



Berlengas

Arquipélago com vida



Relatório final da Ação C1 do Projeto Life Berlengas. Sobreposição espácio-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas

Lisboa, setembro, 2019

Relatório final da Ação C1 do Projeto Life Berlengas

Lisboa, setembro, 2019



© Nuno Oliveira

O Life Berlengas é coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves em parceria com o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, a Câmara Municipal de Peniche e a Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa, tendo ainda a Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar do Instituto Politécnico de Leiria como observador. Este projeto decorreu entre 1 de junho de 2014 e 30 de junho de 2019 e teve a contribuição financeira do programa LIFE da União Europeia e do Fundo Ambiental do Governo de Portugal.



Missão

Trabalhar para o estudo e conservação das aves e seus habitats, promovendo um desenvolvimento que garanta a viabilidade do património natural para usufruto das gerações futuras.

A SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves é uma Organização Não Governamental de Ambiente que trabalha para a conservação das aves e dos seus habitats em Portugal. Como associação sem fins lucrativos, depende do apoio dos sócios e de diversas entidades para concretizar as suas ações. Faz parte de uma rede mundial de organizações de ambiente, a *BirdLife International*, que atua em 120 países e tem como objetivo a preservação da diversidade biológica através da conservação das aves, dos seus habitats e da promoção do uso sustentável dos recursos naturais.

A SPEA foi reconhecida como entidade de utilidade pública em 2012.

www.spea.pt

www.facebook.com/spea.Birdlife



https://twitter.com/spea_birdlife



Relatório Final da Ação C1 do Projeto LIFE Berlengas. Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2019

Direção Nacional: Graça Lima, Paulo Travassos, Peter Penning, Alexandre Leitão, Martim Pinheiro de Melo, Nuno Barros, Maria José Boléo.

Direção Executiva: Domingos Leitão

Coordenação do projeto: Joana Andrade

Coordenação técnica: Nuno Oliveira e Ana Almeida

Agradecimentos: A todos os colaboradores, voluntários e estagiários que colaboraram nos embarques para censos de aves marinhas na ZPE das Ilhas Berlengas e na realização dos inquéritos aos mestres de pesca, nomeadamente Cláudio Bicho, Diniz Geraldês, Joana Bores Ramírez, Tânia Nascimento e Válder Quadros. À tripulação das embarcações utilizadas para fazer os censos. Aos mestres de pesca que voluntariamente cederam tão valiosa informação e às associações de pesca, ANOPCERCO e CAPA pelo apoio prestado na comunicação com os mestres de pesca.

Citação recomendada: Oliveira, N., Almeida A., Gutiérrez, I., Mikšlová, K., Silva, E., Santos, A. & J. Andrade. 2019. Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas. Relatório Final da ação C1, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

ÍNDICE

RESUMO/SUMMARY	5
1. NOTA INTRODUTÓRIA	7
2. METODOLOGIA	8
2.1 Área de estudo	8
2.2 Censos de aves marinhas	8
2.3 Modelos de distribuição da abundância de aves marinhas	9
2.4 Esforço de pesca dentro da ZPE das Ilhas Berlengas	10
2.5 Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas	13
3. RESULTADOS	14
3.1 Distribuição da abundância de aves marinhas	14
3.2 Distribuição da abundância de cagarra	15
3.3 Distribuição da abundância de pardela-balear	17
3.4 Distribuição da abundância de alcatraz	19
3.5 Distribuição da abundância de galheta	23
3.6 Distribuição da abundância de gaivota-de-patas-amarelas	25
3.7 Distribuição da abundância de torda-mergulheira	28
3.8 Distribuição espaço-temporal das áreas de pesca	30
3.9 Sobreposição espaço-temporal entre a cagarra e as pescarias	30
3.10 Sobreposição espaço-temporal entre a pardela-balear e as pescarias	35
3.11 Sobreposição espaço-temporal entre o alcatraz e as pescarias	39
3.12 Sobreposição espaço-temporal entre a galheta e as pescarias	44
3.13 Sobreposição espaço-temporal entre a gaivota-de-patas-amarelas e as pescarias	49
3.14 Sobreposição espaço-temporal entre a torda-mergulheira e as pescarias	56
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
4.1 Cagarra	62
4.2 Pardela-balear	62
4.3 Alcatraz	63
4.4 Galheta	63
4.5 Gaivota-de-patas-amarelas	64
4.6 Torda-mergulheira	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
ANEXOS	68
Anexo I _Espécies observadas mensalmente na ZPE das Ilhas Berlengas	68
Anexo II _Mapas de distribuição obtidos através dos dados de seguimento individual	69
Anexo III _Censos costeiros nas Berlengas 2014-2018	72

RESUMO

A captura acidental em artes de pesca é um problema de cariz mundial que tem sido frequentemente apontado como uma das principais causas para o declínio de diversas espécies de aves marinhas. Uma das maiores dificuldades para quantificar e qualificar o impacto das pescas na biodiversidade tem sido a reduzida disponibilidade de informação acerca das frotas de pesca a operar e do próprio esforço de pesca aplicado.

A Zona de Proteção Especial (ZPE) das Ilhas Berlengas é uma área marinha costeira, de particular importância para as populações de aves marinhas reprodutoras do Arquipélago das Berlengas, e também um importante local de refúgio, alimentação e descanso para um grande número de outras populações invernantes e/ou migratórias. Por outro lado, esta área também é de extrema importância para a pesca comercial local e costeira.

Neste relatório, são apresentados os resultados alcançados ao longo da ação C1 do projeto Life Berlengas, com o objetivo de aferir a sobreposição espacial e temporal entre aves marinhas e pescas dentro da área da ZPE das Ilhas Berlengas.

Com base na modelação de dados de censos marinhos obtiveram-se mapas de distribuição e valores de abundância das 6 espécies mais comuns de aves marinhas que ocorrem dentro da ZPE, a cagarra, a pardela-balear, o alcatraz, a galheta, a gaivota-de-patas-amarelas e a torda-mergulheira. Com a análise de dados AIS e dados recolhidos através de inquéritos a mestres de pesca, foi possível obter a distribuição das áreas de pesca utilizadas por embarcações com comprimento superior e inferior a 15m, respetivamente. Foram analisadas as áreas de pesca utilizadas pelas embarcações a operar redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto. A sobreposição espacial entre as espécies e as pescarias alvo foi estimada com base na análise da distribuição de utilização, usando o método de kernel.

De uma forma geral, os resultados aqui apresentados apontam para uma maior sobreposição das espécies em estudo com as embarcações com comprimento <15m do que com as embarcações com comprimento ≥15m, indicando um maior risco de captura acidental. A sobreposição variou substancialmente com a espécie, período fenológico e arte de pesca.

SUMMARY

Bycatch in fishing gear is a worldwide problem that has often been pointed out as one of the main causes for the decline of several seabird species. One of the major difficulties in quantifying and qualifying the impact of fisheries on biodiversity has been the lack of information on fishing fleets characterization and fishing effort.

The Special Protection Area (SPA) of Ilhas Berlengas is a coastal marine area of particular importance for the Berlengas Archipelago breeding seabirds and is also an important place of refuge, feeding and resting for a large number of other wintering and / or migratory populations. On the other hand, this area is also of extreme importance for local and coastal commercial fishing.

In this report, the results achieved during Action C1 of the Life Berlengas project are presented, aiming to assess the spatial and temporal overlap between seabirds and fisheries within the SPA.

Based on the modeling of marine census data, distribution maps and abundance values were obtained from the 6 most common seabird species that occur within the SPA, Cory's shearwater, Balearic shearwater, Northern gannet, European shag, Yellow-legged gull and Razorbill. With the analysis of AIS data and data collected through interviews to fishermen, it was possible to obtain the distribution of the fishing areas used by fishing vessels $\geq 15\text{m}$ and $< 15\text{m}$, respectively. The fishing areas used by vessels operating gillnets, demersal longlines, purse seines and trawls were analyzed. The spatial overlap between the species and the target fisheries was estimated based on the analysis of the utilization distribution, using the kernel method.

In general, the results presented here point to a greater overlap between seabird species and vessels $<15\text{m}$ than with vessels $\geq 15\text{m}$, indicating a greater risk of bycatch. The overlap varied substantially with the species, phenological period and fishing gear.

1. NOTA INTRODUTÓRIA

A captura acidental em artes de pesca é um problema de cariz mundial que tem sido frequentemente apontado como uma das principais causas para o declínio de diversas espécies de aves marinhas. Em Portugal, apenas muito recentemente o problema das capturas acidentais tem sido abordado (ex.: Oliveira et al. 2015). A frota de pesca atual é maioritariamente artesanal, composta por um grande número de pequenas embarcações polivalentes.

Uma das maiores dificuldades para quantificar e qualificar o impacto das pescas na biodiversidade tem sido a reduzida disponibilidade de informação acerca das frotas de pesca a operar e do próprio esforço de pesca aplicado (Oliveira et al. 2015, Almeida et al. 2016).

A costa de Portugal Continental é utilizada por diversas populações de aves marinhas para se alimentar, como local de descanso ou de passagem ao longo das diversas etapas do seu ciclo de vida, incluindo a reprodução, a invernada e a migração (Meirinho et al. 2014).

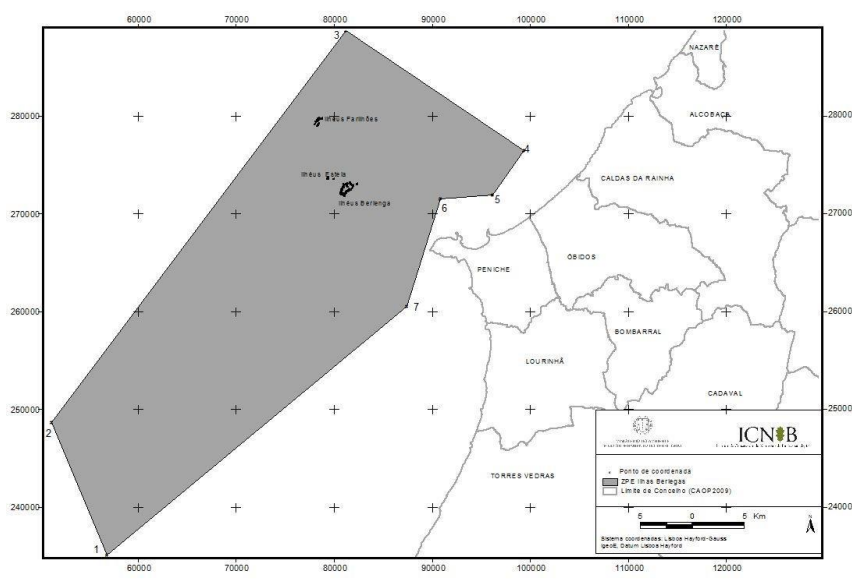
A Zona de Proteção Especial das Ilhas Berlengas, PTZPE0009, é uma área marinha costeira, em que os seus limites internos e externos encontram-se a uma distância de 7,5 e 43 km, respetivamente, da linha de costa. Esta área, para além de ser de uma particular importância para as populações reprodutoras do Arquipélago das Berlengas. Por outro lado, esta área também é de extrema importância para a pesca comercial local e costeira. Apesar da maioria das embarcações operar a partir do porto de pesca de Peniche, um número relevante tem origem nos portos limítrofes ou mesmo mais afastados (Almeida et al. 2016). O número de embarcações a operar na área varia bastante ao longo do ano, estando dependente de diversos fatores. No que concerne à tipologia por arte de pesca, o grosso das licenças de pesca atribuídas às embarcações de Peniche e às limítrofes são principalmente de palangre, redes de emalhar e redes de cerco. As duas primeiras são operadas maioritariamente por embarcações com múltiplas licenças, permitindo operar diferentes tipologias de arte de pesca ao longo do ano ou mesmo em contemporâneo (são normalmente designadas polivalentes). O arrasto é pouco expressivo, bem como a pesca industrial no geral.

Neste relatório, são apresentados os resultados alcançados ao longo da Ação C1 do projeto Life Berlengas, com o objetivo de aferir a sobreposição espacial e temporal entre aves marinhas e pescas dentro da área da ZPE das Ilhas Berlengas, tendo como base as análises realizadas numa fase intermédia da ação (consultar Oliveira et al. 2017).

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A ZPE das Ilhas Berlengas (PTZPE0009)¹ situa-se no mar, na plataforma continental da costa oeste da Península Ibérica. Compreende uma área terrestre constituída pelo arquipélago das Berlengas, situado a 5.5 milhas náuticas (cerca de 10 km) ao largo de Peniche e formado pela Ilha Berlenga, pelos ilhéus Estelas e pelos ilhéus Farilhões-Forcadas. A restante área é constituída por mar. A totalidade da área abrange um polígono com as coordenadas representadas na Figura 1, num total de 102.668 ha (projeção Hayford-Gauss). Os limites da ZPE encontram-se entre os 7,5 e os 43 km em relação à linha da costa.



N.º do Ponto	X	Y
Ponto Central	75360	262095
1	56832	235174
2	51159	248777
3	81334	289015
4	99560	276726
5	96390	272141
6	91017	271762
7	87540	260679

Figura 1_ Localização da ZPE das Ilhas Berlengas (Sistema de Projeção de Coordenadas: Lisboa *Hayford – Gauss*, IgeoE, Projecção *Transverse Mercator*, Datum Lisboa).

¹ Decreto-Lei n.º 105/2012, D.R. n.º 96, Série I de 2012-05-17 Define os novos limites da Zona de Proteção Especial das Ilhas Berlengas, alterando (quarta alteração) o Decreto-Lei 384-B/99, de 23 de setembro, que cria diversas zonas de proteção especial.

2.2 Censos de aves marinhas

Os censos de aves marinhas decorreram mensalmente entre novembro de 2016 e abril de 2018, a bordo de uma embarcação marítimo-turística. Foi definido *a priori* um transecto em zigue-zague de forma a cobrir toda a ZPE das Ilhas Berlengas. Para garantir a cobertura de toda a área o censo foi realizado em dois dias, sendo, sempre que possível, em dias seguidos. Devido às condições meteorológicas, não foi possível realizar os censos nos meses de janeiro e fevereiro.

Foi seguido o protocolo ESAS (*European Seabirds At Sea*) para recolha de dados (Tasker et al. 1984), a bordo de duas embarcações com características semelhantes. Todas as aves em contacto com a água, dentro de um transecto com 300 m de largura eram contadas para um dos bordos da embarcação. Todas as aves em voo eram contadas usando o método do "snap-shot". As contagens foram agrupadas em períodos de 5 minutos.

2.3 Modelos de distribuição da abundância de aves marinhas

Processamento dos dados e análise exploratória

Os transectos foram divididos em segmentos de comprimento correspondente a 5 minutos de esforço de observação. A detetabilidade das aves pousadas na água decresce com a distância, assim num primeiro passo analisou-se o número de aves em função da distância (A - <50m, B - 51 a 100m, C - 101 a 200 e D - 201 a 300m). Agruparam-se as espécies por tamanho corporal, em 2 grupos distintos: aves de médio porte (pardela-balear *Puffinus mauretanicus*, gaivotas de porte semelhante aos guinchos *Chroicocephalus ridibundus*, garajaus e negrola *Melanitta nigra*) e aves de grande porte (cagarra *Calonectris borealis*, pardelas do género *Ardenna*, alcatraz *Morus bassanus*, corvos-marinhos (*Gulosus aristotelis* e *Phalacrocorax carbo*), moleiros, gaivotas de porte semelhante às gaivotas-de-patas-amarelas *Larus michahellis*). Para cada grupo foi modelada a correção de distâncias seguindo Kober et al. (2010), usando o pacote "Distance" disponível em R (R Core Team 2019). Tendo em conta que esta análise evidenciou a existência de um efeito da distância na detetabilidade para as espécies de médio porte, procedeu-se à correção em função da distância seguindo Carroll et al. (2019), tendo sido aplicado um fator de correção para a proporção de aves não detetadas dentro da área do transecto de 300m, usando a seguinte equação, $x = ((nA+nB)*3)/(nA+nB+nC+nD)$, onde nA , nB , nC e nD é o total de aves contadas em cada banda de distâncias. O numerado é multiplicado por 3 (o rácio entre a área total das bandas A+B+C+D e a área total das bandas A+B) (Pollock et al. 2000). Esta função assume que a deteção dentro dos 100m é perfeita. Os fatores de correção foram calculados separadamente consoante o estado do mar, 1-3 (pequenas ondas sem crista) e 4 (ondas com cristas quebradas) (Kober et al. 2010). Para as espécies de médio porte, o fator de correção usado para o estado do mar 1-3 foi 2,79 e para o estado do mar 4 foi de 1,4.

Construção e seleção dos modelos

De forma a permitir a modelação das abundâncias das diferentes espécies, foram apenas utilizadas as observações de aves dentro do transecto. Todas as observações foram agrupadas numa grelha espacial, com uma quadrícula de tamanho 4x4km, permitindo uma análise fina da distribuição de cada espécie. Neste exercício foram apenas usadas as 6 espécies mais abundantes, a cagarra, a pardela-balear, o alcatraz, a galheta *Gulosus aristotelis*, a gaivota-de-patas-amarelas e a tordamergulheira *Alca torda*.

Para a construção dos modelos foram utilizadas 5 variáveis: latitude, longitude, batimetria, distância à costa e período. As 3 primeiras variáveis foram obtidas utilizando como ponto de referência o centroide da quadrícula. O período foi definido com base na época fenológica da espécie (Catry et al.

2010, Meirinho et al. 2014), tendo sido atribuídas as seguintes categorias: período reprodutivo, período pós-reprodutivo, invernada e período pré-reprodutivo (fig. 2). Para as galhetas utilizaram-se apenas os períodos reprodutivo e invernada.

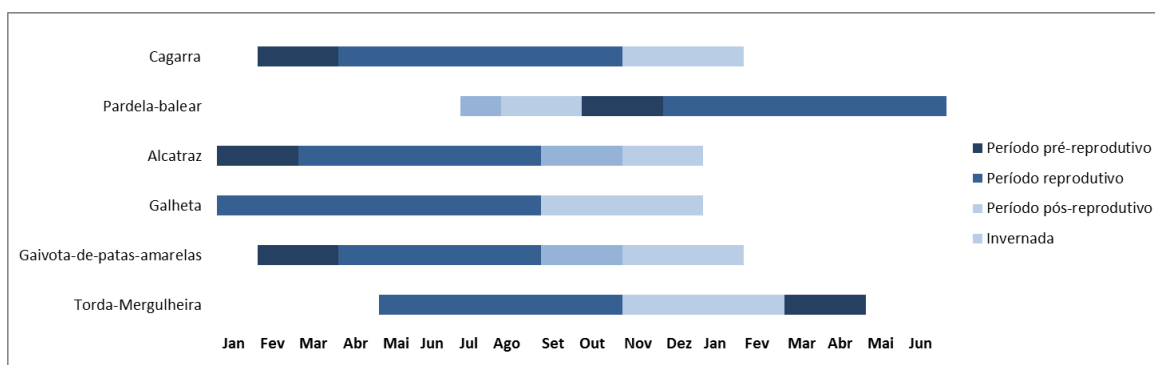


Figura 2 Períodos definidos para cada espécie com base na época fenológica.com base em (Catry et al. 2010, Meirinho et al. 2014),

Para analisar o efeito das variáveis referidas acima no número de aves contadas, foram utilizadas 4 tipologias de modelos de regressão: modelos de regressão de Poisson de zeros inflacionados (ZIP), modelos de regressão binomial negativa de zeros inflacionados (ZINB) e modelos de barreira (Hurdle) com regressão de Poisson ou regressão Binomial Negativa. Os modelos de regressão utilizados são os mais apropriados para a modelação de contagens. Os modelos de zeros inflacionados e Hurdle assumem uma distribuição binomial para a componente de presença-ausência e permitem a escolha de uma distribuição Poisson ou Binomial Negativa para os dados de contagens (Cameron and Trivedi 1998), sendo os mais apropriados para modelar amostras com excessos de zeros.

De forma a ter em conta a variabilidade do esforço de amostragem dentro de cada quadrícula, o número de km² prospectados ($\log(\text{esforço})$) foi incluído em cada modelo como variável *offset*. Numa primeira fase correram-se os modelos com todas as variáveis consideradas, correspondendo aos modelos completos. Posteriormente, foram treinados diversos modelos reduzidos, após a exclusão das variáveis com valor de $p > 0,05$. O excesso de zeros previstos pelos modelos ZIP, ZINB e Hurdle foi avaliado pela análise gráfica dos resíduos gerados e com a comparação entre os resíduos e os valores previstos de cada modelo. A seleção do melhor modelo entre os diversos modelos treinados, completos e reduzidos, foi finalmente feita com base no resultado do teste à qualidade de ajuste ($\log Lik$) e do Critério de Informação de Aikaike (AIC). Todos os exercícios de modelação e análise dos modelos gerados foram produzidos com o pacote *pscl* (Zeileis et al. 2007) disponível em *R* (R Core Team 2019), utilizando o utilitário RStudio (RStudio Team 2019).

2.4 Esforço de pesca dentro da ZPE das Ilhas Berlengas

Dados AIS - embarcações $\geq 15m$

Para avaliar o esforço de pesca das embarcações com comprimento superior a 15m a operar dentro da ZPE, foram adquiridos dados AIS (*Automatic Identification System*) à empresa *VesselFinder* coincidentes com o período de censos de aves marinhas, compreendendo o período entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018. Os dados AIS incluem a informação relativa ao nome da embarcação,

data, hora, latitude, longitude, velocidade e sentido da deslocação das embarcações, sendo registados a cada 5 minutos.

A cada embarcação foi atribuída um tipo de arte de pesca com base na informação disponibilizada pelo portal [European Fishing Fleet Register](#). Numa tentativa de identificar as localizações registadas no momento da atividade da pesca, os dados AIS foram filtrados pela velocidade, considerando as diferentes artes de pesca, redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto (tab. 1; Mikšlová 2017). Apenas os dados AIS das embarcações consideradas em atividade de pesca foram considerados nas análises posteriores.

Tabela 1_Valores de velocidade utilizados para identificar os dados AIS durante a atividade de pesca para as diferentes artes de pesca em estudo.

Arte de pesca	Velocidade (nós)
Redes de emalhar	< 2
Palangre demersal	< 2
Redes de cerco	< 2,5
Arrasto	1 - 5

Inquéritos a pescadores - embarcações <15m

Para avaliar o esforço de pesca das embarcações com comprimento inferior a 15m a operar dentro da ZPE, foi utilizada a informação recolhida através de inquéritos. Os inquéritos foram realizados aos mestres de pesca no porto de Peniche entre outubro de 2015 e julho de 2018. Para cada inquérito foi recolhida informação relativa à arte de pesca utilizada, comprimento da embarcação, nome da embarcação e área de pesca utilizada no período de 3 meses antecedente à realização do inquérito. Os mestres foram inquiridos a indicarem, num mapa da área marinha envolvente ao porto de pesca, as quadrículas (10x10km) em que operaram (fig. 3).

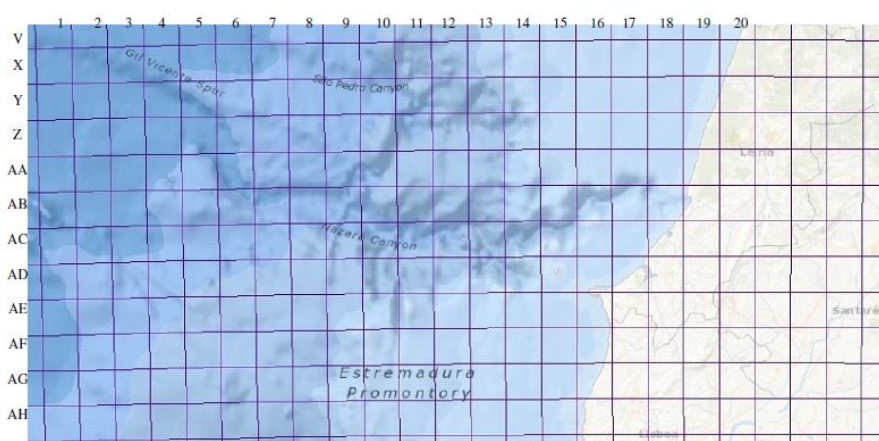


Figura 3_Mapa da área marinha envolvente ao porto de pesca de Peniche, utilizado para os mestres indicarem as quadrículas (10x10km) onde operaram ao longo dos 3 meses antecedentes à realização do inquérito.

Definição espacial e temporal das áreas de pesca

A definição temporal das áreas de pesca foi feita para cada período fenológico das espécies em estudo (tab. 2). A definição espacial foi definida com base na distribuição de utilização (UD) calculada para cada grupo de dados (AIS e inquéritos) por período, usando o método clássico de Kernel. A UD é calculada como a função bivariada, resultando na densidade de probabilidades de um barco ser encontrado num certo ponto, tendo em conta as suas coordenadas geográficas. A partir deste modelo foi possível definir a área vital (neste caso correspondente à área de pesca associada a cada arte) como área mínima em que um barco tem uma certa probabilidade de ser localizado. As funções usadas neste exercício correspondem à abordagem descrita por Wornton (1995), e foram calculadas com o pacote *adehabitatHR* disponível no R (R Core Team 2019).

No caso das embarcações com comprimento $\geq 15\text{m}$, foram utilizadas as localizações referentes a um total de 106 embarcações para calcular a UD (fig. 4).

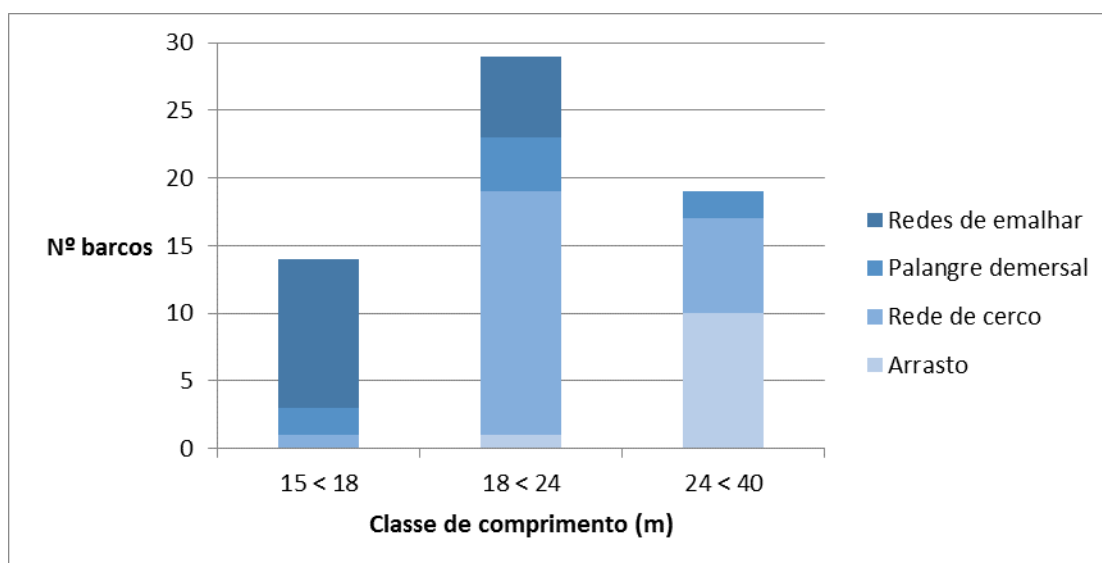


Figura 4_Número de embarcações a pescar dentro da ZPE das Ilhas Berlengas, divididas por classe de comprimento e arte de pesca. Informação obtida através da análise dos dados AIS.

No caso das embarcações de comprimento $<15\text{m}$, apenas foram calculadas as UD para as artes de pesca com mais de 5 inquéritos por período, resultando num total de 98 embarcações (fig. 5).

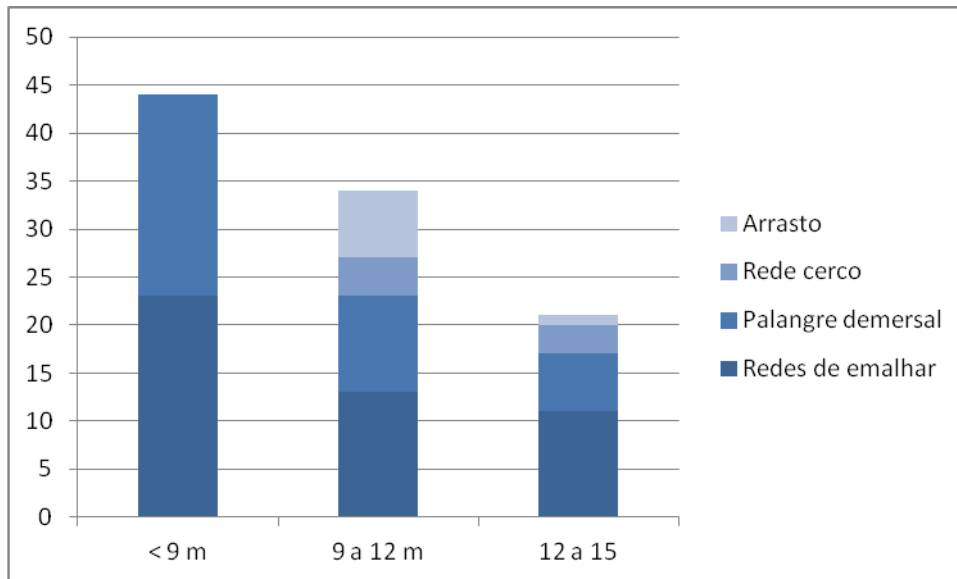


Figura 5 Número de embarcações a pescar dentro da ZPE das Ilhas Berlengas, divididas por classe de comprimento e arte de pesca. Informação obtida através da análise dos dados de inquéritos.

2.5 Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescarias

O grau de sobreposição espacial entre as espécies de aves marinhas e as pescarias em estudo foi calculado com base no índice de Morisita simplificado proposto por Horn (1966):

$$\widehat{C}_H = \frac{2 \sum_i^n \widehat{p}_{ij} \widehat{p}_{ik}}{\sum_i^n \widehat{p}_{ij}^2 + \sum_i^n \widehat{p}_{ik}^2}$$

onde \widehat{p}_{ij} e \widehat{p}_{ik} são percentagens de aves ou barcos na célula i da espécie j e da arte de pesca k . O índice de Morisita varia entre 0 (ausência de sobreposição) e 1 (sobreposição total).

3. RESULTADOS

3.1 Distribuição e abundância de aves marinhas

Entre novembro de 2016 e abril de 2018 foram observadas 30 espécies diferentes de aves marinhas e 3 espécies de cetáceos dentro da ZPE das Ilhas Berlengas (Anexo I). Apenas 1 espécie de ave terrestre, a rola-turca *Streptopelia turtur* foi observada durante as contagens. Considerando apenas o grupo das aves marinhas, a riqueza específica variou entre 8 (em maio ou julho) e 19 (setembro; fig. 6).

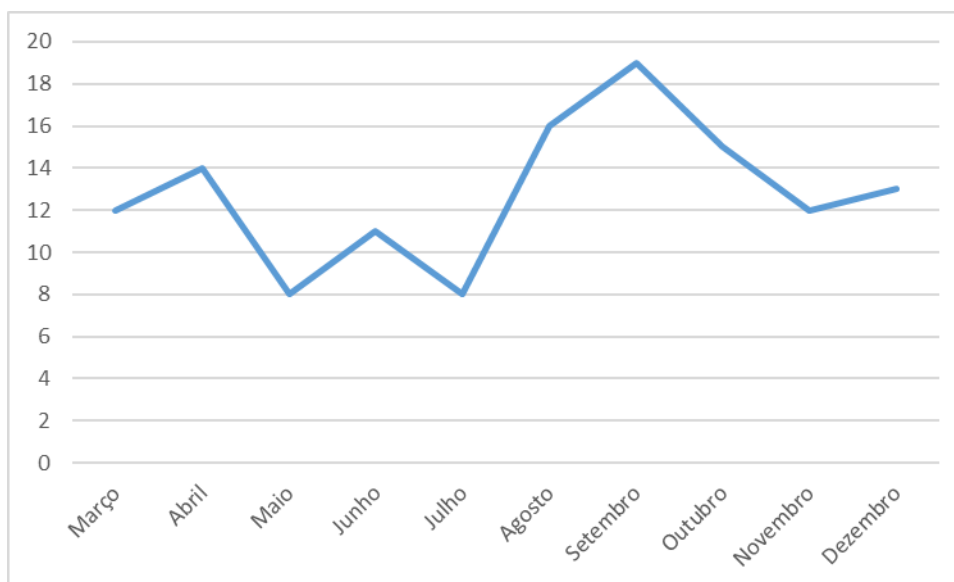


Figura 6 Riqueza específica mensal observada na ZPE das Ilhas Berlengas com base nas contagens realizadas entre novembro de 2016 e abril de 2018.

Apenas 4 espécies foram observadas ao longo de todos os meses, o alcatraz *Morus bassanus*, a gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis*, a pardela-balear e o alcaide *Catharacta skua*. O alcatraz foi a espécie mais abundante observada dentro da ZPE das Ilhas Berlengas, particularmente durante o período pós-reprodutivo (setembro a outubro; tab.2).

