada em várias localizações geográficas no Mar Mediterrâneo.

Autores	Localização	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
(Papaconstantinou, 1984)	Mediterrâneo Oriental	x	x	x	x	x							
(İşmen et al., 2004)	Mediterrâneo Oriental	x	x	x	x	x							x
(Eryilmaz & Mer, 2005)	Mediterrâneo Nordeste			x	x			x	x		x	x	
(Ilhan & Toğulga, 2007)	Mediterrâneo Oriental	x	x	x									x
(Boudaya et al., 2008)	Mediterrâneo Ocidental	x	x	x	x								x
(El-Serafy et al., 2015)	Mediterrâneo Oriental	x	x									x	x

Na costa atlântica portuguesa, o principal período de reprodução ocorre durante o primeiro trimestre, embora não se excluam outros períodos de menor intensidade reprodutiva entre os meses de Novembro e Maio (Costa (1982a) e Jorge (1999) *in* (Campos, 2002; Rodrigues, 2020).

A pescaria de cabra-cabaço, *C. lucerna*

Embora exemplares de grande dimensão possam atingir valores interessantes em lota, *C. lucerna* não é considerada uma espécie alvo (Feijó et al., 2008; Rocha, 2007; Rocha et al., 2018). Esta espécie é habitualmente captura acessória no segmento polivalente da frota de

pesca e vendida sob denominações que variam de lota para lota (Rocha et al., 2018). A denominação comercial que a Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos (DGRM) atribui a esta espécie é “Cabra-Cabaço”, cujos desembarques se apresentam na figura (Figura 3). No entanto, dados do Programa Nacional de Amostragem Biológica (PNAB) que o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) recolhe no âmbito do *Data Collection Framework* (PNAB/EU-DCF) contrariam esta ideia. A grande maioria dos exemplares de *C. lucerna* não é vendida com denominação comercial “Cabra-Cabaço (**GUU**)”. Em lota, observa-se que caixas vendidas com a denominação **GUU** contêm também várias espécies de triglídeos presentes na costa ocidental Portuguesa: *Chelidonichthys obscura* (**GUM**), *Chelidonichthys cuculus* (**GUR**), *Eutrigla gurnardus* (**GUG**), *Trigla lyra* (**GUN**) e *Chelidonichthys lastoviza* (**CTZ**). Constata-se também que *C. lucerna* é frequentemente desembarcado sob as denominações comerciais “Ruivo” (**LDV** e **LEP**), embora estes códigos se refiram a duas espécies de *Lepidotrigla* (Rocha et al., 2018).

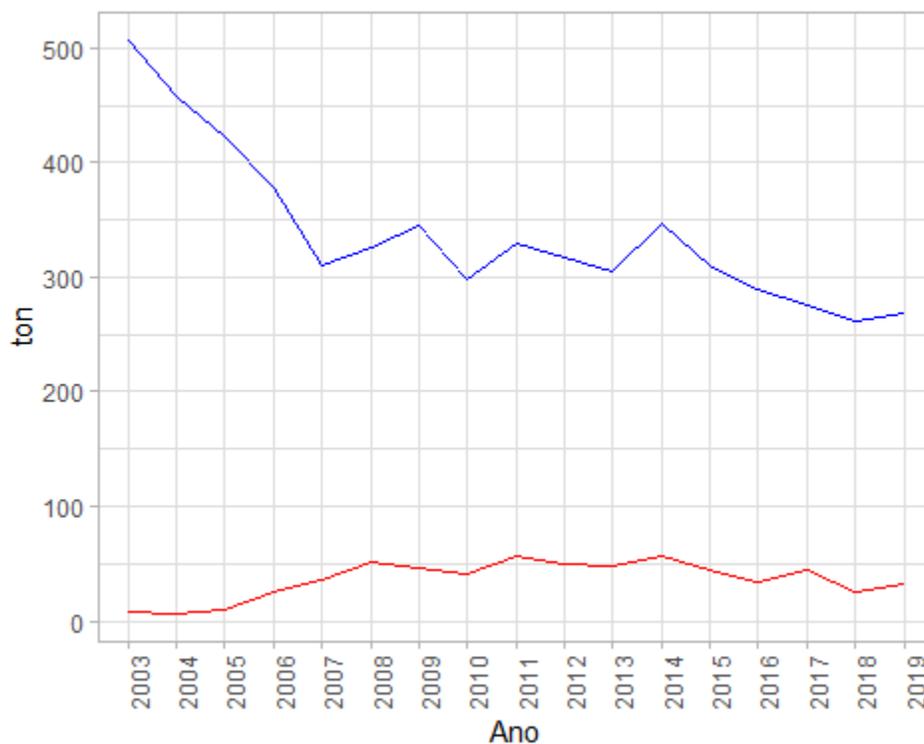


Figura 3: Desembarques oficiais (ton) da denominação comercial ‘Cabra-Cabaço’ (vermelho) e total de denominações de triglídeos (azul) em Portugal Continental, entre 2003-2019 (DGRM).

Consequentemente, não existem dados precisos sobre as capturas de *C. lucerna* nem sobre o estado dos stocks desta espécie, em Portugal. Uma vez que, habitualmente, os desembarques de Triglídeos pela frota pesqueira não são separados por espécie, as estatísticas oficiais não correspondem necessariamente aos desembarques reais das diferentes espécies de Triglídeos (ICES, 2007, 2018).

O estudo dos desembarques de Triglídeos, na Lota de Matosinhos, indicou que o uso de designações comuns como “Ruivo” e “Cabra-Cabaço” não corresponde geralmente ao conteúdo das caixas a que são aplicadas (Rocha, 2007). Uma vez que, as estatísticas oficiais apenas se referem à designação “Ruivo” torna-se claro que as estatísticas oficiais (Instituto Nacional de Estatística, INE) não podem reflectir as capturas verdadeiras de Triglídeos (Feijó et al., 2008, 2013; Feijó & Rocha, 2014; Rocha, 2007; Rocha et al., 2018). Não obstante, na Figura 4, é possível observar a evolução dos desembarques classificados como *C. lucerna* no conjunto dos países europeus que reportaram capturas desta espécie ao ICES (Dinamarca, Holanda, França e Portugal), assim como os desembarques em Portugal (ICES, 2007, 2018). O contributo de Portugal para as estatísticas do *International Council for the Exploration of the Sea* (ICES) é quase nulo, uma vez que só em 2000 se começou a reportar as capturas de *C. lucerna* a esta organização. Os dados apresentados referem-se aos anos de 2003 a 2019 (Figura 3 e 4). Portugal reportou desembarques nulos para os anos de 2006 e 2007. O conjunto dos desembarques é dominado pela Holanda, França e Bélgica, enquanto que países como Espanha e Reino Unido apresentam desembarques muito menores em comparação. A Suécia só reporta desembarques não nulos em 2018.

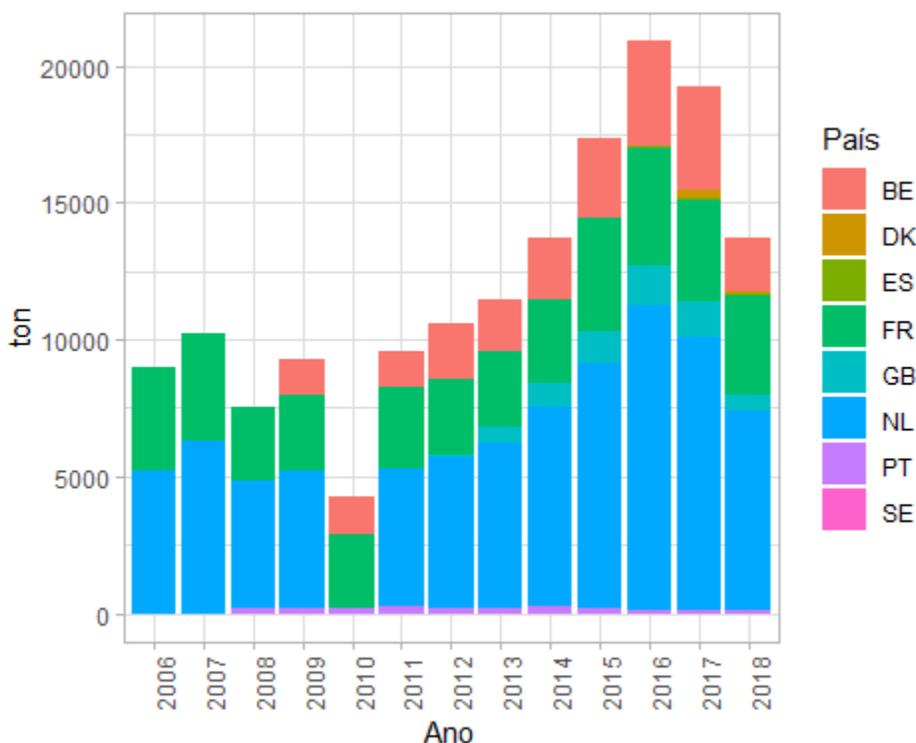


Figura 4: Desembarques oficiais de *Chelidonichthys lucerna* (ton) reportados ao nível europeu, entre 2006-2018 (ICES, 2006).
 Chave: BE - Bélgica, DK - Dinamarca, ES - Espanha, FR - França, GB - Reino Unido, NL - Holanda, PT - Portugal, SE - Suécia.

Considerando a discrepância apresentada com o facto de não haver informação sobre a forma como a separação em lota dos Triglídeos por espécie é feita nos outros países (ICES, 2018), é possível concluir que a importância comercial de *C. lucerna* ainda não foi correctamente avaliada.

A pescaria de *C. lucerna* não é presentemente alvo de avaliação, quer a nível nacional pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) quer a nível europeu pelo ICES. Não estão estabelecidos quer Tamanho Mínimo de Captura ou Total Admissível de Captura para esta espécie. Embora o IPMA possua uma série histórica de comprimentos nos desembarques, presença da espécie em rejeições e parâmetros de reprodução e crescimento de *C. lucerna* em campanhas de investigação, as dúvidas sobre as reais dimensões dos desembarques constituem um obstáculo à aplicação de modelos de avaliação ao stock. Triglídeos com importância comercial mais elevada noutros países europeus (*C. cuculus* e *E. gurnardus*, em vários grupos de trabalho do ICES como WGBIE e WGWIDE) são alvo de estudo por parte de grupos de trabalho do ICES para os quais

Portugal contribuí com dados do *stock* nacional, embora a dificuldade de caracterização dos desembarques reais destas espécies também aqui constitua um obstáculo à sua avaliação (Feijó et al., 2013; Feijó & Rocha, 2014, 2018; ICES, 2006, 2007, 2008, 2010b, 2012, 2013, 2014, 2017, 2018; Rocha et al., 2018).

Machine Learning e Deep Learning em biologia pesqueira

Existem precedentes para o recurso a técnicas de *machine learning* e *deep learning* em biologia pesqueira, como complemento a técnicas clássicas de inferência e modelação. Mendoza et al. (2012) propôs o uso de árvores de classificação e regressão como abordagem a datasets complexos tipicamente encontrados na investigação pesqueira. Na agência NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), foi estudada aplicação destas metodologias em gestão de recursos marinhos (Michaels et al., 2019). Os autores Yang et al. (2020) avaliaram a performance de diversas arquiteturas de Redes Neurais Artificiais (CNN, LSTM) em aplicações de aquacultura. Também no ICES, já existe um grupo de trabalho (*Working Group on Machine Learning in Marine Science - WGMLEARN*) dedicado à aplicação de *Machine Learning* nas ciências marinhas (ICES, 2019a). Inclusive existem entre outros trabalhos, que usam estas técnicas com objectivo de estimar ou melhorar as performances dos modelos para obtenção de estimativas de capturas e rejeições, na tentativa de melhorar o conhecimento do esforço de pesca de frotas difíceis de acompanhar ou até mesmo, ajudar no aconselhamento da Política Comum de Pesca (PCP) (Pérez-Ortiz et al. 2013, Adibi et al., 2020).

Objectivos

Este trabalho procura contribuir para um melhor conhecimento do estado real do *stock* de *Chelidonichthys lucerna*. Tendo estabelecido que os dados oficiais de desembarques disponíveis para esta espécie não reflectem a realidade, devido à dificuldade de identificação correcta em lota, torna-se necessário encontrar metodologias que permitam uma melhor aproximação à realidade das capturas e desembarques de *C. lucerna* para usar como ponto de partida para uma avaliação do *stock*.

Para esse efeito, pretende-se realizar neste trabalho:

- ampliações directas dos desembarques com base em amostragens em lota;

- técnicas de selecção de variáveis para modelação das quantidades reais de *C. lucerna* desembarcadas através de redes neuronais;
- contribuir para exploração e comparação de várias técnicas de modelação;
- avaliação do impacto que as variações nas estimativas poderão ter na aplicação de modelos de avaliação.

Metodologia

Dados

A estimação dos desembarques reais de *C. lucerna* na costa portuguesa foi realizada com base em duas fontes de dados distintas. Os dados oficiais referentes aos desembarques em cada lota que foram utilizados neste trabalho são os dados que a Docapesca fornece à Direcção Geral de Recursos Marinhos (DGRM) que, por sua vez, os disponibiliza ao IPMA para os estudos do âmbito do PNAB. Para este trabalho, foi utilizada a série de desembarques entre 2017 e 2019. Estes dados correspondem a cada caixa vendida nas lotas portuguesas, proveniente do desembarque de cada viagem realizada pelas embarcações de pesca. A cada caixa está associada a denominação comercial, a quantidade vendida (kg), o valor da venda (€) e a categoria de tamanho (T). Estas categorias de tamanho são atribuídas numa escala T0 até T8, em que a categoria T1 corresponde indivíduos de maiores dimensões e T0 sem categoria atribuída. A lógica deste sistema prende-se com o facto de, de acordo com Regulamento (CE) Nº 2406/96 do Conselho da União Europeia (Conselho da União Europeia, 1996), a categoria de tamanho do pescado ser expresso em termos de número de exemplares por unidade de peso resultando assim na atribuição de categorias de tamanho menores a indivíduos com maior comprimento. No caso das denominações associadas a triglídeos, só há registo do uso de categorias de tamanho entre T0 e T4.

Estes dados incluem ainda outras informações referentes à venda de cada caixa como, por exemplo, grau de frescura e o tipo de processamento, dados que se optou por não utilizar e dados referentes à viagem em si: embarcação, lota e segmento de artes utilizado. Informação detalhada sobre o *metiér* (tipologia de arte(s) de pesca usada(s) e padrões de actividade com objectivo de capturar determinada espécie-alvo) usado em cada viagem só pode ser obtida de forma fiável através de inquérito directo ao mestre da embarcação no contexto de uma viagem específica, especialmente no caso do segmento da frota polivalente em que as embarcações possuem licenças para várias artes, que são usadas em simultâneo e cujas combinações variam ao longo do ano consoante as espécies-alvo. Para este trabalho, só foi considerada a divisão da frota nos 3 principais segmentos: Polivalente (**MIS_MIS**), Arrasto de fundo (**OTB**) e cerco (**PS**).

As identificações correctas ao nível das espécies de triglídeos efectivamente desembarcadas em lota foram obtidas a partir da amostragem que o IPMA realiza no âmbito do PNAB/EU-DCF. Estes dados são obtidos através das deslocações de equipas de amostradores às principais lotas de Portugal (DGRM, 2018) (Figura 5). Na lota, são seleccionadas aleatoriamente embarcações que tenham desembarcado nesse determinado dia, por estrato de amostragem (redes, palangre, arrasto de vara, armadilhas, arrasto de portas, cerco, etc) e o esforço de amostragem pré-definido por porto e trimestre (Tabela 5). Para cada desembarque diário, idealmente correspondente a uma viagem de pesca dessa embarcação, todas as denominações e categorias de tamanho são amostradas.

Tabela 5: Exemplo de planificação anual de esforço amostral do PNAB-EU/DCF por zona, porto e diferentes *métiers* nível 6, de acordo com (DGRM, 2018), para o ano de 2019.

zona	lota	FPO_0_	GNSGTR	LLD_0_	LLS_0_	LLSDWS_	OTB_CRU	OTB_DEF_	PS_SPF_>	TBB_0	Total Geral
		0_0	_0_0_0	0_0	0_0	0_0_0	_>=55_0_0	>=65_0_0	=16_0_0	_0_0	
NW	VIANA DO CASTELO	10	37	0	0	0	0	0	4	0	51
NW	POVOA DO VARZIM	8	44	0	0	0	0	0	0	0	52
NW	MATOSINHOS	4	67	0	0	0	0	11	41	10	133
NW	AVEIRO	4	88	0	0	0	0	29	7	8	136
NW	FIGUEIRA DA FOZ	0	57	0	0	0	0	24	9	8	98
SW	NAZARE	2	36	0	6	0	0	0	0	0	44
SW	PENICHE	18	104	36	20	0	0	51	23	0	252
SW	COSTA DA CAPARICA	15	35	0	16	0	0	0	0	0	66
SW	SESIMBRA	33	44	0	9	50	0	14	36	0	186
SW	SETUBAL	0	36	0	4	0	0	0	0	0	40
SW	SINES	9	26	0	8	0	0	0	15	0	58
S	SAGRES	6	32	0	8	0	0	0	2	0	48
S	LAGOS	9	8	0	4	0	0	0	0	0	21
S	PORTIMAO	28	10	0	8	0	0	21	4	0	71
S	QUARTEIRA	12	21	0	8	0	0	0	7	0	48
S	OLHAO	10	20	0	8	0	0	4	4	0	46
S	SANTA LUZIA	33	0	0	0	0	0	0	0	0	33
S	VRSA	0	4	0	0	0	53	0	0	0	57
-	TOTAL NACIONAL	201	669	36	99	50	53	154	152	26	1440

Em cada deslocação à lota, os amostradores têm um esforço de amostragem pré-definido (número de viagens para um determinado *métier*). Após a seleção aleatória de um determinado número de embarcações, os amostradores localizam as caixas desembarcadas pelas embarcações seleccionadas.

Nas caixas seleccionadas como representativas das combinações de denominação comercial e categorias de tamanho existentes, são recolhidos dados sobre a composição em termos de espécie, peso total por espécie e comprimentos individuais de todas as espécies presentes. No caso concreto dos triglídeos, é recolhido o comprimento total medido desde da ponta da cabeça até ao fim da barbatana caudal. Sendo logisticamente exequível, todos os exemplares de cada caixa são amostrados.

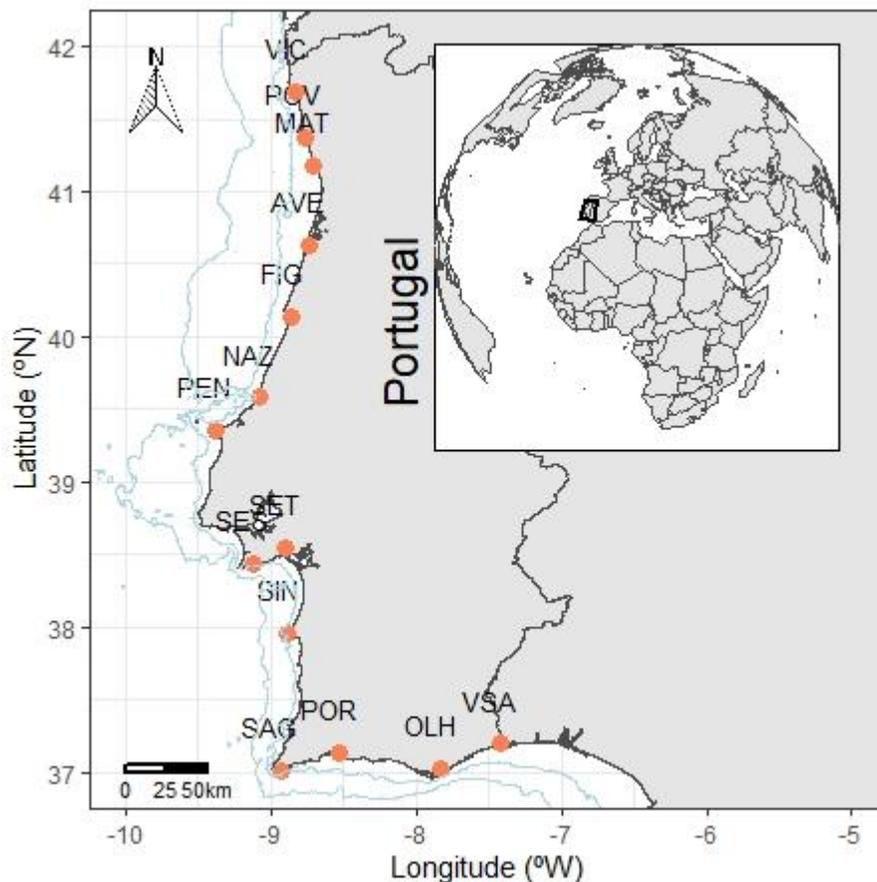


Figura 5: Principais lotas portuguesas onde se realizam amostragens no âmbito do PNAB/EU-DCF (Programa Nacional de Amostragem Biológica), responsabilidade do IPMA. Chave: VIC - Viana do Castelo, POV - Póvoa de Varzim, MAT - Matosinhos, AVE - Aveiro, FIG - Figueira da Foz, NAZ - Nazaré, PEN - Peniche, SES - Sesimbra, SET - Setúbal, SIN - Sines, SAG - Sagres, POR - Portimão, OLH - Olhão, VSA - Vila Real de Santo António.

Em 2009, a recolha de dados no âmbito do PNAB/EU-DCF começou a seguir a estratégia de amostragem de *concurrent sampling* (ICES, 2009, 2015), em detrimento da estratégia *species-focus* que privilegiava um conjunto fechado de espécies-alvo. Esta alteração possibilitou a recolha de dados de proporções de mistura de triglídeos. Alterações na

metodologia de recolha e introdução de dados tornaram possível estabelecer, de forma directa, a relação entre denominação comercial e categoria de tamanho e a composição específica de cada caixa, tornando a série de dados a partir de 2017 mais indicada para tentar modelar essa relação. Por este motivo, a estimação de parâmetros da rede neuronal para este trabalho foi feita com base apenas nos dados correspondentes a esse período (2017 - 2019). Estes dados abrangem 767 viagens com triglídeos amostradas pelo PNAB/EU-DCF, de um total de 58907 viagens com triglídeos registadas pela DRGM no mesmo período. A adaptação desta metodologia à série completa que foi iniciada em 2009 está prevista para trabalhos posteriores.