Tabela 2 Densidade observada das espécies de aves marinhas observadas dentro da ZPE das Ilhas Berlengas em cada período fenológico considerado. Apenas foram incluídas as espécies utilizadas no exercício de modelação. É apresentada a média \pm o desvio padrão da densidade observada nas quadriculas 4*4km. Os valores mínimos e máximos da densidade observada são apresentados entre parêntesis.

Espécie	Pré-reprodução	Reprodução	Pós-reprodução	Invernada
Cagarra	1,27 \pm 24,69 (0 - 486,99)	1,16 \pm 17,08 (0 - 510,49)	0 \pm 0 (0 - 0)	0 \pm 0 (0 - 0)
Pardela-balear	0,08 \pm 0,93 (0 - 18,40)	0,08 \pm 0,83 (0 - 32,78)	0 \pm 0 (0 - 0)	0,01 \pm 0,17 (0 - 3,98)
Alcatraz		0,56 \pm 2,41 (0 - 51,87)	2,53 \pm 0,93 (0 - 89,77)	0,93 \pm 2,69 (0 - 35,03)
Gaivota-de-patas-amarelas	0,19 \pm 1,36 (0 - 16,64)	0,20 \pm 2,18 (0 - 68,52)	0,11 \pm 1,18 (0 - 24,04)	0,25 \pm 2,27 (0 - 58,84)
Galheta		0,01 \pm 0,20 (0 - 4,67)		0,03 \pm 0,55 (0 - 18,32)
Torda-mergulheira	0,09 \pm 0,78 (0 - 13,95)			0,08 \pm 0,78 (0 - 13,95)

3.2 Distribuição da abundância de cagarra

Para modelar a distribuição da abundância de cagarra na área de estudo, foram gerados 4 modelos diferentes (tab. 3).

Tabela 3 Modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de cagarra na área de estudo. A negrito são assinaladas as variáveis com efeito significativo sobre a abundância ($p < 0,05$).

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
zip	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.0	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))

Tendo em conta a ausência de ocorrência de cagarras durante a migração pós-reprodutiva (correspondente ao mês de novembro) e a invernada (correspondente aos meses de dezembro e janeiro), apenas se obtiveram resultados para os restantes períodos. Todos os modelos parecerem prever com bastante exatidão o número de zeros presentes na amostra, mas o modelo hurdle.neg (modelo de barreira com regressão de binomial negativa) é aquele que melhor parece explicar a variabilidade dos nossos dados, tendo em conta o resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik), tendo igualmente o valor de AIC mais baixo (tab. 4).

Tabela 4 Resultados da qualidade de ajuste dos modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de cagarra na área de estudo, nomeadamente o número de graus de liberdade (GL), o teste AIC e o teste da qualidade de ajuste (logLik). O número de zeros observados e previstos por cada modelo são também apresentados. * indica o modelo escolhido com base na qualidade de ajuste.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
hurdle.neg*	13	965.37	-469.68	397
zip.neg	9	1031.14	-506.57	400
hurdle	12	2757.1	-1366.55	397
zip	12	2864.91	-1420.46	393
Nº zeros observados				397

Os gráficos da figura 7 mostram que o modelo selecionado se ajusta bem à distribuição dos nossos dados, não apresentando um excesso de dispersão. Por outro lado, o modelo selecionado prevê valores mais aproximados aos valores observados, como se pode confirmar pelos gráficos de resíduos.

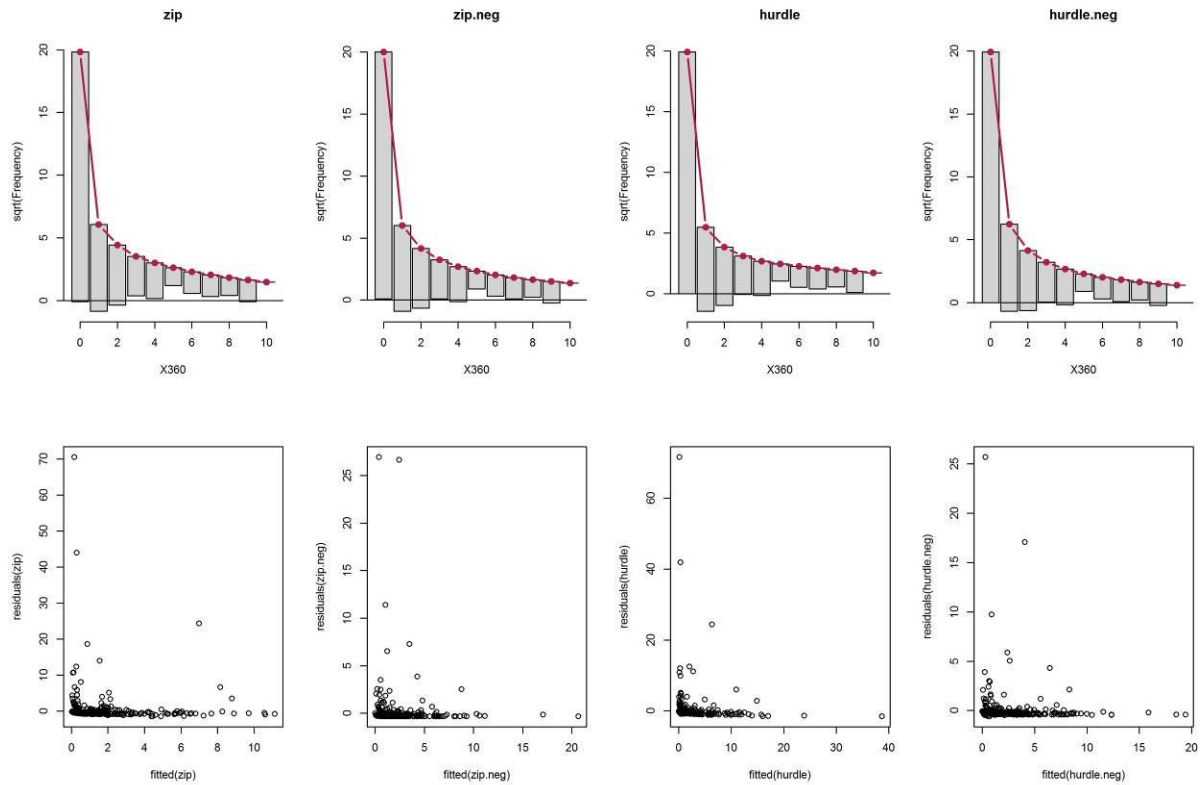


Figura 7 Gráficos resultantes da análise da qualidade do ajuste dos modelos ZIP, ZINB e Hurdle gerados. Os gráficos de barras permitem avaliar o excesso de dispersão de zeros. A linha vermelha representa a curva de distribuição teórica de Poisson e as barras a cinzento a diferença entre os valores observados e previstos pelo modelo. Nos gráficos de pontos comparam-se os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Com base no modelo selecionado foram estimados os valores de abundância por quadrícula (4x4km) para toda a área de estudo para os períodos reprodutivo (média = 19,43, min = 1,83 e máx = 85,71) e pré-reprodutivo (média = 10,71, min = 1,07 e máx = 65,15). No total estimou-se uma população de 1729 indivíduos durante o período reprodutivo e 953 durante a pré-reprodução. A cagarra distribui-se ao longo de toda a ZPE, com uma maior concentração em torno do arquipélago das Berlengas, sendo a longitude, a batimetria, a distância e o período, as variáveis com maior efeito sobre a distribuição da espécie (fig. 8). Durante o período reprodutivo esta espécie mostra uma distribuição espacial mais alargada.

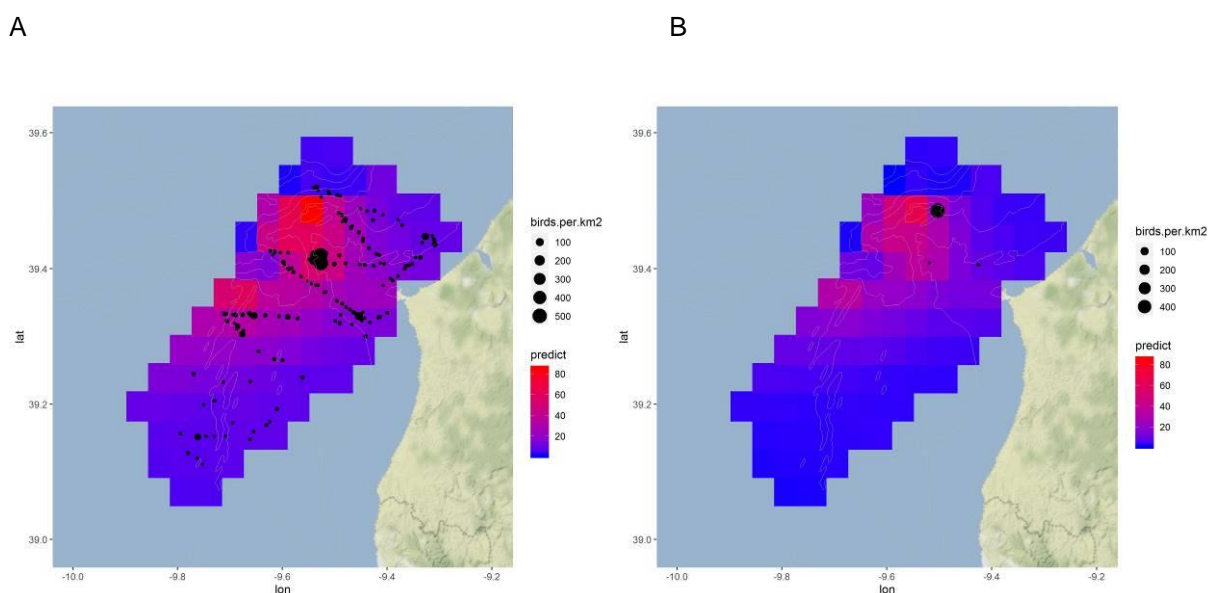


Figura 8 Mapas de distribuição da abundância de cagarra na área de estudo durante o período reprodutivo (A) e o pré-reprodutivo (B).

3.3 Distribuição da abundância de pardela-baleiar

Para modelar a distribuição da abundância de pardela-baleiar na área de estudo foram gerados 4 modelos diferentes (tab. 5).

Tabela 5 Modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de pardela-baleiar na área de estudo. A negrito são assinaladas as variáveis com efeito significativo sobre a abundância ($p < 0,05$).

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
zip	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.0	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))

Tendo em conta a ausência de ocorrência de pardela-baleiar durante a migração pós-reprodutiva (correspondente aos mês de novembro) e apenas a observação de 1 indivíduo durante a invernada (correspondente aos meses de agosto e setembro), apenas se obtiveram resultados para os restantes períodos. Todos os modelos parecerem prever com bastante exatidão o número de zeros presentes na amostra, mas o modelo zip.neg (modelo de regressão de binomial negativa com zeros inflacionados) é aquele que melhor parece explicar a variabilidade dos nossos dados, tendo em conta

o resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik), tendo igualmente um dos valores mais baixos de AIC (tab. 6).

Tabela 6_Resultados da qualidade de ajuste dos modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de pardela-baleiar na área de estudo, nomeadamente o número de graus de liberdade (GL), o teste AIC e o teste da qualidade de ajuste (logLik). O número de zeros observados e previstos por cada modelo são também apresentados. * indica o modelo escolhido com base na qualidade de ajuste.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
zip.neg*	11	331.93	-154.97	604
hurdle.neg	11	347.06	-162.53	604
zip	10	357.89	-168.95	603
hurdle	10	362.49	-171.25	604
Nº zeros observados	NA	NA	NA	604

Os gráficos da figura 9 mostram que o modelo selecionado se ajusta bem à distribuição dos nossos dados, não apresentando um excesso de dispersão. Por outro lado, o modelo selecionado prevê valores aproximados aos valores observados, como se pode confirmar pelos gráficos de resíduos.

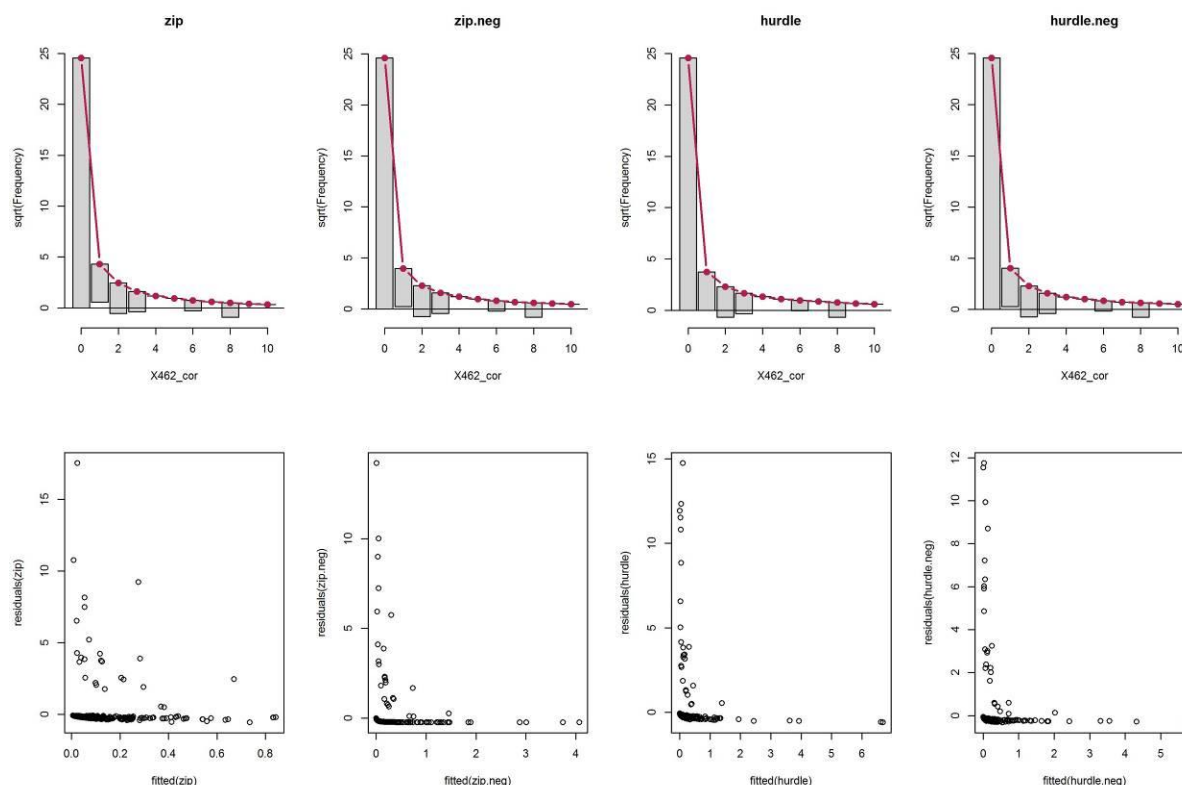


Figura 9_Gráficos resultantes da análise da qualidade do ajuste dos modelos ZIP, ZINB e Hurdle gerados. Os gráficos de barras permitem avaliar o excesso de dispersão de zeros. A linha vermelha representa a curva de distribuição teórica de Poisson e as barras a cinzento a diferença entre os valores observados e previstos pelo modelo. Nos gráficos de pontos comparam-se os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Com base no modelo selecionado foram estimados os valores de abundância por quadrícula (4x4km) para toda a área de estudo para os períodos reprodutivo (média = 0,57, min = ~0 e máx = 3,86) e pré-reprodutivo (média = 3,14, min = ~0 e máx = 28,47). No total estimou-se uma população de 50 indivíduos durante o período reprodutivo e 279 durante a pré-reprodução. A pardela-baleiar distribui-se principalmente ao longo da área da ZPE mais próxima de costa, sendo a longitude, a distância e o período os fatores com maior efeito sobre a sua distribuição (fig. 10).

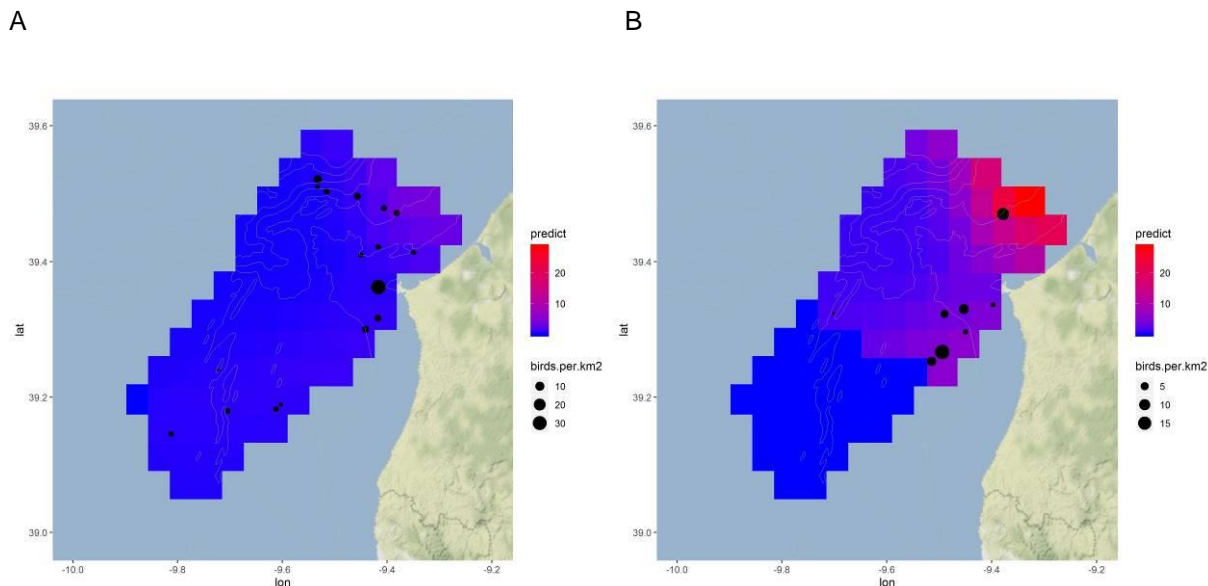


Figura 10 Mapas de distribuição da abundância de pardela-baleiar na área de estudo durante o período reprodutivo (A) e o pré-reprodutivo (B).

3.4 Distribuição da abundância de alcatraz

Para modelar a distribuição da abundância de alcatraz na área de estudo, foram gerados 4 modelos diferentes (tab. 7).

Tabela 7 Modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de alcatraz na área de estudo. A negrito são assinaladas as variáveis com efeito significativo sobre a abundância ($p < 0,05$).

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
zip	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.0	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))

Tendo em conta a ausência de embarques durante o período correspondente à migração pré-reprodutiva (janeiro e fevereiro), apenas se obtiveram resultados para os restantes três períodos. Os modelos parecerem prever com bastante exatidão o número de zeros presentes na amostra, mas o modelo hurdle.neg (modelo de barreira com regressão de Binomial Negativa) é aquele que melhor parece explicar a variabilidade dos nossos dados, tendo em conta o resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik), tendo igualmente o valor mais baixo de AIC (tab. 8).

Tabela 8_Resultados da qualidade de ajuste dos modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de alcatraz na área de estudo, nomeadamente o número de graus de liberdade (GL), o teste AIC e o teste da qualidade de ajuste (logLik). O número de zeros observados e estimados por cada modelo são também apresentados.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
hurdle.neg*	15	2278.49	-1124.25	458
zip.neg	15	2296.26	-1133.13	448
hurdle	14	2824.35	-1398.17	458
zip	14	2988.26	-1480.13	421
Nº zeros observados				458

Os gráficos da figura 11 mostram que o modelo selecionado se ajusta bem à distribuição dos nossos dados, não apresentando um excesso de dispersão. Por outro lado, o modelo selecionado prevê valores mais aproximados aos valores observados, como se pode confirmar pelos gráficos de resíduos.

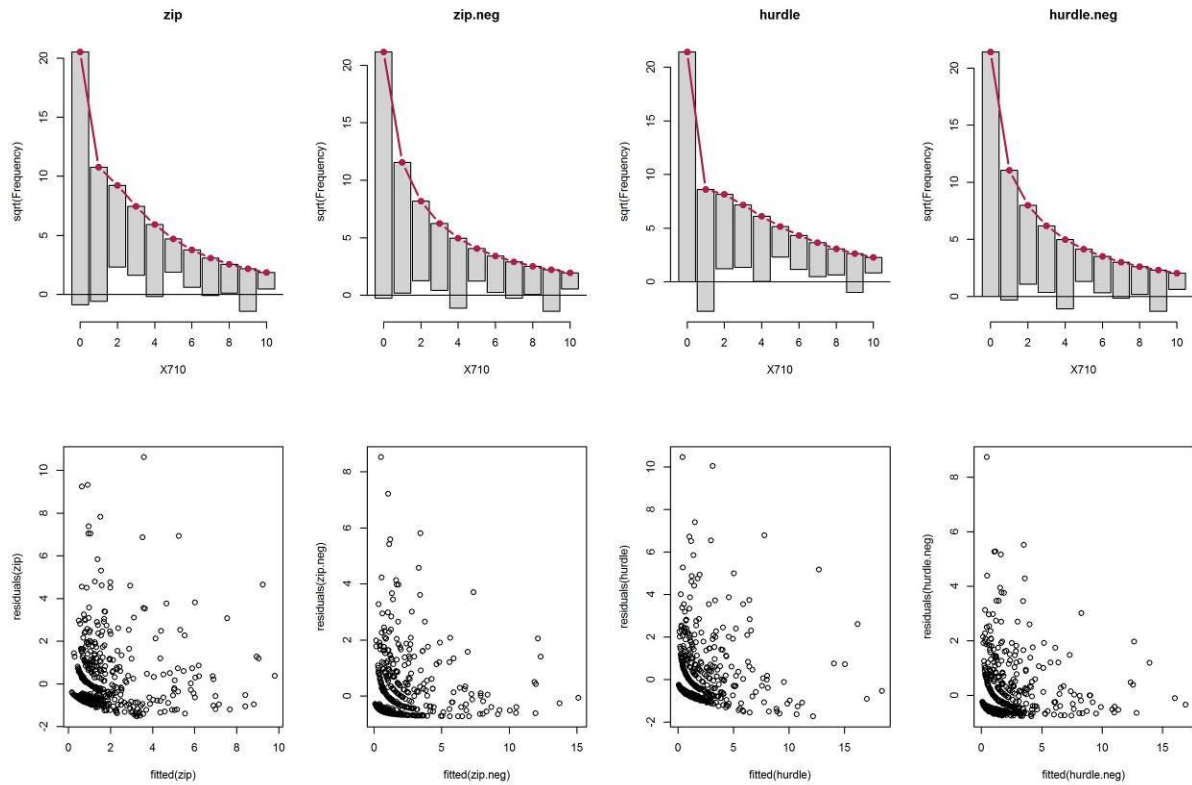
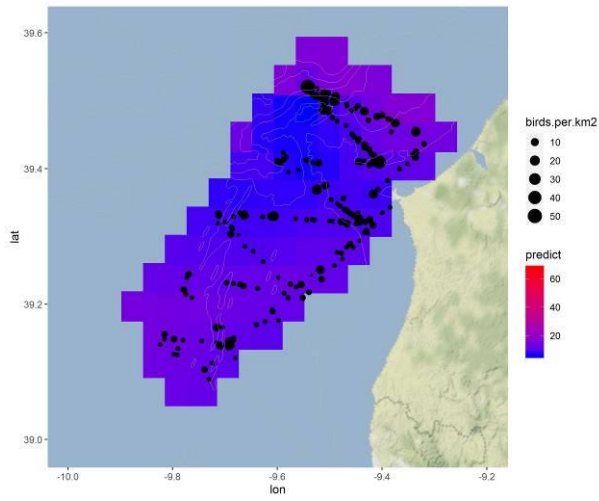


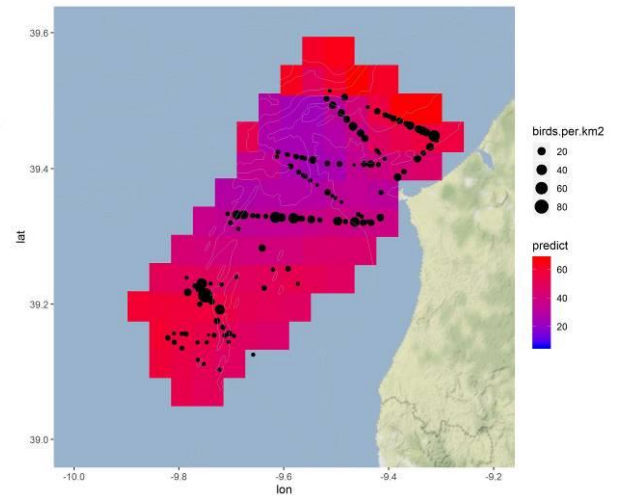
Figura 11_Gráficos resultantes da análise da qualidade do ajuste dos modelos ZIP, ZINB e Hurdle gerados. Os gráficos de barras permitem avaliar o excesso de dispersão de zeros. A linha vermelha representa a curva de distribuição teórica de Poisson e as barras a cinzento a diferença entre os valores observados e previstos pelo modelo. Nos gráficos de pontos comparam-se os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Com base no modelo selecionado foram estimados os valores de abundância por quadrícula (4x4km) para toda a área de estudo para os períodos reprodutivo (média = 10,66, min = 5,88 e máx = 16,56), pós-reprodutivo (média = 44,28, min = 23,24 e máx = 67,62), e invernada (média = 12,45, min = 6,88 e máx = 18,95). No total estimou-se uma população de 949 indivíduos durante o período reprodutivo, 3941 durante a pós-reprodução e 1108 durante a invernada. O alcatraz distribui-se por toda a ZPE, sendo a distância à costa, o período e a longitude os fatores que maior efeito têm sobre a distribuição da espécie (fig. 12).

A



B



C

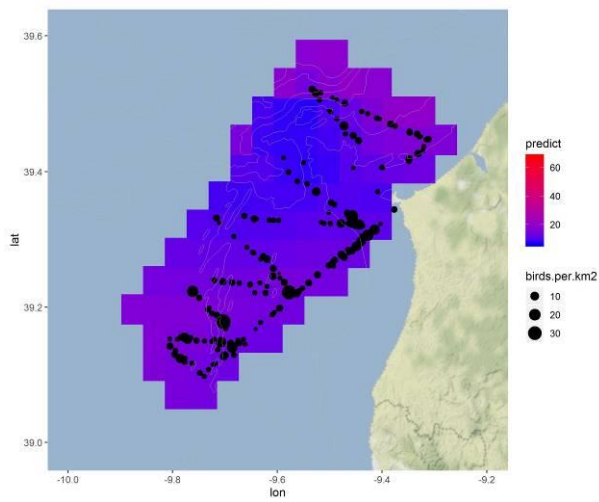


Figura 12 Mapas de distribuição da abundância de alcatraz na área de estudo durante o período reprodutivo (A), migração pós-reprodutiva (B) e invernada (C).

3.5 Distribuição da abundância de galheta

Para modelar a distribuição da abundância de galhetas na área de estudo, foram gerados 3 modelos diferentes (tab. 9).

Tabela 9_Modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de galhetas na área de estudo. A negrito são assinaladas as variáveis com efeito significativo sobre a abundância ($p < 0,05$).

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
zip	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.0	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))

Apesar de todos os modelos parecerem prever com bastante exatidão o número de zeros presentes na amostra, o modelo zip (modelo de regressão de Poisson com zeros inflacionados) é aquele que melhor parece explicar a variabilidade dos nossos dados, tendo em conta o resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik) tendo igualmente o valor mais baixo de AIC (tab. 10).

Tabela 10_Resultados da qualidade de ajuste dos modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de galhetas na área de estudo, nomeadamente o número de graus de liberdade (GL), o teste AIC e o teste da qualidade de ajuste (logLik). O número de zeros observados e estimados por cada modelo são também apresentados. * indica o modelo escolhido com base na qualidade de ajuste.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
zip*	10	159.29	-69.64	764
hurdle.neg	11	184.04	-81.02	765
hurdle	10	182.13	-81.06	765
Nº zeros observados				762

Os gráficos da figura 13 mostram que o modelo selecionado se ajusta bem à distribuição dos nossos dados, não apresentando um excesso de dispersão. Por outro lado, o modelo selecionado prevê valores mais aproximados aos valores observados, como se pode confirmar pelos gráficos de resíduos.

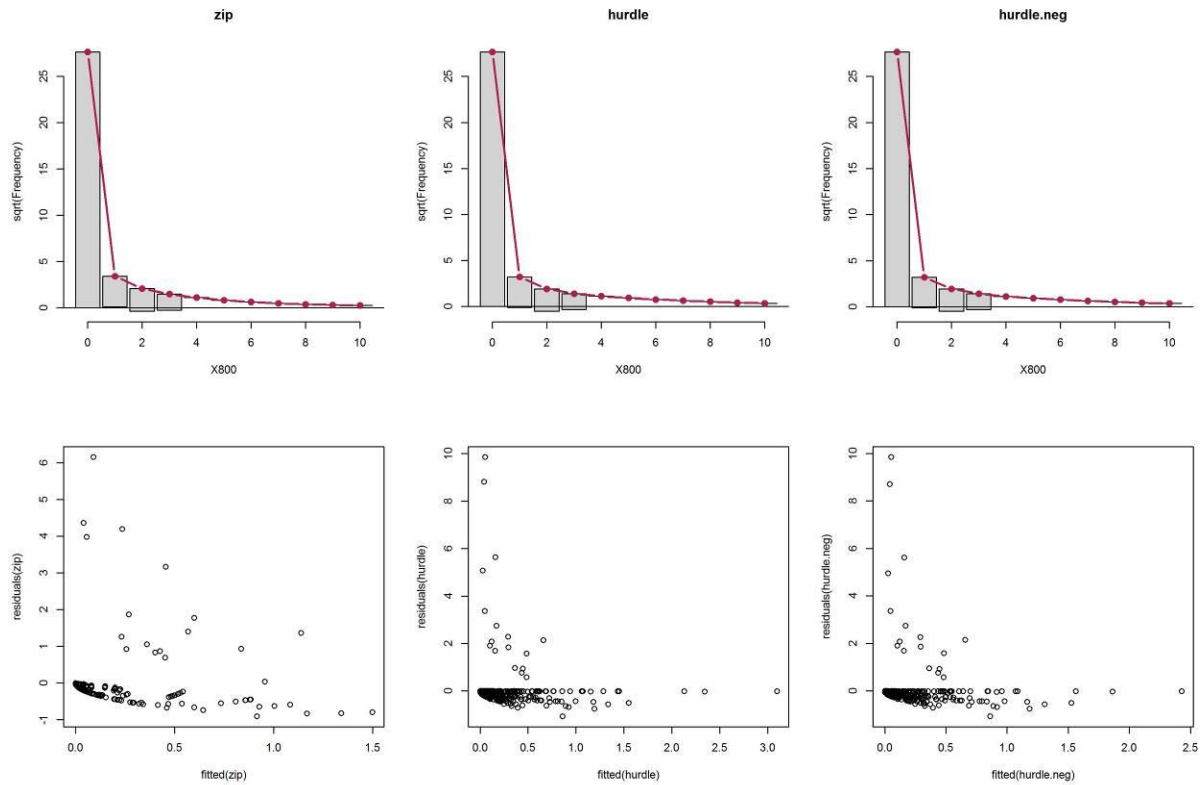
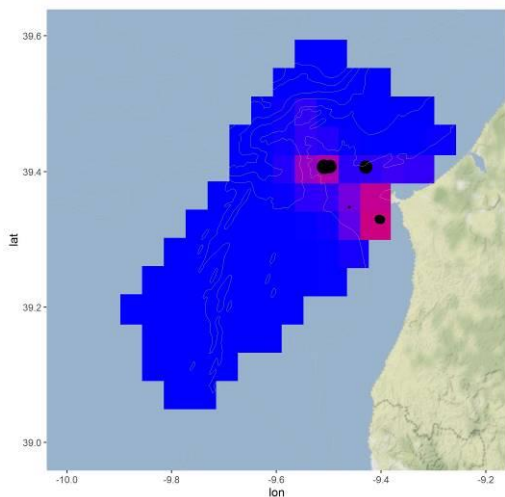


Figura 13_Gráficos resultantes da análise da qualidade do ajuste dos modelos ZIP e Hurdle gerados. Os gráficos de barras permitem avaliar o excesso de dispersão de zeros. A linha vermelha representa a curva de distribuição teórica de Poisson e as barras a cinzento a diferença entre os valores observados e previstos pelo modelo. Nos gráficos de pontos comparam-se os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Com base no modelo selecionado foram estimados os valores de abundância por quadrícula (4x4km) para toda a área de estudo para os períodos de reprodução (média = 0,05, min = 0, máx = 1,27) e invernada (média = 0,12, min = 0, máx = 2,42). No total estimou-se uma população de 5 indivíduos durante a época reprodutora e 11 durante a época não reprodutora. A distribuição da galheta é limitada à área envolvente ao arquipélago das Berlengas e ao canal entre o arquipélago e Peniche, sendo a batimetria o fator com maior efeito sobre a sua distribuição (fig. 14). Durante o período não-reprodutivo esta espécie mostra uma distribuição espacial ligeiramente mais alargada.