Apresenta-se em seguida uma síntese das fontes de dados utilizadas (Tabela 6) assim como um breve resumo da quantidade de caixas de triglídeos e, especificamente com denominação **GUU**, observadas no âmbito da amostragem PNAB/EU-DCF (Tabela 7). Embora a amostragem PNAB/EU-DCF tenha abrangido 1491 caixas com denominações de triglídeos, apenas foi possível cruzar a informação correspondente nos dados de desembarque (DGRM) em 1086 caixas, pelo que todas as análises que dependem deste cruzamento se restringiram a estas observações.

Tabela 6: Resumo do tipo de dados usados neste trabalho (fonte de origem, tipo, período de estudo e número de viagens com triglídeos desembarcados).

Fonte	Tipo	Anos	Viagens
DGRM	dados oficiais	2003 - 2019	397 559
DGRM (<i>subset</i>)	dados oficiais	2017 - 2019	58 907
IPMA (PNAB/EU-DCF)	amostragem	2017 - 2019	767

Tabela 7: Número de caixas vendidas e amostradas de triglídeos nas viagens abrangidas pela amostragem PNAB/EU-DCF, em termos de percentagem de *C. lucerna* observado na denominação comercial **GUU**, para o período 2017 - 2019.

Ano	caixas	Triglídeos	Denominação GUU"	100% GUU amostrado	Mix	0% GUU amostrado
2017	5 950	539	139	119	13	7
2018	5 920	516	141	129	6	6
2019	5 129	436	96	78	12	6

Seleção de variáveis

Predictores associados à venda

Após a consulta dos dados referentes às vendas-dia cedidas pela DGRM, foi decidido recorrer às seguintes variáveis: lota aonde foi feito o desembarque (**LOTA**), denominação comercial atribuída pela lota (**EESPECIE**), categoria de tamanho (**ETAMANHO**), quantidade vendida (**QVENDA**) e valor da venda (**VVENDA**). Estas variáveis estão facilmente acessíveis para ampliações futuras e foram apontadas por trabalhos anteriores (Rocha et al., 2018) como indicadores relevantes para estimação da mistura de espécies.

Na série temporal de desembarques entre 2017 e 2019, foi observado o uso de 5 denominações comerciais de triglídeos: **GUU, GUR, GUN, LEP, LDV**. Estas denominações estão em conformidade com a lista oficial de códigos de 3 letras adoptada pela *Food and Agriculture Organization* (FAO). Esta lista atribui combinações de três letras a espécies de peixes, crustáceos, bivalves e cefalópodes com interesse comercial e é usada para abreviação e referência inequívoca à espécie globalmente (FAO, 2020). A tabela 8 apresenta os códigos FAO para as espécies de triglídeos ocorrentes em águas portuguesas. Na lista de abreviaturas, estão referenciados todos os códigos FAO utilizados neste trabalho, adaptado da lista ASFIS (FAO, 2020).

Para além de referenciar directamente espécies, estes códigos são também utilizados para referenciar grupos de espécies, por vezes ao nível do género ou mesmo de família, para uso de registo de informação em que a identificação não foi feita de forma completa ou fiável. A Docapesca historicamente recorreu ao código GUY e, mais recentemente, GUX para designar desembarques de triglídeos sem qualquer separação por espécie. No período a que os dados se referem, ambos os códigos estavam ausentes.

Tabela 8: Códigos FAO e nomes comuns atribuídos às espécies de triglídeos ocorrentes em águas portuguesas (FAO, 2020).

Espécie	Código FAO	Nome comum
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	GUU	Cabra-cabaço
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	GUR	Cabra-vermelha
<i>Chelidonichthys obscura</i>	GUM	Cabra-da-bandeira
<i>Eutrigla gurnardus</i>	GUG	Cabra-morena
<i>Trigla lyra</i>	GUN	Cabra-lira

<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	CTZ	Cabra-riscada
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	LDV	Ruivo
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i>	LEP	Ruivo-espinhoso
<i>Triglas spp.</i>	GUX	Mistura de ruivos
<i>Triglas spp.</i>	GUY	Mistura de ruivos

Nas figuras 6 a 9, é possível observar os desembarques oficiais dessas denominações em função das outras variáveis: arte de pesca (nível 4), categoria de tamanho, zona e lota. Todas as denominações têm representação importante entre os diferentes níveis dessas variáveis, com exceção das lotas, aonde se observam assimetrias na distribuição. Apesar dos dados iniciais apresentarem desembarques de triglídeos na frota do cerco, verificou-se que a frequência e quantidades de triglídeos são residuais ao longo do tempo e por isso, esses dados foram excluídos deste estudo, não estando por isso apresentados na figura 6.

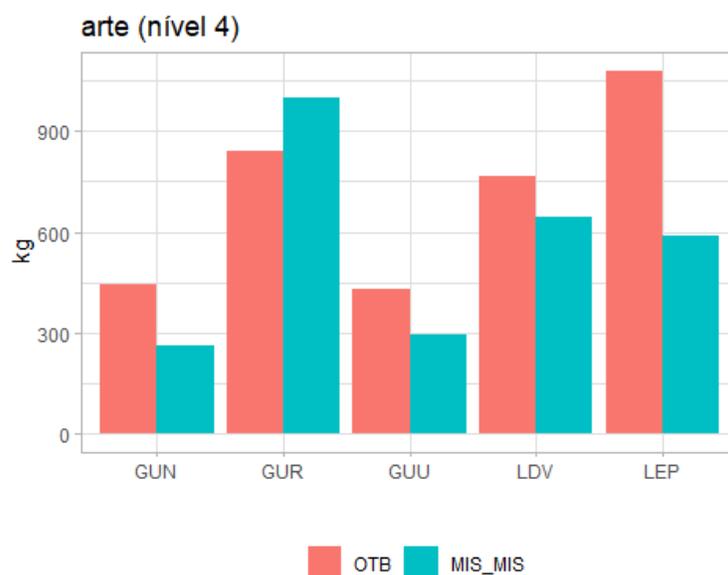


Figura 6: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações comerciais (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) em função da arte de pesca (nível 4, OTB – arrasto, MIS_MIS – pesca polivalente), nos anos 2003-2019 (DGRM).

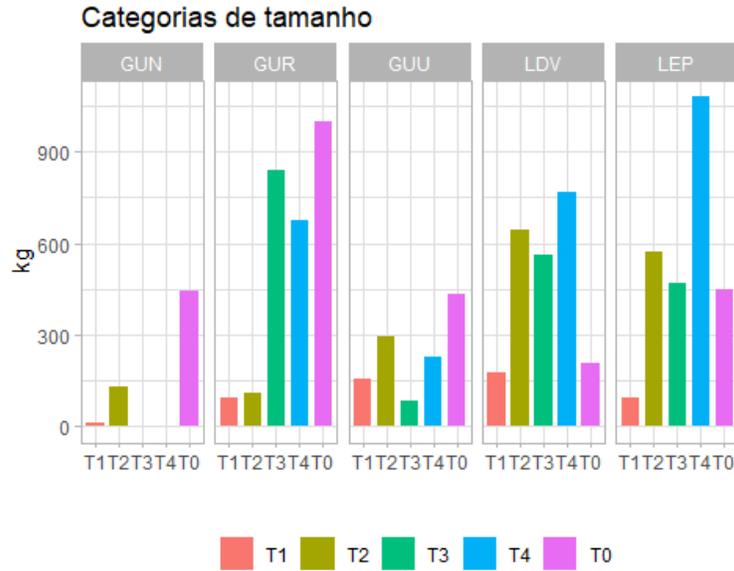


Figura 7: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) em função das categorias de tamanho (T0 a T4) nos anos 2003-2019 (DGRM).

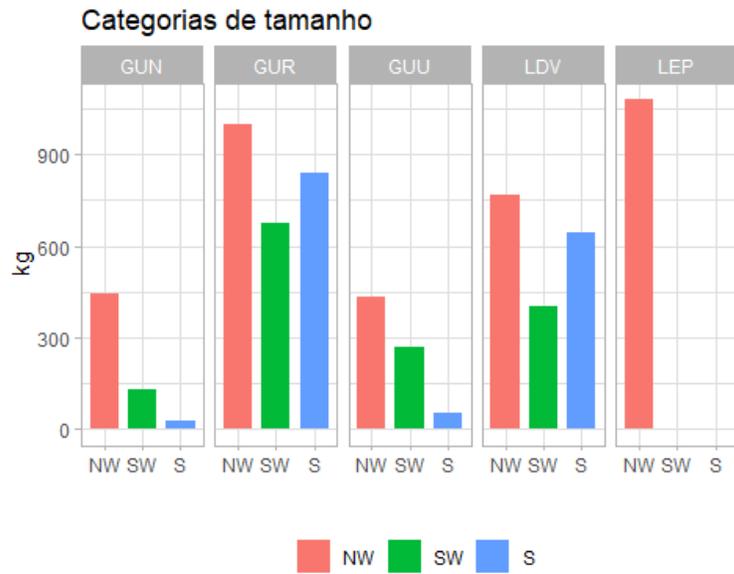


Figura 8: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) em função da área de pesca (NW – Noroeste, SW – Sueste, S – Sul) de Portugal Continental, nos anos 2003-2019 (DGRM).



Figura 9: Desembarques oficiais (kg) das várias denominações (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP) por porto principal de pesca em Portugal Continental, nos anos 2003-2019 (DGRM).

Predictores associados ao desembarque

Para determinar a viabilidade dos valores de desembarque de espécies acessórias ao desembarque de *C. lucerna*, foi realizada análise de componentes principais (ACP) e florestas aleatórias (*Random Forests*) de acordo com (Hastie et al., 2009). Os desembarques no período de 2003 - 2019 foram agregados ao nível de viagem e logaritmizados (com correcção de 0,01 para os zeros), de forma a aproximar as suas distribuições a distribuições normais. Foram consideradas cinco denominações comerciais associadas a triglídeos: **GUU**, **GUR**, **GUN**, **LEP**, **LDV**. A correlação entre os desembarques destas denominações foram calculadas próximas de 0, pelo que se decidiu avaliar a correlação destas denominações com desembarques de outras espécies separadamente (Figura 10).

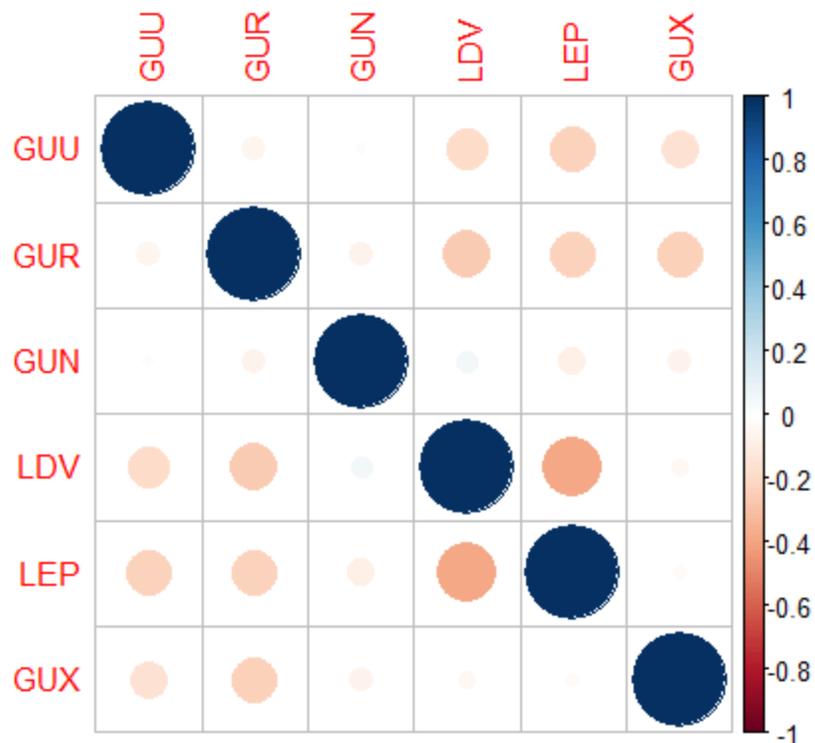


Figura 10: Correlação das várias denominações comerciais (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP, GUX) entre os desembarques entre si, no período de 2003-2019.

Nos dados de desembarque disponíveis para o período de 2003 a 2019, foram identificadas **381** espécies distintas. Para simplificar a análise e remover ruído dos modelos, foi decidido ordenar estas espécies por quantidade total e frequência de desembarques. As análises

subsequentes incidiram sobre a combinação das 50 espécies mais desembarcadas em massa e as 50 espécies com maior frequência de desembarque neste período. A combinação destes dois critérios identificou **57** espécies ao qual toda a análise subsequente irá incidir. É de notar que, de todos os triglídeos desembarcados neste período, a denominação comercial **GUN** não consta desta lista de espécies.

ACP / PCA (Principal Component Analysis)

A análise de componentes principais (ACP) foi usada neste trabalho como uma forma de obter uma projecção dos dados que maximizasse a variância entre as séries de desembarques das **57** espécies utilizadas para este trabalho. Esta análise consiste na redução de dimensionalidade dos dados originais (no caso presente, a matriz dos desembarques) através da constituição de componentes principais (*principal components*). Estas componentes são obtidas através da combinação linear de todas as variáveis originais que maximiza a variância. Os coeficientes destas combinações são determinados com base nos vectores próprios (*eigenvectors*) da matriz de covariância ou, no caso em que a estandardização dos dados originais seja desejável, da matriz de correlações.

Definindo uma matriz de dados $X_{n \times p}$ com matriz de covariância S , procuramos o vector \vec{v} tal que a combinação linear das p variáveis

$$X\vec{v} = v_1\vec{x}_1 + v_2\vec{x}_2 + \dots + v_p\vec{x}_p$$

tenha variância máxima, que é dada por $\vec{v}^T S \vec{v}$, e que cumpra a restrição $\vec{v}^T \vec{v} = 1$

O vector \vec{v} pode ser determinado através dos vectores próprios de S , vectores que cumprem a condição

$$S\vec{v} = \lambda_p \vec{v}$$

sendo λ_p um dos p valores próprios possíveis de S e \vec{v} um vector próprio de S . A primeira componente principal é escolhida com base no maior valor próprio λ e as seguintes são determinadas de forma análoga. As componentes principais não são correlacionadas entre si sendo, consequentemente, ortogonais. Desta forma, constituem um espaço vectorial que maximiza a variância das projecções dos dados originais.

A soma das variâncias das p componentes principais é igual à soma das variâncias das p variáveis originais. É possível estabelecer que uma componente principal j explica uma proporção da variabilidade dos dados originais correspondente a

$$\pi_j = \frac{\lambda_j}{\sum_{i=1}^p \lambda_i}$$

e conseqüentemente, que q componentes principais correspondem a

$$\sum_{i=1}^q \pi_i \times 100\% = \frac{\sum_{i=1}^q \pi_i}{\sum_{i=1}^p \lambda_i} \times 100\%$$

da variabilidade total do conjunto dos dados.

Os dados de desembarques de espécies acessórias à captura de triglídeos foram organizados numa matriz e as duas primeiras componentes principais foram determinadas a partir da respectiva matriz de correlações. Avaliou-se posteriormente a correlação das espécies com cada uma das componentes para averiguar a existência de espécies ou grupo de espécies com influência na inércia dos dados, influência que se reflecte na correlação com a componente principal. Devido ao enviesamento da distribuição das séries de desembarques provocado pelo elevado número de observações nulas (zero desembarques), foi decidido logaritmizar os valores efectuando uma correcção de 0.01 para remoção de zeros de forma a permitir a logaritmização. A análise foi executada com o *software* estatístico em ambiente *open source R 4.0.0* (R Core Team, 2020) recorrendo ao método **princomp** do *package stats* (R Core Team, 2020).

Arvores Aleatórias / *Random Forests*

O algoritmo de *random forests* foi usado para avaliar o efeito de cada uma das espécies desembarcadas na estimativa por árvore de regressão da quantidade real de *C. lucerna* em função das espécies desembarcadas acessoriamente. Este algoritmo consiste na execução de um número predeterminado de iterações de árvores de regressão em que o número de variáveis predictoras é fixado, sendo escolhido aleatoriamente para cada iteração um grupo de variáveis predictoras da dimensão fixada.

Para esta análise, procurou-se estabelecer barreiras de decisão que optimizassem o modelo:

$$GUU \sim HOM_{log} + JOD_{log} + \dots$$

em que GUU representa a quantidade de *C. lucerna* desembarcada em cada viagem e $HOM_{log} + JOD_{log} + \dots$ representa os desembarques das espécies relevantes dessa viagem, logaritimizados com correcção de 0,01 para aproximar a sua distribuição a uma distribuição normal.

A agregação dos resultados destas iterações é posteriormente avaliada em termos de erro cometido (neste caso, índice de pureza dos nós da árvore) e é possível avaliar o contributo de cada variável para as iterações em que foi utilizada.

Neste trabalho, as variáveis preditoras foram os desembarques das **57** espécies previamente seleccionadas para a ACP e a variável resposta foi a quantidade real de *C. lucerna* existente em cada caixa. Uma vez que este método modela uma variável resposta, a análise incluiu os valores de desembarque real de *C. lucerna* determinados pelas amostragens PNAB/EU-DCF como resposta, pelo que os dados de desembarque de outras espécies da DGRM tiveram que ser restritos ao período correspondente de 2017 - 2019 e à viagens efectivamente amostradas.

O algoritmo foi executado com recurso ao *software* estatístico em ambiente *open source* **R**, versão 4.0.0 (R Core Team, 2020) com o *framework* implementado pelo *package* **caret** (Kuhn et al., 2020). O número de iterações foi fixado em 500 e foram realizados ensaios com 1, 2, 5, 10, 20, 30, 40 e 50 variáveis preditoras por iteração. A métrica para avaliação dos resultados foi a raiz do erro quadrático médio (RMSE).

Redes Neurais Artificiais/ Artificial Neural Networks

As redes neuronais artificiais (*Artificial Neural Networks* - aANN, em português, RNA) constituem uma forma de generalização não linear de modelos lineares (Hastie et al., 2009) atingida através de sequências de combinações lineares dos *inputs* que, por sua vez, são recombinados.

A configuração da rede neuronal desenvolvida neste trabalho foi realizada com recurso ao *software* estatístico em ambiente *open* **R** 4.0.0 (R Core Team, 2020), usando o *package* **keras** 2.3.0.0 (Allaire & Chollet, 2020) como *interface* do *framework* **Tensorflow** 2.2.0 (Allaire & Tang, 2020). Foram testadas sistematicamente várias configurações de *multi*

layer perceptrons (MLP), variando o número de camadas ocultas, uso de *bias* nas camadas ocultas, funções de activação de cada camada e número de unidades em cada camada.

Neste trabalho, foram considerados dois modelos. O primeiro modelo (“Modelo Simples”) incluiu apenas variáveis representativas da venda em lota, designadamente: lota aonde foi feito o desembarque (**LOTA**), grupo de artes utilizado (**EGRUPART**), denominação comercial atribuída pela lota (**EESPECIE**), categoria de tamanho (**ETAMANHO**), quantidade vendida (**QVENDA**) e valor da venda (**VVENDA**). Este modelo é o mais simples dos dois e o seu desempenho foi considerado a base com a qual se comparou o segundo modelo.

O segundo modelo acrescenta às variáveis usadas no primeiro modelo preditores correspondentes aos desembarques de espécies associadas à captura de triglídeos seleccionados com base nos resultados da ACP e Floresta Aleatória. Por este motivo, foi designado por “Modelo Completo.” Estas variáveis foram logaritimizadas com correcção de 0,01 para zeros com vista a aproximação de distribuição normal, tal como foi feito anteriormente para ACP e Floresta Aleatória.

Em ambos os modelos, as variáveis categóricas foram codificadas no sistema *one-hot encoding* de forma a que cada nível das variáveis categóricas é convertido numa nova variável binária correspondente a esse nível. Ao nível da variável categórica que cada observação tinha originalmente é atribuído 1 e às variáveis que correspondem aos níveis restantes nessa variável é atribuído 0.

As variáveis numéricas (**QVENDA**, **VVENDA** e os valores de desembarque de espécies acessórias à captura de triglídeos) foram também alvo de pré-processamento, tendo sido escaladas para o intervalo [0-1] dividindo todas as observações de cada variável pelo seu valor máximo, de forma a eliminar possíveis efeitos de escala. Outras abordagens à normalização teriam sido possíveis, tal como normalização através do quociente entre subtração da média a cada valor e o desvio-padrão (*Z-score*). Futuramente seria desejável comparar estas abordagens.

Os coeficientes das redes neuronais foram estimados com base em 90% dos dados (975 observações), usando a divisão definida anteriormente para ACP e Florestas aleatórias. As restantes 111 observações (10% restantes dados) foram usadas para validação do modelo.

O total destas observações (1086) corresponde a todas as caixas vendidas em lota em viagens amostradas para o PNAB/EU-DCF, que continham triglídeos e às quais foi possível acrescentar a informação correspondente dos dados de desembarque da DGRM, no período de 2017-2019.

Foram testadas diversas configurações para estimação dos coeficientes para o modelo baseado apenas variáveis correspondentes à lota. Foi desenvolvida uma função para pesquisa sistemática dos valores óptimos para os hiperparâmetros desta arquitectura, em linha com a implementação usada no *package caret*, mas a sua execução de forma satisfatória não foi possível com os recursos computacionais disponíveis. Por outro lado, a metodologia de pesquisa por grelha não se adapta facilmente a decisões como o número de camadas ocultas na rede.

Consequentemente, a decisão sobre os hiperparâmetros a usar na arquitectura final da rede neuronal foi tomada com base em afinações iterativas da rede neuronal. O desempenho mais adequado foi conseguido através do recurso a 2 camadas ocultas com 90 e 45 unidades, respectivamente. Ambas as camadas recorrem a um coeficiente de penalização (*bias*) cujo valor é estimado juntamente com os outros coeficientes. A função de activação foi *rectified linear unit (relu)*:

$$f(x) = \begin{cases} 0 & \text{for } x < 0 \\ x & \text{for } x \geq 0 \end{cases}$$

O algoritmo de optimização foi o de subgradiente adaptativo (“*adagrad*”) (Duchi et al., 2011):

$$\theta_{t+1} = \theta_t - \frac{\eta}{\sqrt{\epsilon I + \text{diag}(G_t)}} \cdot g_t$$

onde θ é um parâmetro da rede neuronal, η é a taxa de aprendizagem inicial, ϵ é um valor arbitrário que evita a divisão por zero, I é a matriz identidade, g_t é a estimativa do gradiente no momento t que é obtido pela equação

$$g_t = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \nabla_{\theta} \mathcal{L}(x^{(i)}, y^{(i)}, \theta_t)$$

e a matriz G_t corresponde à soma dos produtos tensoriais dos gradientes dos momentos até ao momento t

$$G_t = \sum_{\tau=1}^t g_{\tau} g_{\tau}^{\top}$$

A taxa de aprendizagem (*learning rate*) foi fixada em 0,125. Cada iteração foi realizada com 30 recursões (*epochs*) com *batches* de 128 observações.

Modelo de produção: SPiCT

Um indicador do impacto das estimativas obtidas neste trabalho, para desembarques de *C. lucerna* na avaliação desta espécie enquanto *stock* explorado comercialmente pela frota de pesca portuguesa, foi obtido com recurso a um ensaio da aplicação da série de estimativas obtidas a um modelo de avaliação de *stocks*. Na ausência de séries temporais relativas a composições de comprimentos de desembarques, estrutura etária dos desembarques e maturidade sexual para o período dos dados disponíveis, optou-se por utilizar um modelo de produção. Este tipo de modelos apresenta a vantagem de realizar estimativas dos pontos de referência biológicos do *stock* com base apenas em séries temporais de desembarques e de índices de abundância (Cadima, 2003). Para este trabalho, decidiu-se usar um modelo de produção estocástico em tempo contínuo - SPiCT (Pedersen & Berg, 2017), uma vez que das metodologias recomendadas pelo ICES para *stocks* com lacunas de disponibilidade de dados (*data-limited stocks*), o modelo SPiCT é o único que não recorre a dados de estrutura dos comprimentos (ICES, 2018).

A formulação deste modelo incorpora dinâmicas relativas à pescaria (F) e à biomassa (B) conforme descritas por Pella e Tomlinson (1969 *in* (Pedersen & Berg, 2017)) e é definido num estado de espaços em tempo contínuo, permitindo a utilização de séries temporais e estimação de biomassa explorável e mortalidade por pesca em intervalos irregulares. A componente estotástica dos processos modelados permite levar em consideração a existência de erros de observações nas estimativas de capturas e índice de abundância usados para o modelo (Pedersen & Berg, 2017).

A Biomassa explorável no tempo t (B_t) é modelada por:

$$dB_t = rB_t \left(1 - \left[\frac{B_t}{K}\right]^{n-1}\right) dt - F_t B_t dt + \sigma_B B_t dW_t$$

aonde

F_t : mortalidade provocada por pesca no tempo t ; r : taxa instantânea de mortalidade natural do *stock* - crescimento, recrutamento e mortalidade natural; K : Capacidade de carga do *stock*; n : Parâmetro que determina a forma da curva de produção (2 = modelo de Schaefer); σ_B : desvio-padrão de B_t ; W_t : Movimento *browniano* (termo de ruído);

A mortalidade por pesca F_t por seu turno é modelada por:

$$d \cdot \log(F_t) = f(t, \sigma_F)$$

aonde σ_F corresponde ao desvio-padrão de F_t .

A equação associada às observações dos índices de abundância I_t é

$$\log(I_t) = \log(qB_t) + e_t, \quad e_t \sim N(0, [\alpha\sigma_B]^2)$$

em que q : capturabilidade e $\alpha = \frac{\sigma_{I_t}}{\sigma_{B_t}}$

A equação associada às observações dos desembarques C_t é

$$\log(C_t) = \log\left(\int_t^{t+\Delta} F_s B_s ds\right) \epsilon_t, \quad \epsilon_t \sim N(0, [\beta\sigma_F]^2)$$

em que $\alpha = \frac{\sigma_{C_t}}{\sigma_{F_t}}$

A implementação do SPiCT foi feita com recurso ao *software* estatístico em ambiente *open source* R. 4.0.0, usando o *package* **spict** 1.2.8 (Pedersen & Berg, 2017).

Foram realizados três ensaios com o modelo SPiCT. O primeiro ensaio foi realizado com os dados de desembarque tal como estão registados oficialmente pela DGRM, em que só foram considerados desembarques com a denominação comercial **GUU**. O segundo ensaio foi realizado com as estimativas de desembarque de *C. lucerna* obtidas através de extrapolação directa dos desembarques de todas as denominações de triglídeos, com base nas amostragens em lota do PNAB/EU-DCF realizadas no período 2017 - 2019. As extrapolações foram realizadas definindo unidades amostrais com base nos diferentes níveis de lota, segmento de frota, denominação comercial, categoria comercial e mês. Para cada nível, foi estimada a percentagem de *C. lucerna* real que ocorreu nesses desembarques com base nas amostragens PNAB/EU-DCF correspondentes. Essa

percentagem foi aplicada aos desembarques totais do nível amostral. O terceiro ensaio foi realizado com as estimativas de desembarque de *C. lucerna* obtidas através das previsões do modelo de RNA para todas as denominações comerciais de triglídeos.

Foi necessário definir um intervalo temporal de dados apropriado às estimativas que foram usadas no segundo e terceiro ensaios. Um facto importante, que pesou na consideração, prende-se com a denominação comercial **GUX**, que constitui uma parte importante dos desembarques de triglídeos. Esta denominação caiu em desuso a partir de 2007 e, conseqüentemente, não está representada nas amostragens realizadas no âmbito do PNAB/EU-DCF, que só começaram a abranger triglídeos a partir da implementação do desenho amostral de *concurrent sampling* (DGRM, 2018) em 2009. Extrapolações anteriores a esta data deparam-se, por isso, por um lado com disparidade das denominações comerciais usadas em lota e, por outro, com falta de suporte das amostragem em lota. Por estes motivos, o intervalo temporal para as estimativas usadas nos ensaios de SPiCT foi fixado em 2009 - 2019. As séries de desembarques usadas nos 3 ensaios foram restritas a este período.

Para os índices de abundância correspondentes, teria sido desejável uma série de dados de captura por unidade de esforço (CPUE) obtida directamente nas campanhas de investigação realizadas pelo IPMA. Efectivamente, existem observações referentes a *C. lucerna* nas séries temporais obtidas nas campanhas anuais dirigidas a espécies demersais (IBTS GFS - GroundFish Surveys) e nas campanhas anuais dirigidas a crustáceos (*Nephrops* Surveys) (ICES, 2010a ; Chaves et al., 2012; Cronne, 2016; ICES, 2020). No entanto, os dados relativos a *C. lucerna* são escassos e inconsistentes. Este facto pode dever-se às profundidades, tipos de fundo, tipo de rede e operacionalidade que os navios de investigação do IPMA privilegiam durante estas campanhas e que não são conducentes a capturas consistentes de *C. lucerna*.

Assim, foi decidido estabelecer índices de abundância determinados através do desembarque por unidade de esforço (LPUE) de um conjunto de embarcações seleccionadas como representativas, em função da importância dos seus desembarques de *C. lucerna*. Todas as embarcações que desembarcaram *C. lucerna* no período de estudo foram consideradas, independentemente de segmento de arte, zona de operação ou outras distinções. O critério de selecção consistiu na ordenação de forma decrescente da

totalidade dos seus desembarques de *C. lucerna* reportados no período em estudo (2009 - 2019) e definição de um ponto de inflexão, que foi definido em 5 000 kg para os desembarques oficiais e em 15 000 kg para séries obtidas por extrapolação e estimativa através de RNA (Figura 11).

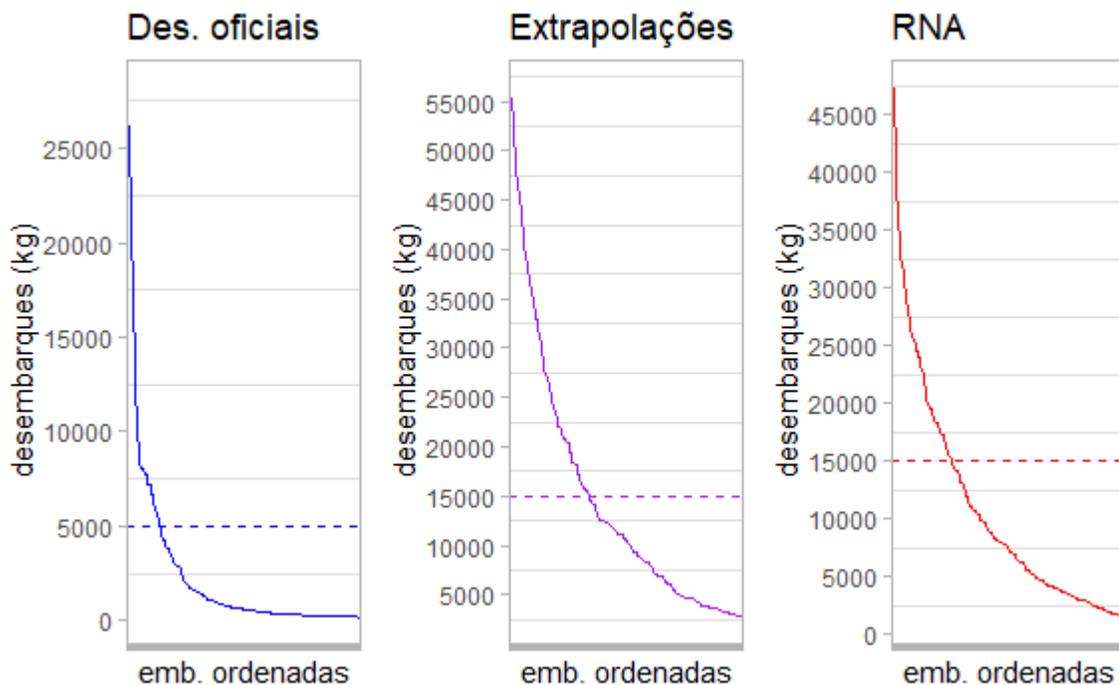


Figura 11: Sieriação das embarcações com desembarques (kg) reportados de *Chelidonichthys lucerna* por dimensão do desembarque total em Portugal, ao longo do período de 2009-2019, com base em desembarques oficiais (esquerda), extrapolações das amostragens PNAB EU/DCF (centro) e estimativas de modelo de RNA (direita).

A unidade de esforço definida foi a viagem. Seria desejável uma medição de esforço mais concreta, tal como tempo de operação de pesca, duração da viagem ou energia despendida. No entanto, todas as embarcações selecionadas para o cálculo do índice de abundância pertencem ao segmento polivalente da frota de pesca portuguesa e com uma grande variabilidade de *métiers*, padrões de pesca e ausência de obrigatoriedade de uso de diário de bordo (em embarcações com menos de 15 m de comprimento) que se verificam neste segmento, tornam avaliações mais precisas de esforço um problema fora do alcance deste trabalho.

Síntese

Na tabela 9, é resumido o conjunto de dados que foi usado para cada passo da metodologia, uma vez que intervalos temporais e geográficos foram adaptados em cada momento consoante as especificidades do método e os resultados obtidos nos métodos precedentes, conforme se verá na discussão.

Tabela 9: Resumo dos dados usados (fonte de dados e intervalo temporal) com as restrições adoptadas em cada método de análise estatística em função da área geográfica.

Método	Fonte de dados	Intervalo temporal	Área geográfica
Descritiva: desembarques	DGRM	2003 - 2019	Portugal
Descritiva: misturas	IPMA	2017 - 2019	Portugal
ACP	DGRM	2003 - 2019	Portugal
RF	IPMA + DGRM	2017 - 2019	Portugal
RNA	IPMA	2017 - 2019	Costa Oeste Portugal
SPicT	IPMA + DGRM	2009 - 2019	Costa Oeste Portugal

Resultados e Discussão

Preditores associados à venda

Denominações usadas para triglídeos

O recurso às diferentes denominações de triglídeos não é uniforme ao longo do país (Figura 12). A denominação comercial mais frequente é **GUR** (oficialmente, *Chelidonichthys cuculus*), que ocorre em todas as lotas com excepção de Costa da Caparica e Vila Real de Santo António. A denominação comercial **LDV** (*Lepidotrigla cavillone*) é usada nas lotas de Matosinhos, Figueira da Foz, Peniche, Costa da Caparica, Sines, Sagres, Portimão e Olhão. A denominação comercial **LEP** (*Lepidotrigla dieuzeidei*) só ocorre nas lotas de Viana do Castelo, Póvoa de Varzim e Aveiro.

Algumas denominações são usadas apenas num conjunto restrito de lotas, tal como **GUN** (*Trigla lyra*) que aparece apenas na Figueira da Foz e em Peniche e **GUG** (*Eutrigla gurnardus*), que ocorre apenas na Nazaré. A denominação comercial **GUU**, que efectivamente se refere a *Chelidonichthys lucerna*, ocorre em todas as lotas da costa ocidental com as excepções notórias de Aveiro e Costa da Caparica. Esta denominação comercial não está em uso nas lotas do Algarve.

A denominação comercial **GUX**, referente a misturas de ruivos e podendo ser referida de “ruivos nep.” foi usada na maioria das lotas, embora desde 2007 tenha caído em desuso. No que é possível observar na vivência normal do trabalho de amostragem em lota, o uso de denominações genéricas que agrupem espécies em géneros ou mesmo famílias tende a ser raro nas lotas. É mais frequente várias espécies serem agrupadas sob denominações que se referem a uma espécie em particular, mesmo em casos que essa espécie não seja plausível. No caso dos triglídeos, é notório o uso de denominações de espécies do género *Lepidotrigla*, espécies sem tamanho nem interesse comercial cujo desembarque se estima ser nulo (Rocha, 2007). Desconhece-se neste trabalho se existe alguma orientação específica na Docapesca para este procedimento.

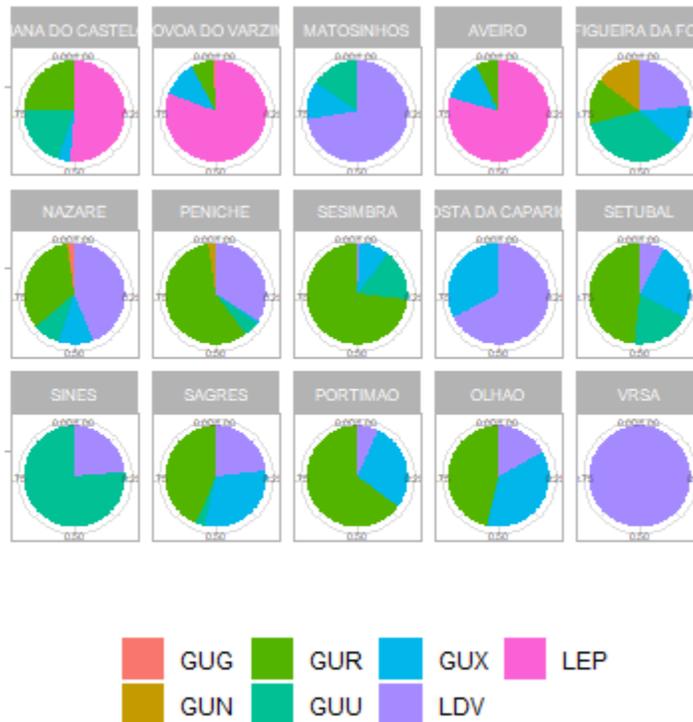


Figura 12: Proporção de desembarques por denominação comercial de triglídeos (GUN, GUR, GUG, GUU, LDV, LEP, GUX) nas principais lotas da costa portuguesa, no período de 2003-2019.

Proporções de mistura de *C. lucerna* nas amostragens em lota (PNAB/EU-DCF)

Da série temporal de dados de amostragem em lota do PNAB/EU-DCF entre 2017 e 2019, foram utilizados dados correspondentes à venda de 1 086 caixas vendidas com denominação comercial de triglídeos. A grande maioria das observações cai em um de dois extremos: ou a caixa era composta totalmente por *C. lucerna* ou então, esta espécie estava completamente ausente no conteúdo da caixa. O cenário em que *C. lucerna* foi vendido misturado com outras espécies só ocorreu em observações pontuais. O mesmo padrão se verificou nas restantes caixas que, constando das amostragens PNAB/EU-DCF, não foram consideradas nesta análise por não ser possível associar a sua informação aos dados de desembarque DGRM (Tabela 7). As misturas ocorreram principalmente em caixas de categoria de tamanho T3 e T4 (Figura 13).

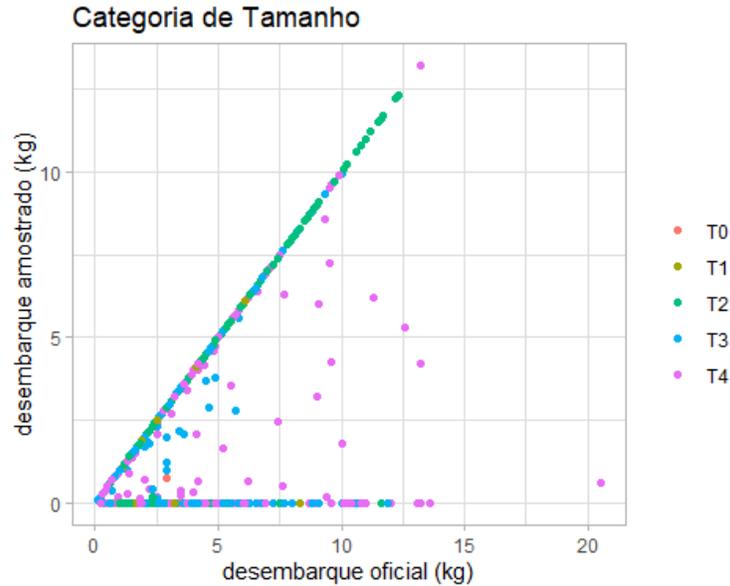


Figura 13: Quantidade de *Chelidonichthys lucerna* observada em função do peso total da caixa (kg), por categoria de tamanho (T0 a T4), no período de 2017-2019.

Foram identificadas principalmente nas lotas de Matosinhos, Aveiro e Peniche e sob todas as denominações com a exceção de **GUN** (Figura 14).

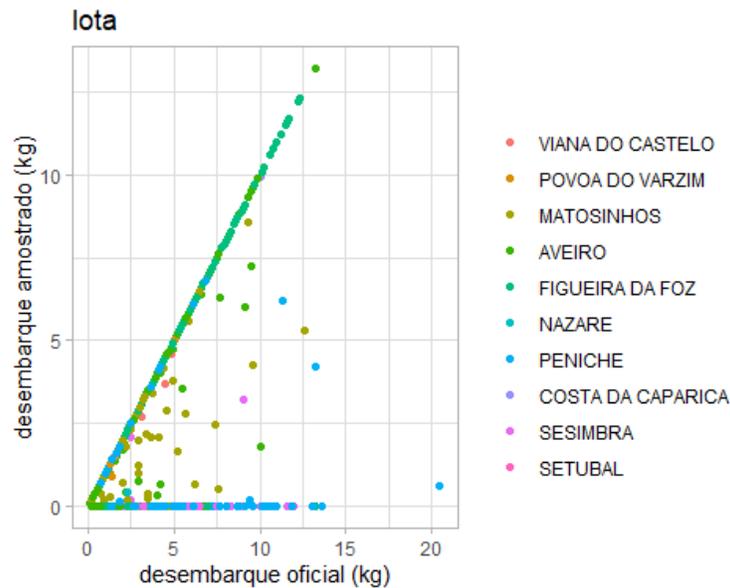


Figura 14: Quantidade de *Chelidonichthys lucerna* observada em função do peso total da caixa (kg), por lota (na costa ocidental portuguesa a Norte de Sines), no período de 2017-2019.

A nível de arte de pesca (Figura 15), observou-se maior incidência de caixas contendo *C. lucerna* em exclusivo ou misturado com outras espécies nas lotas artesanais, proveniente da pesca polivalente. Se a dificuldade de identificação de espécies durante a venda em lota é comum independentemente da arte de pesca usada, as profundidades de trabalho da pesca de arrasto de fundo fazem com que haja menos ocorrência de *C. lucerna* nos seus desembarques.

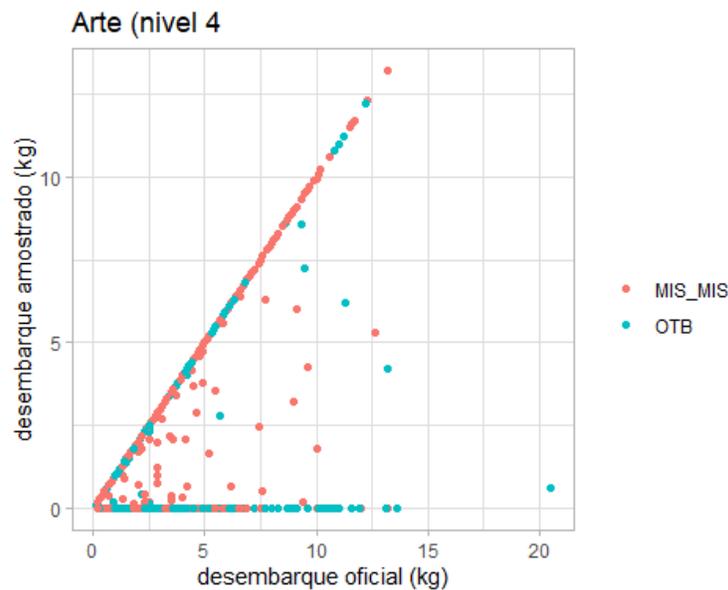


Figura 15: Quantidade de *Chelidonichthys lucerna* observada em função do peso total da caixa (kg), por arte (nível 4, OTB – arrasto, MIS_MIS - pesca polivalente), no período de 2017-2019.