A



B

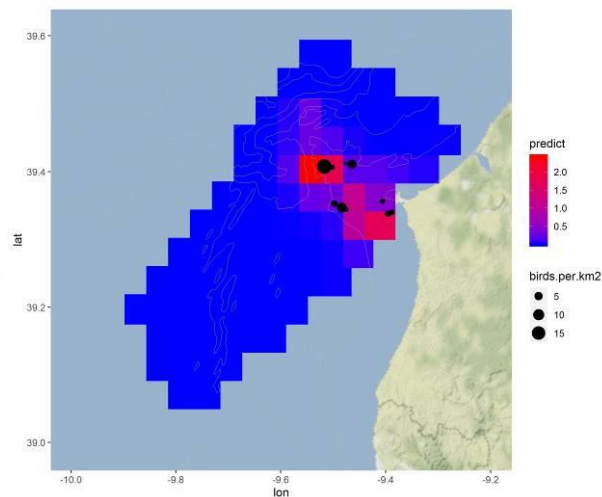


Figura 14_Mapas de distribuição da abundância de galheta na área de estudo durante o período reprodutivo (A) e o não-reprodutivo (B).

3.6 Distribuição da abundância de gaivota-de-patas-amarelas

Para modelar a distribuição da abundância de gaivota-de-patas-amarelas na área de estudo foram gerados 4 modelos diferentes (tab. 11).

Tabela 11_Modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de gaivota-de-patas-amarelas na área de estudo. A negrito são assinaladas as variáveis com efeito significativo sobre a abundância ($p < 0,05$).

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
zip	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))

Todos os modelos parecerem prever com bastante exatidão o número de zeros presentes na amostra, mas o modelo hurdle (modelo de barreira com regressão de binomial positiva) é aquele que melhor parece explicar a variabilidade dos nossos dados, tendo em conta o resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik), tendo igualmente um dos valores mais baixos de AIC (tab. 12).

Tabela 12_Resultados da qualidade de ajuste dos modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de gaivota-de-patas-amarelas na área de estudo, nomeadamente o número de graus de liberdade (GL), o teste AIC e o teste da qualidade de ajuste (logLik). O número de zeros observados e previstos por cada modelo são também apresentados. * indica o modelo escolhido com base na qualidade de ajuste.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
hurdle.neg*	17	921.82	-443.91	684
zip.neg	15	930.22	-450.11	684
hurdle	16	1046.47	-507.24	684
zip	16	1113.09	-540.54	679
Nº zeros observados				684

Os gráficos da figura 15 mostram que o modelo selecionado se ajusta bem à distribuição dos nossos dados, não apresentando um excesso de dispersão. Por outro lado, o modelo selecionado prevê valores aproximados aos valores observados, como se pode confirmar pelos gráficos de resíduos.

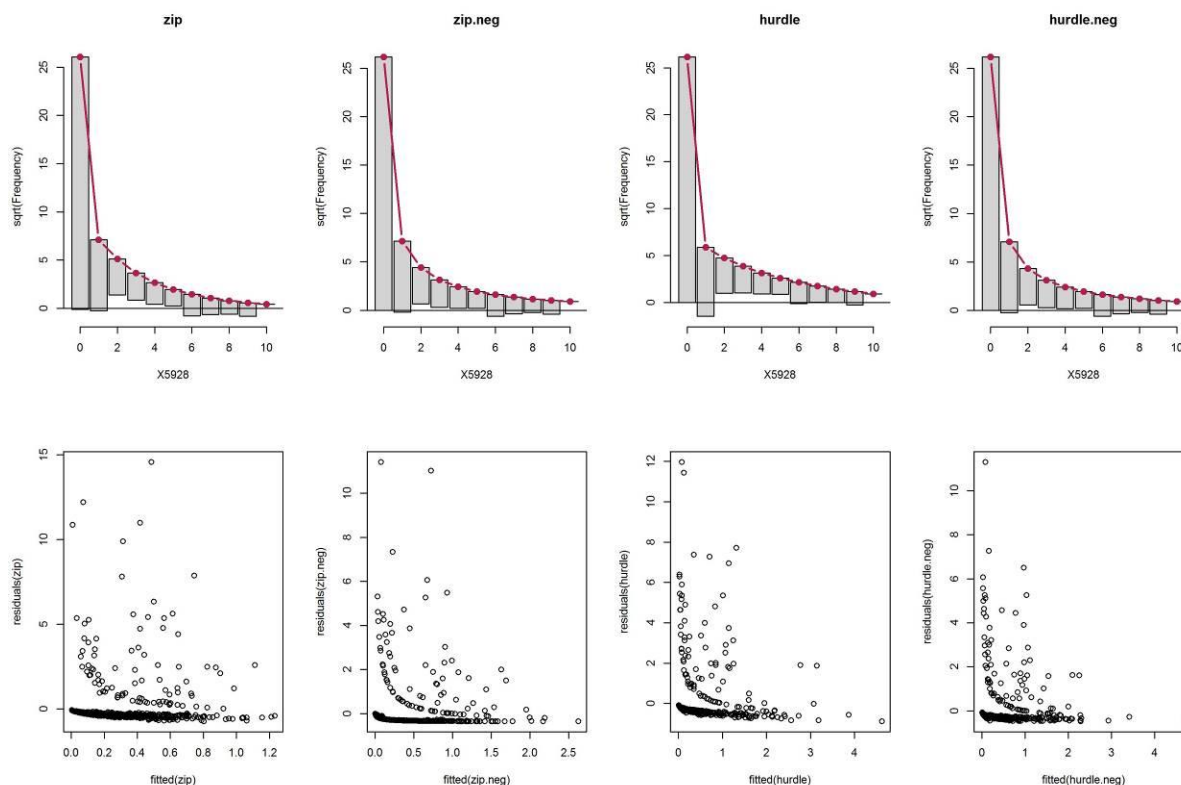


Figura 15_Gráficos resultantes da análise da qualidade do ajuste dos modelos ZIP, ZINB e Hurdle gerados. Os gráficos de barras permitem avaliar o excesso de dispersão de zeros. A linha vermelha representa a curva de distribuição teórica de Poisson e as barras a cinzento a diferença entre os valores observados e previstos pelo modelo. Nos gráficos de pontos comparam-se os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Com base no modelo selecionado foram estimados os valores de abundância por quadrícula (4x4km) para toda a área de estudo para os períodos reprodutivo (média = 4,96, min = 0,19 e máx = 29,17), pós-reprodutivo (média = 2,13, min = 0,14 e máx = 12,20), pré-reprodutivo (média = 7,44, min = 0,22 e máx = 43,92) e invernada (média = 5,15, min = 0,28 e máx = 27,65). No total estimou-se uma população de 442 indivíduos durante o período reprodutivo, 189 durante a pós-reprodução, 662 durante a pré-reprodução e 459 durante a invernada. A distribuição da gaivota-de-patas-amarelas abrange praticamente toda a ZPE, com exceção do limite norte, sendo mais concentrada na zona envolvente ao arquipélago das Berlengas e tendo sido a latitude, a longitude, a batimetria e o período os fatores com maior efeito sobre a sua distribuição (fig. 16).

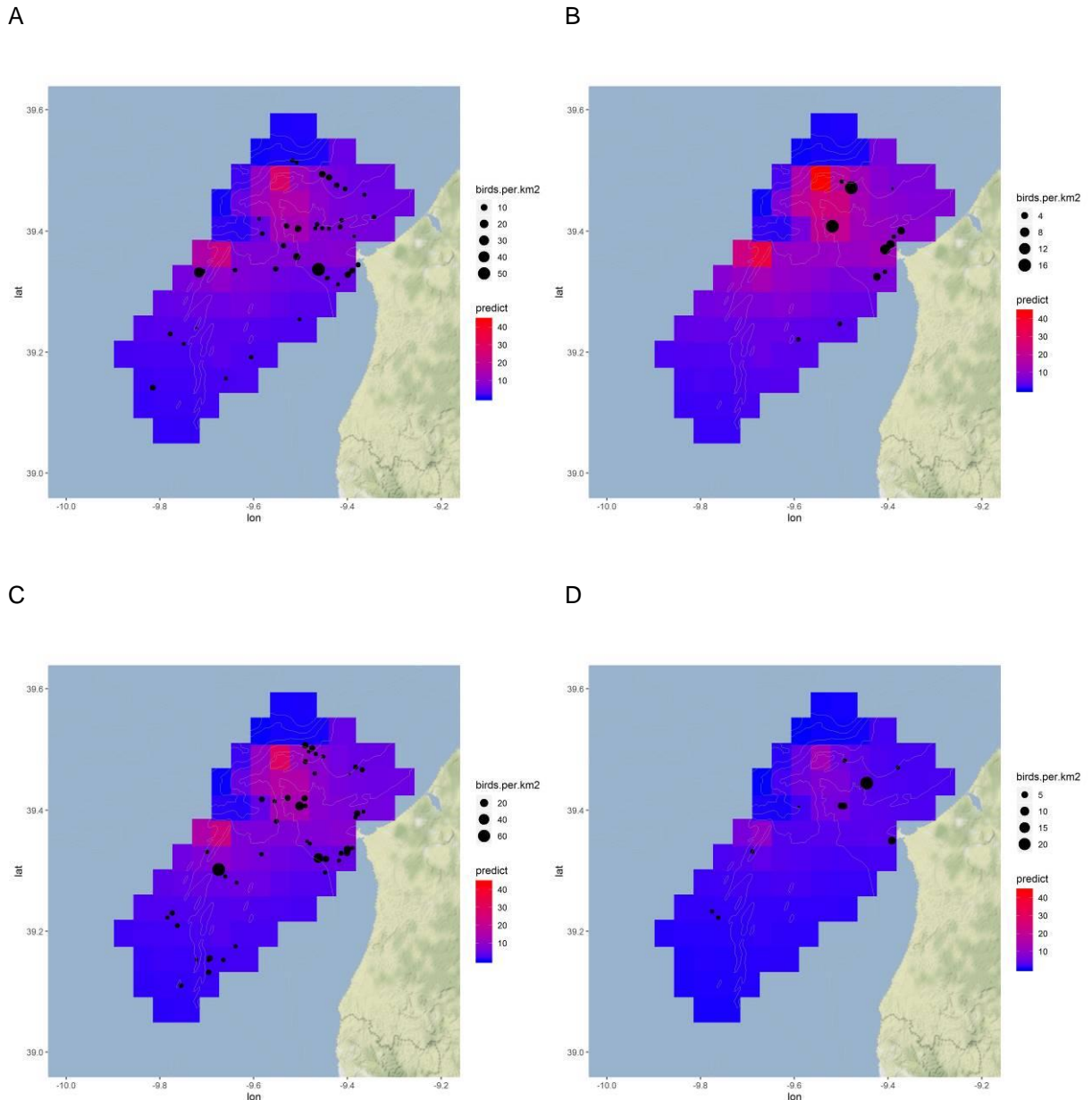


Figura 16 Mapas de distribuição da abundância de gaivota-de-patas-amarelas na área de estudo durante a invernada (A), o período pré-reprodutivo (B), o reprodutivo (C) e o pós-reprodutivo (D).

3.7 Distribuição da abundância de torda-mergulheira

Para modelar a distribuição da abundância de torda-mergulheira na área de estudo foram gerados 4 modelos diferentes (tab. 13).

Tabela 13 Modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de torda-mergulheira na área de estudo. A negrito são assinaladas as variáveis com efeito significativo sobre a abundância ($p < 0,05$).

Modelo	Regressão	Distribuição	Variáveis
zip	ZIP	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
zip.neg	ZINB	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle	Hurdle	Poisson	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))
hurdle.neg	Hurdle	Binomial negativa	Num_aves ~ Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço)) Latitude + Longitude + Batimetria + Distância + Período + offset(log(Esforço))

Todos os modelos parecerem prever com bastante exatidão o número de zeros presentes na amostra, mas o modelo zip.neg (modelo de regressão de binomial positiva com zeros inflacionados) é aquele que melhor parece explicar a variabilidade dos nossos dados, tendo em conta o resultado do teste à qualidade de ajuste (logLik), tendo igualmente um dos valores mais baixos de AIC (tab. 14).

Tabela 14 Resultados da qualidade de ajuste dos modelos gerados para modelar a distribuição da abundância de torda-mergulheira na área de estudo, nomeadamente o número de graus de liberdade (GL), o teste AIC e o teste da qualidade de ajuste (logLik). O número de zeros observados e previstos por cada modelo são também apresentados. * indica o modelo escolhido com base na qualidade de ajuste.

Modelo	GL	AIC	logLik	Nº zeros estimados
zip.neg*	13	223.17	-98.59	463
hurdle.neg	13	234.79	-104.4	463
hurdle	12	237.06	-106.53	463
zip	12	240.18	-108.09	461
Nº zeros observados				463

Os gráficos da figura 17 mostram que o modelo selecionado se ajusta bem à distribuição dos nossos dados, não apresentando um excesso de dispersão. Por outro lado, o modelo selecionado prevê valores aproximados aos valores observados, como se pode confirmar pelos gráficos de resíduos.

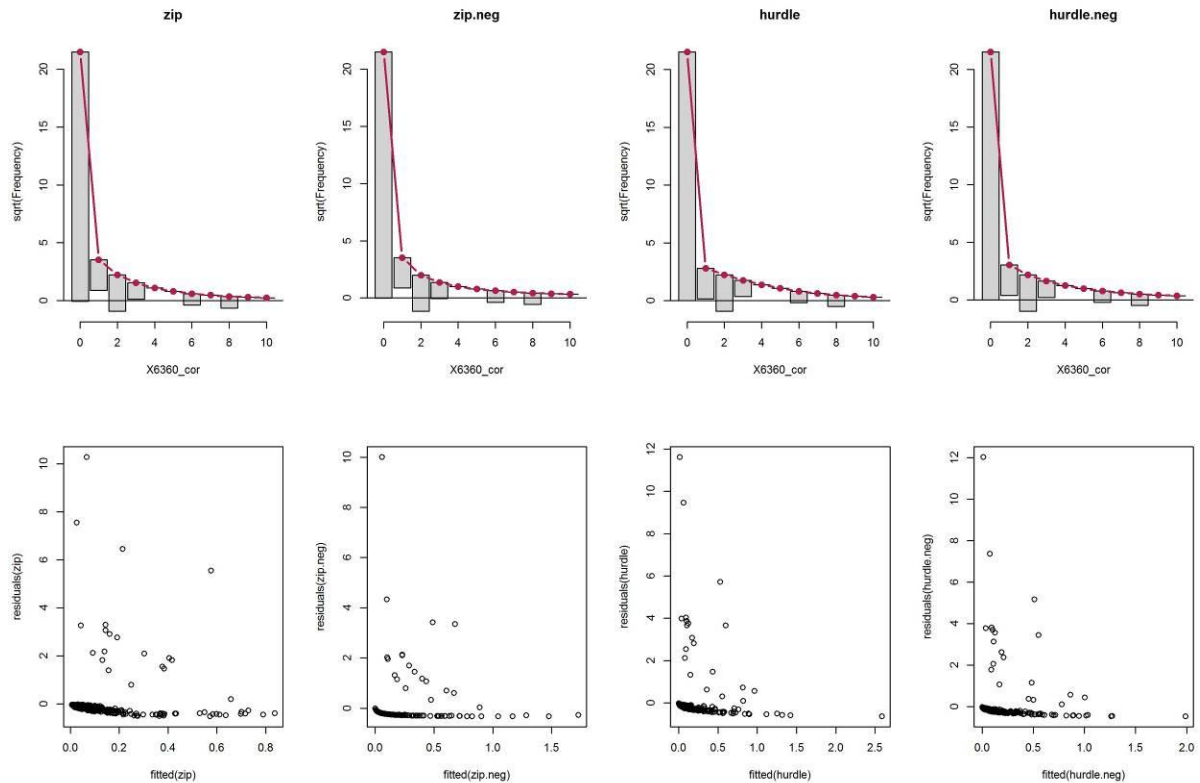


Figura 17_Gráficos resultantes da análise da qualidade do ajuste dos modelos ZIP, ZINB e Hurdle gerados. Os gráficos de barras permitem avaliar o excesso de dispersão de zeros. A linha vermelha representa a curva de distribuição teórica de Poisson e as barras a cinzento a diferença entre os valores observados e previstos pelo modelo. Nos gráficos de pontos comparam-se os resíduos de cada modelo com os valores previstos.

Com base no modelo selecionado foram estimados os valores de abundância por quadrícula (4x4km) para toda a área de estudo para os períodos reprodutivo pré-reprodutivo (média = 1,27, min = ~0 e máx = 14,74) e invernada (média = 0,49, min = ~0 e máx = 4,50). No total estimou-se uma população de 113 indivíduos durante a pré-reprodução e 44 durante a invernada. A distribuição da torda-mergulheira abrange praticamente toda a ZPE, com exceção do limite norte, sendo mais concentrada na zona envolvente ao arquipélago das Berlengas e tendo sido a latitude, a longitude, a batimetria e o período os fatores com maior efeito sobre a sua distribuição (fig. 18).

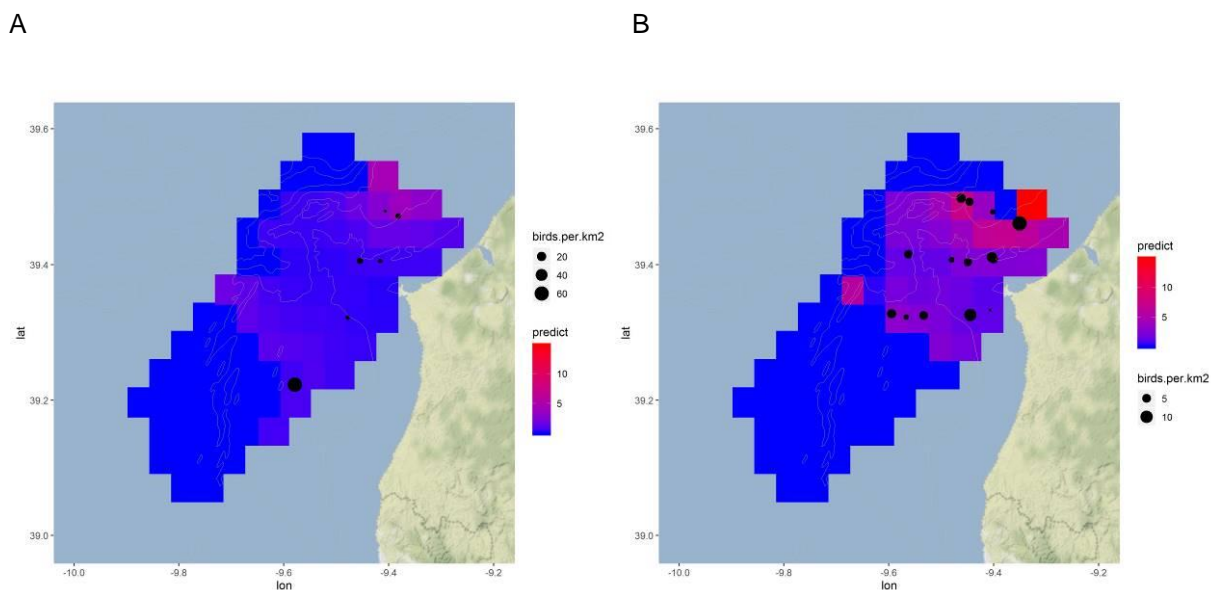


Figura 18 Mapas de distribuição da abundância de torda-mergulheira na área de estudo durante a invernada (A) e o período pré-reprodutivo (B).

3.8 Distribuição espaço-temporal das áreas de pesca

A distribuição de utilização das embarcações com comprimento ≥ 15 m, gerada com base nos dados AIS, variou fortemente com o período e com a arte de pesca em análise. As embarcações a operar redes de emalhar ou cerco parecem concentra-se principalmente na metade norte da ZPE, enquanto o palangre demersal e o arrasto parecem ter uma maior atividade nos extremos sul e norte da ZPE, como se pode ver mais à frente nos mapas de sobreposição apresentados para as várias artes de pesca em comparação com as espécies em estudo.

A distribuição de utilização das embarcações com comprimento < 15 m, gerada com base nos dados de inquéritos, não apresenta grandes variações entre os períodos analisados (fig. 19). No entanto nota-se uma ligeira diferença entre as artes de pesca. O palangre demersal, as redes de emalhar e as redes de cerco concentram-se especialmente na metade norte da ZPE. O arrasto apresenta uma distribuição um pouco mais dispersa ao longo de toda a ZPE, centrando-se nas zonas mais afastada de costa.

3.9 Sobreposição espaço-temporal entre a cagarra e as pescarias

No caso das embarcações com comprimento superior a 15m, o palangre demersal foi a arte com um maior valor de sobreposição espacial com a cagarra, seguido das redes de cerco (tab. 15). As restantes artes apresentaram valores relativamente inferiores. Em relação ao período fenológico, a sobreposição espacial foi, regra geral, superior no período reprodutivo, apesar do maior valor ter sido registado para o palangre demersal durante o período pós-reprodutivo (fig. 19 e 20).

Em relação às embarcações com comprimento inferior a 15m, em geral os valores de sobreposição foram bastante mais elevados. Tendo sido o palangre demersal a arte com maior valor de sobreposição espacial com a cagarra. As restantes artes tiveram valores ligeiramente mais reduzidos, sendo ligeiramente diferentes consoante os períodos, sendo de forma geral superior durante o período reprodutivo (fig. 21 e 22).

Tabela 15_Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de cagarra e as diferentes artes de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas (redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto) durante os períodos reprodutivo e pós-reprodutivo. Os dados AIS foram utilizados para avaliar a sobreposição com os barcos de pesca com comprimento superior a 15 m, e os dados dos inquéritos com os barcos de pesca inferiores a 15m.

	Período	Redes de emalhar	Palangre demersal	Redes de cerco	Arrasto
Dados AIS ($\geq 15m$)					
	Reprodutivo	0,32	0,45	0,41	0,23
	Pré-reprodutivo	0,19	0,56	0,39	0,23
Inquéritos ($< 15m$)					
	Reprodutivo	0,51	0,88	0,79	0,7
	Pré-reprodutivo	0,57	0,8	0,61	0,65

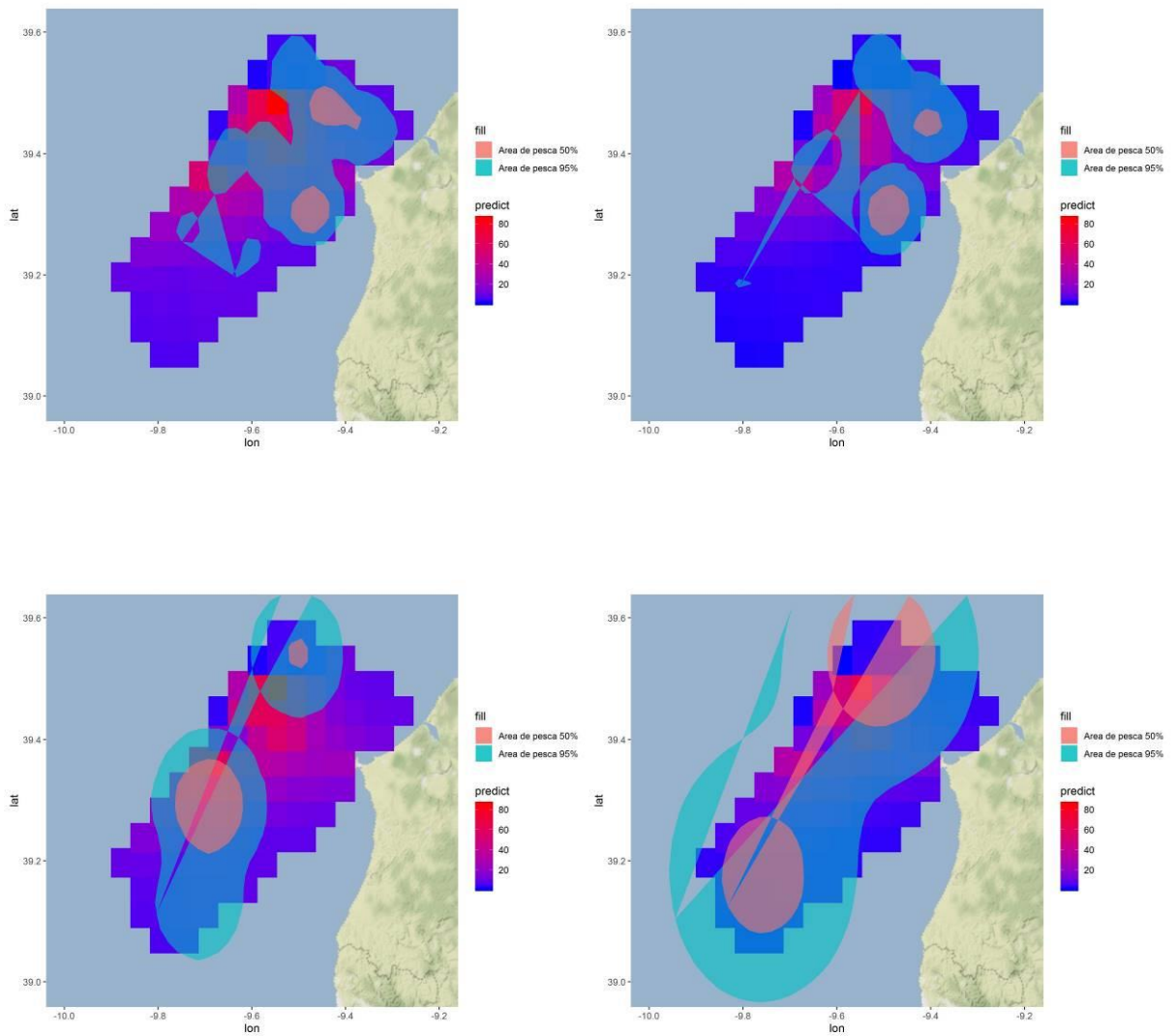


Figura 19_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento $\geq 15\text{m}$, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da cagarra. Acima à esquerda – redes de emalhar durante o período reprodutivo; acima à direita - redes de emalhar durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – palangre demersal durante o período reprodutivo; abaixo à direita – palangre demersal durante a pré-reprodução.

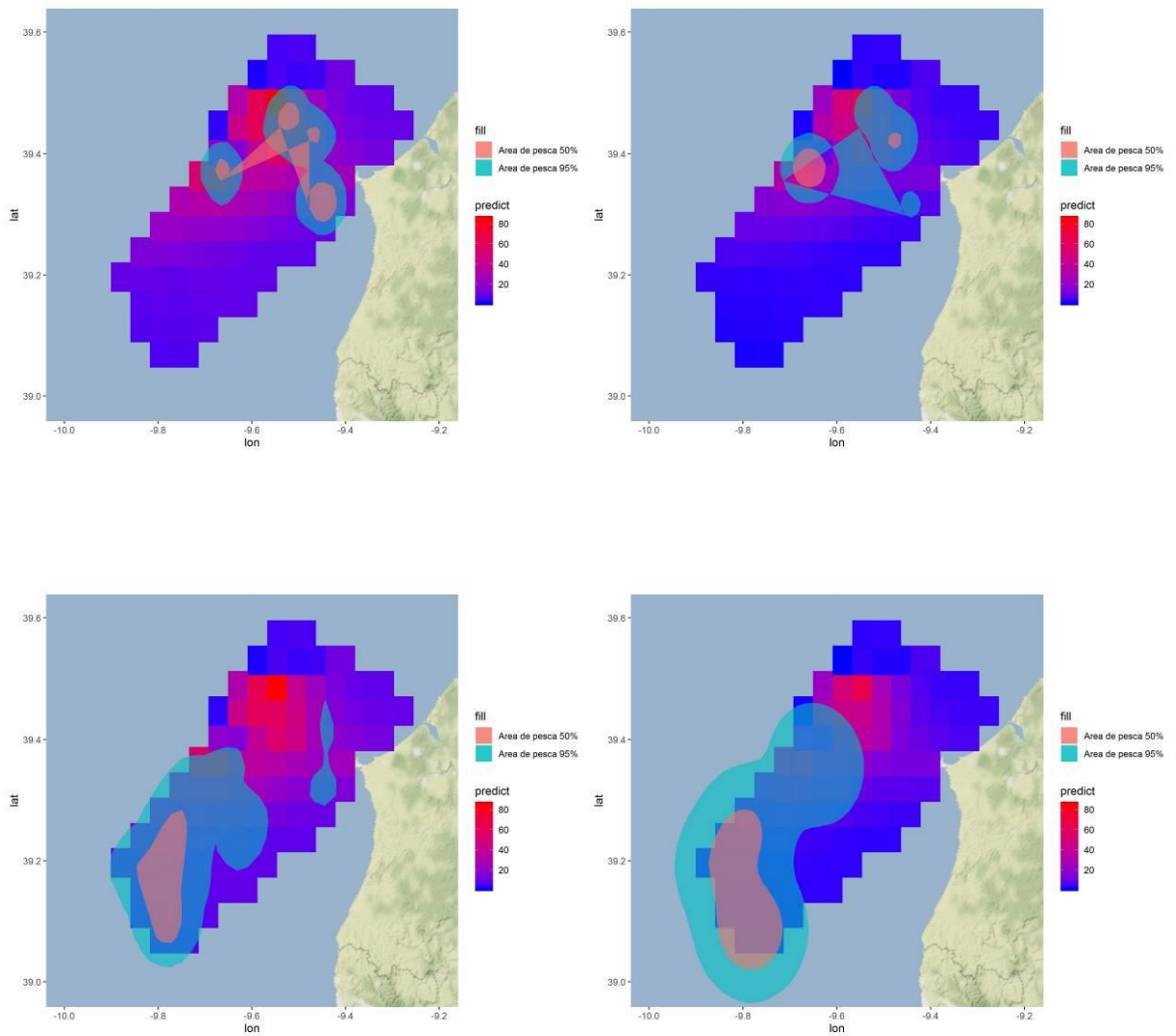


Figura 20_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento ≥ 15 m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da cagarrá. Acima à esquerda – redes de cerco durante o período reprodutivo; acima à direita - redes de cerco durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – arrasto durante o período reprodutivo; abaixo à direita – arrasto durante a pré-reprodução.

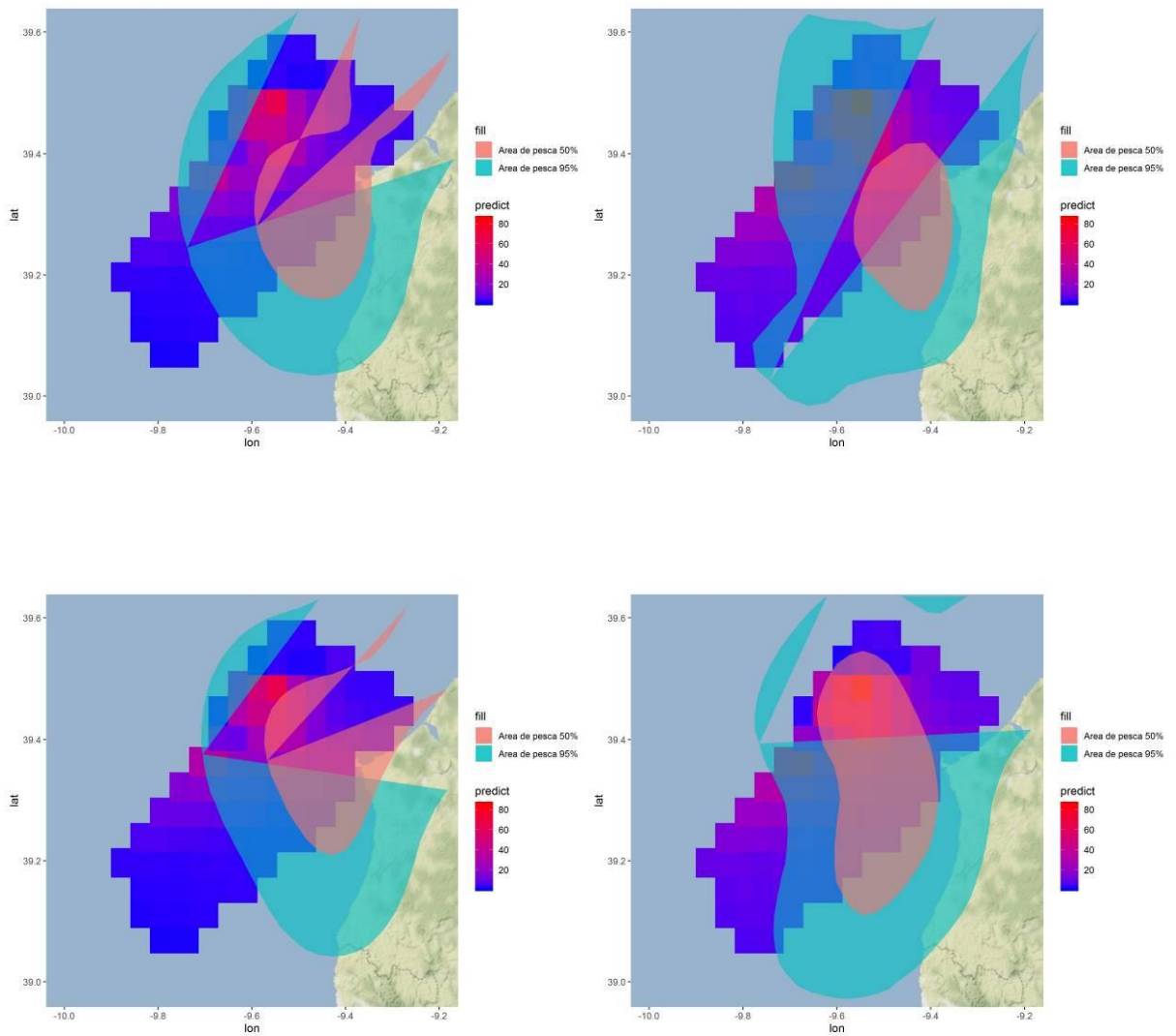


Figura 21_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da cagarra. Acima à esquerda – redes de emalhar durante o período reprodutivo; acima à direita - redes de emalhar durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – redes de cerco durante a pré-reprodução; abaixo à direita – redes de cerco durante o período reprodutivo.

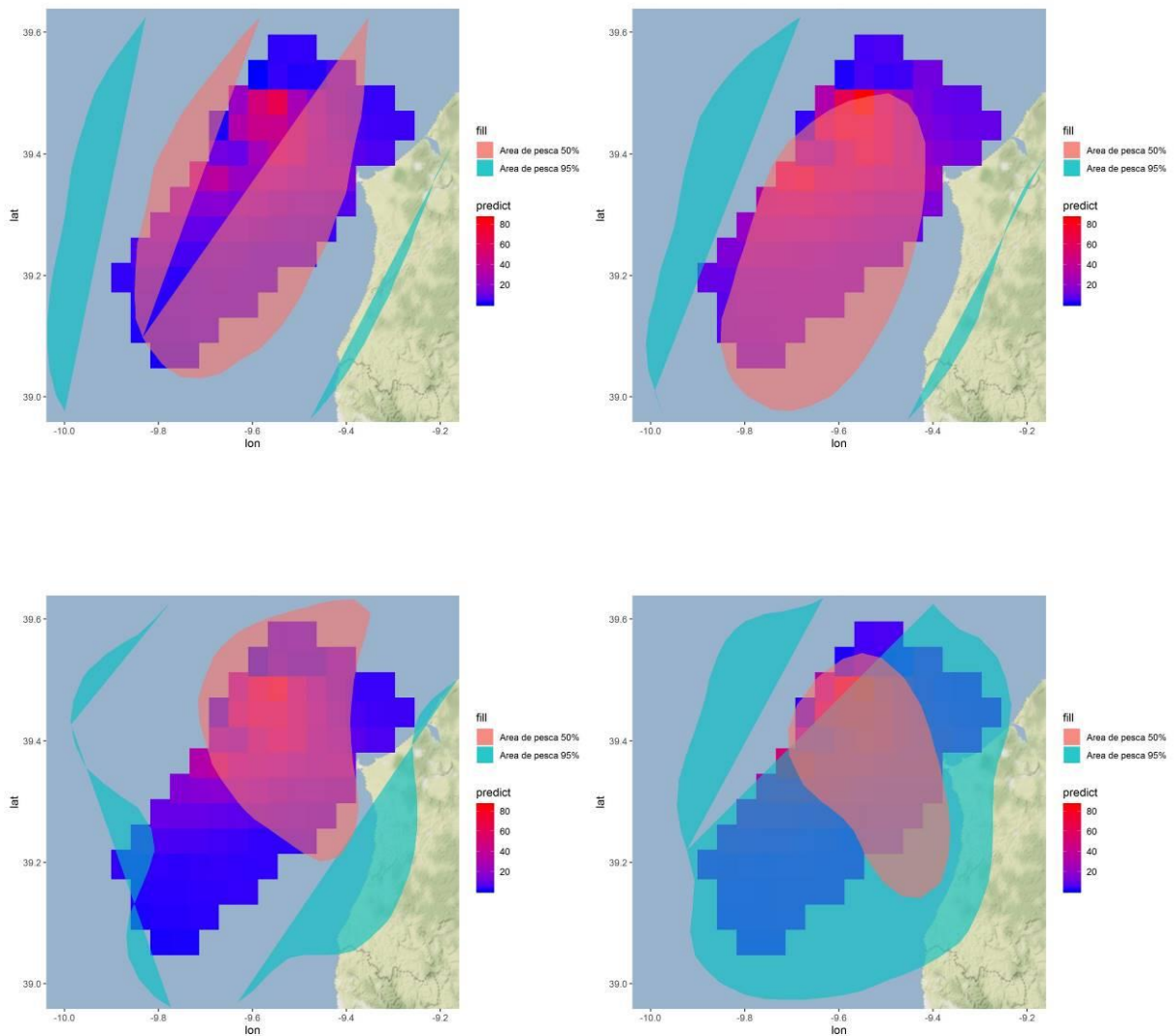


Figura 22_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da cagarra. Acima à esquerda – arrasto durante a pré-reprodução; acima à direita - arrasto durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a pré-reprodução; abaixo à direita – palangre demersal durante o período reprodutivo.

3.10 Sobreposição espaço-temporal entre a pardela-baleiar e as pescarias

No caso das embarcações com comprimento superior a 15m, a o palangre demersal e as redes de cerco durante o período reprodutivo foram as artes com um maior valor de sobreposição espacial com a pardela-baleiar (tab. 16). As restantes artes apresentaram valores relativamente inferiores. Não foi possível obter dados de distribuição espacial das embarcações de palangre demersal, redes de cerco e arrasto para o período pré-reprodutivo (fig. 23).

Em relação às embarcações com comprimento inferior a 15m, em geral os valores de sobreposição foram mais elevados. Tendo sido as redes de cerco e as redes de emalhar as artes com maior valor

de sobreposição espacial com a pardela-balear, nomeadamente durante o período reprodutivo. As restantes artes tiveram valores ligeiramente mais reduzidos, sendo geralmente inferiores durante o período pré-reprodutivo (fig. 24 e 25).

Tabela 16_Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de pardela-balear e as diferentes artes de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas (redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto) durante os períodos reprodutivo e pré-reprodutivo. Os dados AIS foram utilizados para avaliar a sobreposição com os barcos de pesca com comprimento superior a 15 m, e os dados dos inquéritos com os barcos de pesca inferiores a 15m.

	Período	Redes de emalhar	Palangre demersal	Redes de cerco	Arrasto
Dados AIS ($\geq 15m$)					
	Reprodutivo	0,16	0,53	0,51	0,21
	Pré-reprodutivo	0,19			
Inquéritos (<15m)					
	Reprodutivo	0,53	0,39	0,57	0,49
	Pré-reprodutivo	0,45	0,48	0,53	0,24

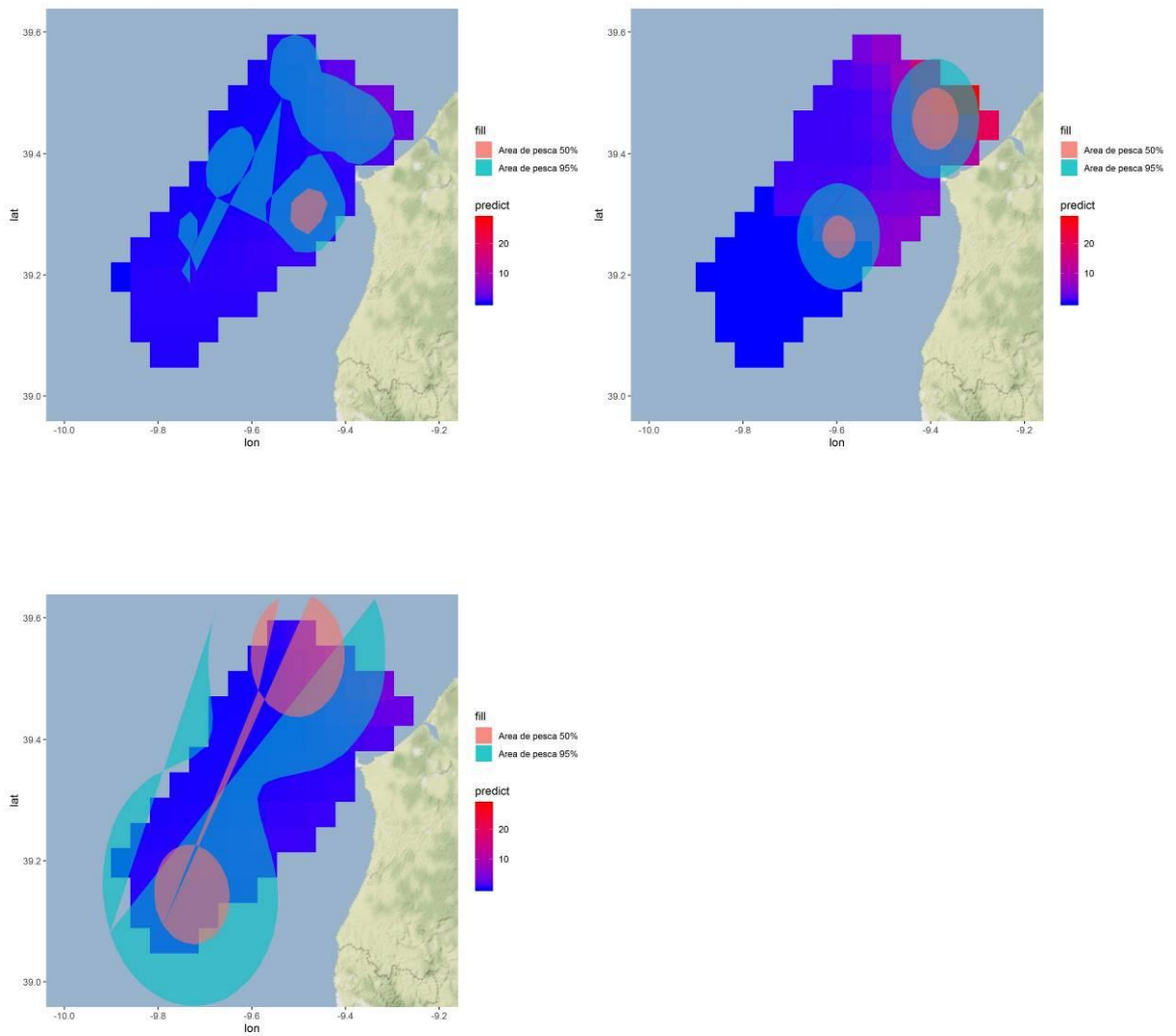


Figura 23_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento ≥ 15 m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da pardela-balear. Acima à esquerda – redes de emalhar durante o período reprodutivo; acima à direita - redes de emalhar durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – palangre demersal durante o período reprodutivo.

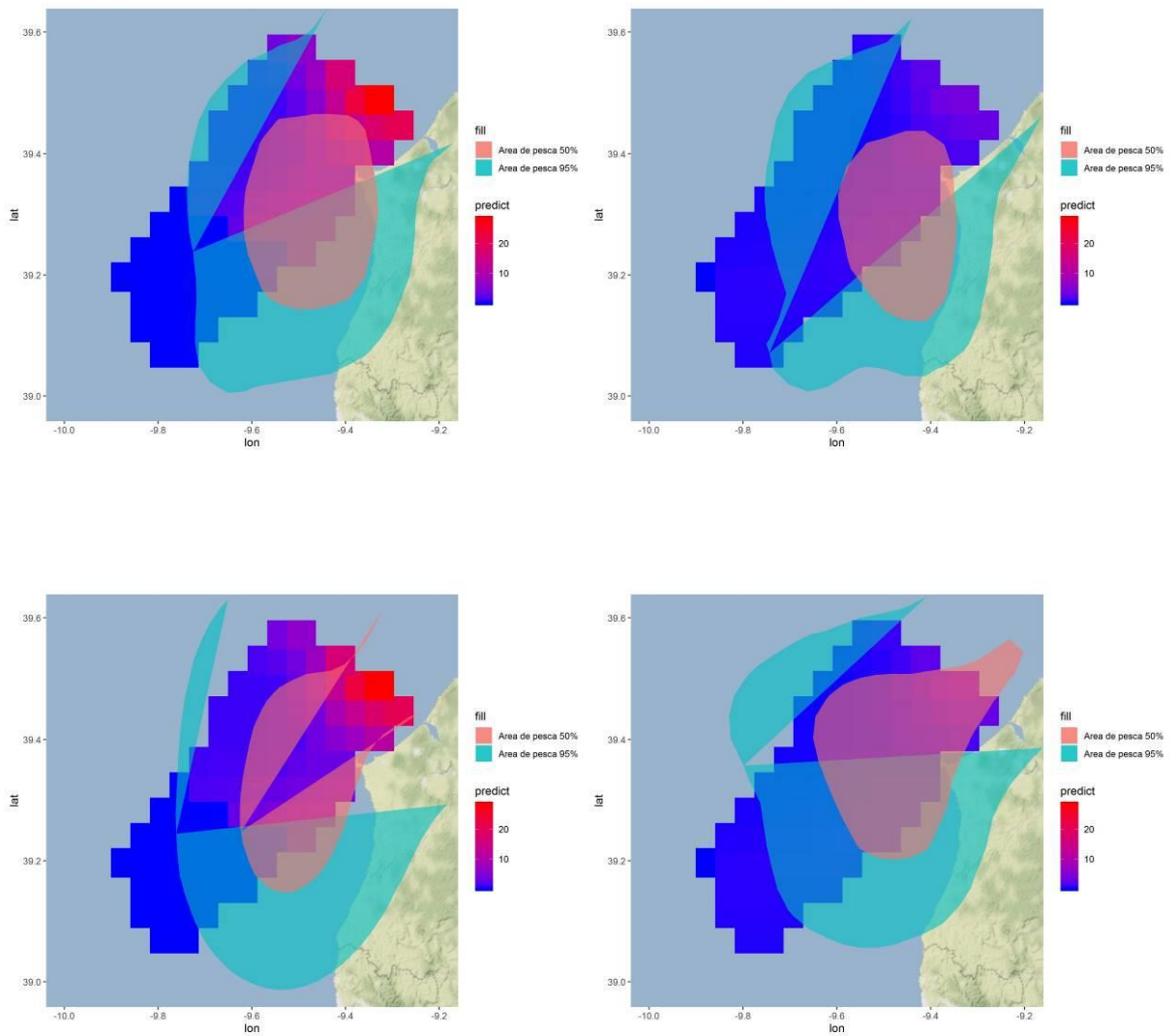


Figura 24_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da pardela-baleiar. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a pré-reprodução; acima à direita - redes de emalhar durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – redes de cerco durante a pré-reprodução; abaixo à direita – redes de cerco durante o período reprodutivo.

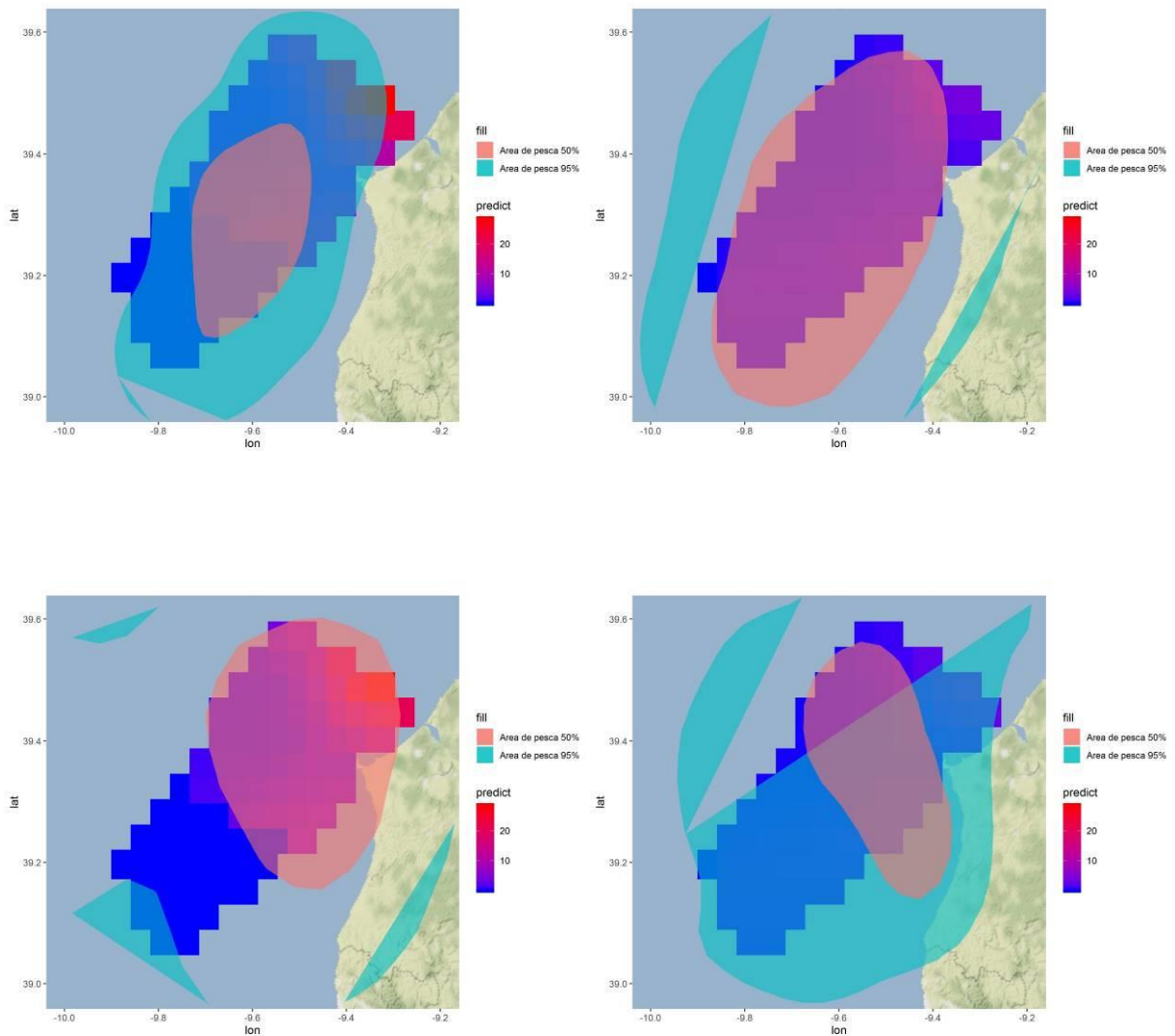


Figura 25_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da pardela-baleiar. Acima à esquerda – arrasto durante a pré-reprodução; acima à direita - arrasto durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a pré-reprodução; abaixo à direita – palangre demersal durante o período reprodutivo.

3.11 Sobreposição espaço-temporal entre o alcatraz e as pescarias

No caso das embarcações com comprimento superior a 15m, o arrasto durante a invernada e o palangre demersal durante o período pós-reprodutivo foram as artes com um maior valor de sobreposição espacial com o alcatraz (tab. 17). As redes de emalhar, apesar de apresentarem valores relativamente mais baixos, são constantes ao longo dos três períodos reprodutivos (fig. 26 e 27). As redes de cerco foram aquelas que apresentaram um valor mais baixo.

Em relação às embarcações com comprimento inferior a 15m, em geral os valores de sobreposição foram bastante mais elevados. Tendo sido o arrasto e o palangre demersal as artes com maior valor

de sobreposição espacial com o alcatraz. As restantes artes tiveram valores ligeiramente mais reduzidos, variando notoriamente entre os diferentes períodos, sendo geralmente durante a invernada quando se notou uma maior sobreposição (fig. 28 e 29).

Tabela 17_ Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de alcatraz e as diferentes artes de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas (redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto) durante os períodos reprodutivo, pós-reprodutivo e invernada. Os dados AIS foram utilizados para avaliar a sobreposição com os barcos de pesca com comprimento superior a 15 m, e os dados dos inquéritos com os barcos de pesca inferiores a 15m.

	Período	Redes de emalhar	Palangre demersal	Redes de cerco	Arrasto
Dados AIS ($\geq 15m$)					
	Reprodutivo	0,33	0,73	0,2	0,43
	Pós-reprodutivo	0,25	0,81		0,38
	Invernada	0,53	0,07	0,09	0,81
Inquéritos (<15m)					
	Reprodutivo	0,58	0,77	0,73	0,92
	Pós-reprodutivo	0,52	0,62	0,16	0,8
	Invernada	0,78	0,75	0,78	0,74

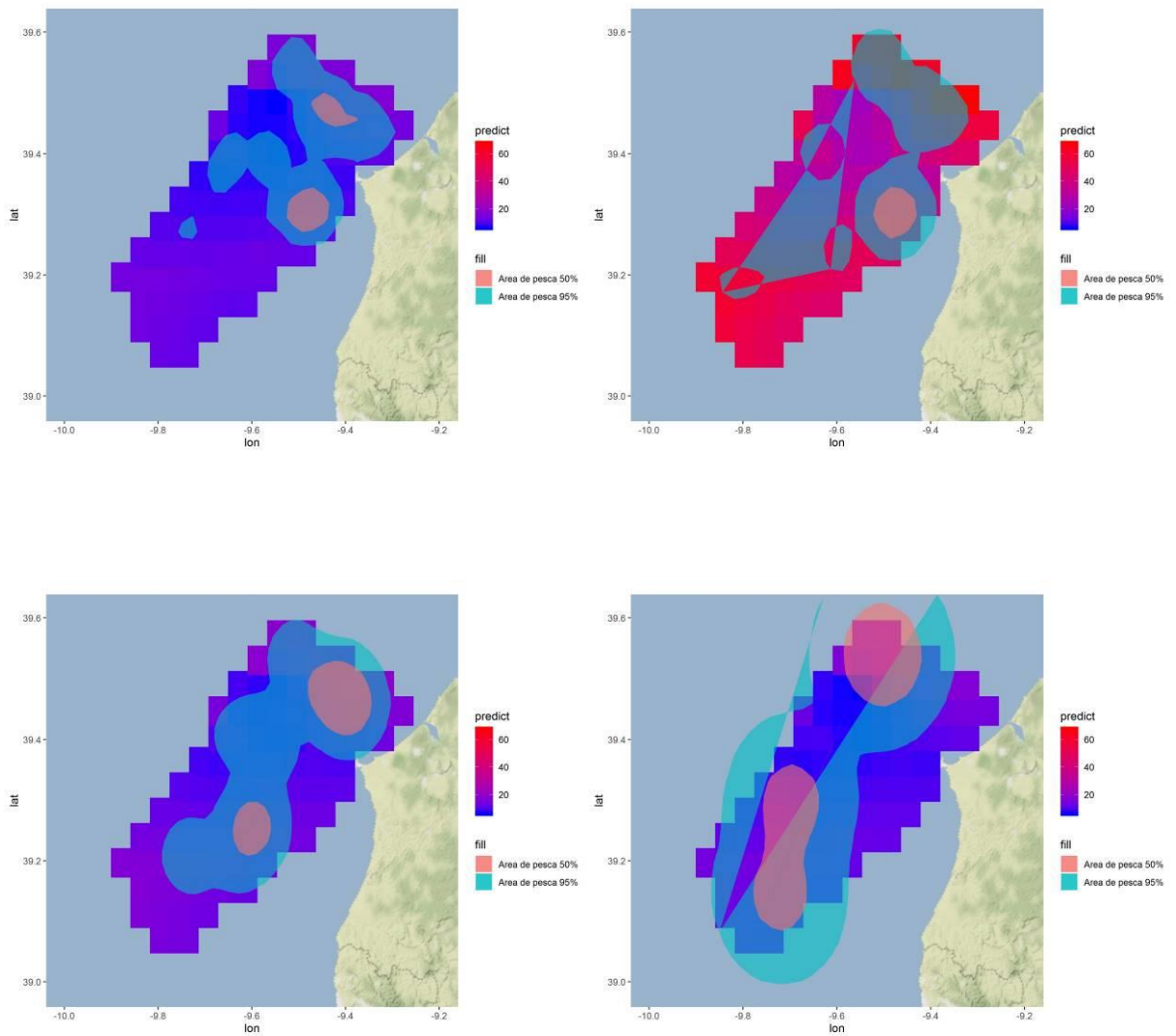


Figura 26_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento $\geq 15\text{m}$, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de alcatraz. Acima à esquerda – redes de cerco durante a pós-reprodução; acima à direita - redes de cerco durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a invernada; abaixo à direita – palangre demersal durante a pós-reprodução.

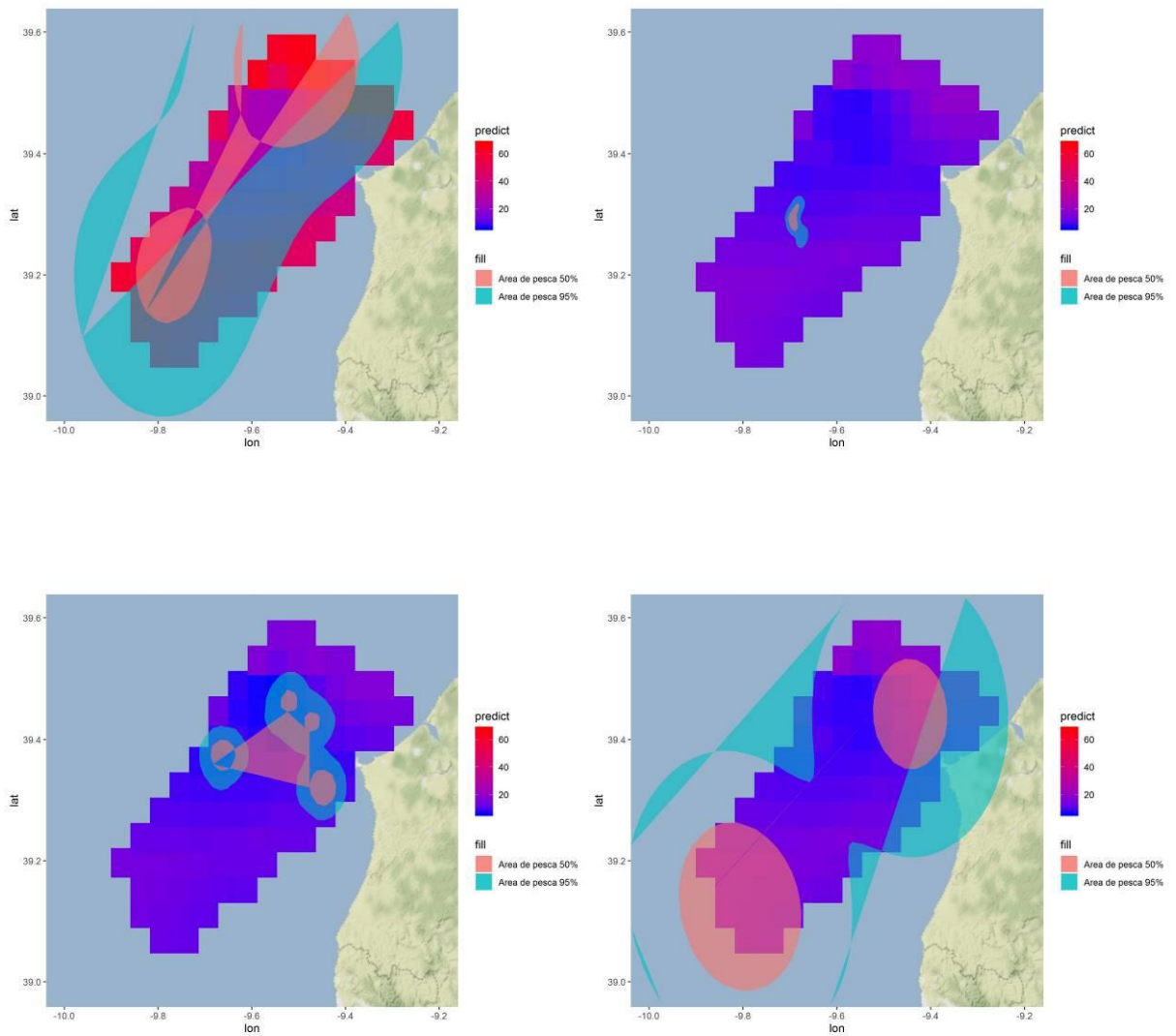


Figura 27_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento ≥ 15 m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de alcatraz. Acima à esquerda – palangre demersal durante o período reprodutivo; acima à direita - redes de emalhar durante a hibernada; abaixo à esquerda – redes de emalhar durante o período pós-reprodutivo; abaixo à direita – redes de emalhar durante a reprodução.

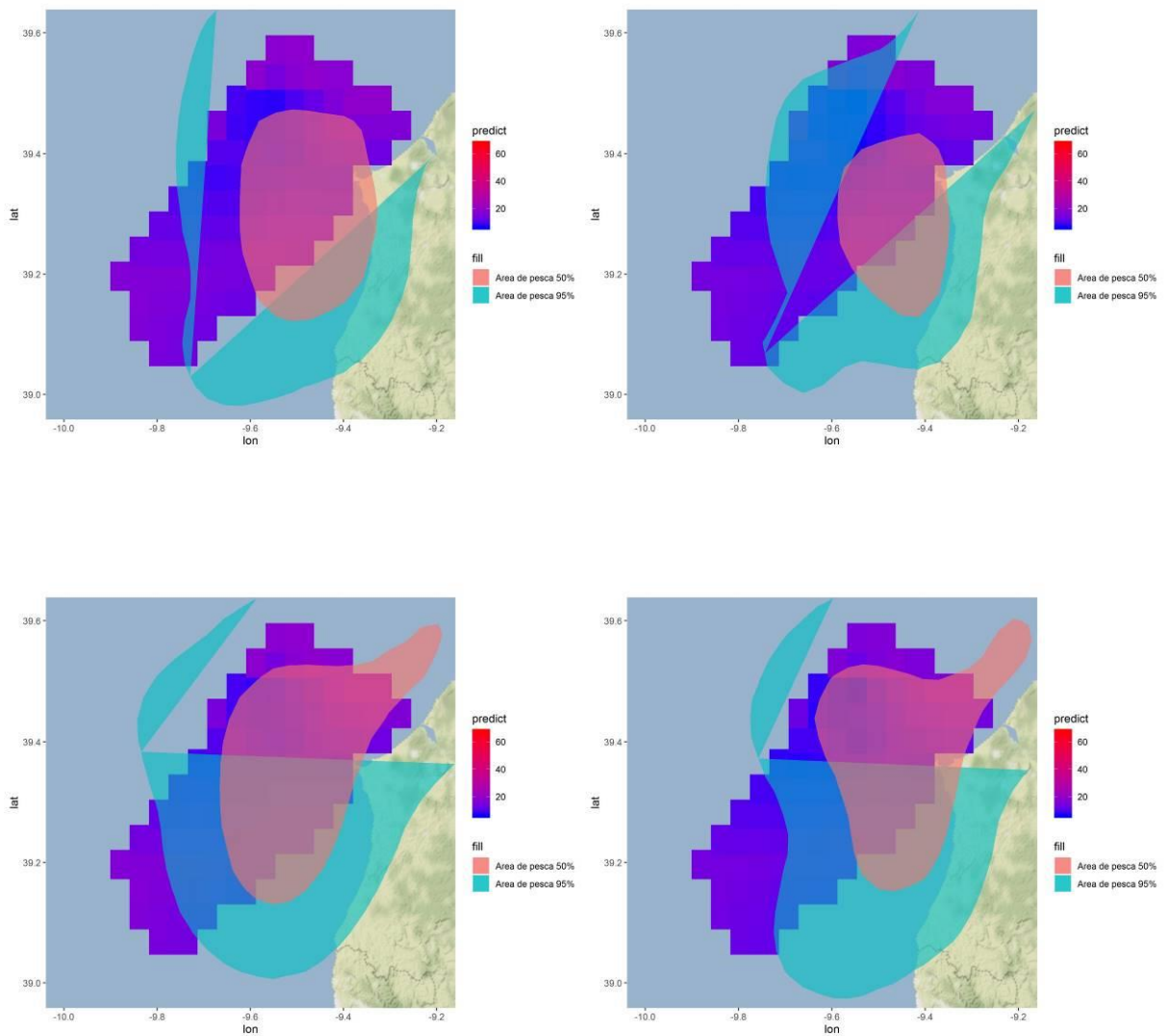


Figura 28_ Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição do alcatraz. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a invernada; acima à direita - redes de emalhar durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – redes de cerco durante a invernada; abaixo à direita – redes de cerco durante o período reprodutivo.