É notório o facto de haver uma separação bem nítida da denominação comercial **GUR** em relação às restantes (Figura 16). Esta denominação comercial normalmente está associada a “cabras vermelhas” (*C. cuculus* e *T. lyra*) pelo que a ocorrência de *C. lucerna* sob esta denominação comercial é a excepção e não a regra. Na lista de denominações sob as quais foram vendidas caixas sem *C. lucerna*, destaca-se **GUU** que formalmente é a denominação comercial correcta para esta espécie.

Relativamente às caixas cujo conteúdo foi observado como sendo exclusivamente *C. lucerna*, constatamos que as denominações nas quais isso aconteceu com maior frequência foram as denominações comerciais de **GUU** (correspondendo à aplicação correcta da denominação comercial), **LDV** e **LEP**. As denominações de *Lepidotrigla* parecem assim estar associadas a caixas contendo exclusivamente *C. lucerna* ou mistura

de *C. lucerna* com outras espécies. Estas denominações ocorrem raramente associadas a caixas amostradas aonde não se observou presença de *C. lucerna*.

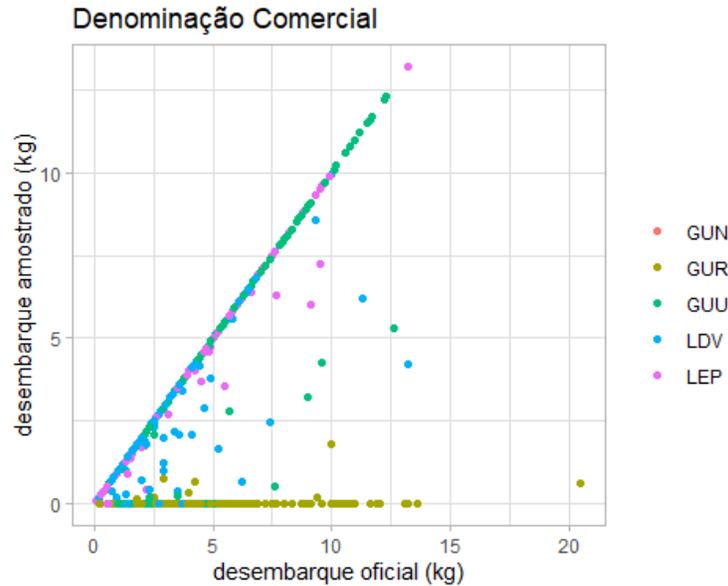


Figura 16: Quantidade de *Chelidonichthys lucerna* observada em função do peso total da caixa (kg) por denominação comercial (GUN, GUR, GUU, LDV, LEP), no período de 2017-2019.

Ampliações directas aos desembarques

É possível observar os resultados da ampliação das amostragens em lota do PNAB/EU-DCF (Figuras 17, 18 e 19), para os anos 2017 a 2019. A correspondência entre as estimativas do PNAB/EU-DCF de desembarques reais de *C. lucerna* calculados pelo IPMA e os desembarques reportados pela DGRM é fraca devido aos problemas de identificação correcta desta espécie durante a pesagem em lota. Os desembarques de *C. lucerna* concentram-se principalmente na costa norte de Portugal e perdem expressão nas lotas a sul de Peniche. Esta concentração dos desembarques na zona norte do país pode explicar a ausência do uso da denominação comercial correspondente nas lotas do Algarve. Como a denominação comercial **GUU** encontra uso em quase todas as lotas da costa ocidental portuguesa, constata-se que os desembarques são quase sistematicamente subestimados na zona noroeste (Viana do Castelo a Peniche) e sobrestimados na zona sudoeste (Sesimbra a Sagres).

Considerando os baixos desembarques oficiais de *C. lucerna* na costa algarvia e a baixa ocorrência desta espécie nas amostragens em lota do IPMA que lhes correspondem, decidiu-se excluir o Algarve como zona de interesse para este trabalho.



Figura 17: Desembarques de *Chelidonichthys lucerna* (em ton) nas principais lotas de Portugal reportados pela DGRM por mês, no período de 2017-2019 (barras negativas) e estimativas da quantidade real desembarcada através de ampliação das amostragens do IPMA (barras positivas).

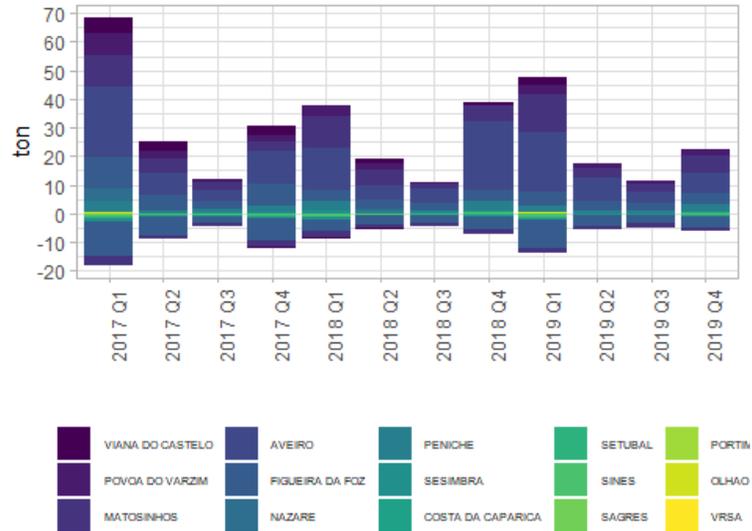


Figura 18: Desembarques de *Chelidonichthys lucerna* (em ton) nas principais lotas de Portugal reportados pela DGRM por trimestre, no período de 2017-2019 (barras negativas) e estimativas da quantidade real desembarcada através de ampliação das amostragens do IPMA (barras positivas).



Figura 19: Desembarques de *Chelidonichthys lucerna* (em ton) nas principais lotas de Portugal reportados pela DGRM por semestre, no período de 2017-2019 (barras negativas) e estimativas da quantidade real desembarcada através de ampliação das amostragens do IPMA (barras positivas).

Preditores associados ao desembarque

PCA

A análise de componentes principais com base nas **57** espécies mais desembarcadas nas viagens em que foram reportados desembarques de triglídeos, entre 2003 e 2019, revelou que a variância entre os desembarques destas espécies não pode ser explicada satisfatoriamente através de uma redução de dimensionalidade extrema. As duas primeiras componentes principais só incluem 27.8% da variância total destes dados (Figura 20).

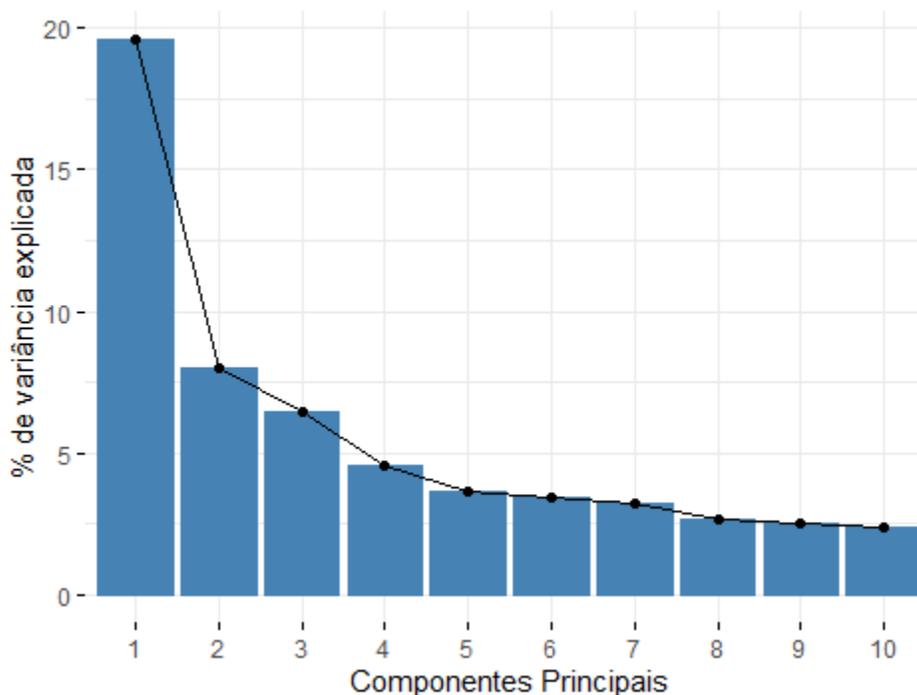


Figura 20: Variância explicada pelas componentes principais das 57 espécies mais desembarcadas em viagens de Triglídeos, no período de 2003-2019.

As duas primeiras componentes foram analisadas em termos de poder de separação do uso de determinada denominação comercial de triglídeos (Figura 21). É possível observar que a primeira componente tem um poder de separação considerável para o uso da denominação comercial (**GUR**). Para as outras denominações comerciais de triglídeos, a separação é muito mais indistinta ao longo de ambas as componentes.

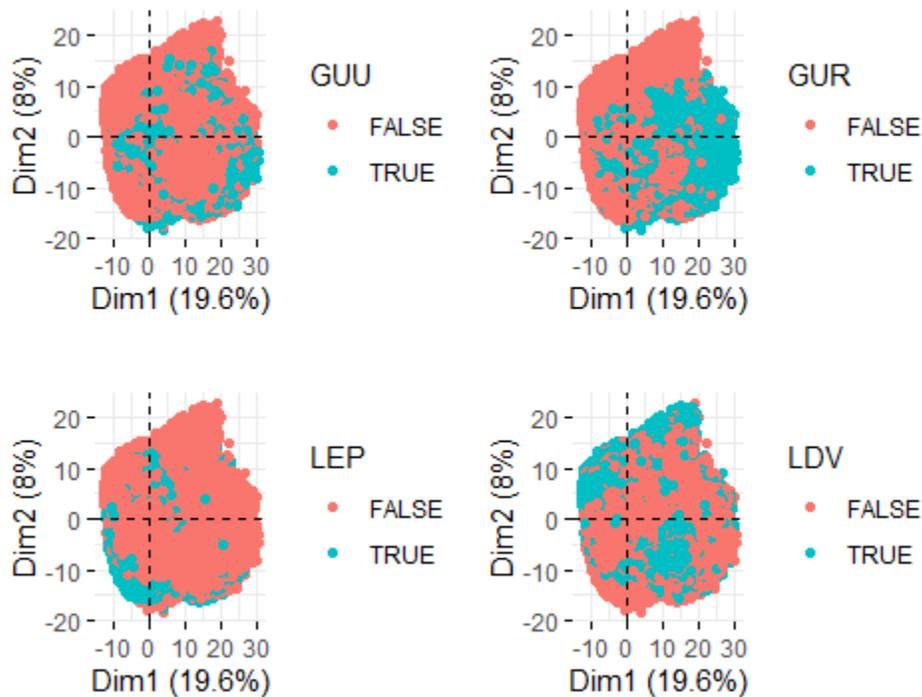


Figura 21: Contributo das 57 espécies mais frequentes nos desembarques projectado nas duas primeiras componentes principais, no período de 2003 a 2019.

Analisando o contributo das espécies para as primeiras componentes principais (Figura 22), é possível observar que a primeira componente está fortemente correlacionada com a quantidade **HOM** e, em menor grau, **HKE**, **JOD**, **EOI** e **BRB**. Esta componente também está influenciada por valores baixos de **PLE**. A segunda componente principal está correlacionada com valores elevados de **SBA**, **GUX**, **SOO** e **SCL** e com valores baixos de **SOL**.



Figura 22: Contributo das 57 espécies mais frequentes nos desembarques para as duas primeiras componentes principais, no período de 2003-2019.

O poder de separação das duas primeiras componentes principais aparenta reflectir as diferenças de composição de desembarques entre a frota de arrasto (**OTB**) e polivalente (**MIS_MIS**). Esta observação é reforçada pelo facto da denominação comercial de triglídeos, que é mais vincadamente separável através das espécies desembarcadas concorrentemente recorrendo a ACP (**GUR**), é uma denominação comercial predominantemente atribuída em desembarques da frota de **OTB**. A baixa proporção de variância explicada pelas primeiras componentes principais e a forma como o padrão de separação de denominações se alinha com a separação entre as variáveis **OTB** e **MIS_MIS** torna o uso directo desta variável categórica mais interessante.

Random Forests

O algoritmo de *Random Forests* foi usado para testar o poder predictor dos desembarques acessórios a capturas de triglídeos. Os melhores resultados foram obtidos com 5 variáveis aleatoriamente escolhidas por iteração (RMSE = 1.962). As árvores de regressão com estes parâmetros explicam em média 32.96% da variância dos dados, o que mostra

claramente que esta abordagem por si só não é a mais indicada para modelar directamente os dados. Projectando as previsões do modelo de *Random Forests* (Figura 23) contra os valores reais de *C. lucerna*, é possível observar que as previsões têm uma tendência linear, embora observações com valor real 0 resultem em estimativas bastante elevadas.

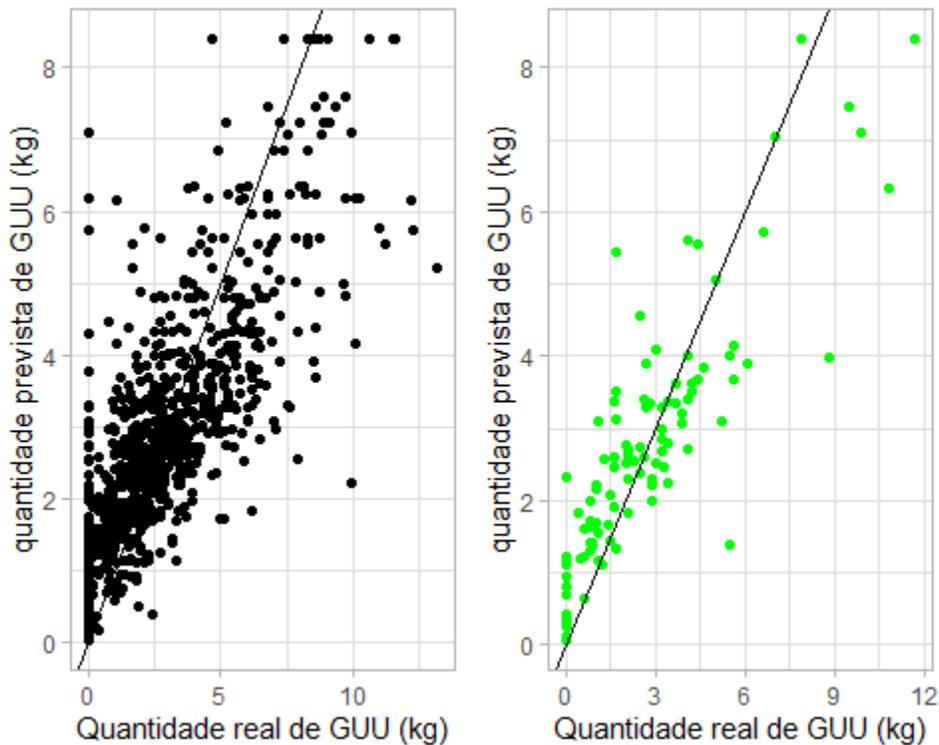


Figura 23: Performance do modelo de *Random Forest*, no período de 2003-2019.

As variáveis com mais contributo para o modelo foram seleccionadas de acordo com o aumento da pureza dos nós (*Increase of Node Purity*) que a sua presença no modelo acarreta. Definindo a barreira de decisão em 100, foram destacadas as seguintes espécies: **BIB, HKE, BSS, SBA, BLL, SOL, MUR, BRB, CET, BRF, CTC e JOD** (Figura 24).

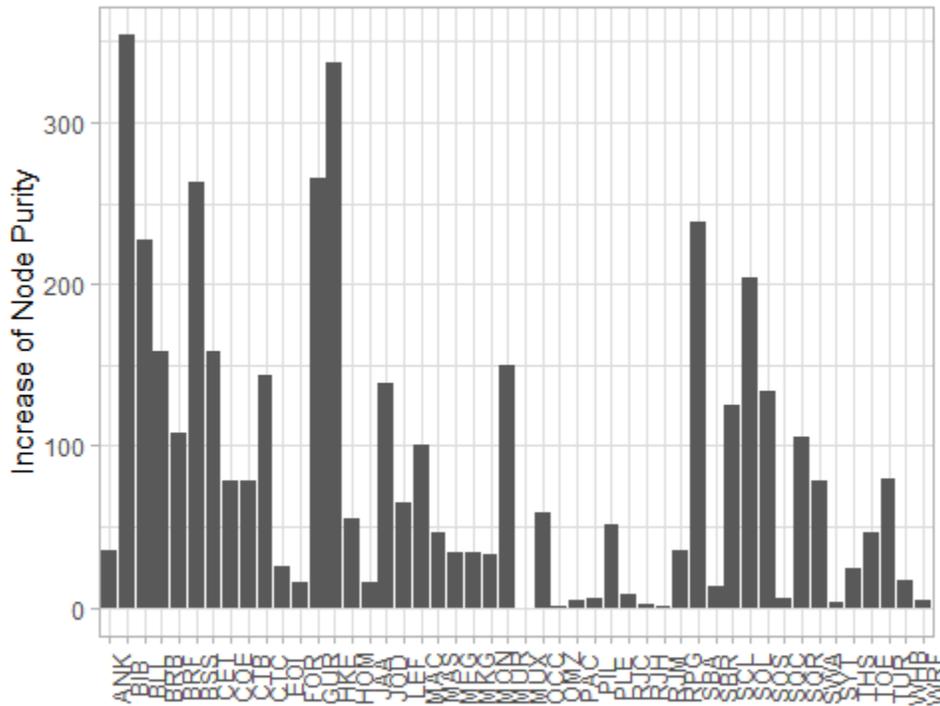


Figura 24: Impacto das espécies mais desembarcadas identificadas através do código FAO, medido em *increase of node purity* (aumento da pureza de separação dos nós) no modelo de *Random Forest*, no período de 2003 a 2019.

Consequentemente, foi decidido testar o uso destas variáveis como preditores da RNA, apesar das reservas levantadas pela baixa taxa de variância explicada pelos modelos de árvores de regressão individuais.

Redes Neurais Artificiais

Modelo simples

A relação entre as quantidades reais de *C. lucerna* e as quantidades previstas pelo modelo de RNA em cada caixa amostrada é apresentada na figura 25. O *ratio* entre o total das previsões e o total das quantidades desembarcadas ($\frac{\sum \hat{y}_i}{\sum y_i}$) é 1,06. Pode-se considerar a escala das previsões como plausível, embora pese o facto de este valor constituir uma sobrestimação do total de triglídeos desembarcado.

O modelo de RNA apresenta fragilidades claras nos extremos do intervalo de quantidades reais de *C. lucerna*. Os valores mais elevados (> 10 kg) foram sistematicamente

subestimados enquanto que, por seu turno, os valores nulos desta variável resultaram nas previsões menos plausíveis. Uma hipótese que este resultado levanta é a de ausência completa de *C. lucerna*, numa caixa de triglídeos vendida em lota, obedecer a um processo probabilístico suficientemente diferente do processo de ocorrência de misturas para que a modelação de ambos em conjunto seja inviável. Esta hipótese já foi considerada em trabalhos paralelos que procuram abordar o problema das misturas em desembarques de *C. lucerna* com recurso a modelos lineares generalizados (ainda não publicados). A solução testada então consistiu em modelar separadamente a probabilidade de ocorrência de mistura de *C. lucerna* e só nas observações em que se previa essa ocorrência modelar a quantidade real de *C. lucerna*. Os resultados foram inconclusivos sobre a eficácia desta metodologia. No entanto, a incapacidade da RNA de modelar realisticamente os valores nulos de desembarque de *C. lucerna* vem reforçar a pertinência desta abordagem.

As denominações **GUU**, **LDV** e **LEP** apresentaram previsões plausíveis em toda a gama de valores de desembarques de *C. lucerna*, embora pese a subestimação já mencionada para valores superiores a 10 kg. O modelo de RNA não apresenta uma separação muito vincada entre estas denominações. As denominações **GUR** e **GUN** estão associadas a valores baixos ou nulos de desembarques de *C. lucerna*, sendo possivelmente essa a principal razão para a separação observável nas previsões do modelo.

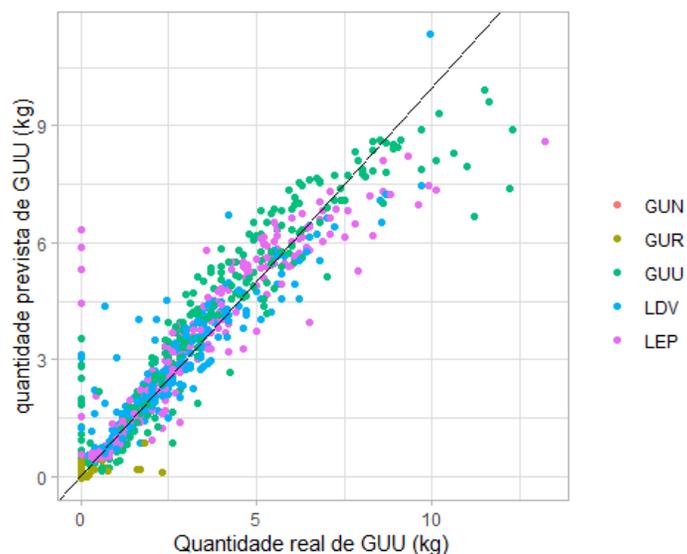


Figura 25: Quantidades reais e as quantidades previstas de *Chelidonichthys lucerna* (kg) pelo modelo de rede neuronal, por denominação comercial, no período de 2017-2019.