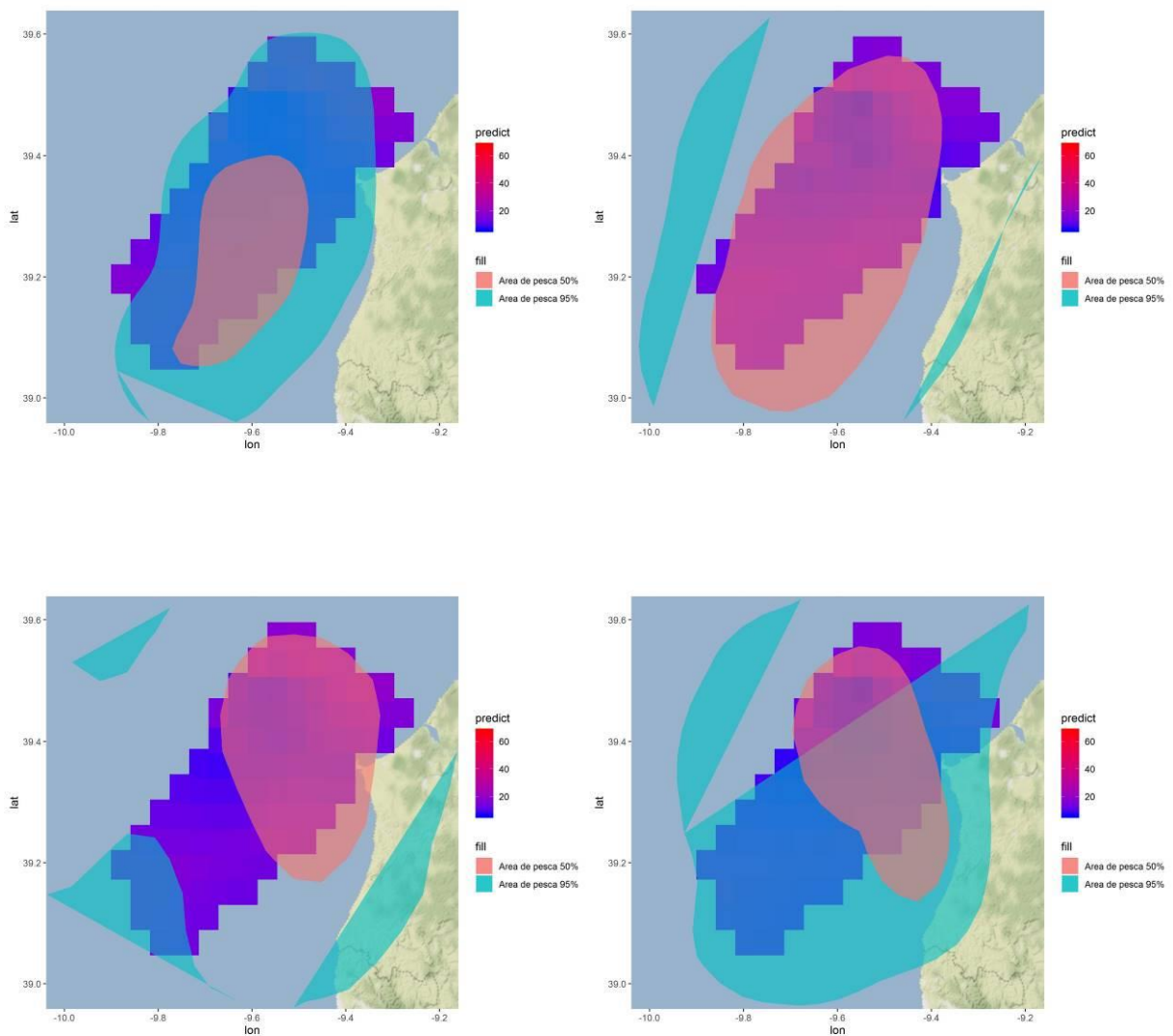


Figura 29_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de alcatraz. Acima à esquerda – arrasto durante a invernada; acima à direita - arrasto durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a invernada; abaixo à direita – palangre demersal durante o período reprodutivo.

3.12 Sobreposição espaço-temporal entre a galheta e as pescarias

No caso das embarcações com comprimento superior a 15m, o cerco foi a arte com um maior valor de sobreposição espacial com a galheta (tab. 18). As restantes 3 artes resultaram em valores de sobreposição bastante reduzidos, sendo a sobreposição com as redes de arrasto aquele que resultou no menor valor. Em relação ao período fenológico, de uma forma geral a sobreposição espacial foi ligeiramente superior no período reprodutivo (fig. 30 e 31).

Em relação às embarcações com comprimento inferior a 15m, as redes de emalhar foram a arte com maior valor de sobreposição espacial com a galheta, não havendo diferenças substanciais entre o período reprodutivo e o não-reprodutivo. As restantes artes tiveram valores mais reduzidos, sendo igualmente semelhantes entre ambos os períodos (fig 32 e 33).

Tabela 18_ Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de galheta e as diferentes artes de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas (redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto) durante os períodos reprodutivo e não-reprodutivo. Os dados AIS foram utilizados para avaliar a sobreposição com os barcos de pesca com comprimento superior a 15 m, e os dados dos inquéritos com os barcos de pesca inferiores a 15m.

	Período	Redes de emalhar	Palangre de fundo	Redes de cerco	Arrasto
Dados AIS ($\geq 15m$)					
	Reprodutivo	0,09	0,02	0,28	0,01
	Não-reprodutivo	0,06	0	0,24	0,16
Inquéritos ($< 15m$)					
	Reprodutivo	0,31	0,21	0,25	0,11
	Não-reprodutivo	0,32	0,29	0,25	0,15

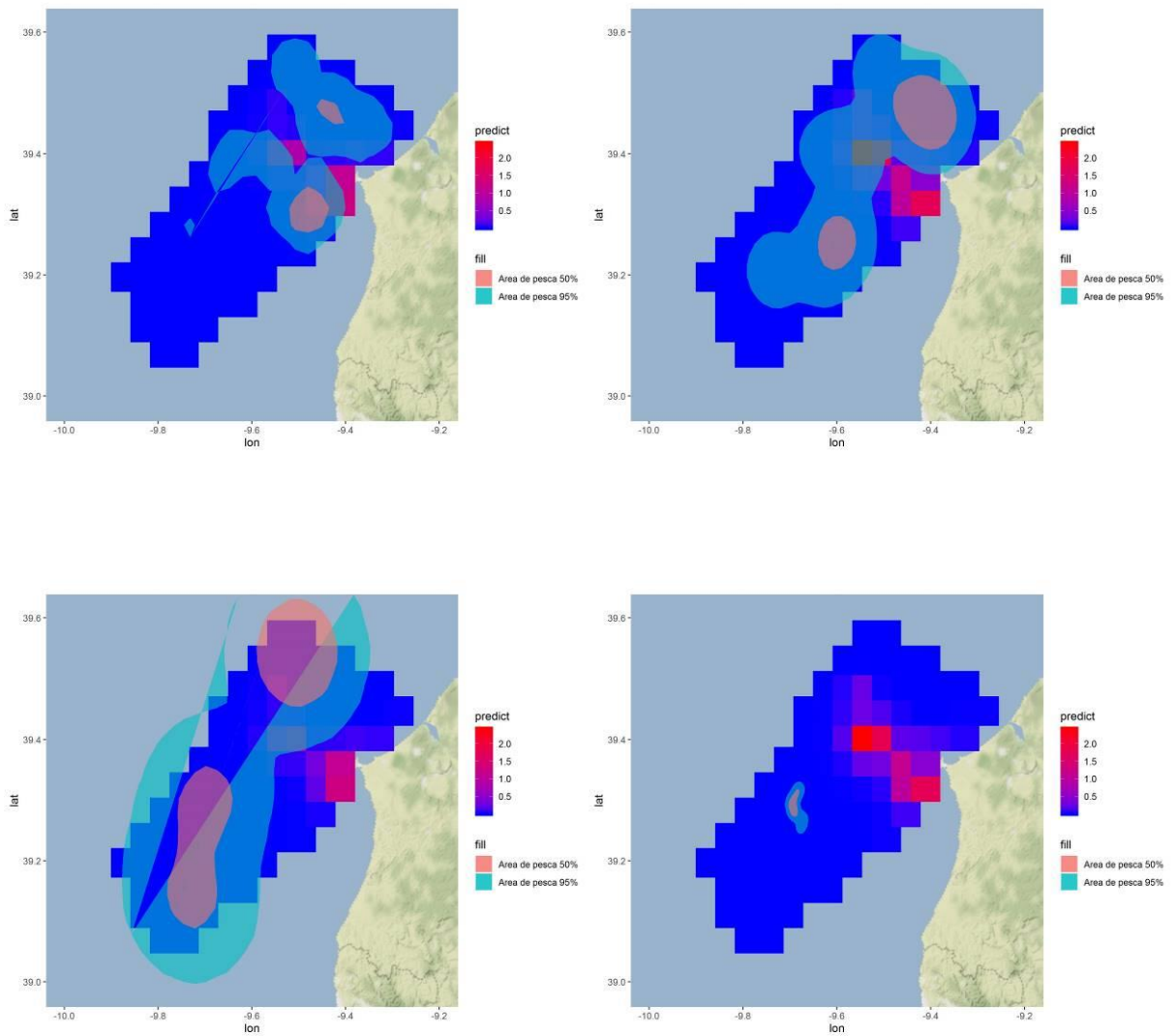


Figura 30 Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento $\geq 15\text{m}$, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de galheta. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a reprodução; acima à direita – redes de emalhar durante o período não-reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a reprodução; abaixo à direita – palangre demersal durante o período não-reprodutivo.

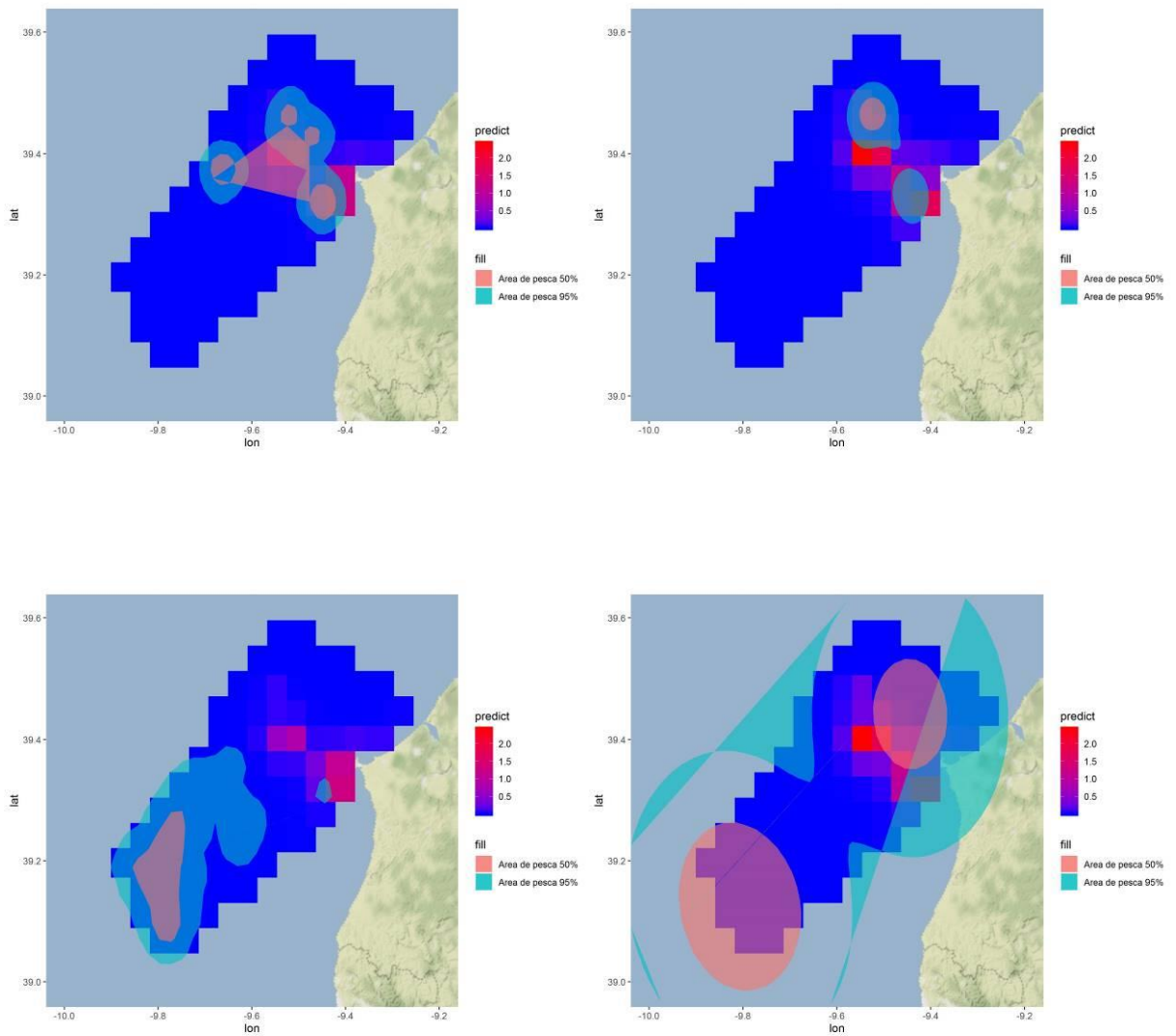


Figura 31_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento $\geq 15\text{m}$, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de galheta. Acima à esquerda – redes de cerco durante a reprodução; acima à direita - redes de emalhar durante o período não-reprodutivo; abaixo à esquerda – arrasto durante a reprodução; abaixo à esquerda – arrasto durante o período não-reprodutivo.

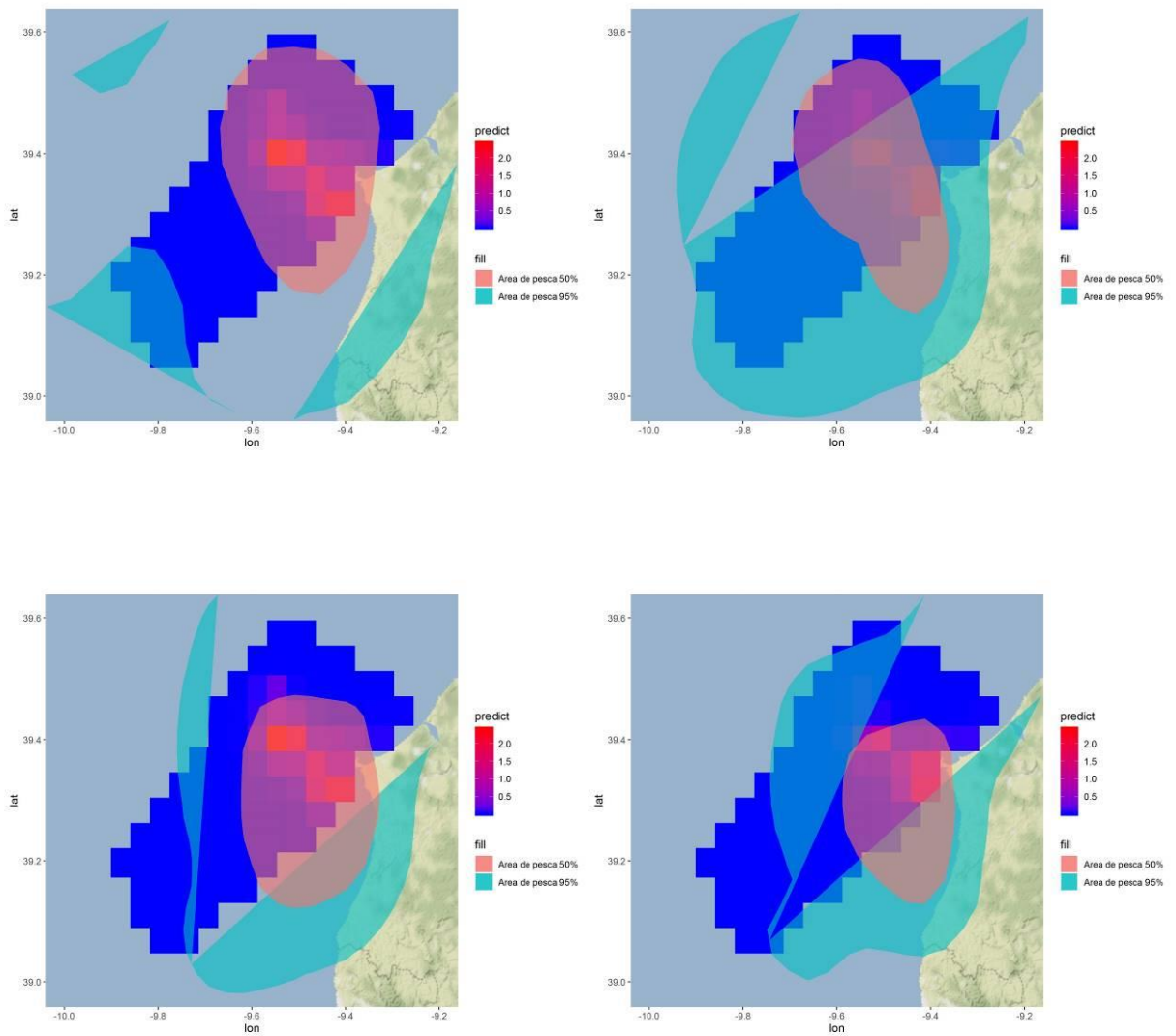


Figura 32_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da galheta. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a invernada; acima à direita - redes de emalhar durante a reprodução; abaixo à esquerda – redes de cerco durante a invernada; abaixo à direita – redes de cerco durante o período reprodutivo.

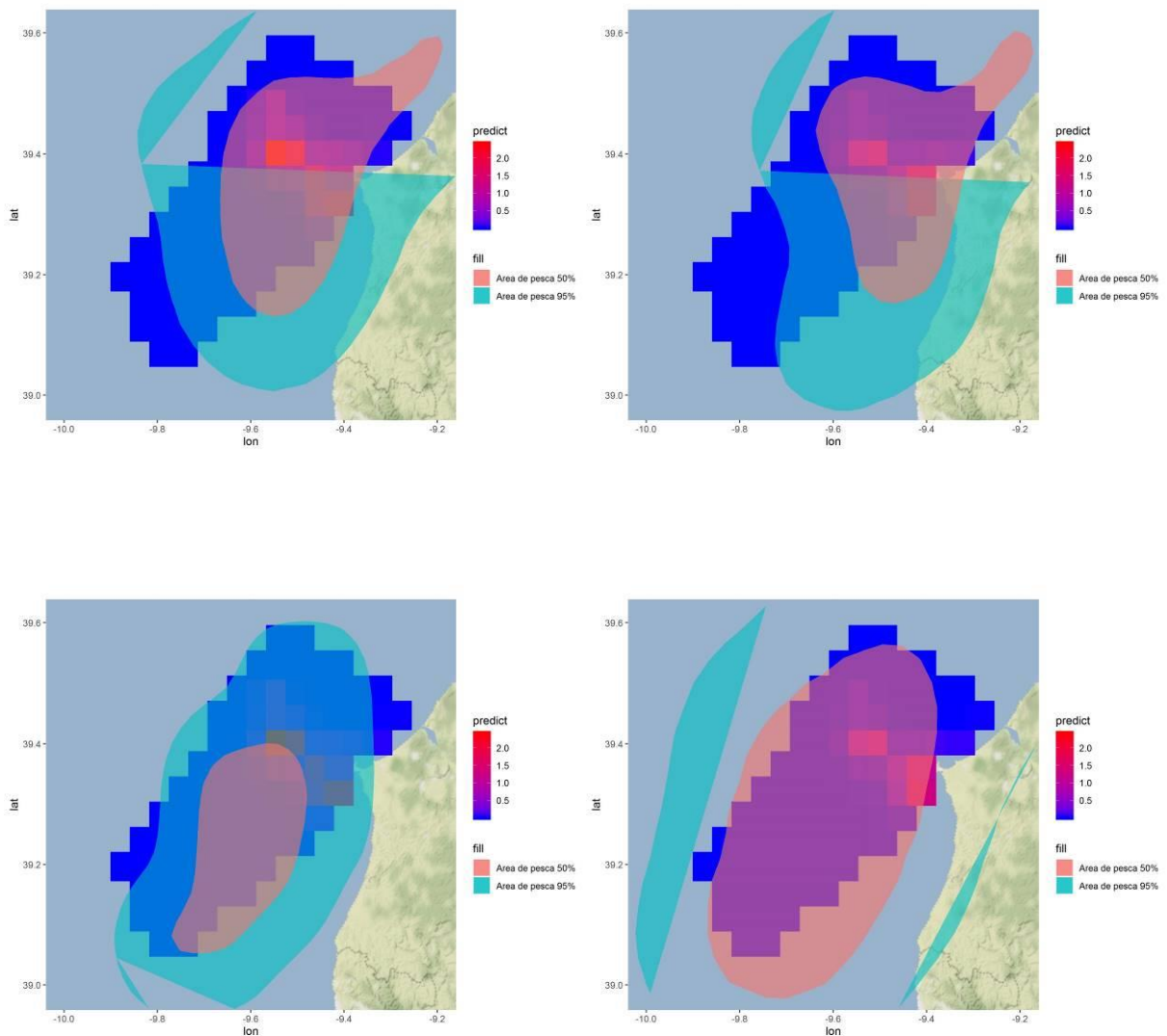


Figura 33_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de galheta. Acima à esquerda – arrasto durante a inverno; acima à direita - arrasto durante o período reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a inverno; abaixo à direita – palangre demersal durante o período reprodutivo.

3.13 Sobreposição espaço-temporal entre a gaivota-de-patas-amarelas e as pescarias

O palangre de fundo durante o período reprodutivo e inverno e o arrasto durante o período pós-reprodutivo foram as artes com um maior valor de sobreposição espacial com a gaivota-de-patas-amarelas (tab. 19). As restantes artes apresentaram valores relativamente inferiores, sendo a sobreposição com o palangre demersal durante os períodos pré-reprodutivo e pós-reprodutivo aqueles que apresentam os valores mais baixos (fig. 34 e 35).

Em relação às embarcações com comprimento inferior a 15m, em geral os valores de sobreposição foram mais elevados. Tendo sido as redes de cerco e o palangre demersal as artes com maior valor

de sobreposição espacial com a gaivota-de-patas-amarelas. As restantes artes tiveram valores ligeiramente mais reduzidos, sendo as redes de emalhar durante o período reprodutivo aquelas que apresentaram o menor valor de sobreposição. Não houveram diferenças claras em relação ao período (fig. 36, 37, 38 e 39).

Tabela 19 Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de gaivota-de-patas-amarelas e as diferentes artes de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas (redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto) durante os períodos reprodutivo, pós-reprodutivo, pré-reprodutivo e ibernada. Os dados AIS foram utilizados para avaliar a sobreposição com os barcos de pesca com comprimento superior a 15 m, e os dados dos inquéritos com os barcos de pesca inferiores a 15m.

	Período	Redes de emalhar	Palangre demersal	Redes de cerco	Arrasto
Dados AIS ($\geq 15m$)					
	Reprodutivo	0,34	0,56	0,46	0,18
	Pós-reprodutivo	0,46	0,08	0,4	0,52
	Ibernada	0,26	0,56	0,42	0,25
	Pré-reprodutivo	0,21	0		0,06
Inquéritos ($< 15m$)					
	Reprodutivo	0,52	0,79	0,74	0,64
	Pós-reprodutivo	0,6	0,81		0,63
	Ibernada	0,69	0,78	0,78	0,55
	Pré-reprodutivo	0,66	0,78	0,7	0,7

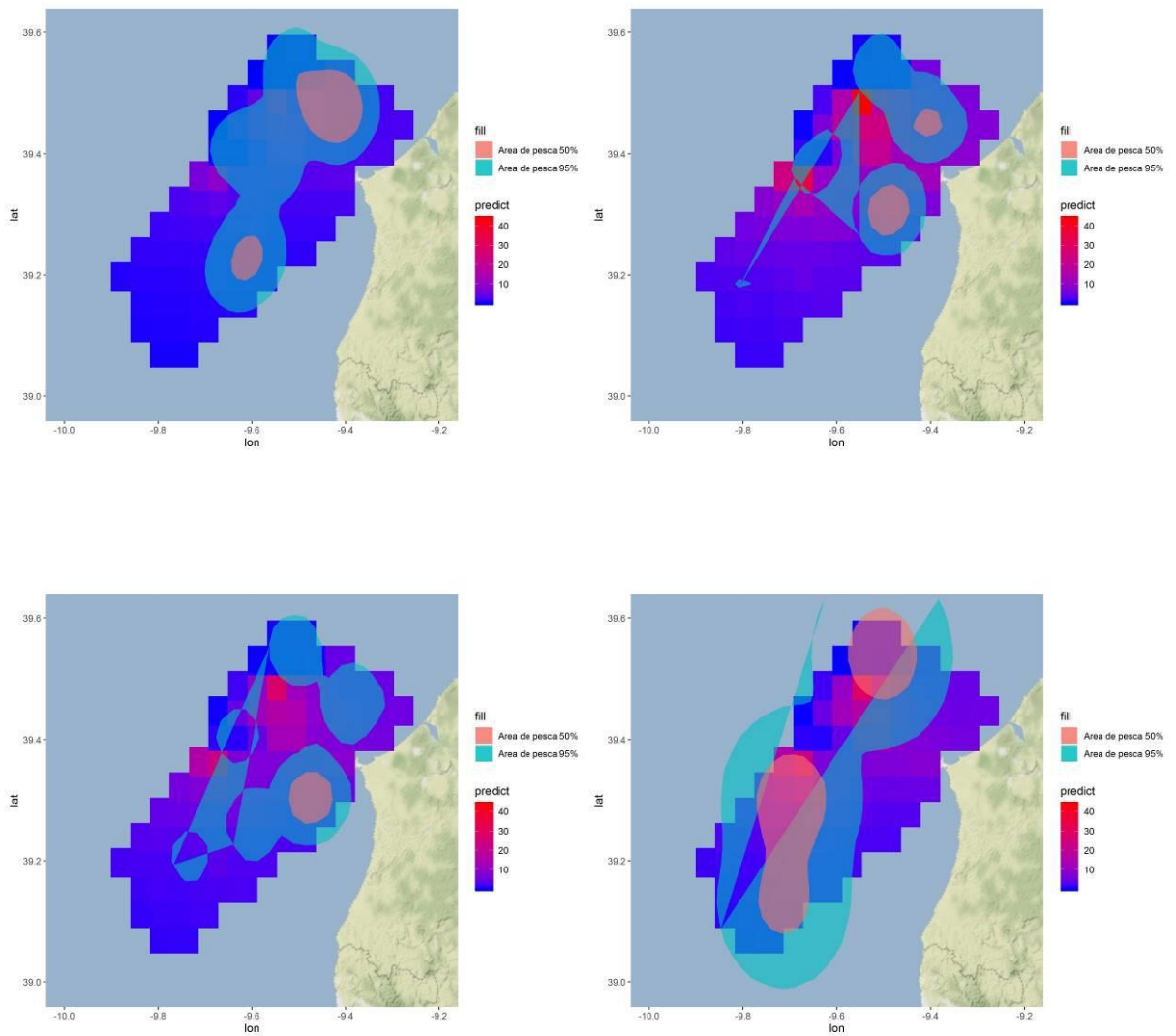


Figura 34_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento $\geq 15\text{m}$, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de gaivota-de-patas-amarelas. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a reprodução; acima à direita - redes de emalhar durante o período pós-reprodutivo; abaixo à esquerda – redes de emalhar durante o período pós-reprodutivo; abaixo à esquerda – redes de emalhar durante a invernada.

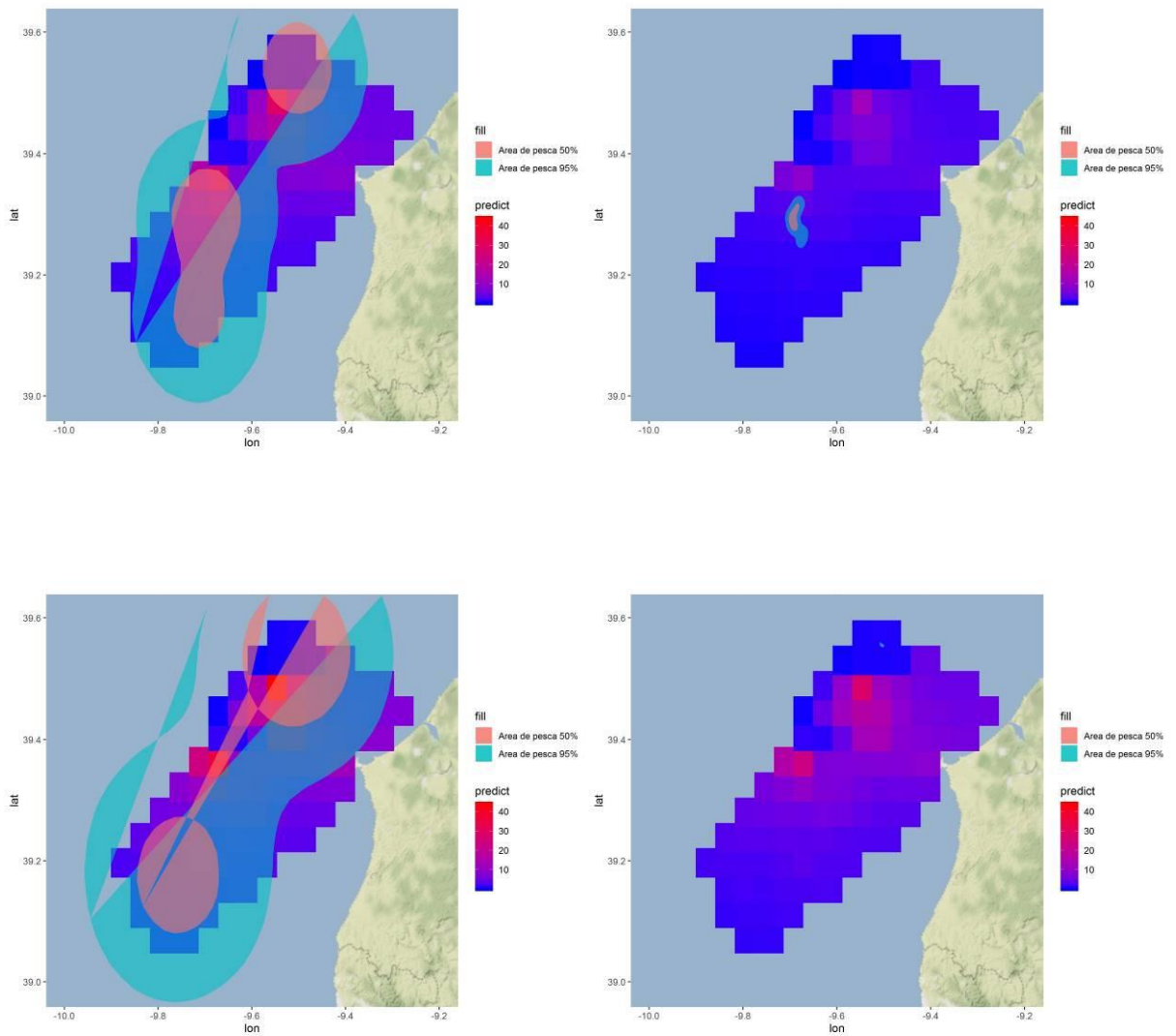


Figura 35_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento ≥ 15 m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de gaivota-de-patas-amarelas. Acima à esquerda – palangre demersal durante a reprodução; acima à direita – palangre demersal durante o período pós-reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante o período pós-reprodutivo; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a invernada.

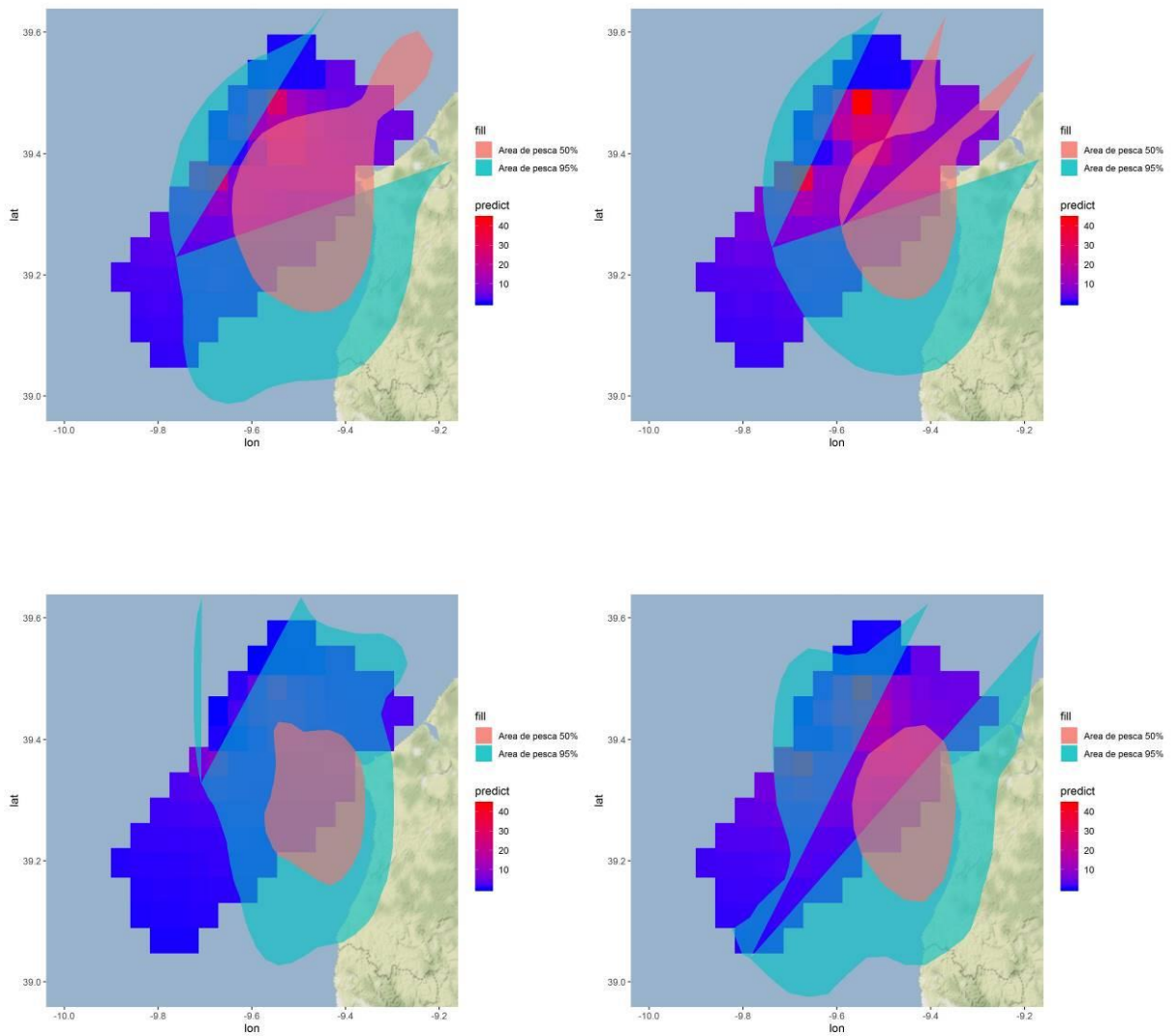


Figura 36_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da gaivota-de-patas-amarelas. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a ivernada; acima à direita - redes de emalhar durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – redes de emalhar durante a pós-reprodução; abaixo à direita – redes de emalhar durante o período reprodutivo.

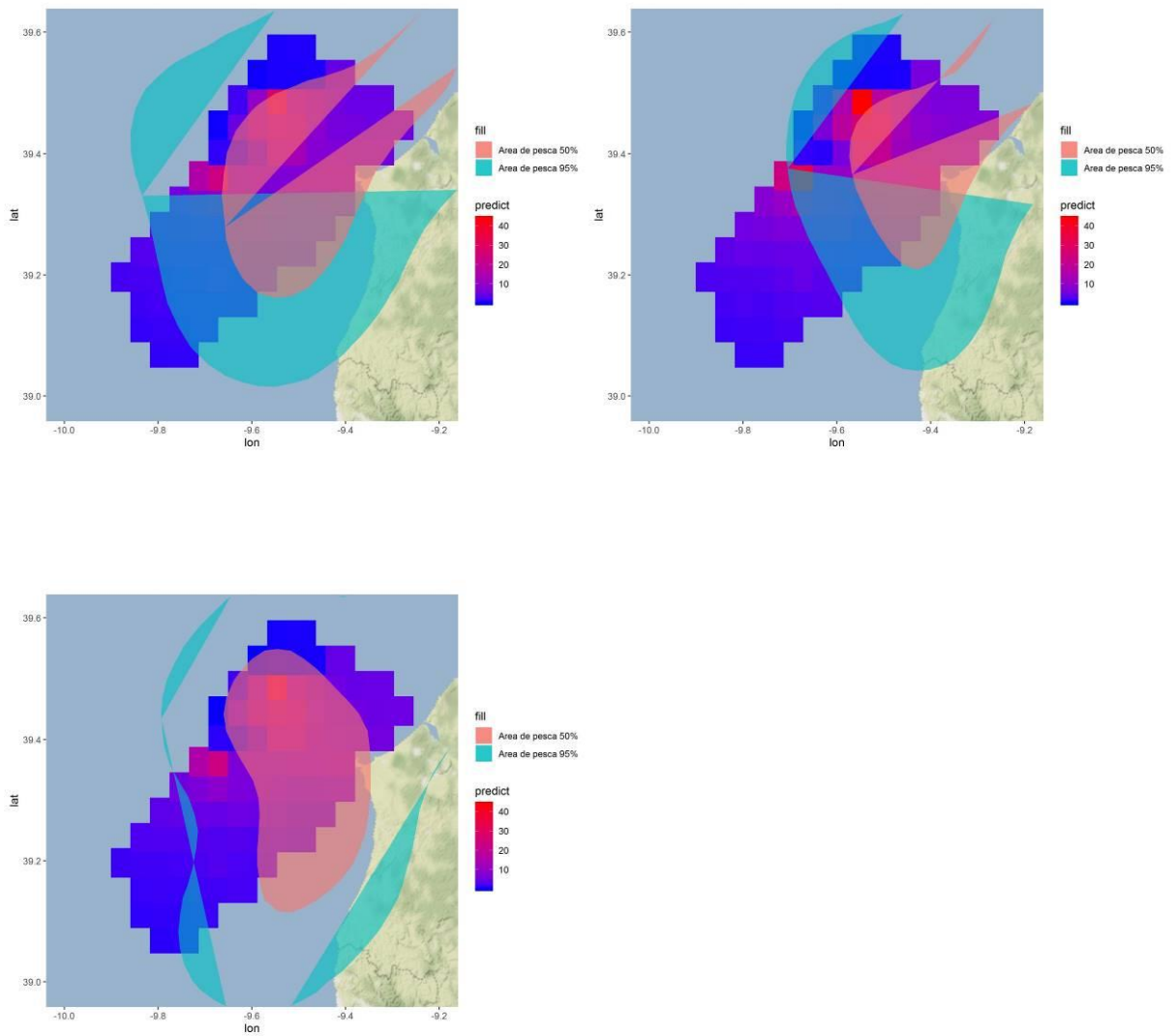


Figura 37_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da gaivota-de-patas-amarelas. Acima à esquerda – redes de cerco durante a invernada; acima à direita - redes de cerco durante a pós-reprodução; abaixo à esquerda – redes de cerco durante o período reprodutivo.

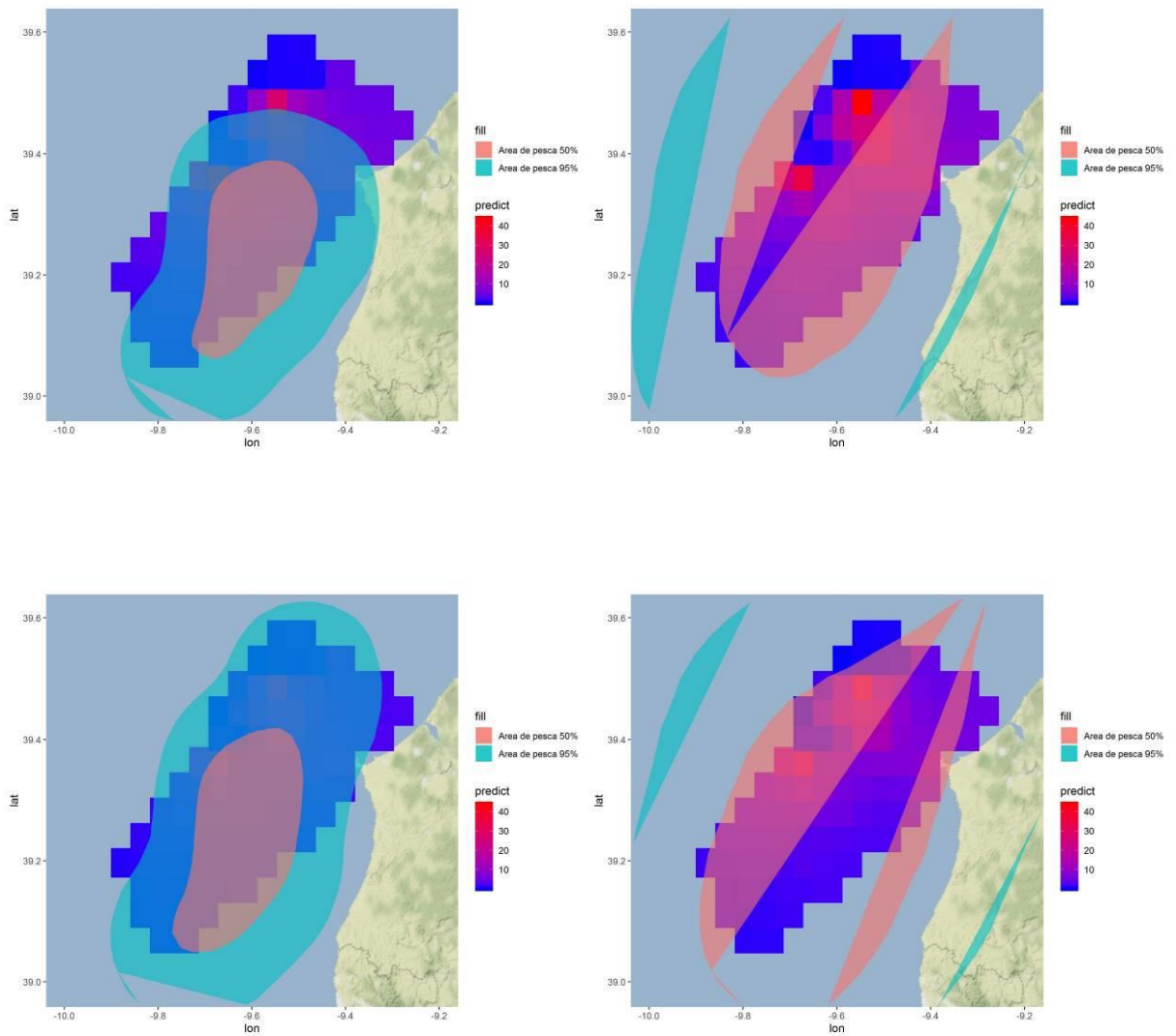


Figura 38_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da gaivota-de-patas-amarelas. Acima à esquerda – arrasto durante a invernada; acima à direita – arrasto durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – arrasto durante a pós-reprodução; abaixo à direita – arrasto durante o período reprodutivo.

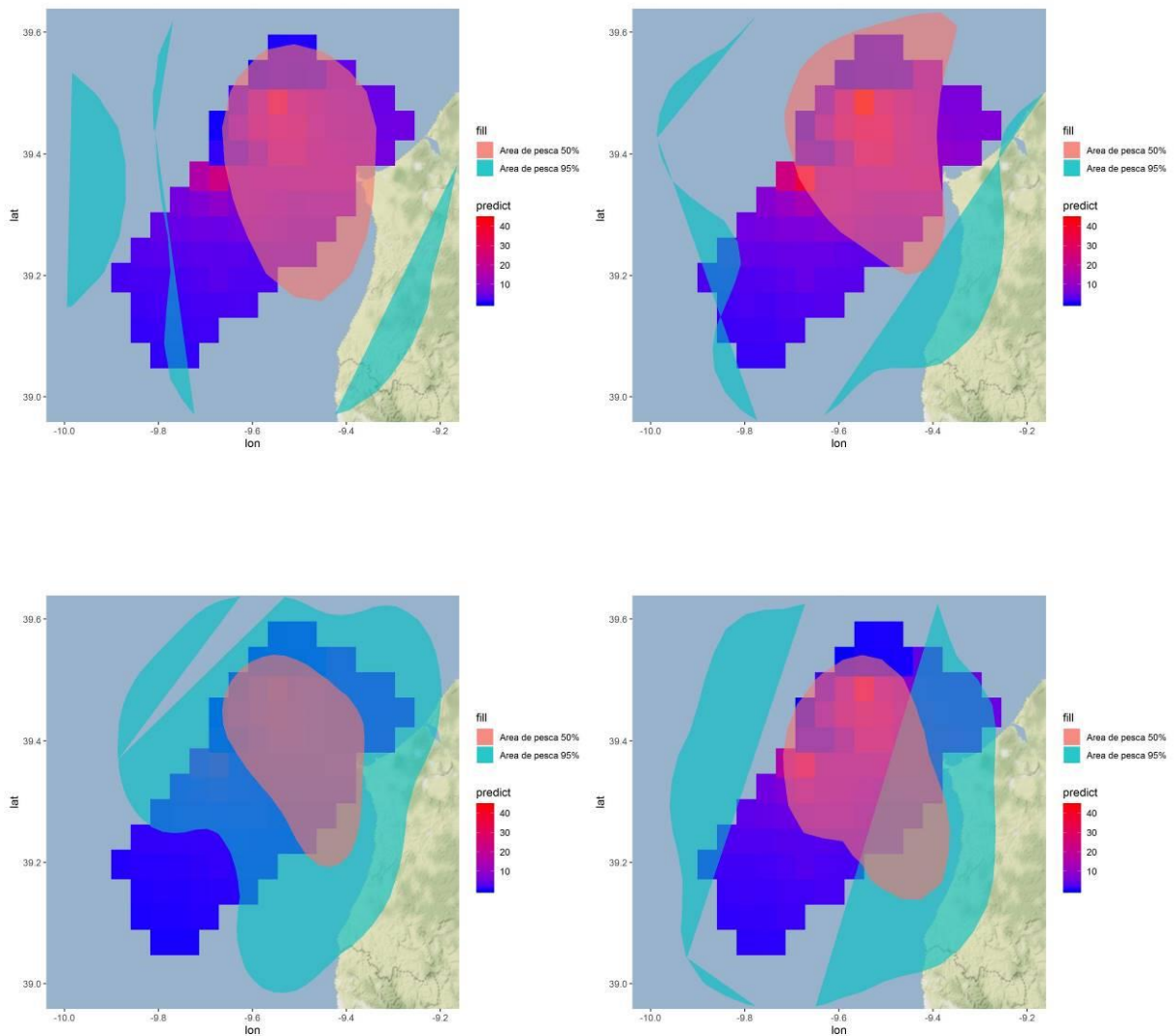


Figura 39_Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da gaivota-de-patas-amarelas. Acima à esquerda – palangre demersal durante a invernada; acima à direita - palangre demersal durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a pós-reprodução; abaixo à direita – palangre demersal durante o período reprodutivo.

3.14 Sobreposição espaço-temporal entre a torda-mergulheira e as pescarias

As redes de emalhar e redes de cerco durante o período pré-reprodutivo foram as artes com um maior valor de sobreposição espacial com a torda-mergulheira (tab. 20). As restantes artes apresentaram valores relativamente inferiores, sendo a sobreposição com o palangre demersal e o arrasto durante a invernada aqueles que apresentam os valores mais baixos (fig. 40 e 41).

Em relação às embarcações com comprimento inferior a 15m, em geral os valores de sobreposição foram mais elevados. Tendo sido as redes de cerco e as redes de emalhar as artes com maior valor de sobreposição espacial com a torda-mergulheira. As restantes artes tiveram valores ligeiramente mais reduzidos, sendo o palangre demersal aquela que apresentou o menor valor de sobreposição. Não houveram diferenças claras em relação ao período (fig. 42 e 43).

Tabela 20 Resultados do índice de sobreposição de Morisita-Horn entre a distribuição de torda-mergulheira e as diferentes artes de pesca na ZPE das Ilhas Berlengas (redes de emalhar, palangre demersal, redes de cerco e arrasto) durante os períodos pré-reprodutivo e ivernada. Os dados AIS foram utilizados para avaliar a sobreposição com os barcos de pesca com comprimento superior a 15 m, e os dados dos inquéritos com os barcos de pesca inferiores a 15m.

	Período	Redes de emalhar	Palangre demersal	Redes de cerco	Arrasto
Dados AIS ($\geq 15m$)					
	Invernada	0,26	0		0
	Pré-reprodutivo	0,37	0,16	0,34	0,02
Inquéritos ($< 15m$)					
	Invernada	0,5	0,49	0,54	0,3
	Pré-reprodutivo	0,46	0,4	0,65	0,33

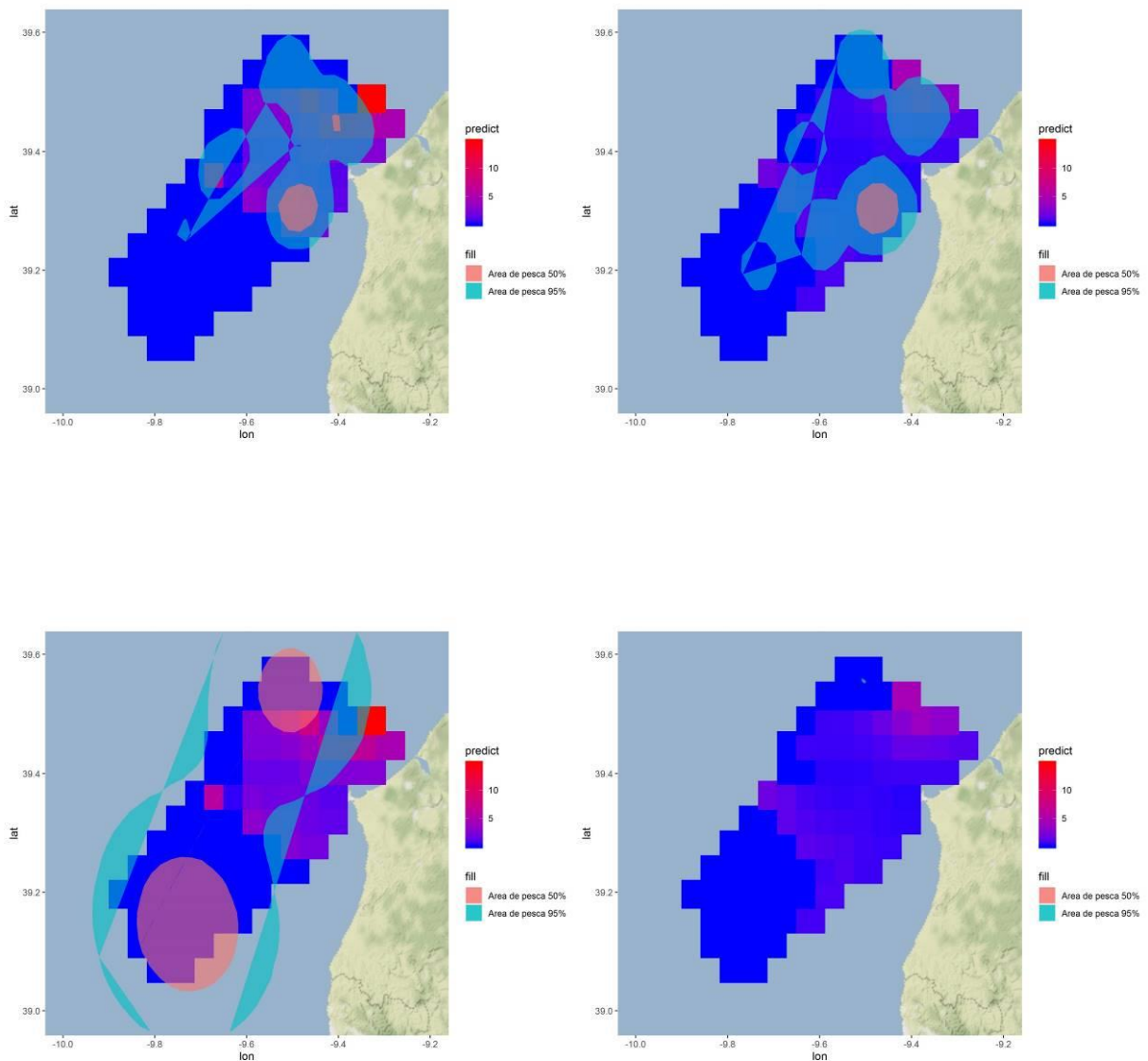


Figura 40_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento ≥ 15 m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de torda-mergulheira. Acima à esquerda – redes de emalhar durante o período pré-reprodutor; acima à direita – redes de emalhar durante a invernada; abaixo à esquerda – palangre demersal durante o período pré-reprodutor; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a invernada.

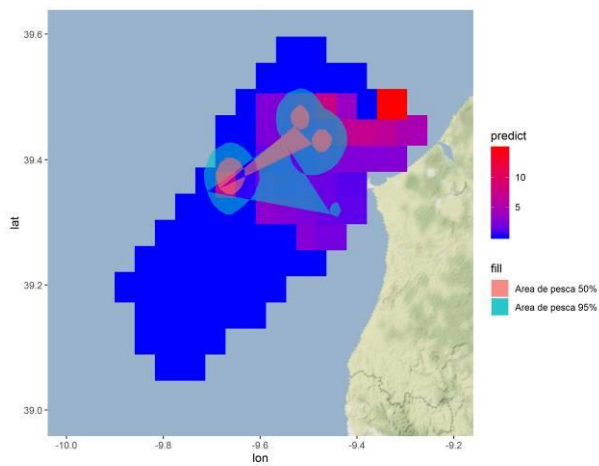


Figura 41_Mapas da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento ≥ 15 m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição de tordamergulheira. Redes de cerco durante o período pré-reprodutor.

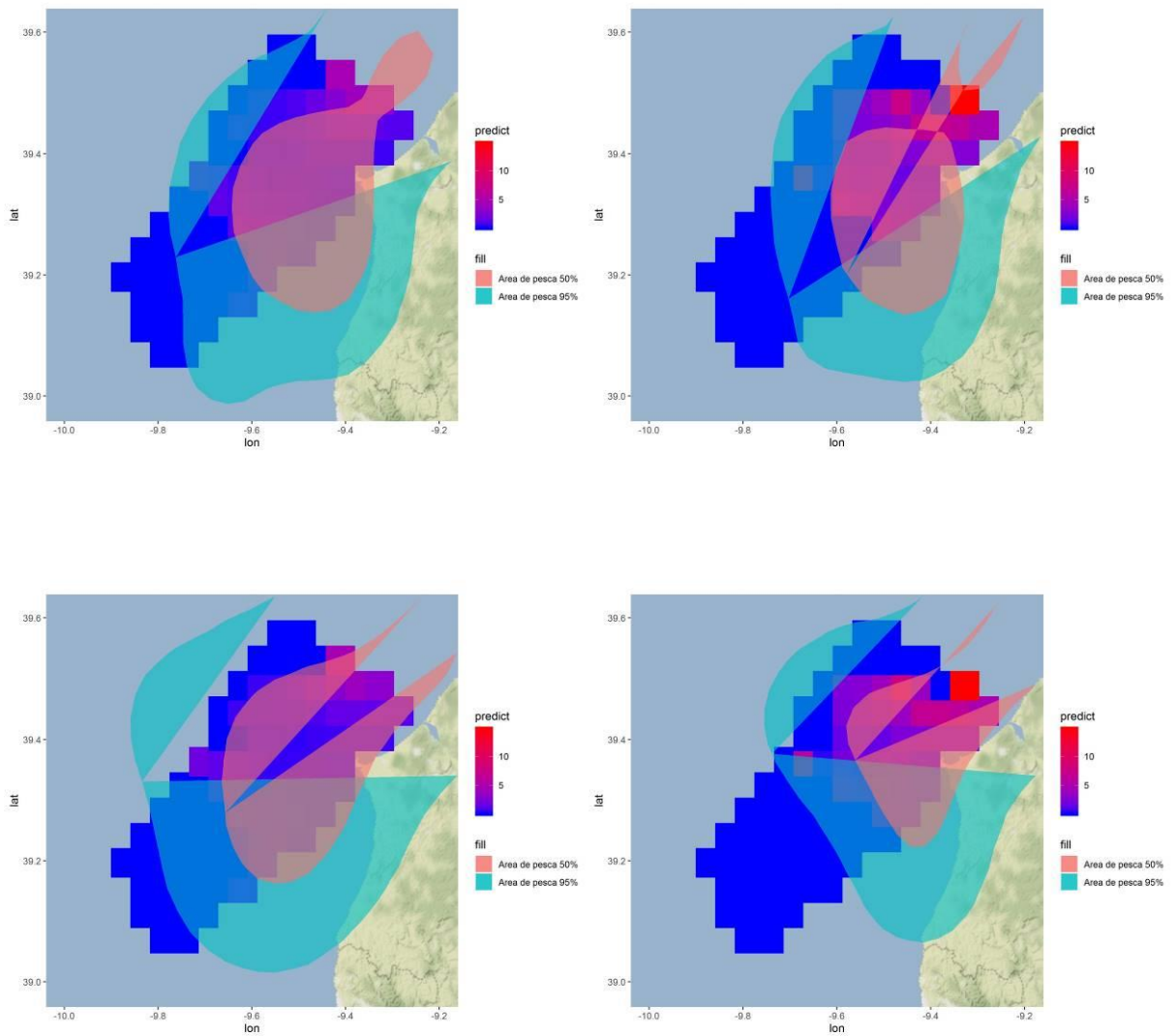


Figura 42 Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da tordamergulheira. Acima à esquerda – redes de emalhar durante a invernada; acima à direita – redes de emalhar durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – redes de cerco durante a invernada; abaixo à direita – redes de cerco durante a pré-reprodução.

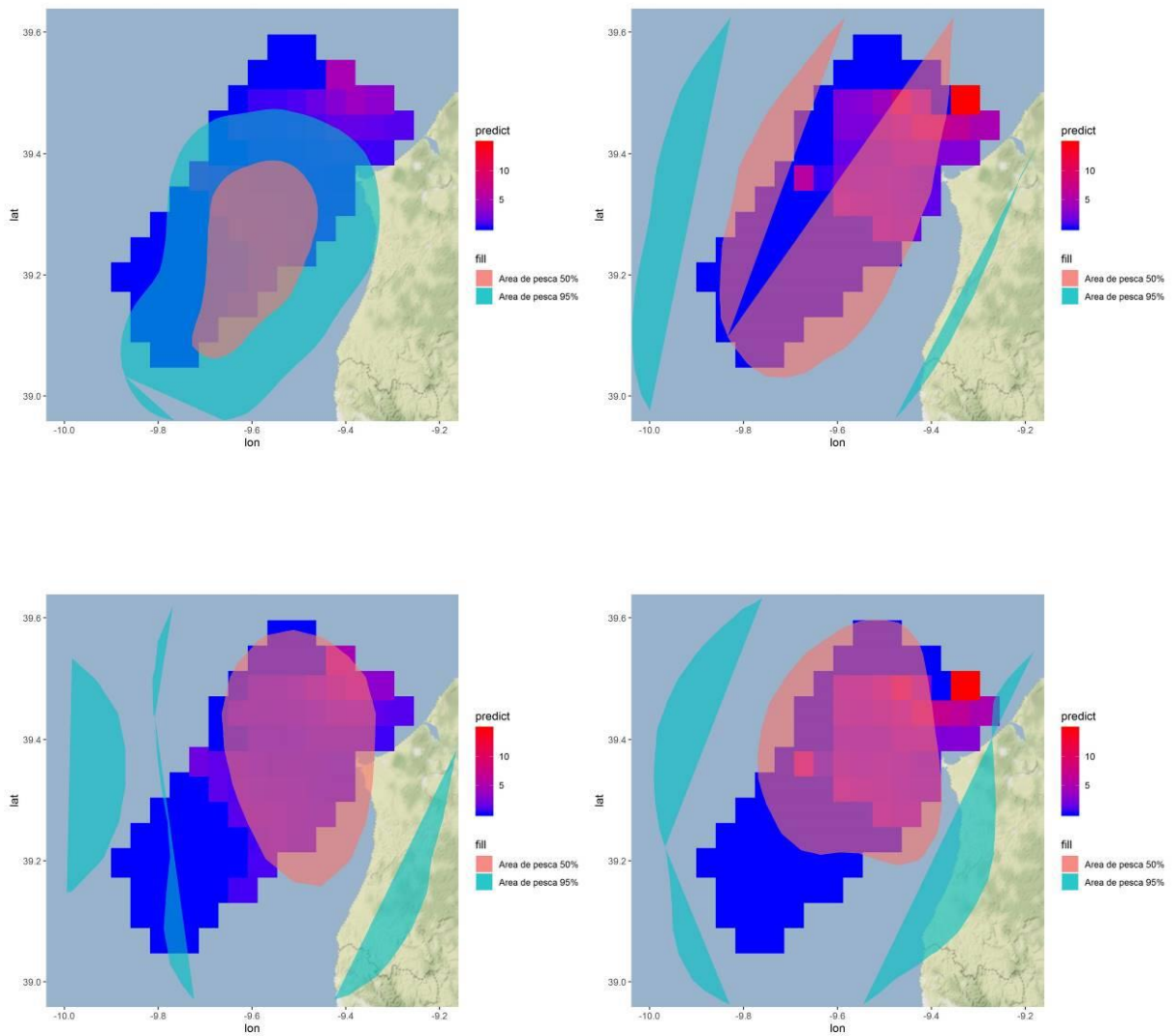


Figura 43 Mapa da distribuição de utilização com 95% e 50% das localizações de pesca das embarcações com comprimento <15m, comparando com os resultados obtidos da modelação dos dados de distribuição da tordamergulheira. Acima à esquerda – arrasto durante a invernada; acima à direita – arrasto durante a pré-reprodução; abaixo à esquerda – palangre demersal durante a invernada; abaixo à direita – palangre demersal durante a pré-reprodução.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação da sobreposição da distribuição de aves marinhas com as áreas utilizadas pela pesca comercial é neste trabalho utilizada como uma medida do risco de captura acidental. Esta análise permitiu identificar quais as espécies que estão mais suscetíveis à captura acidental, avaliando o grau de sobreposição espacial. Será, no entanto, de ter em conta que outros fatores são de igual ou maior importância, e deverão ser tidos em conta quando se pretender obter um valor de risco mais preciso, tais como o comportamento alimentar da espécie, o número de artes utilizadas por cada embarcação, o comprimento das artes, a profundidade a que a arte é colocada, tempo que a arte permanece na água, a configuração da própria arte, etc.

De uma forma geral, os resultados aqui apresentados apontam para uma maior sobreposição das espécies em estudo com as embarcações com comprimento <15m do que com as embarcações com comprimento ≥15m, o que corrobora a informação reportada em anteriores trabalhos, sendo reportados maiores valores de captura acidental de aves marinhas nas embarcações de menor dimensão (Oliveira et al. 2015).

Tabela 21 _Nº de indivíduos que se estima ocorrer dentro da ZPE, para cada espécie durante os diferentes períodos fenológicos.

Período	Cagarra	Pardela-baleiar	Alcatraz	Galheta	Gaivota-de-patas-amarelas
Reprodutor	1729	50	949	5	442
Pós-reprodutor			3941		189
Invernada			1108	11	459
Pré-reprodutor	953	279			662

4.1 Cagarra

Apesar da sua distribuição abrangente, a distribuição de cagarra concentra-se em zonas menos profundas (Paiva et al. 2017). Após a reprodução, a espécie migra maioritariamente para o Atlântico sul, não ocorrendo dentro da ZPE (Meirinho et al. 2014), o que justifica a ausência de observações durante o período pós-reprodutivo e a invernada. É de esperar que a maioria das aves que utilizam a ZPE sejam originárias das colónias de nidificação existentes no arquipélago das Berlengas, onde a sua população nidificante se encontra estimada em 800 - 975 casais reprodutores (Oliveira et al. 2016). O valor estimado para o número de aves que ocorrem dentro da ZPE é bastante semelhante (tab. 21), comprovando por um lado a importância da área para a população nidificante e por outro a validade do método utilizado neste estudo para estimar o tamanho da população que utiliza esta área.

O palangre demersal operado por embarcações com comprimento < 15m foi a arte que mostrou ter uma maior sobreposição espacial com a distribuição da abundância de cagarra (>0,8). De facto esta é a arte onde se tem observado a ocorrência de captura acidental de cagarra e onde os mestres de pesca têm declarado tais ocorrências (Oliveira et al. 2015, 2018, Almeida et al. 2016).

4.2 Pardela-baleiar

A distribuição de pardela-baleiar limita-se principalmente às águas mais próximas de costa, não sendo a ZPE das Ilhas Berlengas uma área de especial importância para a espécie (Meirinho et al. 2014, Araújo et al. 2017). No entanto, o número de aves estimado para a população adquire uma

importância considerável durante a migração pré-reprodutiva (tab. 21), tendo em conta que a população global das espécies está estimada em apenas 23.780 a 26.535 indivíduos (Arroyo et al. 2014).

As redes de emalhar e as redes de cerco operadas pelas embarcações com comprimento <15m foram aquelas que apresentaram uma maior sobreposição com a distribuição de pardela-baleiar, o que aumenta a probabilidade de ser capturada acidentalmente. De facto, estas são as artes onde têm sido reportados eventos de captura acidental (Oliveira et al. 2015). Apesar de não haver fortes indícios de captura acidental em palangre demersal, é de salientar que esta arte operada por embarcações ≥15m também resultou num valor de sobreposição elevado.

4.3 Alcatraz

O alcatraz é uma das espécies mais abundante de Portugal Continental (Meirinho et al. 2014), sendo também a que ocorre em maior número dentro da ZPE das Ilhas Berlengas, principalmente durante a migração pós-reprodutiva e a invernada (tab. 21). A sua distribuição está estritamente associada às águas da plataforma e talude continentais (Meirinho et al. 2014), refletido pela distribuição estimada neste trabalho.

O palangre demersal e redes de arrasto operados pelas embarcações com comprimento ≥15m resultam numa sobreposição espacial, com o alcatraz, considerável (>0,70) durante os vários períodos fenológicos. No entanto, tendo em conta os períodos em que esta espécie é mais abundante dentro da ZPE, parece haver uma especial sobreposição com o arrasto durante a invernada e com o palangre demersal durante o período pós-reprodutivo. Já no que diz respeito à sobreposição com as artes de pesca operadas por embarcações com comprimento <15m, não existe uma arte ou período que se destaque. Isto poderá dever-se à distribuição alargada da espécie ao longo da ZPE e a semelhante distribuição alargada da área de pesca das embarcações de menores dimensões. No entanto, de forma geral parece haver uma maior sobreposição com o arrasto ao longo de todo o ano.

O alcatraz é a espécie que parece ser mais capturada nas nossas águas (Oliveira et al. 2015), sendo igualmente capturada em número consideráveis dentro da ZPE das Ilhas Berlengas principalmente nos palangres demersais, redes de cerco e redes de emalhar (Almeida et al. 2016, Oliveira et al. 2018).