Analisando os resultados por lota (Figura 26), é possível observar que este factor não é determinante para o desempenho do modelo de RNA. Analisando os resultados do modelo para o conjunto de dados reservado para validação (Figura 27) observamos que os padrões de sobrestimação dos desembarques nulos e subestimação dos valores mais elevados se mantêm. Aqui também não se observa relação evidente entre a lota aonde se deu o desembarque e a precisão do modelo.

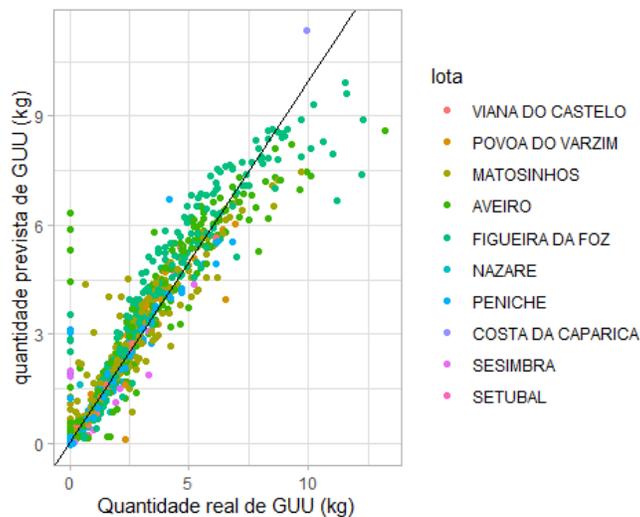


Figura 26: Quantidades reais e as quantidades de *Chelidonichthys lucerna* (kg) previstas pelo modelo de rede neuronal, por lota (na costa ocidental portuguesa a norte de Sines), no período de 2017 a 2019.

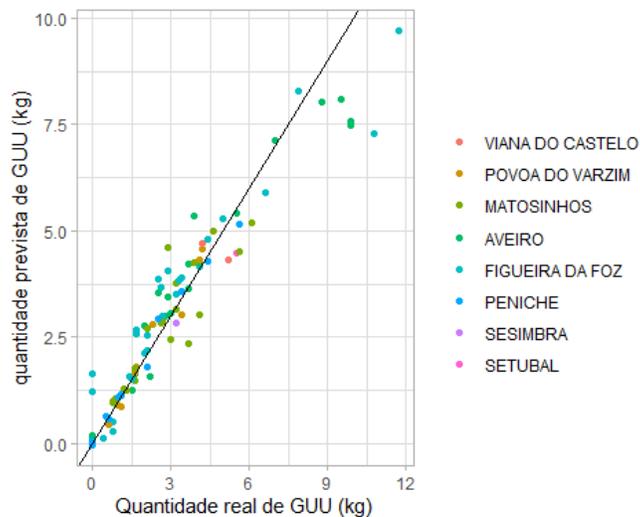


Figura 27: Quantidades reais e as quantidades previstas de *Chelidonichthys lucerna* (kg) pelo modelo de rede neuronal, por lota (na costa ocidental portuguesa a norte de Sines), nos dados reservados para validação, no período de 2017 a 2019.

Na tabela 10, podemos observar que, nas lotas da Costa da Caparica, Sesimbra e Setúbal, a proporção entre os valores previstos e os reais piora consideravelmente. Estes portos apresentam desembarques de triglídeos menos importantes quando comparados com os portos da costa noroeste e este facto pode pesar na capacidade do modelo de se ajustar a estes desembarques.

Tabela 10: Performance do modelo de rede neuronal por lota (na costa ocidental portuguesa a norte de Sines) entre 2017 - 2019, em que as colunas são: real - dados oficiais de *Chelidonichthys lucerna* (ton), pred – previsões de *Chelidonichthys lucerna* (ton), acc = pred/real.

lota	real	pred	acc
VIANA DO CASTELO	41.800	43.67366	1.044824
POVOA DO VARZIM	191.000	196.40474	1.028297
MATOSINHOS	498.250	532.14687	1.068032
AVEIRO	690.020	731.01103	1.059406
FIGUEIRA DA FOZ	954.200	1015.46268	1.064203
NAZARE	9.805	10.41296	1.062006
PENICHE	155.640	164.43174	1.056488
COSTA DA CAPARICA	9.939	11.36244	1.143218
SESIMBRA	24.757	27.89270	1.126659
SETUBAL	2.500	2.07058	0.828232

Modelo completo

As previsões do modelo cujos parâmetros estimados levaram, em conta as principais espécies desembarcadas concorrentemente a *C. lucerna*, estão apresentadas na figura 28. Levando em conta os resultados da ACP e RF, o modelo testado foi:

$$\begin{aligned}
 GUU \sim & QVENDA + VVENDA + EGRUPART + lota \\
 & +HOM_{log} + HKE_{log} + JOD_{log} + EOI_{log} + BRB_{log} + PLE_{log} + BIB_{log} + BSS_{log} \\
 & +SBA_{log} + BLL_{log} + SOL_{log} + MUR_{log} + CET_{log} + BRF_{log} + CTC_{log}
 \end{aligned}$$

As métricas relativas aos dois modelos no final das iterações podem ser comparadas na tabela 11. O modelo apresenta um *ratio* entre total de previsões e total de predictores

melhorado em relação ao modelo simples (0,98). O modelo completo apresentou custos (*loss*) menores durante a fase de treino para estimativa dos coeficientes. Em contrapartida, os valores de custo e erro médio absoluto pioraram consideravelmente no *dataset* de validação.

Tabela 11: Métricas de custo do ajuste do modelo de RNA em relação aos valores reais (*loss*) e erro médio absoluto para os dados de treino e validação, nos modelos simples e completo.

Modelo	loss*	loss na validação	erro médio absoluto	erro médio absoluto na validação
Simple	0,8117130	0,4119216	0,5091209	0,3858587
Completo	0,4803351	0,7195427	0.4347466	0,5224980

As estimativas do modelo completo, quando comparadas com os dados reais de desembarque de *C. lucerna* não diferem muito do que foi observado no modelo simples (Figuras 28 a 30). Quer a nível de denominação quer a nível de lota, a mesma ausência de padrões que permitam avaliar o efeito dos factores é visível.

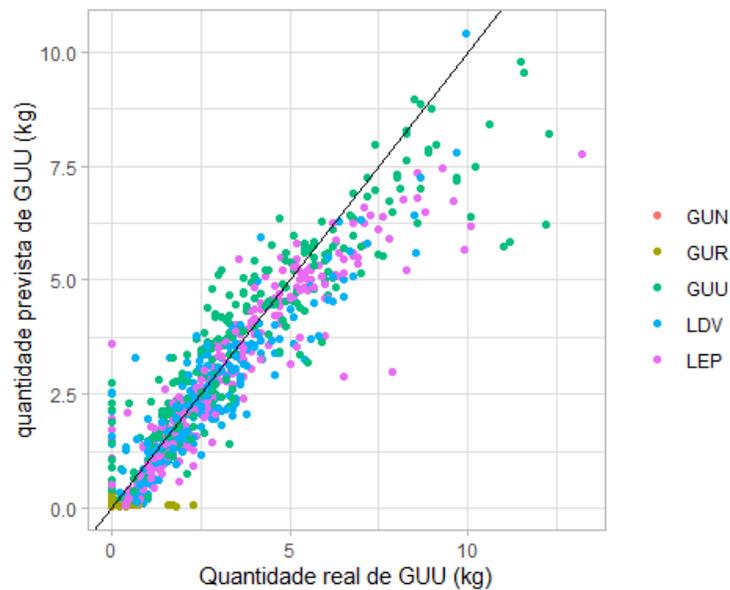


Figura 28: Quantidades reais e as quantidades previstas de *Chelidonichthys lucerna* (kg) pelo modelo completo de rede neuronal, por denominação comercial e no período de 2017-2019.

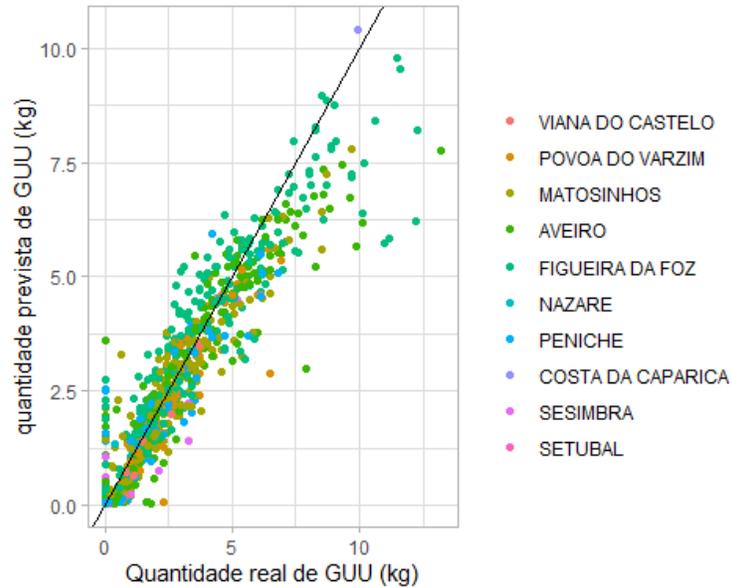


Figura 29: Quantidades reais e as quantidades previstas de *Chelidonichthys lucerna* (kg) pelo modelo de rede neuronal completo, por lota e no período de 2017-2019.

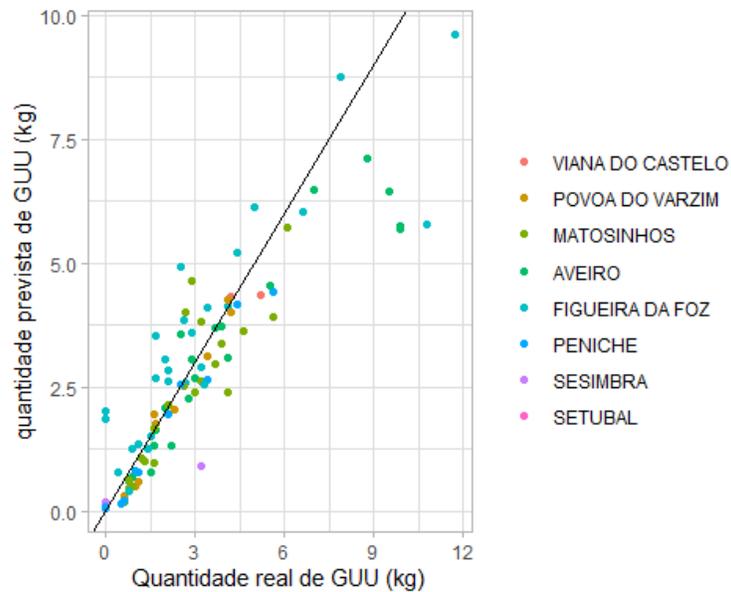


Figura 30: Quantidades reais e as quantidades previstas de *Chelidonichthys lucerna* (kg) pelo modelo de rede neuronal completo, no conjunto de dados reservado para validação por lota e no período de 2017-2019.

Os problemas que foram observados no modelo simples permanecem: sobrestimação dos valores nulos de desembarque de *C. lucerna* e subestimação dos valores mais elevados. Consequentemente, não se considerou que o ligeiro aumento de *performance* justificasse

o aumento considerável de recursos computacionais necessários para pré-processamento dos dados e estimação dos coeficientes do modelo. Optou-se, por este motivo, por usar o modelo mais parcimonioso para estimação dos desembarques reais de *C. lucerna*. Não fica excluída porém a pertinência de utilizar outras metodologias mais precisas para selecção de variáveis que possam reforçar as predições de um modelo de RNA, como por exemplo Ferreira (2019).

A aplicação do modelo simples à série de dados correspondente ao período entre 2009 e 2019, é apresentada na figura 31. As estimativas de desembarques reais através de RNA para esta série mais alargada estão claramente separadas por denominação. É possível constatar que uma quantidade alarmante de observações está estimada acima do valor de desembarque total correspondente a essa observação. Embora em teoria, este comportamento possa ser evitado através da introdução de camadas de normalização antes da camada de saída da RNA, tentativas nesse sentido resultaram em falhas completas na escala de previsões do modelo, o que indica que o recurso a este método teria que ser conjugado com uma redefinição da topologia da rede. O problema levantado pela necessidade de garantir que o *output* da RNA se restringisse a valores nunca superiores a 1 levou a testes realizados com funções de activação sigmóidais. Os resultados dessas experiências nunca atingiram a plausibilidade.

É clara, assim, a necessidade de continuar a explorar alternativas de configuração da RNA.

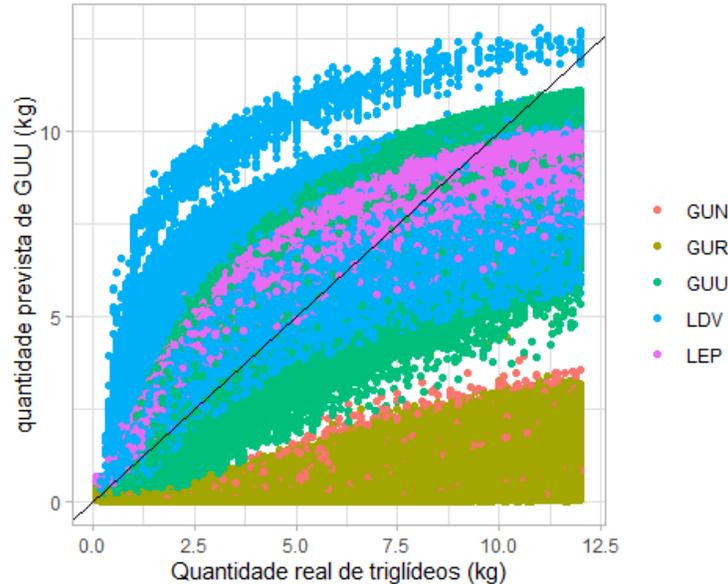


Figura 31: Quantidades reais e as quantidades previstas de *Chelidonichthys lucerna* (kg) pelo modelo de rede neuronal simples, nos dados reservados para validação, por denominação comercial e no período de 2017-2019.

O modelo, que foi utilizado neste trabalho, apresenta assim limitações claras decorrente de sistematicamente estar a subestimar algumas denominações (**GUN, GUR**) e a sobrestimar as restantes. O comportamento assintótico, que já tinha sido observado nos dados de treino, é assim mais evidente. A perda de precisão nas denominações comerciais **GUN** e **GUR** poderia ser encarada como um *trade-off* aceitável para precisão nas outras denominações, uma vez que as amostragens do IPMA sugerem que estas denominações não são as mais influentes em termos de desembarque de *C. lucerna*. Para tomar esta decisão com segurança, será necessário continuar a refinar este modelo em trabalhos posteriores.

Modelo de produção: SPiCT

Na figura 32, apresentam-se as três séries de desembarques que foram usadas para comparação no modelo SPiCT. Ambas as séries de estimativas são largamente superiores aos desembarques oficiais, sendo as extrapolações directas as mais elevadas. A mesma relação verifica-se nos índices de abundância. Verifica-se um pico no índice de abundância baseado nos dados oficiais, no ano de 2017, que não se reflecte em nenhuma das estimativas, o que pode indicar que as estimativas de *C. lucerna* nesse ano se sustentam nos desembarques de outras denominações. Embora se tenha procurado restringir o

número de embarcações nas frotas de referência, estas ainda são responsáveis por uma fração demasiado importante dos desembarques totais, seguindo de perto a sua tendência. Esta falta de contraste entre as séries de desembarque e os respectivos índices de abundância pode constituir um obstáculo à convergência do modelo e ser responsável por intervalos de confiança demasiado alargados para terem qualquer utilidade.

Os resultados dos testes-diagnóstico das séries, segundo (Pedersen & Berg, 2017), utilizadas nos modelos estão incluídos no anexo C. Todas as séries obtiveram scores aceitáveis em termos de resíduos da função “one-step-ahead” (*Bias p-value*), função de autocorrelação (*p-value* do teste de Ljung-Box) e normalidade dos resíduos (*p-value* do teste de Shapiro).

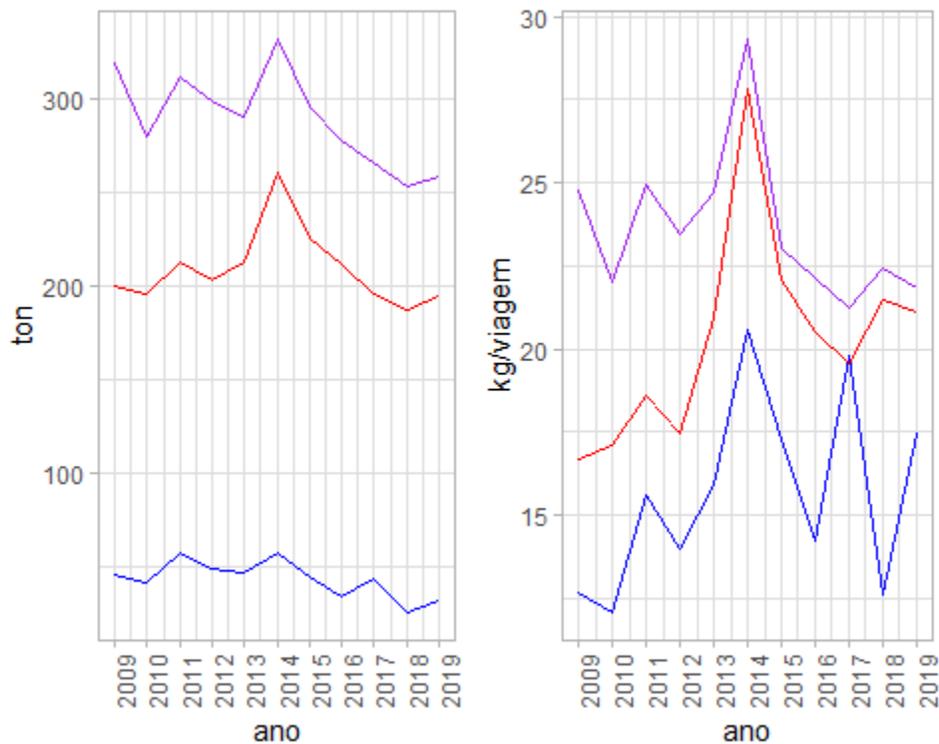


Figura 32: Desembarques de *Chelidonichthys lucerna* (ton) e índices de abundância (LPUE, kg/viagem) por embarcações de referência. A azul, calculado com base em desembarques oficiais, a roxo, estimativas obtidas por extrapolação directa, a vermelho, estimativas obtidas por modelo de RNA (costa Oeste de Portugal, 2017-2019).

Os resultados dos ensaios de SPiCT são apresentados na tabela 12. As previsões de SPiCT para os dados oficiais apresentam um *stock* com capacidade de carga *K* de 99,53 toneladas e biomassa no ponto de máximo rendimento (B_{MSY}) de 37,15 toneladas, com uma

taxa de crescimento r de 1,092 e taxa óptima de mortalidade de pesca (F_{MSY}). As estimativas com base em extrapolações directas apresentam um K muito mais elevado (1646,9 toneladas) e um B_{MSY} corresponde de 814,81 toneladas. Esta estimativa corresponde a um *stock* com taxa de crescimento mais baixa ($r = 0,843$) e um F_{MSY} consideravelmente mais baixo com valores de 0,425. O rendimento máximo sustentável (MSY) é de 66,4 toneladas para os dados oficiais e de 346,81 toneladas para os dados de extrapolações directas. Apesar de o aumento de desembarques decorrente das estimativas por extrapolações ser compensado por estimativas mais baixas de taxa de crescimento e taxa óptima de mortalidade por pesca, o modelo resultante sugere capturas disponíveis muito acima das que os dados oficiais dão a perceber.

As estimativas obtidas através de RNA, por seu turno, apresentam um *stock* bastante maior do que o estimado através dos dados oficiais ($K = 381,79$ toneladas, $B_{MSY} = 170,03$ toneladas), com uma taxa de crescimento muito mais elevada ($r = 1,966$) e $F_{MSY} = 1,27$. É um modelo para o *stock* mais dinâmico e com mais capacidade de renovação do que o sugerido pelos dados oficiais, mas simultaneamente mais conservador que o modelo resultante das extrapolações directas. Este modelo sugere um MSY de 216,02 toneladas.

Tabela 12: Estimativas de pontos de referência biológico (PRB) para o *stock* de *Chelidonichthys lucerna* na costa oeste portuguesa baseadas em dados oficiais, extrapolações directas e modelo de RNA, para o período de 2009-2019. B_{MSY} , K , e MSY em kg. r e F_{MSY} são adimensionais.

PRB	Dados oficiais	Extrapol. directas	RNA
B_{MSY}	37 149,57	814 818,6	170 026,2
F_{MSY}	1,527551	0,4256449	1,270458
MSY	66 422,5	346 817,5	216 018,2
K	99 528,68	1 646 917	381 788,0
r	1,0925497	0,8428806	1,966352

As estimativas da evolução do *ratio* de B/B_{MSY} (Figura 33) também diferiram consideravelmente entre ensaios. Embora o modelo baseado em dados oficiais e o modelo baseado em extrapolações directas apresentem cenários em que este índice esteve sempre acima de 1, correspondendo a estimativas de biomassa total acima do nível de biomassa óptimo (B_{MSY}), as estimativas de biomassa do modelo baseado em extrapolações são mais conservadoras e com menos variações ao longo do período. Ambos os modelos

levam a previsões para este índice que estabilizam em torno dos valores de 2019, em que B/B_{MSY} está confortavelmente acima de 1. A amplitude exagerada do intervalo de confiança leva a que estes resultados devam ser encarados com cautela. Em contrapartida, o modelo baseado em estimativas de RNA apresenta uma série temporal consistentemente abaixo do B_{MSY} , com excepção do ano de 2014. Em anos recentes a tendência é positiva e a previsão do modelo coloca este *ratio* em valores acima de 1 nos próximos anos. É interessante observar que os intervalos de confiança são mais razoáveis para este modelo.

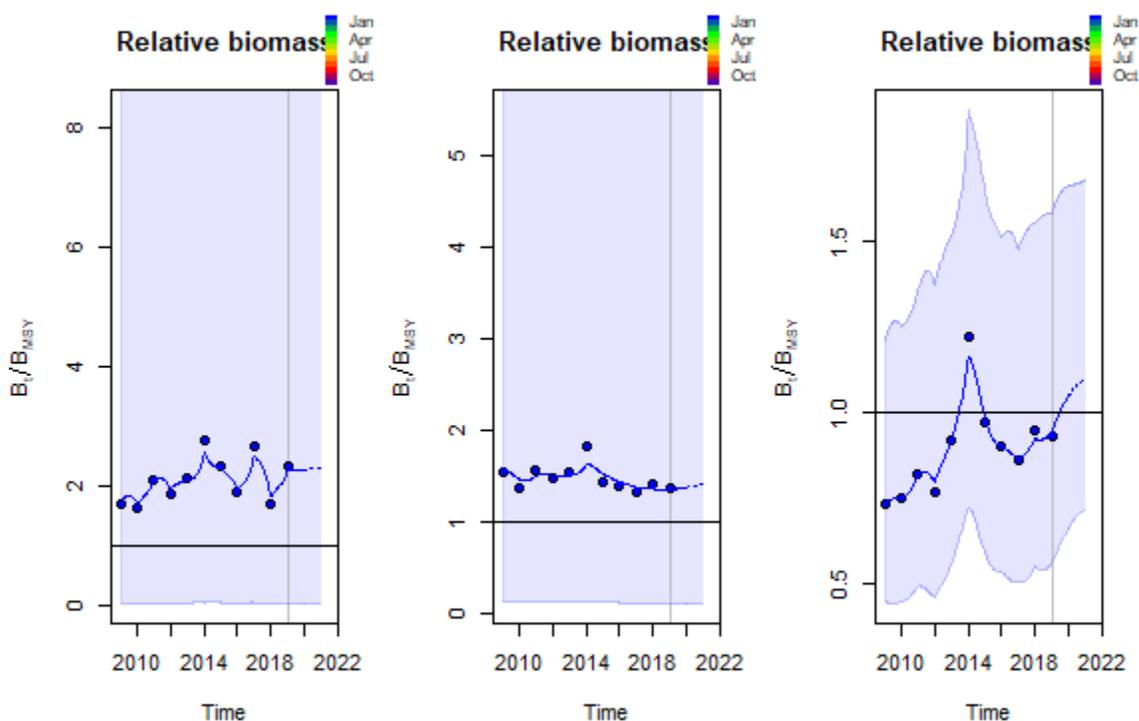


Figura 33: Evolução do índice B/B_{MSY} para o stock de *Chelidonichthys lucerna* prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e modelo de RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.

Relativamente às séries temporais de mortalidade relativa F/F_{MSY} (Figura 34), estes modelos apresentam tendências simétricas em relação aos resultados de biomassa. Os modelos, baseados em dados oficiais e em dados estimados a partir de extrapolações directas, apresentam mortalidade por pesca relativa confortavelmente abaixo de 1, sendo que o modelo obtido por extrapolações directas é simultaneamente mais estável e mais conservador. Este modelo estabiliza F/F_{MSY} em torno de 0,55, enquanto que o modelo baseado em dados oficiais tem uma tendência decrescente de 0,4 para 0,2. Por seu turno,

o modelo baseado em estimativas de RNA apresenta valores de F/F_{MSY} consistentemente acima do valor óptimo de F_{MSY} . Mais uma vez, os intervalos de confiança para este modelo são mais plausíveis. Este fenómeno que sugere que os dados corrigidos por estimativas do modelo de RNA são, apesar de toda a incerteza associada ao método, mais plausíveis em termos de dinâmica de *stock* do que os dados oficiais de *C. lucerna* em consequência da truncagem que estes dados sofrem devido ao uso arbitrário de denominações comerciais.

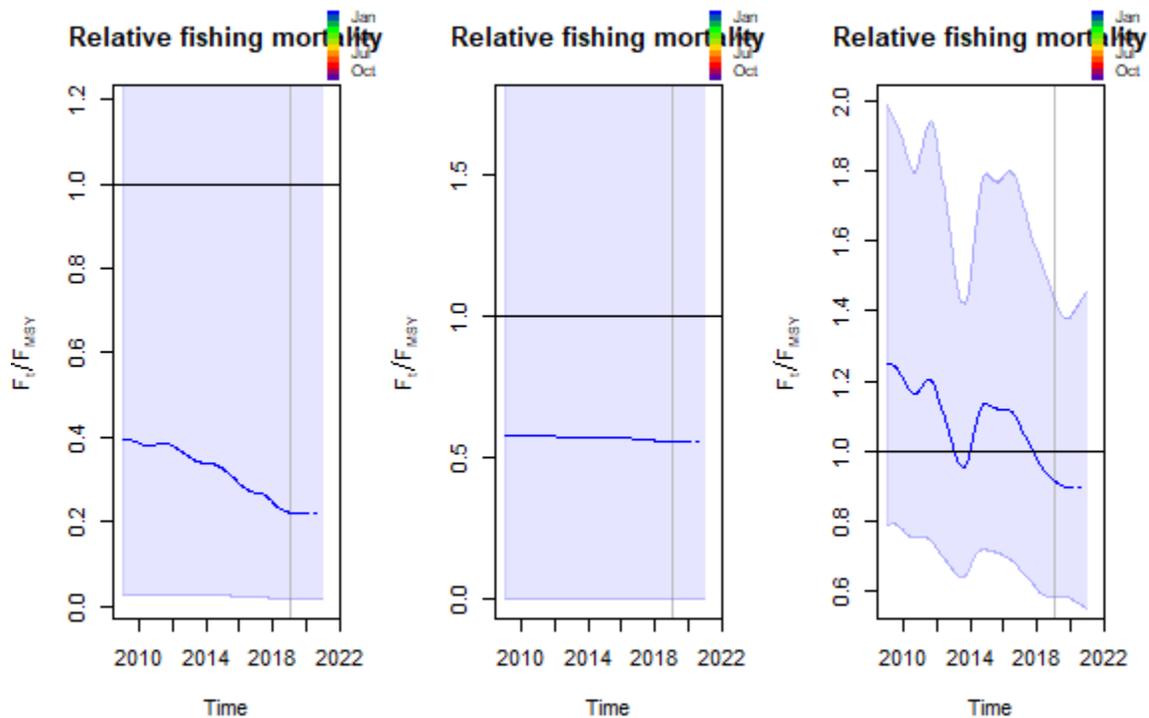


Figura 34: Evolução do índice F/F_{MSY} para o *stock* de *Chelidonichthys lucerna* prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e modelo de RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.

Avaliando a evolução conjunta dos dois índices (Figura 35), os cenários sugeridos pelos índices individualmente torna-se mais claro. Os modelos baseados em dados oficiais e em extrapolações directas apresentam uma perspectiva favorável do *stock*, em que os índices de biomassa relativa estão consistentemente acima de 1 e os índices de mortalidade por pesca relativa abaixo de 1, embora o modelo baseado em ampliações directas tenha menos variações. Em contrapartida, o modelo baseado em estimativas de RNA sugere um ponto de equilíbrio mais delicado em que o modelo anterior esteve no “vermelho” (B/B_{MSY} inferior a 1 e F/F_{MSY} superior a 1), durante vários anos.

Consequentemente, é possível encarar o modelos de dados oficiais e extrapolações directas como duas estimativas diferentes de um *stock* que não está sobreexplorado. Embora pesem as diferenças muito consideráveis de *MSY* decorrentes das diferenças de estimativas para os desembarques, os dois modelos são consistentes em apresentar um *stock* sustentável. Em contrapartida, o modelo baseado em RNA difere consideravelmente dos anteriores uma vez que as estimativas descrevem claramente um *stock* em equilíbrio instável e frequentemente sobreexplorado.

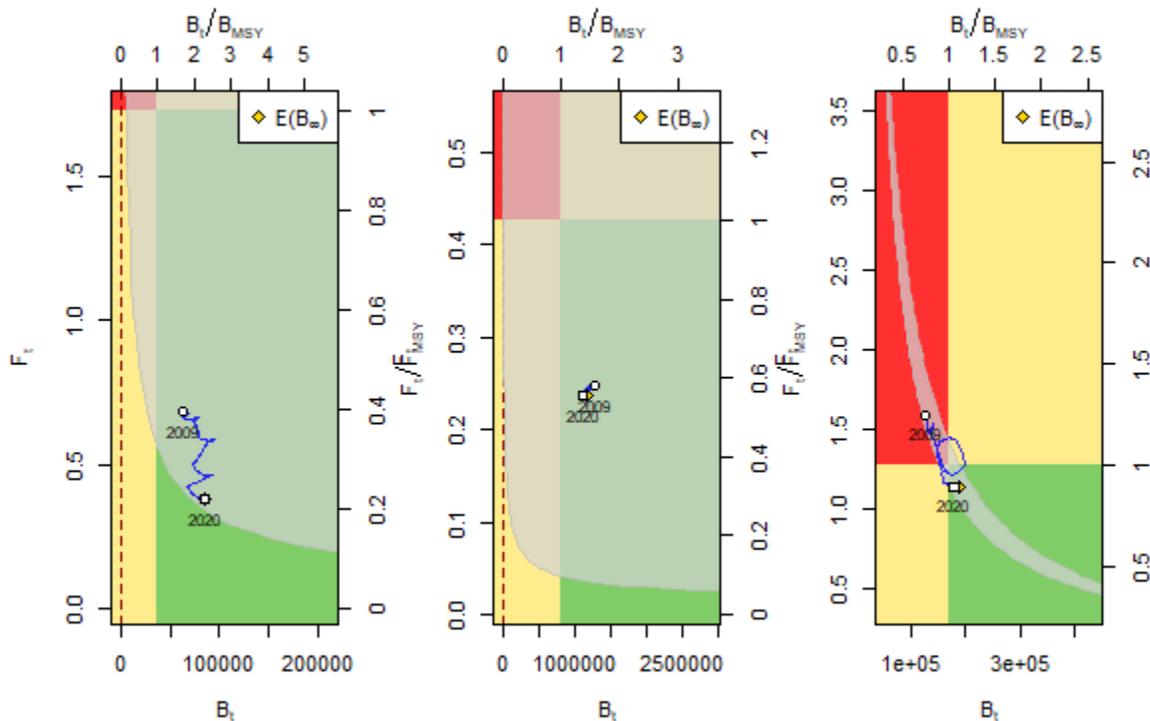


Figura 35: Evolução do *stock* de *Chelidonichthys lucerna* em função dos índices B/B_{MSY} e F/F_{MSY} prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e modelo de RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.

As curvas de produção correspondentes aos 3 ensaios são apresentadas na Figura 36. Em todos os modelos, o pico de produção do *stock* foi atingido em 2013, sendo que nos modelos baseados em extrapolações directas e em RNA, a estimativa deste pico está completamente desfasada do resto da série. As séries estimadas com base nos dados de desembarques oficiais apresentam produção bastante abaixo do ponto óptimo, uma vez que ao longo da série a biomassa total é estimada como estando próxima da capacidade de carga do *stock*. O modelo baseado em extrapolações directas apresenta menos variação

de produção ao longo da série, sendo que a maior parte das estimativas está próxima da produção óptima para esse ponto de B/K . O modelo baseado em RNA, por seu turno, apresenta variações muito menores de produção (excepção, mais uma vez, da estimativa para 2013) e, em geral, produção próxima do valor de MSY .

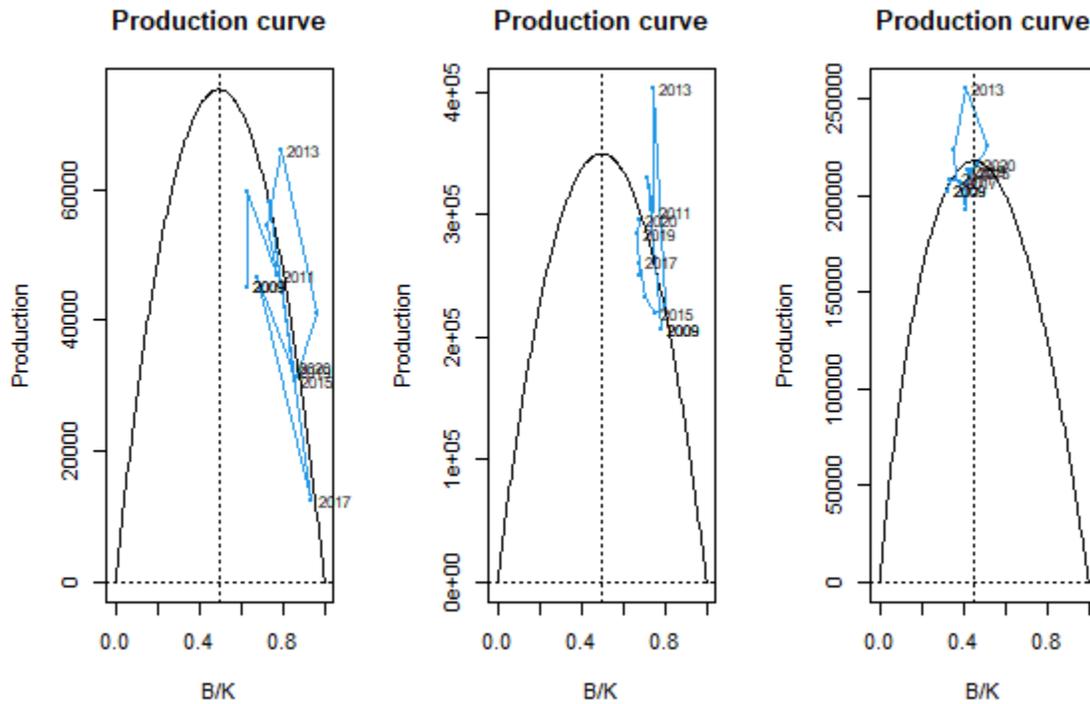


Figura 36: Evolução da produção do *stock* de *Chelidonichthys lucerna* prevista pelo modelo de SPiCT com base nos dados oficiais (esquerda), estimativas por extrapolação directa (meio) e RNA (direita), ao longo da série temporal 2009-2019.

Para aferir a robustez das previsões dos modelos SPiCT, uma solução é recorrer à análise retrospectiva, refazendo as estimativas dos modelos com séries resultantes do desfazamento (*lag*) das séries originais ($t - 1, t - 2$). Nas figuras 37 a 39, apresentam-se as estimativas para os primeiros 5 *lags*. Nos modelos baseados em dados oficiais e em extrapolações directas, as estimativas não conservam consistência para além do *lag* 3, enquanto que o modelo baseado em RNA apresenta maior resistência ao aumento do *lag*.

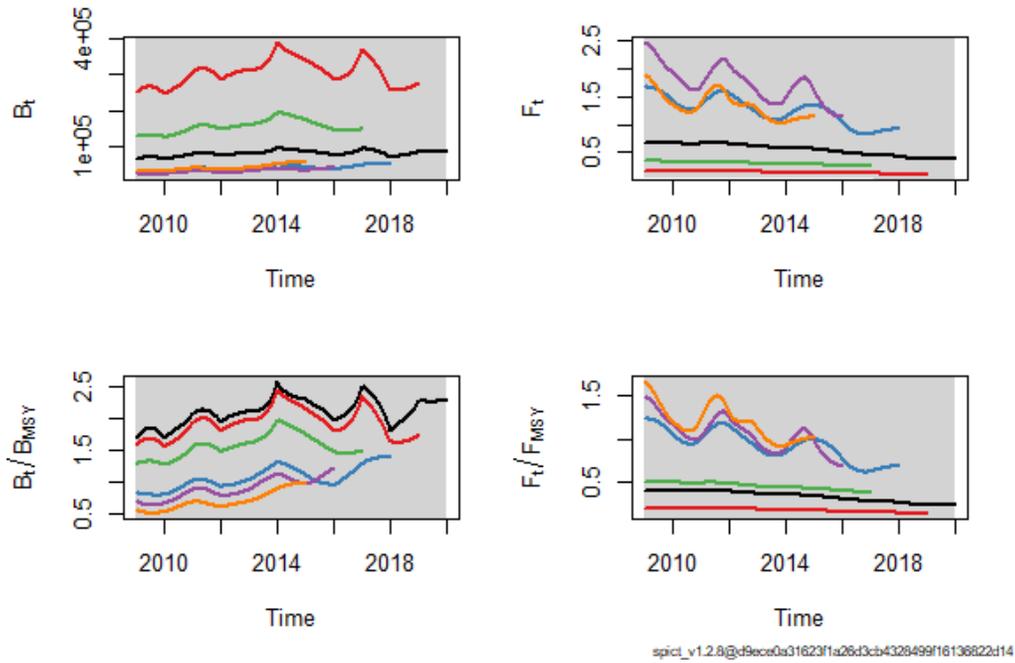


Figura 37: Estimativas do modelo SPiCT com base nas séries desfasadas em $t-1 \dots t-5$ para os dados oficiais (DGRM), ao longo da série temporal 2009-2019.

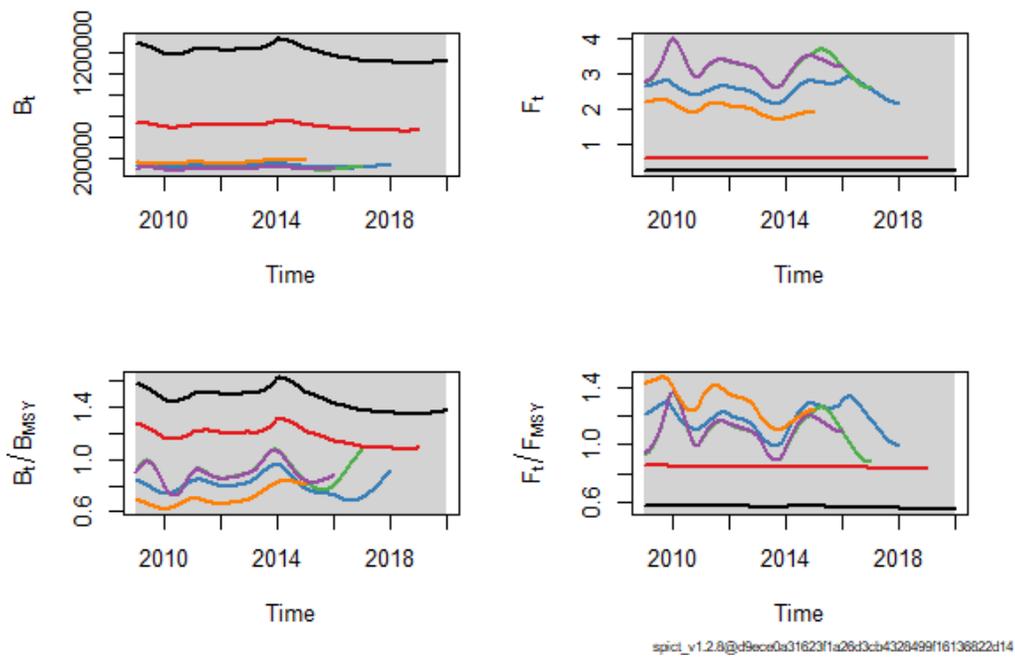


Figura 38: Estimativas do modelo SPiCT com base nas séries desfasadas em $t-1 \dots t-5$ para as estimativas obtidas por extrapolação directa, ao longo da série temporal 2009-2019.

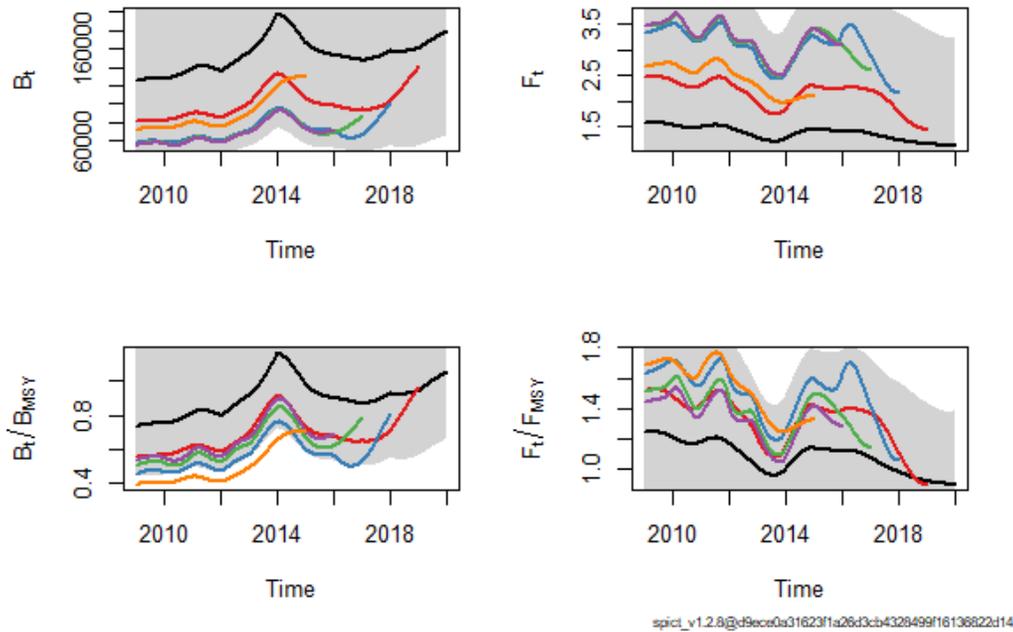


Figura 39: Estimativas do modelo SPiCT com base nas séries desfasadas em $t-1 \dots t-5$ para as estimativas do modelo de RNA ao longo da série temporal 2009-2019

Estando estabelecido que, os desembarques oficiais não são uma fonte de dados adequada para obtenção de estimativas sobre o *stock*, as semelhanças entre o modelo baseado em dados oficiais e o modelo baseado em extrapolações directas devem ser encaradas com desconfiança. As limitações inerentes ao estabelecimento de proporções de mistura por unidade amostral de forma compreensiva, relativamente à variabilidade dos padrões de desembarque desta espécie, reforçam a necessidade de encontrar alternativas para melhorar as estimativas de desembarques reais. O modelo baseado em RNA surge assim como uma alternativa, com estimativas de evolução dos pontos de referência biológicos do *stock* marcadamente diferentes. No entanto, como se viu anteriormente (Figura 32), nesta fase não é possível afirmar que esta RNA seja a palavra final em termos de precisão das estimativas de desembarques de *C. lucerna*.