4.4 Galheta

De todas as espécies em estudo, a galheta foi a espécie que mostrou uma distribuição menos alargada, com valores de abundância totais muito reduzidos (tab. 21). A distribuição estimada está em linha de conta com o que se conhece para esta espécie, que se alimenta principalmente em habitats pouco profundos e nunca muito afastados da costa, com uma capacidade de dispersão muito limitada (del Hoyo et al. 1992), sendo de esperar que as aves que utilizam a ZPE sejam oriundas das colónias existentes no arquipélago das Berlengas e cabo Carvoeiro, onde a sua população nidificante é de 75 (Silva et al. 2017) e 2 a 4 casais reprodutores (Moral and Oliveira 2019), respetivamente.

A distribuição muito concentrada em torno do arquipélago e os valores reduzidos de abundância são os fatores que melhor justificam a reduzida sobreposição da distribuição da galheta com as áreas de pesca das diferentes artes em estudo. As redes de emalhar e o palangre demersal (apenas durante o período reprodutivo) operados por embarcações com comprimento <15m foram as artes com maior sobreposição com esta espécie. Estes resultados corroboram os valores de captura acidental observados durante os embarques realizados no âmbito deste projeto, quer a bordo das pequenas embarcações a operar palangre demersal como redes de emalhar (Oliveira et al. 2018).

4.5 Gaivota-de-patas-amarelas

A maioria dos indivíduos de gaivota-de-patas-amarelas que utiliza a ZPE deverá pertencer à população reprodutora do arquipélago das Berlengas, onde nidificam atualmente cerca de 7.000 a 8.000 casais (Morais 2015). A sua distribuição estende-se ao longo de toda a orla costeira de Portugal Continental, com uma especial incidência na ZPE (Meirinho et al. 2014), no entanto, alimenta-se com frequência em zonas urbanas e agrícolas (Ceia et al. 2014), o que pode explicar a reduzida abundância de aves estimada para a parte marinha da ZPE (tab.17).

Tendo em conta os períodos em que esta espécie é mais abundante dentro da ZPE (a invernada), parece haver uma especial sobreposição com o palangre demersal e redes de cerco operados pelas embarcações $\geq 15\text{m}$. Um padrão semelhante é notado para as artes operadas pelas embarcações $< 15\text{m}$, onde as mesmas artes têm maiores valores de sobreposição, mas sendo neste caso ao longo de todo o ano. Apesar da ausência de registos de captura acidental reportados em trabalhos anteriores que permitam compreender (Oliveira et al. 2015), ao longo do projeto têm sido registados alguns eventos de captura em redes de cerco, redes de emalhar e palangre demersal (Oliveira et al. 2018).

4.6 Torda-mergulheira

Apesar da zona centro de Portugal Continental ser uma área de importância conhecida para a população invernante de torda-mergulheira, o comportamento costeiro da espécie é coerente com a reduzida utilização observada da ZPE das Ilhas Berlengas. Contudo, mesmo com valores de abundância reduzidos, é notória uma maior sobreposição com as redes de emalhar. Existem fortes indícios de ocorrência de massivos eventos de captura acidental de torda-mergulheira em redes de emalhar, nomeadamente a partir de aves arrojadas na costa (Costa et al. 2019). Tais arrojamentos mais ou menos expressivos têm vindo a ser reportados ao longo das últimas décadas (Granadeiro et al. 1997, Morais 2003). O facto desta espécie ter sido sujeita a fortes ameaças recentemente, ao nível de toda a sua distribuição, levou à elevação do seu estatuto de ameaça para “Quase Ameaçada” (BirdLife-International 2019).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, A., N. Oliveira, A. Santos, I. Gutiérrez, and J. Andrade. 2016. Caracterização da interação das aves marinhas com artes de pesca. Relatório da Ação A4, Projeto Life Berlengas. Lisboa.
- Araújo, H., J. B. Santos, P. C. Rodrigues, M. Ferreira, A. Pereira, A. Catarina, S. S. Monteiro, C. Eira, and J. Vingada. 2017. The importance of Portuguese Continental Shelf Waters to Balearic Shearwaters revealed by aerial census. *Marine Biology* 164:55.
- Arroyo, G. M., M. Mateos-Rodríguez, A. R. Muñoz, A. D. La Cruz, D. Cuenca, and A. Onrubia. 2014. New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater *Puffinus mauretanicus*, based on coastal migration counts. *Bird Conservation International* 1921:1–13.
- BirdLife-International. 2019. IUCN Red List for birds.
- Cameron, A., and P. Trivedi. 1998. *Regression Analysis of Count Data*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Carroll, M. J., E. D. Wakefield, E. S. Scragg, E. Owen, S. Pinder, M. Bolton, J. J. Waggitt, P. G. H. Evans, and M. Bolton. 2019. Matches and Mismatches Between Seabird Distributions Estimated From At-Sea Surveys and Concurrent Individual-Level Tracking 7.
- Catry, P., H. Costa, G. Elias, and R. Matias. 2010. *Aves de Portugal: Ornitologia do Território Continental*. Page (Assírio & Alvim, Ed.). Assírio & Alvim, Lisboa.
- Ceia, F., V. Paiva, V. Fidalgo, L. Morais, a Baeta, P. Crisóstomo, E. Mourato, S. Garthe, J. Marques, and J. Ramos. 2014. Annual and seasonal consistency in the feeding ecology of an opportunistic species, the yellow-legged gull *Larus michahellis*. *Marine Ecology Progress Series* 497:273–284.
- Costa, R. A., A. T. Pereira, A. C. Henriques, M. Miodonski, J. V Vingada, and C. Eira. 2019. Razorbill *Alca torda* mortality in the Portuguese west coast. *European Journal of Wildlife Research* 65:3.
- Granadeiro, J. P., M. A. Silva, C. Fernandes, and A. Reis. 1997. Beached bird surveys in portugal 1990-1996. *Ardeola* 44:9–17.
- Horn, H. S. 1966. Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *The American Naturalist* 100:419–424.
- del Hoyo, J., A. Elliot, and J. Sargatal. 1992. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 1. Lynx Edicions, Barcelona.
- Kober, K., a Webb, I. Win, M. Lewis, S. O. Brien, L. J. Wilson, J. B. Reid, and B. Street. 2010. An analysis of the numbers and distribution of seabirds within the British Limit aimed at identifying areas that qualify as possible marine SPAs. JNCC report No. 431.

- Meirinho, A., N. Barros, N. Oliveira, P. Catry, M. Lecoq, V. H. Paiva, P. Geraldès, J. P. Granadeiro, I. Ramírez, and J. Andrade. 2014. Atlas das Aves Marinhas de Portugal. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Mikslová, K. 2017. Commercial fishing and its impacts on seabirds within Berlengas Islands Special Protected Area (Portugal). Faculty of Forestry and Wood Technology of Mendel University in Brno Faculty.
- Morais, L. 2003. Arrojamento de animais à costa entre 10 e 13 de Janeiro de 2003 Resultados das inspecções costeiras efectuadas entre as Praias de Peniche de Cima e Almagreira (até às instalações da Oesnor). Page Reserva Natural das Berlengas. Peniche.
- Morais, L. 2015. Relatório técnico – dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados (Acção A.2). Peniche.
- Moral, J. C. del, and N. Oliveira. 2019. El cormorán moñudo en la península ibérica. Población reproductora en 2017 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
- Oliveira, N., A. Almeida, E. Constantino, A. Ferreira, I. Gutiérrez, A. Santos, E. Silva, and J. Andrade. 2018. Avaliação do impacto das pescas sobre aves marinhas na ZPE das Ilhas Berlengas. Relatório final da Acção C6 do Projeto LIFE Berlengas. Lisboa.
- Oliveira, N., A. Almeida, I. Gutiérrez, K. Mikslová, E. Silva, A. Santos, and J. Andrade. 2017. Relatório preliminar da Acção C1 do Projeto Life Berlengas. Sobreposição espaço-temporal entre aves marinhas e pescas na ZPE das Ilhas Berlengas. Lisboa.
- Oliveira, N., A. Almeida, A. Santos-Torres, I. Fagundes, P. Rodrigues, and J. Andrade. 2016. Updated Information on the Breeding Status of Berlengas Archipelago Seabirds. Report of the Action A1, Project Life Berlengas. Lisboa.
- Oliveira, N., A. Henriques, J. Miodonski, J. Pereira, D. Marujo, A. Almeida, N. Barros, J. Andrade, H. Araújo, S. Monteiro, J. Vingada, and I. Ramírez. 2015. Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: An assessment through on-board observations and fishermen interviews. *Global Ecology and Conservation* 3:51–61.
- Paiva, V. H., J. Pereira, F. R. Ceia, and J. A. Ramos. 2017. Environmentally driven sexual segregation in a marine top predator:1–11.
- Pollock, C. M., R. Mavor, R. W. White, M. L. Tasker, A. Webb, and J. B. Reid. 2000. The distribution of seabirds and marine mammals in the Atlantic Frontier, north and west of Scotland. Page North. JNCC. Joint Nature Conservation Committee, Aberdeen.
- R Core Team. 2019. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- RStudio Team. 2019. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA.
- Silva, E., A. Luís, and N. Oliveira. 2017. Contribution to the study of the breeding biology of the European shag *Phalacrocorax aristotelis* in Berlengas archipelago, Portugal. *Airo* 24:1–21.
- Tasker, M. L., P. H. Jones, T. Dixon, and B. F. Blake. 1984. Counting seabirds at sea from ships: A review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101:567–577.
- Worton, B. J. 1995. Using Monte Carlo Simulation to Evaluate Kernel-based Home Range Estimators. *Journal of Wildlife Management* 59:794–800.
- Zeileis, A., C. Kleiber, and S. Jackman. 2007. Regression Models for Count Data in R.

ANEXOS

Anexo I _Espécies observadas mensalmente na ZPE das Ilhas Berlengas com base nas contagens realizadas entre novembro de 2016 e abril de 2018. Os valores apresentados referem-se ao número de indivíduos contados dentro do transecto. O “P” indica uma espécie que foi observada apenas fora do transecto num determinado mês.

Espécie	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Total
Airo	1										1
Alcaide	2	4	P	4	2	8	9	3	6	8	46
Alcatraz	89	111	7	57	87	64	245	309	158	193	1320
Alma-de-mestre				P		5	2	P	1	3	11
Caçarra	77	100	37	126	70	295	99	5			809
Casquilho							P				
Corvo-marinho		P	P							P	
Falaropo-de-bico-grosso							P				
Famego									P		
Fura-bucho-do-atlântico		3				P	P	1	1	P	5
Gaivina-preta		1									1
Gaivota-d'asa-escura	12	4		1		P	2	3	43	12	77
Gaivota-de-cabeça-preta								2		1	3
Gaivota-de-patas-amarelas	28	74	14	34	16	2	22	3	47	37	277
Gaivota-de-sabine						3					3
Gaivota-tridáctila		P						P		P	
Galheta	1	4	2	3	1		3	P	5	10	29
Garajau-comum				P	P		1				1
Garajau-de-bico-preto	2	2	1	P		6	P				11
Garajau-do-ártico							4				4
Guincho								1			1
Moleiro-do-ártico						1	P				1
Moleiro-pequeno						1	P				1
Negrola	P	5					36	P			41
Papagaio-do-mar	P								1	6	7
Pardela-balear	3	P	2	8	P	P	1	7	17	13	51
Pardela-de-barrete						10	6	14			30
Pardela-preta						1	P	3			4
Rola-turca		P									
Roque-de-castro						21	7		P		28
Torda-mergulheira	18	14		1	1				1	7	42
Golfinho-comum		P	17	39	28	30	31	26	47	17	235
Grampo										1	1
Roaz-corvineiro				P							

Anexo II_Mapas de distribuição obtidos através dos dados de seguimento individual de cagarra, roques-de-castro, galhetas e gaivotas-de-patas-amarelas

Cagarra 2014-2016, pré-reprodução

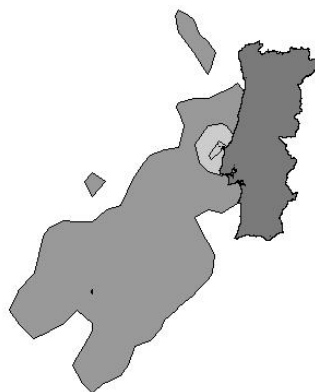


Figura 1_Mapa de distribuição obtido através dos dados de seguimento individual de cagarra durante a pré-reprodução nas épocas entre 2014 e 2016. Foram excluídas 3 viagens longas.

Cagarra 2014-2016, alimentação das crias

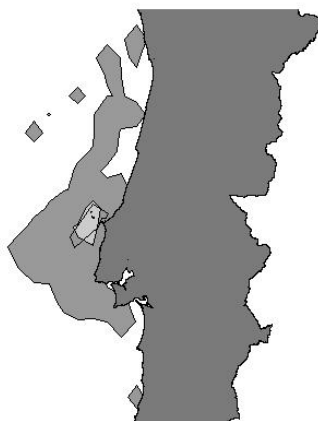


Figura 2_Mapa de distribuição obtido através dos dados de seguimento individual de cagarra durante a fase de alimentação das crias nas épocas entre 2014 e 2016. Foi excluída 1 viagens longas.

roque-de-castro 2016-2019, reprodução

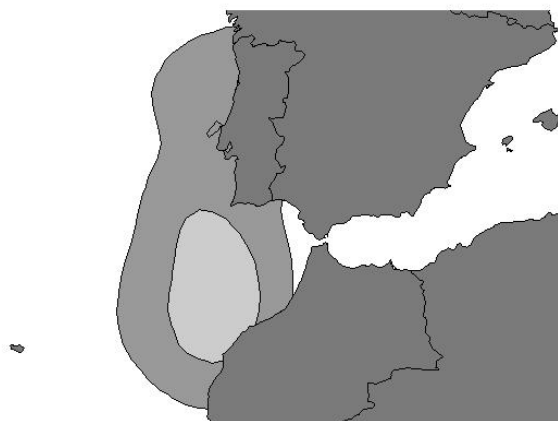


Figura 3_Mapa de distribuição obtido através dos dados de seguimento individual de roque-de-castro durante a época de reprodução entre 2016 e 2019.



Figura 4_Mapa de distribuição obtido através dos dados de seguimento de 1 indivíduo de roque-de-castro durante a época de invernada em 2017.

Galheta 2016-2019

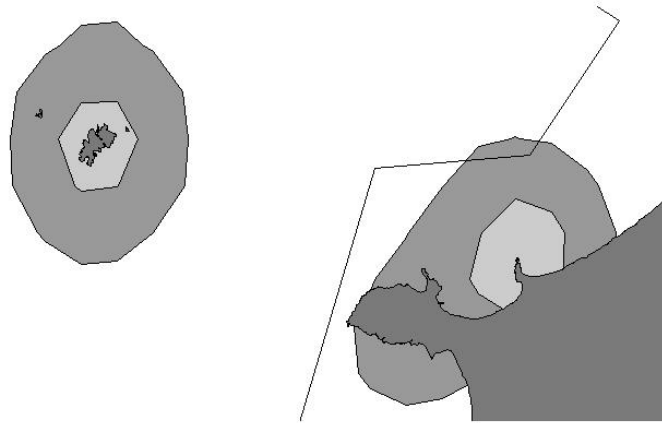


Figura 5_Mapa de distribuição obtido através dos dados de seguimento individual de galheta ao longo de todo o ano entre 2016 e 2019.

Gaivota-de-patas-amarelas 2014-2016, incubação



Figura 6_Mapa de distribuição obtido através dos dados de seguimento individual de gaivota-de-patas-amarelas durante a incubação entre 2014 e 2016.

Anexo II_Censos costeiros nas Berlengas 2014-2018



Berlengas

Arquipélago com vida



Relatório da Ação C1 do Projeto LIFE Berlengas. Censos costeiros nas Berlengas 2014-2018

Lisboa, abril, 2019



| Cofinanciamento



FUNDO-AMBIENTAL
Ministério do Ambiente

Relatório da Ação C1 do Projeto LIFE Berlengas. Censos costeiros nas Berlengas 2014-2018

Lisboa, abril, 2019



© Fotojonic

O LIFE Berlengas é coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves e conta com a parceria do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, da Câmara Municipal de Peniche e da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa, tendo ainda a Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar do Instituto Politécnico de Leiria como observador. Este projeto, que teve início a 1 de junho de 2014, será implementado até 30 de junho de 2019 e é cofinanciado pela Comissão Europeia ao abrigo do programa LIFE+ e pelo Fundo Ambiental.





Missão

Trabalhar para o estudo e conservação das aves e seus habitats, promovendo um desenvolvimento que garanta a viabilidade do património natural para usufruto das gerações futuras.

A SPEA – [Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves](http://www.spea.pt) é uma Organização Não Governamental de Ambiente que trabalha para a conservação das aves e dos seus habitats em Portugal. Como associação sem fins lucrativos, depende do apoio dos sócios e de diversas entidades para concretizar as suas acções. Faz parte de uma rede mundial de organizações de ambiente, a *BirdLife International*, que atua em 120 países e tem como objetivo a preservação da diversidade biológica através da conservação das aves, dos seus habitats e da promoção do uso sustentável dos recursos naturais.

A SPEA foi reconhecida como entidade de utilidade pública em 2012.

www.spea.pt

www.facebook.com/spea.Birdlife 
https://twitter.com/spea_birdlife 

Relatório da Ação C1 do Projeto LIFE Berlengas. Censos costeiros nas Berlengas 2014-2018.

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2019

Direção Nacional: Graça Lima, Paulo Travassos, Peter Penning, Alexandre Leitão, Martim Melo, Nuno Barros e Maria José Boléo

Direção Executiva: Domingos Leitão

Coordenação do projeto: Joana Andrade

Coordenação técnica: Ana Isabel Fagundes, Nuno Oliveira e Joana Bores

Agradecimentos: A todos os colegas da SPEA e voluntários que colaboraram nas contagens de aves marinhas.

Citações: Pereira, I., A. I. Fagundes, N. Oliveira, J. Bores & J. Andrade. 2018. Censos costeiros nas Berlengas 2014-2018. Relatório da Ação C1, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).



ÍNDICE

RESUMO/SUMMARY	5
1. NOTA INTRODUTÓRIA	6
1.1 Enquadramento	6
1.2 Espécies-alvo	6
1.2.1 Gaivota-de-asa-escura <i>Larus fuscus</i>	7
1.2.2 Cagarra <i>Calonectris borealis</i>	8
1.2.3 Pardela balear <i>Puffinus mauretanicus</i>	8
1.2.4 Alcatraz Morus bassanus	8
1.2.5 Galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	8
1.2.6 Corvo-marinho <i>Phalacrocorax carbo</i>	9
1.2.7 Alcaide <i>Catharacta skua</i>	9
1.2.8 Torda-mergulheira <i>Alca Torda</i>	9
2. METODOLOGIA	10
2.1 Contagem de aves marinhas	10
2.2 Análise de dados	10
3. RESULTADOS	11
3.1 Esforço de observação	11
3.2 Riqueza específica	12
3.3 Taxa de passagem	13
3.3.1 Gaivota-de-asa-escura <i>Larus fuscus</i>	15
3.3.2 Cagarra <i>Calonectris borealis</i>	15
3.3.3 Pardela balear <i>Puffinus mauretanicus</i>	16
3.3.4 Alcatraz Morus bassanus	17
3.3.5 Galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	18
3.3.6 Corvo-marinho <i>Phalacrocorax carbo</i>	19
3.3.7 Alcaide <i>Catharacta skua</i>	20
3.3.8 Torda-mergulheira <i>Alca Torda</i>	20
3.4 Análise de comportamento	21
3.4.1 Gaivota-de-asa-escura <i>Larus fuscus</i>	22
3.4.2 Cagarra <i>Calonectris borealis</i>	22
3.4.3 Pardela balear <i>Puffinus mauretanicus</i>	23
3.4.4 Alcatraz Morus bassanus	23
3.4.5 Galheta <i>Phalacrocorax aristotelis</i>	24
3.4.6 Corvo-marinho <i>Phalacrocorax carbo</i>	24
3.4.7 Alcaide <i>Catharacta skua</i>	24
3.4.8 Torda-mergulheira <i>Alca Torda</i>	25
4. Discussão	26
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29

RESUMO

Da necessidade de conhecer as tendências populacionais das aves marinhas que ocorrem na costa da Península Ibérica e monitorizar o seu comportamento e abundância, nasceu, em 2005, a RAM- Rede de observação de Aves e Mamíferos Marinhos. No âmbito da RAM são realizados censos mensais que permitem obter várias informações sobre as aves marinhas, tais como a caracterização da utilização das zonas costeiras e melhor compreensão da fenologia das aves migradoras. O presente relatório é referente aos dados dos censos RAM recolhidos entre o período de 2014 e 2018, na ilha da Berlenga, no âmbito do LIFE Berlengas.

No total foram dedicados 4957 minutos de observação. O ano de observação com maior esforço foi 2018, com um total de 1458 minutos, estando o ano de 2016 logo a seguir, com um total de 1390 minutos. O ano com o menor esforço de amostragem foi 2015, com apenas 730 minutos de observação.

Desde 2014 até 2018 foram registadas 19 espécies de aves marinhas. O ano de 2018 foi o ano com maior riqueza específica (17 espécies), seguida do ano de 2017, com 14 espécies. Em 2017 a taxa média anual de passagem de aves (número de aves/hora) foi a mais elevada, com cerca de 122.41 aves/hora. O ano cuja taxa média anual de passagem foi mais baixa foi 2018 (81,68 aves/hora). Em relação à taxa média de passagem mensal, os meses de setembro e outubro registaram os valores mais elevados (325.35 aves/hora e 232.76 aves/hora, respetivamente), e a taxa de passagem média mais baixa foi observada em junho (15 aves/hora).

Neste relatório foi ainda analisado o comportamento e a tendência populacional de 8 espécies-alvo: gaivota-de-asa-escura, cagarra, pardela-balear, alcatraz, galheta, corvo-marinho, alcaide e torda-mergulheira.

SUMMARY

From the need to increase the knowledge about population trends of seabirds that occur on Iberian Peninsula and to monitor their behavior and abundance, the Iberian Sea Watching Network (RAM) was created, in 2005. The monthly census developed under RAM allow for several kinds of information on seabirds to be collected, leading to the characterization of the use of coastal areas and better understanding of the phenology of migratory birds. This report encompasses the RAM census data collected between 2014 and 2018 on the Berlenga Island, on the scope of LIFE Berlengas project.

A total of 4957 minutes were dedicated to seabirds observation. Observation efforts were not equally distributed among the years, being 2018 the year with most observation hours (1458 minutes) and 2016 the second year with most observation hours, 1390 minutes. The least total hours (730 minutes) was in 2015.

From 2014 to 2018, 19 species of seabirds were recorded. 2018 was the year with the highest value of annual species richness (17 species), followed by 2017 (14 species). The highest annual average passage rate (number of seabirds/hour) was in 2017, with 122.41 seabirds/hour and the lowest was in 2018 (81,68 seabirds/hour). Monthly annual average passage rate was higher in September and October (325.35 seabirds/hour and 232.76 seabirds/hour, respectively) and lowest in June (15 seabirds/hour).

This report also analyses in detail the annual average passage rate, behaviour and population trend of 8 target species: Lesser Black-backed Gull, Cory's shearwater, Balearic shearwater, Northern Gannet, European Shag, Great Cormorant, Great Skua and Razorbill.

1. NOTA INTRODUTÓRIA

1.1 Enquadramento

As aves marinhas nidificantes são consideravelmente escassas ao longo de toda a costa de Portugal Continental. Uma das razões passa pela falta de ilhas e ilhéus que apresentem condições para a instalação destas aves, especialmente os Procellariiformes (Meirinho et al. 2014). A introdução de mamíferos é um dos fatores que dificulta a sua presença na nossa costa, tornando grande parte das ilhas impróprias para locais de nidificação, uma vez que põem em risco as crias que ainda se encontram no ninho e até de adultos de algumas espécies. A ausência de predadores terrestres é, portanto, essencial e como tal, as ilhas portuguesas mais isoladas e desabitadas, como as Selvagens, as Desertas ou o arquipélago das Berlengas, constituem os habitats de nidificação para muitas espécies de aves marinhas (Meirinho et al. 2014).

O elevado interesse botânico, património arqueológico subaquático e a presença de aves marinhas nidificantes levaram à classificação do arquipélago das Berlengas como Reserva Natural, em 1981. Neste arquipélago, situado a oeste da Península Ibérica, pode-se encontrar colónias de cagaras, roques-de-castro, galhetas e gaivotas-de-patas-amarelas, não existindo outras ilhas rochosas junto à costa continental que permitam a instalação destas espécies (Meirinho et al. 2014).

Porém, ao longo de vários anos, os valores naturais da ilha da Berlenga foram-se degradando, resultado da introdução do coelho, rato-preto e chorão, elevada atividade piscatória e excessiva abundância de gaivota-de-patas-amarelas. Com o objetivo de restituir as características naturais da ilha, nasceu o projeto LIFE Berlengas. Este projeto de larga escala, decorrido entre 2014 e 2018, permitiu pôr em prática e aplicar diversas ações de conservação. Algumas delas passaram pela remoção de chorão, monitorização da reprodução das aves marinhas, controlo da população de gaivota-de-patas-amarelas, construção de ninhos artificiais para cagarra e roque-de-castro e a remoção das populações de mamíferos introduzidas (coelho e rato-preto). A remoção dos mamíferos introduzidos e a construção de ninhos artificiais foram alguns fatores que terão contribuído para a reprodução do roque-de-castro na ilha da Berlenga, que até 2018 ocorria exclusivamente nos Farilhões (Meirinho et al. 2014).

Da necessidade de conhecer as tendências populacionais das aves marinhas e monitorizar o seu comportamento e abundância em locais cuja presença se faz sentir regularmente, nasceu em Espanha, em 2005, a RAM (Rede de observação de Aves e Mamíferos Marinhos) que depois em 2008 foi alargada a Portugal (Sengo et al. 2012). Esta ferramenta de monitorização começou por ser utilizada apenas na costa norte da Península Ibérica, sendo atualmente aplicada por toda a costa continental da Península Ibérica, ilhas Baleares, Madeira, Açores e Norte de África (Ceuta e Melilla).

Desde setembro de 2008 que a Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA) coordena as contagens da Rede de Observação de Aves e Mamíferos Marinhos em Portugal Continental e desde dezembro de 2014, passaram a ser realizadas contagens no arquipélago das Berlengas no âmbito do projeto LIFE Berlengas. O presente relatório tem como objetivos:

- 1) compilar e analisar os dados dos censos costeiros recolhidos na ilha da Berlenga entre dezembro de 2014 e dezembro de 2018;
- 2) analisar a fenologia, taxas de passagem e comportamentos mais recorrentemente adotados pelas aves marinhas mais comuns na ZPE da Berlenga (espécies-alvo).

1.2 Espécies-alvo

As aves marinhas que frequentam a ZEE Portuguesa variam entre espécies com efetivos invernantes, migradores de passagem ou espécies nidificantes. Desta forma, há maior riqueza específica durante o período de migração do que durante o período de invernada. No entanto, certas espécies podem ser encontradas nas nossas águas ao longo de todo o ano e em concentrações suficientemente elevadas, comparando com a totalidade da sua população europeia ou mundial

(Ramírez et al. 2008). Este é o caso da pardela-baleiar, do alcatraz, do alcaide e da gaivota-de-cabeça-preta (Ramírez et al. 2008).

No presente relatório foram selecionadas 8 espécies-alvo: gaivota-de-asa-escura, cagarra, pardela-baleiar, alcatraz, galheta, corvo-marinho, alcaide e torda-mergulheira. De seguida é apresentada uma breve descrição de cada espécie, com informação relevante para a interpretação dos resultados do relatório.

1.2.1 Gaivota-de-asa-escura (*Larus fuscus*)



Em Portugal Continental a gaivota-de-asa-escura é a gaivota mais abundante, sobretudo em zonas estuarinas onde dezenas de milhares de indivíduos invernam e passam nos períodos migratórios. Ocorre ao longo de todo o ano, principalmente na faixa litoral, mas frequenta também o interior (Catry et al. 2010). Encontra-se com maior frequência a norte do Cabo Raso no outono e nidifica regularmente na ilha da Berlenga, mas em número reduzido (Equipa Atlas 2008), podendo nidificar tanto em ilhas rochosas como de sapal. Esta gaivota frequenta uma grande diversidade de biótopos, como por exemplo,

ETARs, aterros sanitários, zonas urbanas, lagoas costeiras, albufeiras, restolhos de arrozais alagados e grandes rios. As aves observadas em Portugal são oriundas, na sua maioria do Reino Unido, mas também de outros países europeus (Catry et al. 2010). Tem-se registado um aumento das populações europeias desta espécie (BirdLife International 2019), estando esse aumento a refletir-se nas populações portuguesas. Atualmente não parecem existir ameaças relevantes às suas populações no nosso país (Meirinho et al. 2014).

1.2.2 Cagarra (*Calonectris borealis*)



Distribuída por toda a ZEE portuguesa, a cagarra é, muito provavelmente, a espécie de ave marinha nidificante mais abundante em Portugal, sendo que no continente apenas se reproduz nas Berlengas (Meirinho et al. 2014). Em fevereiro começam a chegar as primeiras aves ao local de reprodução, onde permanecem até à saída das crias do ninho, no início de novembro (Meirinho et al. 2014). Entre a primavera e o outono frequentam a costa continental aos milhares (Catry et al. 2010). A migração inicia-se aquando

da saída das crias do ninho, sendo muito improvável avistar esta espécie entre os meses de dezembro e fevereiro (Catry et al. 2010). A tendência populacional global não é conhecida devido a falta de dados (Birdlife International 2019).

1.2.3 Pardela-balear (*Puffinus mauretanicus*)



Considerada endêmica das ilhas Baleares, o único local em que se reproduz, é a espécie de ave marinha mais ameaçada da Europa e pode ser encontrada nas águas Portuguesas ao longo de todo o ano (Catry et al. 2010). Entre o inverno e a primavera a população é reduzida, visto ser composta pelos indivíduos não reprodutores, aumentando no verão e outono, quando a migração pós-nupcial ocorre (Meirinho et al. 2014). No verão parece haver tendência para maiores concentrações populacionais na zona centro/norte do país (Meirinho et al.

2014). No outono, o início da migração pré-nupcial leva a que haja uma distribuição mais homogênea pela costa Portuguesa (Meirinho et al. 2014). A tendência populacional tem sido decrescente, com projeções de possível extinção em 61 anos, caso a tendência se mantenha (Birdlife International, 2019).

1.2.4 Alcatraz (*Morus bassanus*)



O alcatraz pode ser avistado ao longo de todo o ano (Catry et al. 2010), contando com indivíduos invernantes e migradores de passagem, estando distribuído por toda a costa Portuguesa (Meirinho et al. 2014). É uma das espécies de aves marinhas mais abundante, sendo possível observar milhares de indivíduos nos meses de janeiro e fevereiro (altura das migrações pré-nupciais) e de setembro a novembro (migração outonal; Catry et al. 2010). Entre abril e setembro há uma diminuição na abundância, mas mantém-se uma espécie relativamente

comum nas nossas águas (Catry et al. 2010). Atualmente a tendência global é positiva (Birdlife International, 2019), sendo que se espera que este aumento seja notado nas populações Portuguesas (Meirinho et al. 2014).

1.2.5 Galheta (*Gulosus aristotelis*)



A galheta é pouco abundante em Portugal Continental, onde tanto pode ser residente como invernante (Meirinho et al. 2014). Preferindo costas rochosas, é mais comum a ocidente e sul do Cabo Carvoeiro, sendo mais abundante nas Berlengas (Meirinho et al. 2014). Também pode ser observada no litoral norte, durante os meses de inverno, tratando-se provavelmente de indivíduos provenientes das colónias galegas (Catry et al. 2010). Nas Berlengas o efetivo populacional parece estar a diminuir, seguindo a mesma tendência europeia (Birdlife International, 2019).

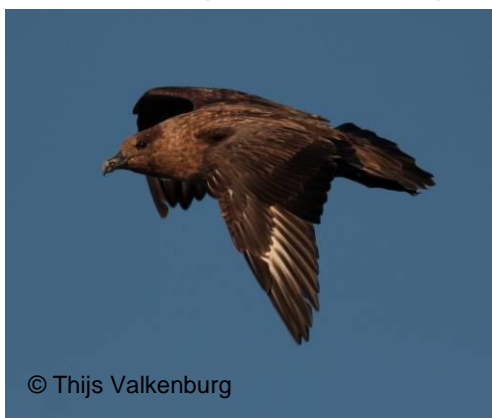
1.2.6 Corvo-marinho (*Phalacrocorax carbo*)



Em Portugal Continental, o corvo-marinho é invernante e residente. Ocorre principalmente de setembro a abril, frequentando uma grande diversidade de habitats, mas sobretudo o litoral, onde ocorre a maior parte da população invernante (Catry et al. 2010). Destaca-se os estuários, lagoas costeiras, albufeiras, pauis, costa rochosa e cursos de água, sendo também relativamente comum em algumas zonas do interior.

Tem sido registado um aumento das populações do Norte e centro europeus (Birdlife International 2019; Catry et al 2010) e nos últimos 30 anos a população invernante tem aumentado também em Portugal. Globalmente, esta espécie regista uma tendência favorável de crescimento (BirdLife International 2019).