Conclusões

As estimativas de desembarque por extrapolação directa e por estimação a partir do modelo de Redes Neurais Artificiais apontam para valores reais de *C. lucerna* bastante díspares dos valores reportados. Especificamente, há razões para suspeitar que este stock tem sido pontualmente explorado acima da sua capacidade. A avaliação deste stock terá de ser feita formalmente e de forma mais compreensiva, antes de retirar conclusões neste campo, mas este trabalho ilustra bem a necessidade de estabelecer valores realistas dos desembarques de *C. lucerna* para uma correcta avaliação deste *stock*.

A estimativa de desembarques reais de *C. lucerna*, através de ampliação directa das amostragens em lota, apresenta vantagens em termos de simplicidade de aplicação da metodologia e redução de incerteza e entropia associada a modelação, quando esta ainda carece de validação para este caso concreto. Em contrapartida, exige cobertura sustentada do intervalo espacial e temporal, o que é oneroso e logisticamente difícil de assegurar.

Métodos de redes neuronais, como a rede que foi utilizada neste trabalho, são potencialmente úteis graças à sua capacidade de se adaptar facilmente a processos não lineares, mas a elevada variabilidade de abordagens e topologias não nos permite dar este trabalho como terminado em termos de obtenção dos parâmetros óptimos para este problema. Ainda existem muitas possibilidades em aberto.

Não foi rejeitada categoricamente a possibilidade da rede neuronal usada neste trabalho estar a incorrer em *overfitting*. Será necessário uma série de dados mais abrangentes, idealmente o recurso aos dados 2009 – 2016, para estabelecer melhor a performance deste modelo. A dimensão temporal dos dados não foi considerada para este trabalho, uma vez que a série usada para estimação de parâmetros apenas compreendia 3 anos. Entendeu-se assim reduzir a entropia e ruído no modelo. No entanto, não está rejeitada a importância desta dimensão.

No mínimo, ficou demonstrado que as denominações atribuídas são um indicador muito forte da composição específica dos desembarques e a atribuição destas denominações vai variando ao longo do tempo. Um sistema em produção, semi-automatizado que se vá adaptando aos novos dados como os que são normalmente associados a modelos de *machine learning* deverá levar em conta a dimensão temporal. A captura de trígídeos dá-se maioritariamente na costa norte de Portugal e as amostragens do PNAB/EU-DCF,

responsabilidade do IPMA, reflectem esse facto. A sul de Sesimbra, as capturas são em menor número e as amostragens são pontuais. Para um modelo que caracterize realmente os desembarques portugueses de *C. lucerna*, seria necessário um desenho amostral dirigido às misturas de triglídeos nestas regiões. Os dados são demasiado desequilibrados do ponto de vista geográfico para evitar esta condicionante.

Finalmente, a problemática levantada pela necessidade de realizar avaliação de *stocks* com base em séries de desembarques comprometidas por problemas de identificação de espécies na pesagem em lota não é de forma nenhuma exclusiva aos triglídeos. Grupos de espécies comercialmente bastante relevantes como linguados, raias, solhas, potas, lulas ou salmonetes também enfrentam este desafio. Projectos que procurem incentivar o consumo de espécies alternativas de pescado como forma de reduzir a pressão nos *stocks* mais procurados deparam-se frequentemente com informação completa ou pouco detalhada sobre os mesmos, uma vez que o estudo destes *stocks* não tende a ser considerado prioritário. Existe, por isso, bastante espaço e interesse para desenvolver novas metodologias para mitigar este problema e a sequência deste trabalho será nesse sentido.

Referências bibliográficas

Adibi P. et al. (2020). Predicting Fishing Effort and Catch Using Semantic Trajectories and Machine Learning. In: Tserpes K., Renso C., Matwin S. (eds) Multiple-Aspect Analysis of Semantic Trajectories. MASTER 2019. Lecture Notes in Computer Science, vol 11889. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-38081-6_7

Allaire, J. J., & Chollet, F. (2020). Keras: R Interface to 'Keras'.

Allaire, J. J., & Tang, Y. (2020). Tensorflow: R Interface to 'TensorFlow'.

Amorim, M. C. P., & Hawkins, A. D. (2000). Growling for food: Acoustic emissions during competitive feeding of the streaked gurnard. *Journal of Fish Biology*, 57(4), 895–907. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02200.x>

Baron, J. (1985a). Les Triglides (Teleosteens, Scorpaeniformes) De La Baie De Douarnenez. 1 - La croissance de *Eutrigla gurnardus*, *Trigla lucerna*, *Trigloporus lastoviza* et *Aspitrigla cuculus* (On surmullet (Teleosteens, Scorpaeniformes) from Bay of De Douarnenez. *Cybium*, 9(2), 127–144.

Baron, J. (1985b). Les Triglides (Teleosteens, Scorpaeniformes) De La Baie De Douarnenez. 1 - La Reproduction de *Eutrigla gurnardus*, *Trigla lucerna*, *Trigloporus lastoviza* et *Aspitrigla cuculus* (On surmullet (Teleosteens, Scorpaeniformes) from Bay of De Douarnenez. *Cybium*, 9(3), 255–281.

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>

Boudaya, L., Neifar, L., Rizzo, P., Badalucco, C., Bouain, A., & Fiorentino, F. (2008). Growth and reproduction of *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus) (Pisces: Triglidae) in the Gulf of Gabès, Tunisia. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(5), 581–588. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2008.01095.x>

Cadima, E. L. (2003). Fish stock assessment manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Campos, J. (2002). Estudo Crescimento e Ecologia alimentar Cabra Cabaço no Mondego. Dissertação Apresentada para Obtenção Do Grau de Mestre Em Ecologia Aplicada. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

Caragitsou, E., & Papaconstantinou, C. (1990). Food and feeding habits of large scale gurnard, *Lepidotrigla cavillone*, in Greek waters. *Cybium: International Journal of Ichthyology*, 14(2), 95–104.

CE. 1996. Regulamento (CE) nº 2406/96 do Conselho de 26 de Novembro de 1996 relativo à fixação de normas comuns de comercialização para certos produtos da pesca. <http://data.europa.eu/eli/reg/1996/2406/oj>

Chaves C., Silva C., Azevedo M. 2012. Spatial distribution and abundance of *Zeus faber*, *Eutrigla gurnardus*, *Chelidonichthys cuculus* and *Chelidonichthys lucernus* from Portuguese's Autumn Groundfish and Crustacean Trawl Surveys. WD to the Working Group on Assessment of New MoU Species (WGNEW), ICES, 5-9 March 2012: 1-11.

Colloca, F., Ardizzone, G. D., & Gravina, M. F. (1994). Trophic ecology of gurnards in the Central Mediterranean Sea. *Marine Life*, 4(2).

Cronne, L. (2016). SISP 15 - Manual of the IBTS North Eastern Atlantic Surveys. <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.3519>

DGRM. 2018. Annual Report for data collection in the fisheries and aquaculture sectors 2017-2019. Version 1 – May 31, 2018. pp 93.

El-Serafy, S. S., El-Gammal, F. I., Mehanna, S. F., Abdel-Hamid, N.-A. H., & F. E. Farrag, E.-S. (2015). Age, Growth and Reproduction of the Tub Gurnard, *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758) from the Egyptian Mediterranean waters off, Alexandria. *International Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 4 (1), 13–20. <https://doi.org/10.19026/ijfas.4.2116>

Eryilmaz, L., & Mer, N. (2005). Some Biological Characteristics of the Tub Gurnard, *Chelidonichthys lucernus* (Linnaeus, 1758) in the Sea of Marmara. 8.

FAO. (2020). Aquatic Sciences and Fisheries Information System (ASFIS) list of species for fishery statistics purposes. Food and Agriculture Organization, Fisheries and Aquaculture Department. <http://www.fao.org/fishery/collection/asfis/en>

Feijó, D., & Rocha, A. (2014). Grey gurnard: Portuguese data for division IXa (update). ICES Working Document presented in the Report of the Working Group for the Bay of Biscay and the Iberian waters Ecoregion (WGBIE). ICES Advisory Committee.

Feijó, D., & Rocha, A. (2018). Red gurnard in DCF/NP samplings for ICES Division 27.9a. DOI: 10.13140/RG.2.2.14211.14886

Feijó, D., Rocha, A., Santos, P., & Saborido-Rey, F. (2008). Statistical Species characterization of Gurnard Landings in North of Portugal. *ICES Annual Science Conference*.

Feijó, D., Rocha, A., & Silva, C. (2013). Grey Gurnard: Portuguese data for Division IXa. ICES Working Document to be presented at the Report of the Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrin (WGHMM). ICES.

Fischer, W., Bianchi, G., & Scotts, W. B. (1981). Triglidae. In FAO species identification sheets for fishery purposes. Eastern Central Atlantic; fishing areas 34 and 47 (pp. 244–245). Canada Fundsin -Trust. Ottawa, Department of Fisheries and Oceans, Canada by arrangement with the Food and Agricultural Organization of the United Nations.

Fischer, W., Schneider, M., & Bauchot, M. L. (1987). Guide Fao d'Identification des Espèces pour les Besoins de la Pêche. ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE.

FISHBASE. (2020). FISHBASE Details for Triglidae - Searobins. <https://www.fishbase.de/summary/FamilySummary.php?ID=266>.

Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Fong, J. D. (2020). *Eschmeyer's Catalog of Fishes - Species by Family*. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>

Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. H. (2009). *The elements of statistical learning: Data mining, inference, and prediction* (2nd ed). Springer.

Hureau, J. C. (1986). Triglidae. In Whitehead, M. L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen, & E. Tortonese (Eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean* (Vol. 3, pp. 1230–1238). UNESCO.

ICES. (2006). *Official Nominal Catches 2006-2018*.

ICES. (2007). Report of the Working Group on Assessment of New MoU Species (WGNEW) (p. 236). ICES Advisory Committee on Fishery Management.

ICES. (2008). Report of the Working Group on the Assessment of New MOU Species (WGNEW) (p. 79). ICES Advisory Committee.

ICES (2010). Manual for the international bottom trawl surveys in the Western and Southwestern Areas. Revision III. Addendum II. ICES CM 2010/SSGESST:06. Lisbon, Portugal.

ICES. (2018a). Report of the Working Group on Widely Distributed Stocks (WGWIDE) (p. 488). ICES Advisory Committee.

ICES. (2018b). Technical Guidelines - ICES reference points for stocks in categories 3 and 4. <https://doi.org/10.17895/ICES.PUB.4128>

ICES. (2019a). Working Group on Machine Learning in Marine Science (WGMLEARN). ICES Scientific Reports. 1:45. 13 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5539>

ICES. (2019b). Report of the Working Group on Widely Distributed Stocks (WGWIDE). (p. 948). ICES Advisory Committee.

ICES. (2020). Working Group on Nephrops Surveys (WGNEPS; outputs from 2019). ICES Scientific Reports. 2:16. 85 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5968>

Ilhan, D., & Toğulga, M. (2007). Age, growth and reproduction of tub gurnard *Chelidonichthys lucernus* Linnaeus, 1758 (Osteichthyes: Triglidae) from İzmir Bay, Aegean Sea, Eastern Mediterranean. *ACTA ADRIATICA*, 12.

İşmen, A., İşmen, P., & Başusta, N. (2004). Age, Growth and Reproduction of Tub Gurnard (*Chelidonichthys lucerna* L. 1758) in the Bay of skenderun in the Eastern Mediterranean. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 28, 289–295.

Kuhn, M., Wing, J., Weston, S., Williams, A., Keefer, C., Engelhardt, A., Cooper, T., Mayer, Z., Kenkel, B., Team, R. C., Benesty, M., Lescarbeau, R., Ziem, A., Scrucca, L., Tang, Y., Candan, C., & Hunt, T. (2020). *Caret: Classification and Regression Training*.

McCarthy, I. D., Cant, J., & Marriott, A. L. (2018). Population biology of grey gurnard (*Eutrigla gurnardus* (L.); Triglidae) in the coastal waters of Northwest Wales. *Journal of Applied Ichthyology*, 34(4), 896–905. <https://doi.org/10.1111/jai.13733>

McCarthy, I. D., & Marriott, A. L. (2018). Age, growth and maturity of tub gurnard (*Chelidonichthys lucerna* Linnaeus 1758; Triglidae) in the inshore coastal waters of Northwest Wales, UK. *Journal of Applied Ichthyology*, 34(3), 581–589. <https://doi.org/10.1111/jai.13614>

Mendes, B., Fonseca, P., & Campos, A. (2004). Weight-length relationships for 46 fish species of the Portuguese west coast. *Journal of Applied Ichthyology*, 20(5), 355–361. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00559.x>

Mendoza, M., Pennino, M., & Bellido, J. (2012). Tree-Based Machine Learning Analysis for Fisheries Research. In *Fishery Management* (pp. 61–75).

Michaels, W. L., N. O. Handegard, K. M., & Hammersland-White, H. (Eds.). (2019). Machine learning to improve marine science for the sustainability of living ocean resources: Report from the 2019 Norway - U.S. Workshop. [Tech. Memo]. NOAA

Morte, M. S., Redon, M. J., & Sanz-Brau, A. (1997). Trophic relationships between two gurnards *Trigla lucerna* and *Aspitrigla obscura* from the western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 77(2), 527–537. <https://doi.org/10.1017/S0025315400071848>

Muñoz, M., Sàbat, M., Mallol, S., & Casadevall, M. (2002). Gonadal Structure and Gametogenesis of *Trigla lyra* (Pisces: Triglidae). *Zoological Studies*, 9.

Olim, S., & Borges, T. C. (2006). Weight-length relationships for eight species of the family Triglidae discarded on the south coast of Portugal. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 257–259. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00644.x>

Papaconstantinou, C. (1984). Age and growth of the yellow gurnard (*Trigla lucerna* L. 1758) from the Thermaikos Gulf (Greece) with some comments on its biology. *Fisheries Research*, 2(4), 243–255. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(84\)90028-6](https://doi.org/10.1016/0165-7836(84)90028-6)

Pedersen, M. W., & Berg, C. W. (2017). A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, 18(2), 226–243. <https://doi.org/10.1111/faf.12174>

Pérez-Ortiz M., Colmenarejo R., Fernández Caballero J.C., Hervás-Martínez C. (2013) Can Machine Learning Techniques Help to Improve the Common Fisheries Policy?. In: Rojas I., Joya G., Cabestany J. (eds) *Advances in Computational Intelligence. IWANN 2013. Lecture Notes in Computer Science*, vol 7903. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38682-4_31

R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing.

Richards, W. J., & Jones, D. L. (2002). Preliminary classification of the gurnards (Triglidae: Scorpaeniformes). *Marine and Freshwater Research*, 53(2), 274. <https://doi.org/10.1071/MF01128>

Rocha, A. (2007). *Gestão de recursos pesqueiros com especial incidência estudo de capturas de Ruivos e Cabras (Triglídeos)* [Degree]. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

Rocha, A., Feijó, D., & Gonçalves, P. (2018). Gurnards: Species landings' composition in ICES Division 27.9a. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24277.47841>

Rodrigues, J.C.F., Feijó, D., Rocha, A., Erzini, K., & Correia, A. (2019). Age, growth and reproductive biology of the tub gurnard (*Chelidonichthys lucerna*) in North-East Portugal. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/conf.fmars.2019.08.00158>

Rodrigues, J.C.F. (2020). Age, growth and reproductive biology of the tub gurnard (*Chelidonichthys lucerna*) in North-East Portugal. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Pescas. UNIVERSIDADE DO ALGARVE. Faculdade de Ciências e Tecnologias. pp. 47.

Santos, M. N., Gaspar, M. B., Vasconcelos, P., & Monteiro, C. C. (2002). Weight±length relationships for 50 selected sh species of the Algarve coast (southern Portugal). *Fisheries Research*, 7.

Stagioni, M., Montanini, S., & Vallisneri, M. (2012). Feeding of tub gurnard *Chelidonichthys Lucerna* (Scorpaeniformes: Triglidae) in the north-east Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(3), 605–612. <https://doi.org/10.1017/S0025315411000671>

Tsimenides, N., Machias, A., & Kallianiotis, A. (1992). Distribution patterns of triglids (Pisces: Triglidae) on the Cretan shelf (Greece), and their interspecific associations. *Fisheries Research*, 15(1-2), 83–103. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(92\)90006-F](https://doi.org/10.1016/0165-7836(92)90006-F)

Vallisneri, M., Montanini, S., & Stagioni, M. (2010). Length-weight relationships for the family Triglidae in the Adriatic Sea, northeastern Mediterranean: Length-weight relationships of Triglidae. *Journal of Applied Ichthyology*, 26(3), 460–462. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2009.01389.x>

Vallisneri, M., Montanini, S., & Stagioni, M. (2012). Size at maturity of triglid fishes in the Adriatic Sea, northeastern Mediterranean: Size at maturity of some triglid fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(1), 123–125. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01777.x>

Vallisneri, M., Stagioni, M., Montanini, S., & Tommasini, S. (2011). Body size, sexual maturity and diet in *Chelidonichthys lucerna* (Osteichthyes: Triglidae) from the Adriatic Sea, north eastern Mediterranean. 8.

Yang, X., Zhang, S., Liu, J., Gao, Q., Dong, S., & Zhou, C. (2020). Deep learning for smart fish farming: Applications, opportunities and challenges. *Reviews in Aquaculture*, raq.12464. <https://doi.org/10.1111/raq.12464>

Anexos

Anexo A - Histórico da Rede Neuronal Artificial

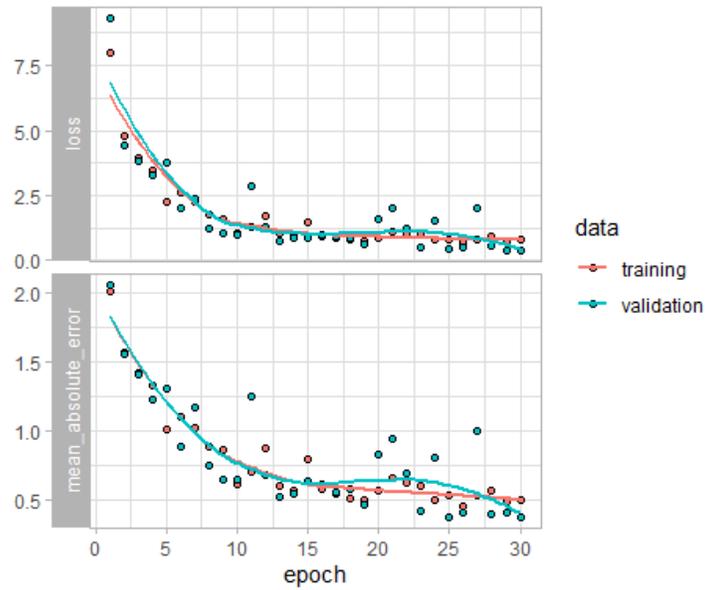


Figura 40: Épocas de treino da RNA - Modelo simples.

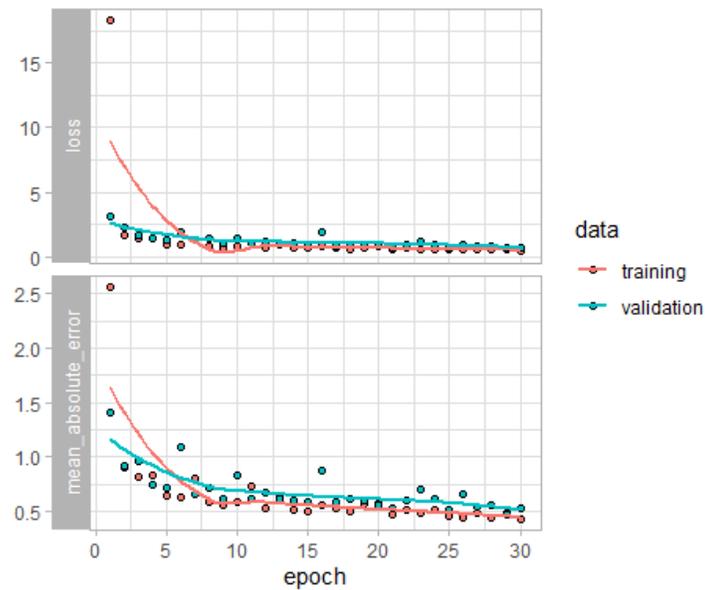


Figura 41: Épocas de treino da RNA - Modelo completo.

Anexo B - Resultados dos ensaios de SPiCT

Ensaio com dados de desembarque oficiais:

```
##      Convergence:      0      MSG:      relative      convergence      (4)
##      Objective      function      at      optimum:      8.4045987
##      Euler      time      step      (years):      1/16      or      0.0625
##      Nobs      C:      11,      Nobs      I1:      11
##
##
##
##      logn      ~      dnorm[log(1.97),      0.545^2]
##      logalpha      ~      dnorm[log(1),      2^2]
##      logbeta      ~      dnorm[log(1),      2^2]
##
##      Model      parameter      estimates      w      95%      CI
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      alpha      2.931231e-01      1.533710e-02      5.602165e+00      -1.2271626
##      beta      9.403600e-01      2.530296e-01      3.494757e+00      -0.0614925
##      r      2.981867e+00      4.762401e-01      1.867027e+01      1.0925497
##      rc      3.055103e+00      4.704843e-01      1.983839e+01      1.1168132
##      rold      3.132026e+00      2.684288e-01      3.654447e+01      1.1416802
##      m      7.530488e+04      1.733642e+04      3.271048e+05      11.2293003
##      K      9.952868e+04      7.651720e+03      1.294605e+06      11.5082011
##      q      2.003000e-04      1.100000e-05      3.639400e-03      -8.5156311
##      n      1.952057e+00      6.800765e-01      5.603084e+00      0.6688836
##      sdb      2.953218e-01      8.085730e-02      1.078629e+00      -1.2196896
##      sdf      1.357717e-01      5.284050e-02      3.488600e-01      -1.9967807
##      sdi      8.656570e-02      1.231340e-02      6.085748e-01      -2.4468521
##      sdc      1.276742e-01      5.524570e-02      2.950587e-01      -2.0582732
##
##      Deterministic      reference      points      (Drp)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      Bmsyd      49297.773706      3.675212e+03      6.612600e+05      10.8056342
##      Fmsyd      1.527551      2.352422e-01      9.919196e+00      0.4236661
##      MSYd      75304.882544      1.733642e+04      3.271048e+05      11.2293003
##      Stochastic      reference      points      (Srp)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est      rel.diff.Drp
##      Bmsys      37149.570240      7.767543e+01      1.776740e+07      10.5227075      -0.3270079
##      Fmsys      1.723801      3.829160e-02      7.760159e+01      0.5445319      0.1138472
##      MSYs      66422.564614      1.096826e+04      4.022477e+05      11.1037921      -0.1337244
```

```
##
##      States      w      95%      CI      (inp$msytype:      s)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      B_2019.00      8.461021e+04      5001.3838635      1.431381e+06      11.3458103
##      F_2019.00      3.825794e-01      0.0226279      6.468439e+00      -0.9608190
##      B_2019.00/Bmsy      2.277556e+00      0.0437115      1.186704e+02      0.8231028
##      F_2019.00/Fmsy      2.219394e-01      0.0179901      2.738007e+00      -1.5053510
##
##      Predictions      w      95%      CI      (inp$msytype:      s)
##      prediction      cilow      ciupp      log.est
##      B_2020.00      8.479691e+04      5.268985e+03      1.364687e+06      11.3480144
##      F_2020.00      3.783457e-01      2.253550e-02      6.351990e+00      -0.9719470
##      B_2020.00/Bmsy      2.282581e+00      4.585120e-02      1.136322e+02      0.8253069
##      F_2020.00/Fmsy      2.194833e-01      1.780960e-02      2.704886e+00      -1.5164789
##      Catch_2020.00      3.225001e+04      2.246308e+04      4.630101e+04      10.3812738
##      E(B_inf)      8.586572e+04      NA      NA      11.3605400
```

Ensaio com dados de extrapolação directa:

```

##      Convergence:      0      MSG:      relative      convergence      (4)
##      Objective      function      at      optimum:      8.4045987
##      Euler      time      step      (years):      1/16      or      0.0625
##      Nobs      C:      11,      Nobs      I1:      11
##
##
##
##
##      logn      ~      dnorm[log(1.97),      0.545^2]
##      logalpha      ~      dnorm[log(1),      2^2]
##      logbeta      ~      dnorm[log(1),      2^2]
##
##
##      Model      parameter      estimates      w      95%      CI
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      alpha      2.931231e-01      1.533710e-02      5.602165e+00      -1.2271626
##      beta      9.403600e-01      2.530296e-01      3.494757e+00      -0.0614925
##      r      2.981867e+00      4.762401e-01      1.867027e+01      1.0925497
##      rc      3.055103e+00      4.704843e-01      1.983839e+01      1.1168132
##      rold      3.132026e+00      2.684288e-01      3.654447e+01      1.1416802
##      m      7.530488e+04      1.733642e+04      3.271048e+05      11.2293003
##      K      9.952868e+04      7.651720e+03      1.294605e+06      11.5082011
##      q      2.003000e-04      1.100000e-05      3.639400e-03      -8.5156311
##      n      1.952057e+00      6.800765e-01      5.603084e+00      0.6688836
##      sdb      2.953218e-01      8.085730e-02      1.078629e+00      -1.2196896
##      sdf      1.357717e-01      5.284050e-02      3.488600e-01      -1.9967807
##      sdi      8.656570e-02      1.231340e-02      6.085748e-01      -2.4468521
##      sdc      1.276742e-01      5.524570e-02      2.950587e-01      -2.0582732
##
##
##      Deterministic      reference      points      (Drp)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      Bmsyd      49297.773706      3.675212e+03      6.612600e+05      10.8056342
##      Fmsyd      1.527551      2.352422e-01      9.919196e+00      0.4236661
##      MSYd      75304.882544      1.733642e+04      3.271048e+05      11.2293003
##
##      Stochastic      reference      points      (Srp)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est      rel.diff.Drp
##      Bmsys      37149.570240      7.767543e+01      1.776740e+07      10.5227075      -0.3270079
##      Fmsys      1.723801      3.829160e-02      7.760159e+01      0.5445319      0.1138472
##      MSYs      66422.564614      1.096826e+04      4.022477e+05      11.1037921      -0.1337244
##
##
##      States      w      95%      CI      (inp$msytype:      s)

```

Caracterização dos desembarques de *Chelidonichthys lucerna*
 na costa ocidental Portuguesa

##		estimate		ciLOW	ciupp	log.est
##	B_2019.00	8.461021e+04		5001.3838635	1.431381e+06	11.3458103
##	F_2019.00	3.825794e-01		0.0226279	6.468439e+00	-0.9608190
##	B_2019.00/Bmsy	2.277556e+00		0.0437115	1.186704e+02	0.8231028
##	F_2019.00/Fmsy	2.219394e-01		0.0179901	2.738007e+00	-1.5053510
##						
##	Predictions	w	95%	CI	(inp\$msytype:	s)
##		prediction		ciLOW	ciupp	log.est
##	B_2020.00	8.479691e+04		5.268985e+03	1.364687e+06	11.3480144
##	F_2020.00	3.783457e-01		2.253550e-02	6.351990e+00	-0.9719470
##	B_2020.00/Bmsy	2.282581e+00		4.585120e-02	1.136322e+02	0.8253069
##	F_2020.00/Fmsy	2.194833e-01		1.780960e-02	2.704886e+00	-1.5164789
##	Catch_2020.00	3.225001e+04		2.246308e+04	4.630101e+04	10.3812738
##	E(B_inf)	8.586572e+04	NA	NA	11.3605400	

Ensaio com dados obtidos por RNA:

```
##      Convergence:      0      MSG:      relative      convergence      (4)
##      Objective      function      at      optimum:      -6.112023
##      Euler      time      step      (years):      1/16      or      0.0625
##      Nobs      C:      11,      Nobs      I1:      11
##
##
##
##      Priors
##      logn      ~      dnorm[log(1.97),      0.545^2]
##      logalpha      ~      dnorm[log(1),      2^2]
##      logbeta      ~      dnorm[log(1),      2^2]
##
##      Model      parameter      estimates      w      95%      CI
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      alpha      4.058942e-01      5.430770e-02      3.033644e+00      -0.9016628
##      beta      2.013842e-01      2.214780e-02      1.831135e+00      -1.6025409
##      r      1.966352e+00      5.825996e-01      6.636700e+00      0.6761799
##      rc      2.534402e+00      1.017901e+00      6.310233e+00      0.9299578
##      rold      3.563986e+00      4.130174e-01      3.075414e+01      1.2708796
##      m      2.181810e+05      2.000457e+05      2.379605e+05      12.2930804
##      K      3.817880e+05      1.481717e+05      9.837379e+05      12.8526208
##      q      1.334000e-04      4.550000e-05      3.908000e-04      -8.9222557
##      n      1.551728e+00      5.771528e-01      4.171964e+00      0.4393693
##      sdb      1.089237e-01      5.182590e-02      2.289275e-01      -2.2171077
##      sdf      1.079081e-01      4.731200e-02      2.461141e-01      -2.2264754
##      sdi      4.421150e-02      8.507800e-03      2.297499e-01      -3.1187705
##      sdc      2.173100e-02      3.378400e-03      1.397818e-01      -3.8290163
##
##      Deterministic      reference      points      (Drp)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est
##      Bmsyd      1.721755e+05      6.816124e+04      4.349161e+05      12.0562699
##      Fmsyd      1.267201e+00      5.089506e-01      3.155117e+00      0.2368106
##      MSYd      2.181810e+05      2.000457e+05      2.379605e+05      12.2930804
##      Stochastic      reference      points      (Srp)
##      estimate      cilow      ciupp      log.est      rel.diff.Drp
##      Bmsys      1.700262e+05      6.518460e+04      4.434932e+05      12.0437081      -0.012641039
##      Fmsys      1.270458e+00      5.012615e-01      3.220004e+00      0.2393776      0.002563757
##      MSYs      2.160182e+05      1.967107e+05      2.372209e+05      12.2831181      -0.010012133
##
##      States      w      95%      CI      (inp$msytype:      s)
```

Caracterização dos desembarques de *Chelidonichthys lucerna*
 na costa ocidental Portuguesa

##	estimate	cilow		ciupp	log.est	
##	B_2019.00	1.606534e+05	5.390417e+04	4.788037e+05	11.9870046	
##	F_2019.00	1.164283e+00	3.982604e-01	3.403687e+00	0.1521050	
##	B_2019.00/Bmsy	9.448742e-01	5.641773e-01	1.582458e+00	-0.0567035	
##	F_2019.00/Fmsy	9.164272e-01	5.844157e-01	1.437057e+00	-0.0872726	
##						
##	Predictions	w	95%	CI	(inp\$msytype: s)	
##		prediction		cilow	ciupp	log.est
##	B_2020.00	1.788468e+05	6.507404e+04	4.915351e+05	12.0942848	
##	F_2020.00	1.138019e+00	4.013176e-01	3.227087e+00	0.1292889	
##	B_2020.00/Bmsy	1.051878e+00	6.648431e-01	1.664222e+00	0.0505768	
##	F_2020.00/Fmsy	8.957546e-01	5.790422e-01	1.385696e+00	-0.1100887	
##	Catch_2020.00	2.086141e+05	1.765371e+05	2.465195e+05	12.2482414	
##	E(B_inf)	1.892364e+05	NA	NA	12.1507524	

Anexo C - Diagnósticos dos ensaios de SPiCT

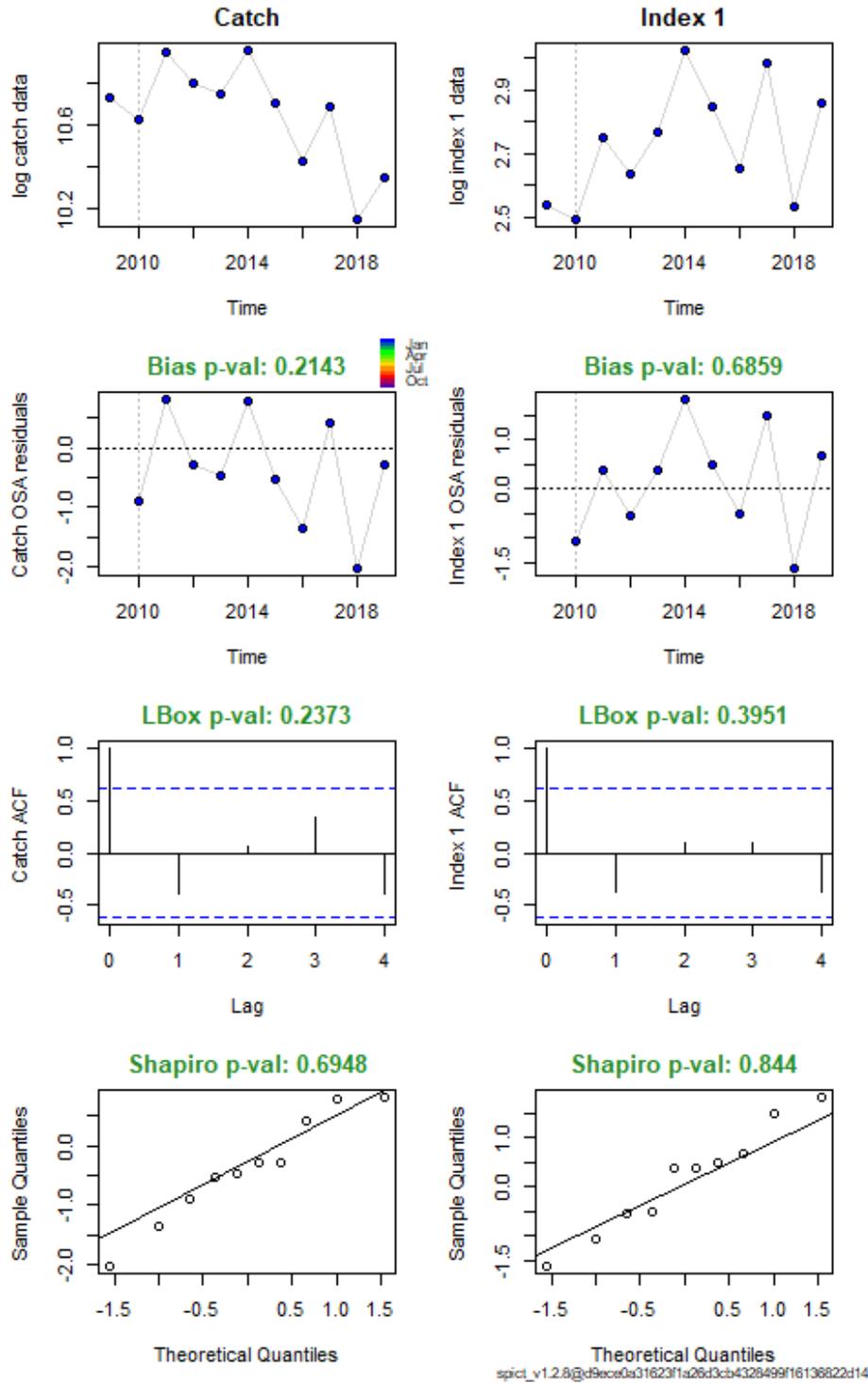


Figura 42: Diagnósticos do SPiCT com dados oficiais.

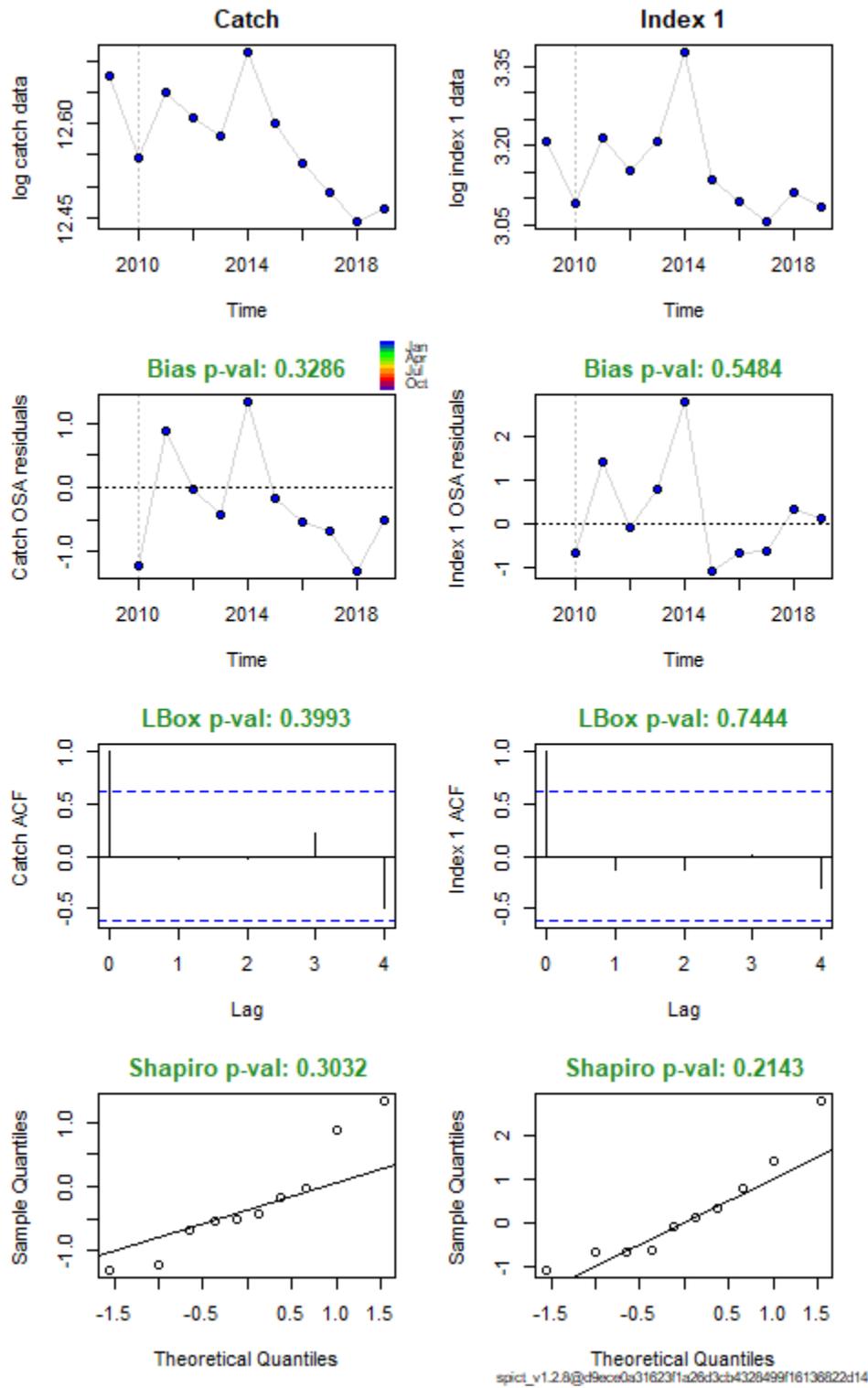


Figura 43: Diagnósticos do SPICT com dados obtidos por extrapolação directa.

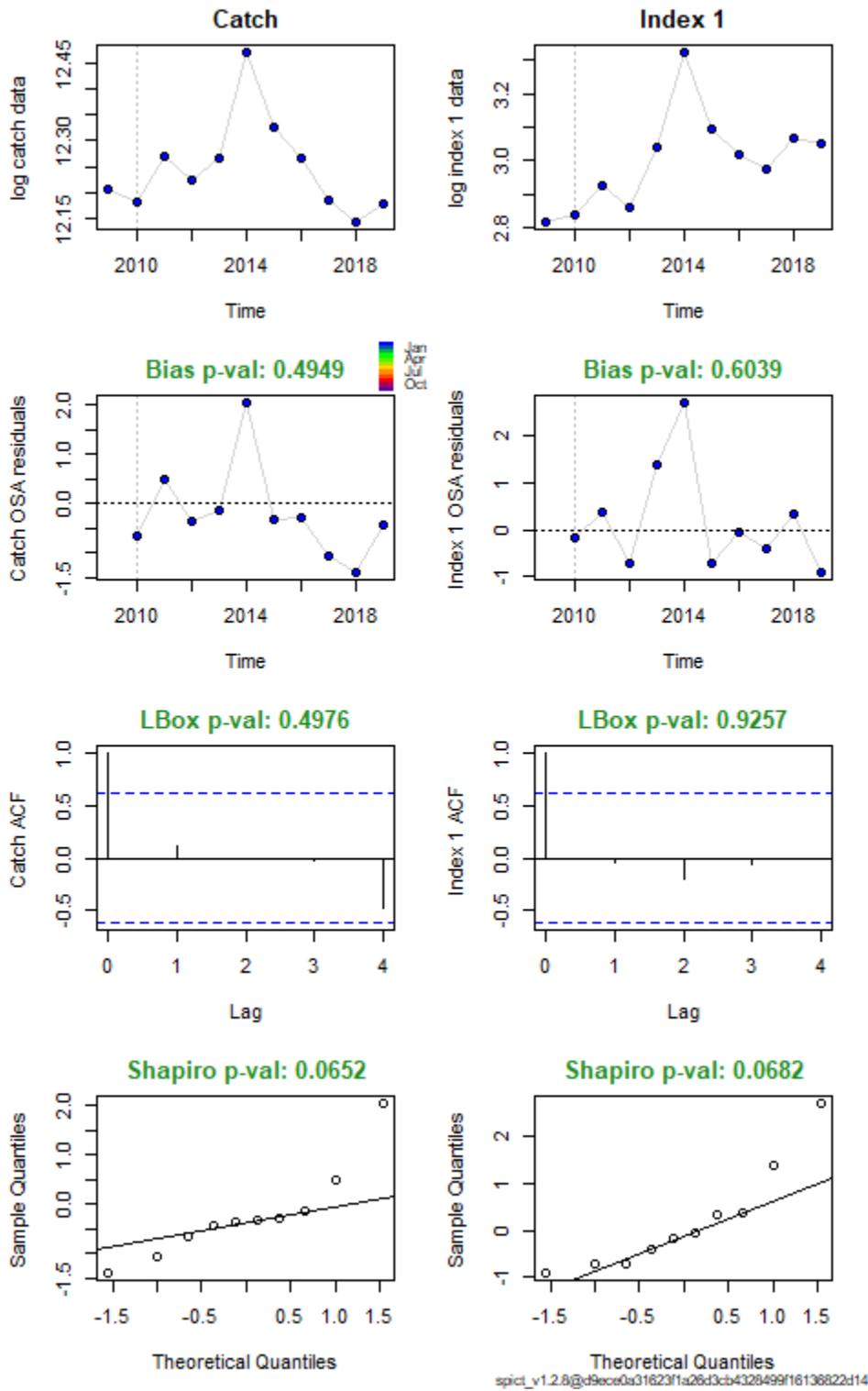


Figura 44: Diagnósticos do SPiCT com dados obtidos por estimativa de rede neuronal.