1.2.7. Alcaide (*Catharacta skua*)



O alcaide é uma espécie migradora de passagem e invernante no Continente, podendo ser observada em toda a costa, especialmente no outono e no inverno (Meirinho et al. 2014). No inverno recorre a zonas estuarinas ao longo do país (desde a Ria de Aveiro até à Ria Formosa; Catry et al. 2010). As aves migradoras começam a ser avistadas a partir de agosto, aumentando à medida que o outono progride (Catry et al. 2010). Em Portugal, a tendência desta ave tem sido de aumento, devido a esforços de conservação aplicados nas colónias reprodutoras localizadas noutros países (Catry et al. 2010).

1.2.8. Torda-mergulheira (*Alca torda*)



A torda-mergulheira é encontrada ao longo de toda a costa Portuguesa, existindo indivíduos invernantes e migradores de passagem (Meirinho et al. 2014). A partir de outubro já é possível observar alguns indivíduos, sendo o pico da migração pós-nupcial entre novembro e dezembro, dirigindo-se os indivíduos para Marrocos ou locais mais a sul (Catry et al. 2010). De janeiro a março (em alguns anos até abril) ocorre a migração pré-nupcial, com deslocação dos indivíduos para os locais de nidificação (como a Islândia e Ilhas Britânicas; Meirinho et al. 2014; Catry et al. 2010). Durante a migração pré-nupcial há maior concentração de indivíduos no litoral norte do país (Meirinho et al. 2014). Atualmente esta espécie está classificada como Quase Ameaçada e a sua tendência populacional é negativa (BirdLife International 2019).

2. METODOLOGIA

2.1 Contagem de aves marinhas

A metodologia adotada segue a mesma definida para as contagens RAM. Na Berlenga as contagens decorrem, de forma geral, uma vez por mês, durante um período de 3 horas (das 7h-10h de maio a setembro e das 8h-11h de outubro a abril). As contagens são feitas, de preferência, por dois observadores com recurso a um telescópio de 20x (mínimo ideal) e binóculos 8-10x. O telescópio tem de ficar fixo e englobar 30-50% de mar imediatamente abaixo da linha do horizonte. O restante mar (até à linha da costa) será prospectado com os binóculos, de preferência por um segundo observador.

Durante o período de contagem, deve ser registado o número de indivíduos por espécie, os seus comportamentos e a hora de cada observação. O registo do número de aves que passam pelo campo de visão deve ser feito de forma a não contabilizar a mesma ave mais do que uma vez. Apenas face a um bando de dimensão excepcional é que se pode recorrer a estimativas do número médio de aves.

Em caso de dúvida a nível de identificação de espécie, não se deve proceder ao registo da mesma, mas a identificação é válida caso seja possível a identificação até ao género ou família. Para o registo dos comportamentos deve-se incluir: voo direcional (norte, sul, este e oeste), movimento local, alimentação, pousado na água, associação a barcos, associação a cetáceos, cleptoparasitismo e jangada. Na Berlenga não foram contabilizados os indivíduos de gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michaellis*), exceto no caso de estas demonstrarem comportamentos atípicos.

A utilização desta metodologia tem várias vantagens, como seja: baixo custo, fácil aplicação, adaptabilidade a pontos de amostragem semelhantes e, caracterização em curto prazo da frequência de passagem das espécies na ZPE da Berlenga. A longo prazo permite obter informação sobre a fenologia das espécies e servir de complemento às estimativas populacionais das mesmas. No entanto, esta metodologia também tem limitações, tais como estar dependente de condições atmosféricas favoráveis, os campos de visão para a observação serem limitados e períodos de amostragem reduzidos.

Na Berlenga foram efetuadas observações em diferentes pontos da ilha, nomeadamente Melréu, Capitão, Flandres, Ponta de França e Buzinas. Apesar das mudanças dos locais de contagem, estas não foram incluídas na análise, considerando apenas a ilha como um local de observação.

2.2 Análise de dados

Os dados foram compilados numa base de dados usando o software MSEXcel. Para cada ano foi calculado o esforço de observação, a riqueza específica, a taxa de passagem mensal de aves (número de aves/hora) e a taxa média de passagem. Calculou-se ainda para cada espécie-alvo, a taxa de passagem mensal em cada ano, a percentagem de cada comportamento e a proporção de voo direcional norte-sul. As espécies-alvo (gaivota-de-asa-escura, a cagarra, a pardela-balear, o alcatraz, a galheta, o corvo-marinho, alcaide e torda-mergulheira) foram selecionadas tendo em conta a sua abundância e presença regular ao longo dos anos de contagem.

3. RESULTADOS

3.1 Esforço de observação

As observações ao longo dos cinco anos resultaram num esforço total de 4957 minutos. O esforço de observação em cada ano pode ser observado no gráfico 1.

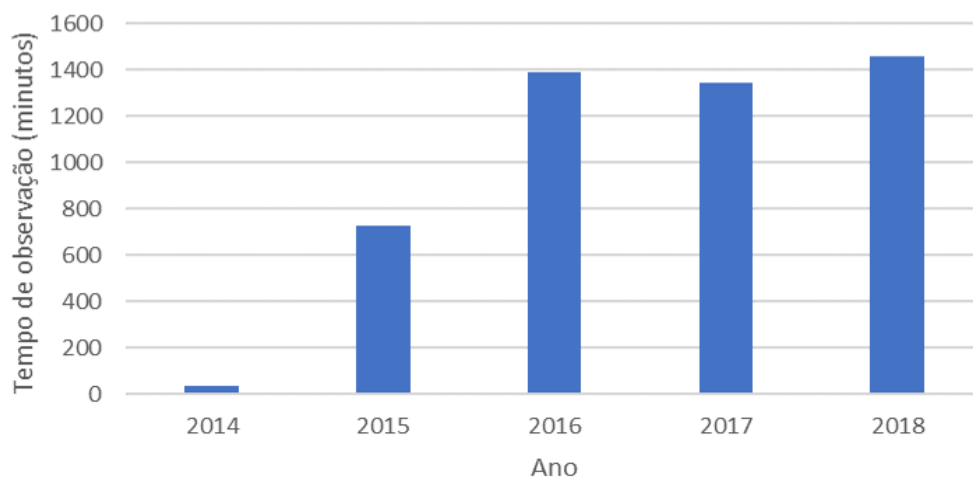


Gráfico 1_Esforço de observação anual

O ano de observação com maior esforço foi 2018, com um total de 1458 minutos, seguido de 2016, com um total de 1390 minutos.

É de referir que 2014 e 2015 foram os anos com menor esforço de observação (35 e 730 minutos, respetivamente).

O gráfico 2 mostra o esforço de observação mensal. Observa-se que os meses de inverno são os meses em que se realizam mais contagens e com uma duração mais homogénea ao longo dos anos. Durante os meses de verão as contagens foram mais irregulares. Nesta análise não foi contabilizado o ano 2014 por só terem sido efetuadas contagens no mês de dezembro.

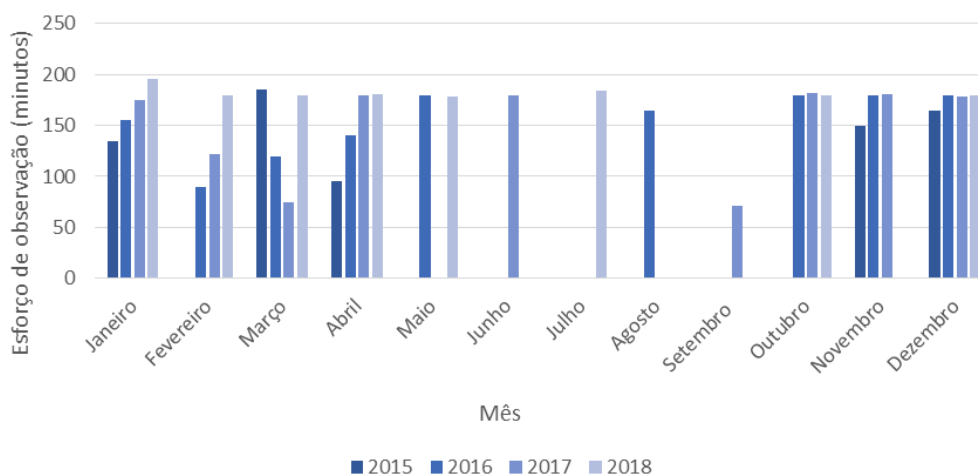


Gráfico 2_Esforço de observação ao longo de cada ano

3.2 Riqueza específica

A lista de todas as espécies observadas desde 2014 até 2018 pode ser encontrada na tabela 1. No ano de 2014 foram realizadas contagens apenas no mês de dezembro e como tal, nas próximas análises não será incluído o ano de 2014.

Tabela 1_Lista de espécies observadas desde dezembro de 2014 até dezembro de 2018.

Espécie		2014	2015	2016	2017	2018
Nome comum	Nome científico					
Aves marinhas						
Negrola	<i>Melanitta nigra</i>			X	X	X
Cagarra	<i>Calonectris borealis</i>		X	X	X	X
Pardela-de-barrete	<i>Ardenna gravis</i>				X	
Pardela-do-Atlântico	<i>Puffinus puffinus</i>		X		X	X
Pardela-balear	<i>Puffinus mauretanicus</i>		X	X	X	X
Pardela-preta	<i>Ardenna grisea</i>					X
Pardela não identificada	<i>Puffinus sp.</i>		X			X
Alcatraz	<i>Morus bassanus</i>	X	X	X	X	X
Alcatraz-pardo	<i>Sula leucogaster</i>			X	X	
Corvo-marinho	<i>Phalacrocorax carbo</i>		X	X	X	X
Galheta	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	X	X	X	X	X
Moleiro grande	<i>Catharacta skua</i>		X	X	X	X
Moleiro-do-ártico	<i>Stercorarius pomarinus</i>			X		
Guincho-comum	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>					X
Gaivota-de-cabeça-preta	<i>Larus melanocephalus</i>		X			
Gaivota-de-patas-amarelas	<i>Larus michahellis</i>				X	X
Gaivota-de-asa-escura	<i>Larus fuscus</i>		X	X	X	X
Gaivota-de-patas-amarelas/-asa-escura	<i>Larus michahellis/fuscus</i>				X	X
Gaivota tridáctila	<i>Rissa tridactyla</i>			X		X
Gaivota não identificada	<i>Larus sp.</i>		X			
Garajau-de-bico-preto	<i>Thalasseus sandvicensis</i>		X			X
Torda-mergulheira	<i>Alca torda</i>		X	X	X	X
TOTAL		2	13	12	14	17
OUTRAS AVES						
Peneireiro-vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>				X	
Maçarico-galego	<i>Numenius phaeopus</i>					X
Garça-real	<i>Ardea cinerea</i>				X	
TOTAL		0	0	0	2	1

O ano em que se registou uma maior diversidade de espécies de aves marinhas foi em 2018 (17 espécies), seguido do ano de 2017 (14 espécies). 2016 foi o ano em que houve uma menor diversidade de espécies registadas.

Estes dados não estarão relacionados com o esforço de observação uma vez que 2015 foi um ano com reduzido tempo de observação e ainda assim o número de espécies registadas foi muito semelhante a 2016. Em 2017 houve menor esforço de observação do que em 2016 mas a riqueza específica foi maior. Haverá então outros fatores a influenciar a riqueza específica, podendo ser, entre outros, condições climáticas, interações bióticas, a fenologia das diferentes espécies, a sazonalidade das contagens e a disponibilidade de alimento no mar.

Apenas duas espécies foram registadas todos os anos: *Morus bassanus* e *Phalacrocorax aristotelis*. Outras seis espécies foram registadas todos os anos desde 2015: *Calonectris borealis*, *L. fuscus*, *Phalacrocorax carbo*, *Puffinus mauretanicus*, *Catharacta skua* e *Alca torda*.

O registo de aves terrestres foi muito reduzido, tendo sido observada a presença de três espécies apenas nos últimos 2 anos (2017 e 2018). O facto de estas observações terem sido realizadas na ilha da Berlenga, a cerca de 14km de distância da costa contribui para a reduzida observação destas espécies terrestres.

3.3 Taxa de passagem

A taxa de passagem de aves (número de aves/hora) desde 2014 até 2018 encontra-se na tabela 2.

Tabela 2_Taxa de passagem mensal (aves/hora) entre 2014 e 2018; taxa média anual e taxa média mensal.

	2014	2015	2016	2017	2018	Taxa média mensal
Jan		46,67	367,35	8,57	50,46	118,26
Fev			206	29,51	59,67	98,39
Mar		246,81	92	75,2	27	110,25
Abr		60	46,28	5,33	152,49	66,03
Mai			43,67		49,21	46,44
Jun				15		15
Jul					183,59	183,59
Ago			30,55			30,54
Set				325,35		325,35
Out			225	364,29	109	232,76
Nov		173,6	21	139,89		111,5
Dez	37,7	75,27	32,33	138,54	22	67,04
Taxa média anual	37,7	120,47	118,25	122,41	81,68	

O ano de 2017 foi o ano com a taxa de passagem média anual mais elevada (122,41 aves/hora), seguido do ano de 2015 (120,47 aves/hora). 2018 foi o ano com taxa de passagem mais baixa (81,43 aves/hora).

O mês com maior média de passagem de aves/hora foi setembro (325,35 aves/hora), seguido de outubro (232,76 aves/hora). Este elevado valor registado em setembro pode estar relacionado com o facto de ter sido o único mês em que as contagens foram realizadas ao final da tarde, o que poderá potencializar uma maior contagem de aves, mas também o facto de esta contagem ter sido efetuada

em 2017, ano em que se registou a taxa de passagem média mais elevada. Em junho foi registada a menor taxa de aves/hora, com uma média de apenas 15 aves/hora.

O gráfico 3 apresenta a taxa de passagem de aves em cada mês e por ano.

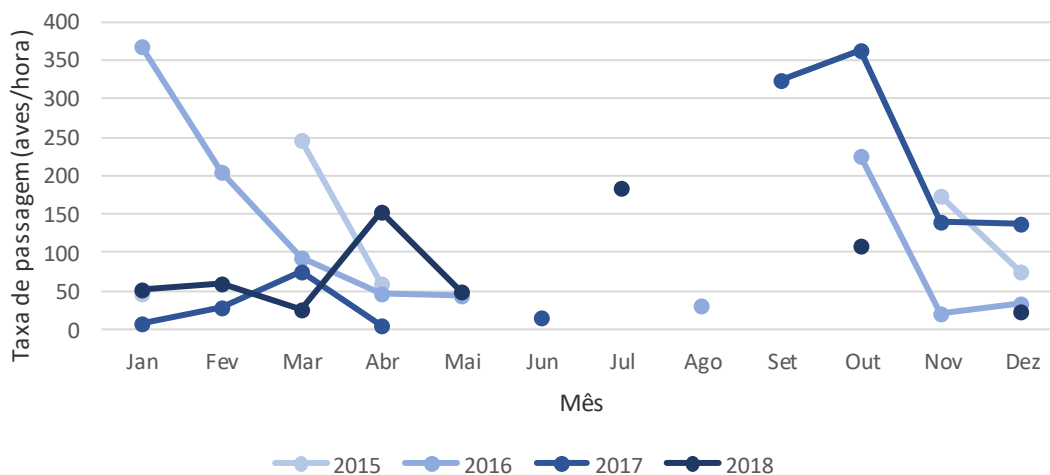


Gráfico 3_ Taxa de passagem mensal entre 2015 e 2018.

Desde 2015, nos meses de junho, julho, agosto e setembro foram realizadas contagens apenas uma vez, e em maio duas vezes. A taxa de passagem mais elevada foi registada em janeiro de 2016 (367,35 aves/hora), seguida de outubro e setembro de 2017 (364,29 e 325,35 aves/hora, respetivamente). Os valores mais reduzidos foram registados em abril e janeiro de 2017 (5,33 e 8,57 aves/hora, respetivamente).

O gráfico 4 mostra a média anual da taxa de passagem entre 2015 e 2018 e o tempo médio de observação anual, de forma a poder perceber a variação da taxa de passagem tendo em conta o esforço de observação.

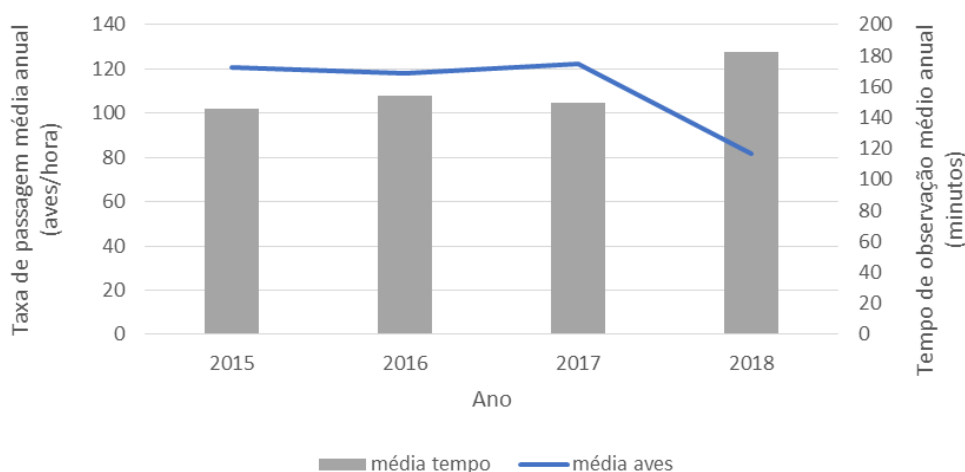


Gráfico 4_ Taxa de passagem média anual e média do esforço de observação anual

A taxa de passagem anual foi muito semelhante entre os anos 2015 e 2017, verificando-se um acentuado decréscimo no ano 2018. Estes anos também tiveram um esforço médio de observação semelhante, ao contrário do ano 2018 em que nitidamente houve um esforço de observação superior.

Segue-se a análise da taxa de passagem das espécies-alvo.

3.3.1 Gaivota-de-asa-escura

A maior taxa de passagem de gaivota-de-asa-escura foi registada em janeiro de 2016, com 42,19 aves/hora. Contudo, nesse mesmo ano houve um decréscimo muito acentuado até ao mês de março e com valores muito inferiores (7,3 aves/hora em fevereiro e 0,5 aves/horas em março). Registaram-se mais dois picos na taxa de passagem desta ave, em novembro de 2015 (28,4 aves/hora) e em dezembro de 2017 (15,51 aves/hora), embora sempre com valores inferiores a janeiro de 2016. Os dados indicam que a espécie está mais presente nos meses de inverno.

Os valores de taxa de passagem foram mais elevados em 2015 e 2016, respetivamente 6,16 e 5,56 aves/hora, e o valor mais baixo foi registado em 2018 com apenas 0,29 aves/hora.

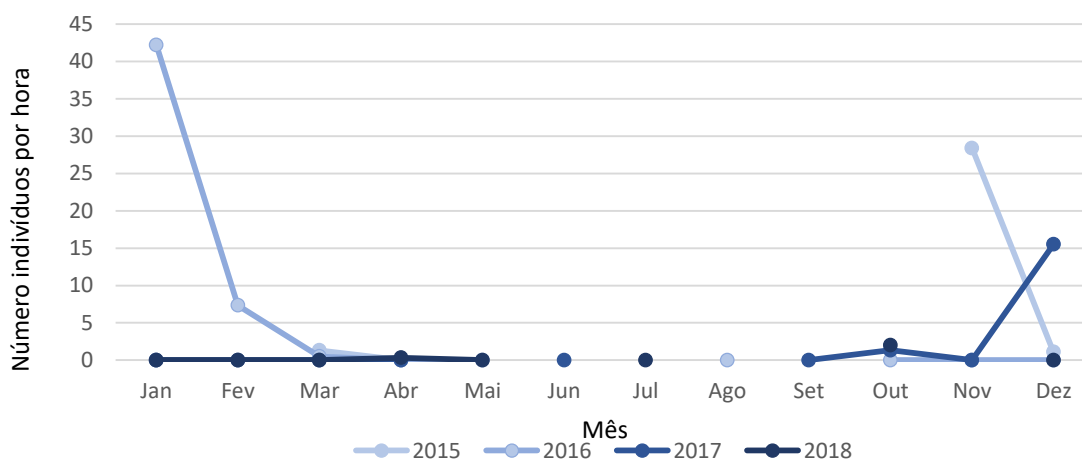


Gráfico 5_Taxa de passagem mensal de gaivota-de-asa-escura

Tabela 3_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de gaivota-de-asa-escura

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	6,16	5,56	1,87	0,29

3.3.2 Cagarra

A taxa de passagem mais elevada para esta espécie foi registada em julho de 2018 (98,48 aves/hora), seguido de março de 2015 (86,6 aves/hora).

Este gráfico demonstra bem a variação da presença da espécie relativamente ao seu período reprodutor. As primeiras aves chegam à colónia em março (picos registados em 2015 e 2017), seguindo-se um período com menor registo de aves (abril a junho), que coincide com a fase de preparação do ninho, acasalamento e êxodo pré-postura. O elevado número de aves registadas em julho de 2017 reflete o período de eclosão das crias e o aumento das viagens dos adultos para procurar alimento. Os valores de outubro coincidem com o abandono dos ninhos, quer por parte das aves adultas como das crias. Não existem registos da espécie entre dezembro e fevereiro.

Verifica-se que o valor médio da taxa de passagem anual entre os diferentes anos é semelhante, variando entre 10,18 aves/hora em 2016 e 18,16 aves/hora em 2015.

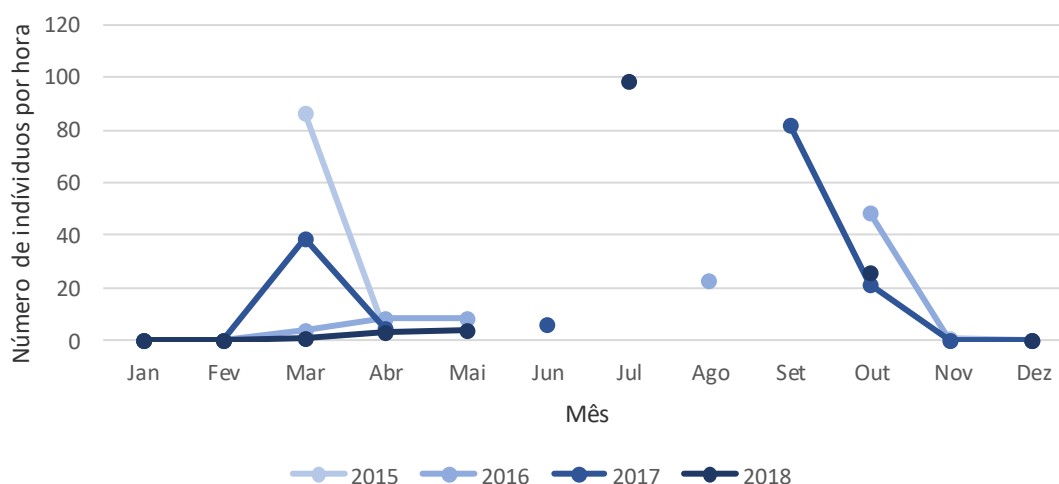


Gráfico 6_Taxa de passagem mensal de cagarra

Tabela 4_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de cagarra

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	18,16	10,18	16,90	16,39

3.3.3 Pardela-baleiar

A maior taxa de passagem desta espécie foi registada em março de 2015, com cerca de 11,35 aves/hora. Em abril de 2018 também foi registada uma taxa de passagem semelhante (11,27 aves/hora). É de destacar que 2015 e 2018 foram os únicos anos em que houve registo da presença de pardela-baleiar nos meses de março e abril.

Em fevereiro de 2016, esta ave foi observada com uma taxa de passagem de 4 aves/hora. Ao longo deste ano, esta espécie só foi registada em mais 3 meses: maio, novembro e dezembro, sempre com uma taxa de passagem reduzida (0.33 aves/hora).

Em 2017 só foi observada nos últimos dois meses do ano, também com valores muito reduzidos, respetivamente 0.66 aves/hora e 0.33 aves/hora. 2018 foi o ano em que esteve mais presente, tendo sido observada em janeiro, abril, maio, julho, outubro e dezembro.

Apesar dos valores baixos, e de ser observada ao longo de todo o ano, verifica-se que há uma maior frequência da espécie nos meses de inverno e primavera (outubro a abril).

A taxa de passagem anual média foi bastante variável entre os anos, com o valor mais elevado a ser registado em 2015 (3,76 aves/hora) e o valor mais baixo em 2017 (0,11 aves/hora).

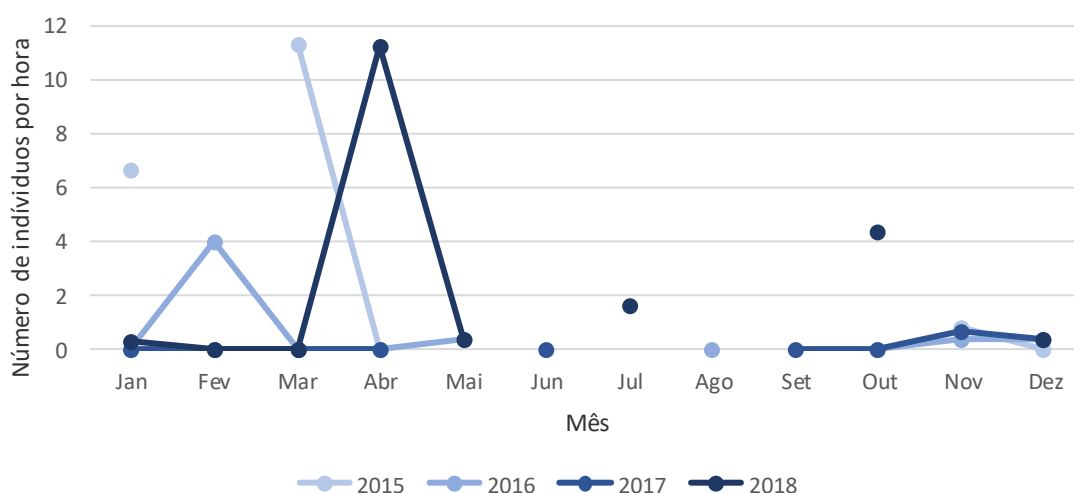


Gráfico 7_Taxa de passagem mensal de pardela-baleiar

Tabela 5_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de pardela-baleiar

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	3,76	0,56	0,11	2,28

3.3.4 Alcatraz

Esta espécie esteve presente todos os anos e em todos os meses de observação. Foi em janeiro de 2016 que se verificou a maior taxa de passagem, com 308,13 aves/hora, seguindo-se setembro de 2017 (205,35 aves/hora).

Em 2015 verifica-se um pico em março, com uma taxa de passagem de 138,81 aves/hora e uma descida logo no mês seguinte (44,21 aves/hora). Em novembro o padrão repete-se: taxa de 134 aves/hora seguida de descida no mês seguinte (28,36 aves/hora).

Em 2016 verifica-se uma queda na taxa de passagem após os valores elevados obtidos em janeiro e fevereiro, até ao valor mínimo de 3,63 aves/hora em agosto. Em outubro verifica-se um novo pico, com uma taxa de 168,33 aves/hora e novamente uma diminuição em novembro e dezembro (8,33 aves/hora e 21,33 aves/hora, respetivamente).

A taxa de passagem no início de 2017 foi reduzida, até setembro, quando se regista um pico na taxa de passagem, 205,35 aves/hora, havendo uma diminuição gradual até novembro (124,21 aves/hora) e em dezembro uma diminuição abrupta (7,75 aves/hora).

Ao longo do ano de 2018 a taxa de passagem manteve-se relativamente estável, não tendo havido desvios muito discrepantes, exceto em março (15,33 aves/hora) e dezembro (7,66 aves/hora).

Apesar de ser observada ao longo de todo o ano, verifica-se que o alcatraz é mais frequente nos meses de outono e inverno (entre setembro e março). 2016 foi o ano em que registou-se a taxa de passagem média anual mais elevada (82,72 aves/hora) e 2018 o ano com a taxa de passagem anual mais reduzida (45,53 aves/hora).

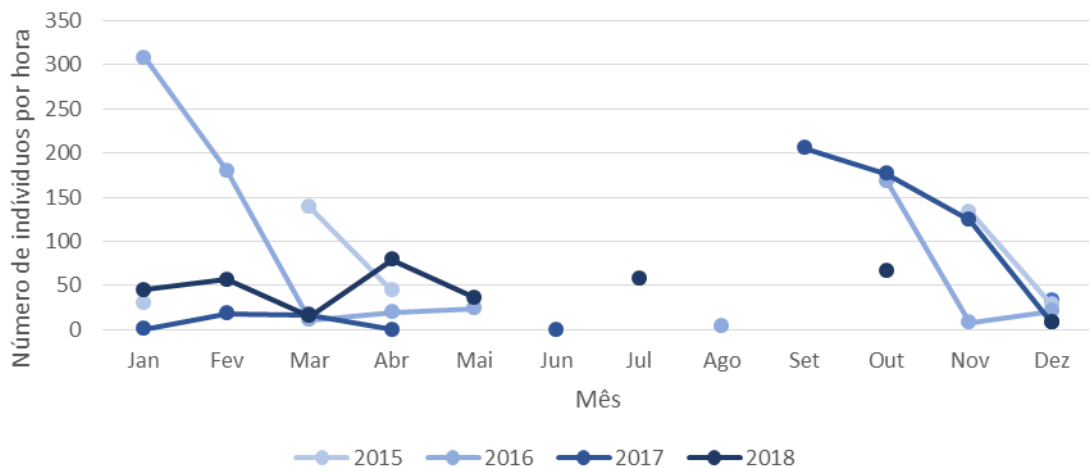


Gráfico 8_Taxa de passagem mensal de alcatraz

Tabela 6_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de alcatraz

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	75,21	82,72	61,13	45,53

3.3.5 Galheta

À semelhança do alcatraz, também a galheta esteve presente todos os anos e foi observada todos os meses em que se realizaram contagens, mas com valores na taxa de passagem inferiores. O valor mais elevado foi registado em setembro de 2017 (36,33 aves/hora). Este registo e o de outubro do mesmo ano (27,03 aves/hora) são bastante superiores às restantes observações, que se mantiveram sempre abaixo das 20 aves/hora.

A variação na taxa de passagem é relativamente semelhante entre os anos, não havendo variações muito significativas. É comum um ligeiro decréscimo na taxa de passagem entre janeiro e março (exceto em 2017), e um aumento em abril. No final do ano também verifica-se sempre uma ligeira descida entre novembro e dezembro. Esta variação também reflete a época reprodutora da espécie. Em fevereiro e março as aves já estão no ninho e começam a incubar, o que diminui as deslocações na ilha. Em abril, a maior parte dos ninhos já têm crias e os adultos são obrigados a fazer mais viagens para alimentar as suas crias que permanecem no ninho até junho.

Naturalmente a taxa de passagem anual mais elevada foi registada em 2017 (14,21 aves/hora) e a mais reduzida foi registada em 2015 (5,14 aves/hora).

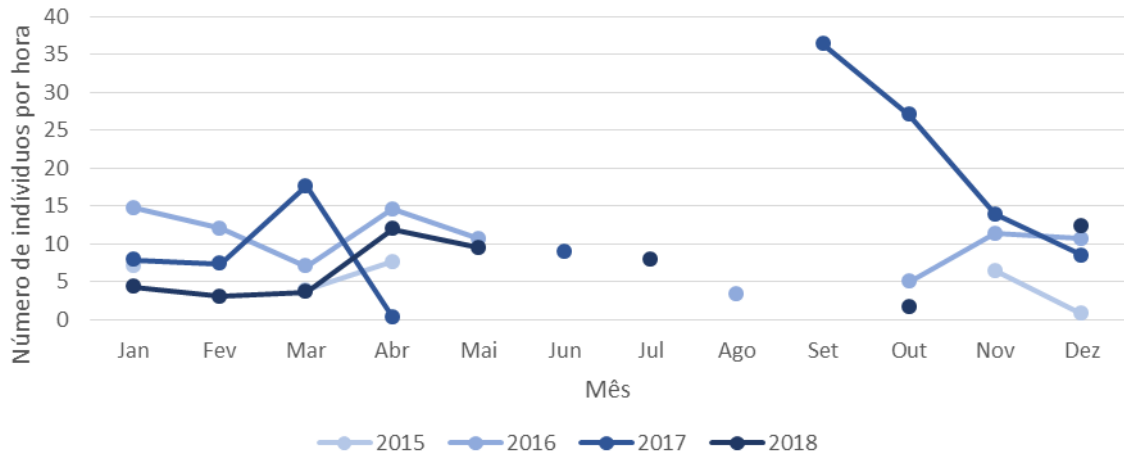


Gráfico 9_Taxa de passagem mensal de galheta

Tabela 7_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de galheta

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	5,14	9,91	14,21	6,77

3.3.6 Corvo-marinho

A taxa de passagem do corvo-marinho foi sempre muito baixa, com o valor mais elevado a registar-se em outubro de 2018 (3,66 aves/hora). Verifica-se que a espécie é mais frequente no período de migração primaveril (março e abril) e no inverno (outubro a dezembro). No entanto, não verifica-se um claro padrão na variação da taxa de passagem entre os meses. De forma geral é mais frequente no final do ano, entre os meses de outubro e dezembro, exceto em 2015 quando se verificou uma taxa de passagem mais elevada em abril.

A taxa de passagem anual mais elevada foi registada em 2015 (1,53 aves/hora) e a mais baixa registada em 2017 (0,19 aves/hora).

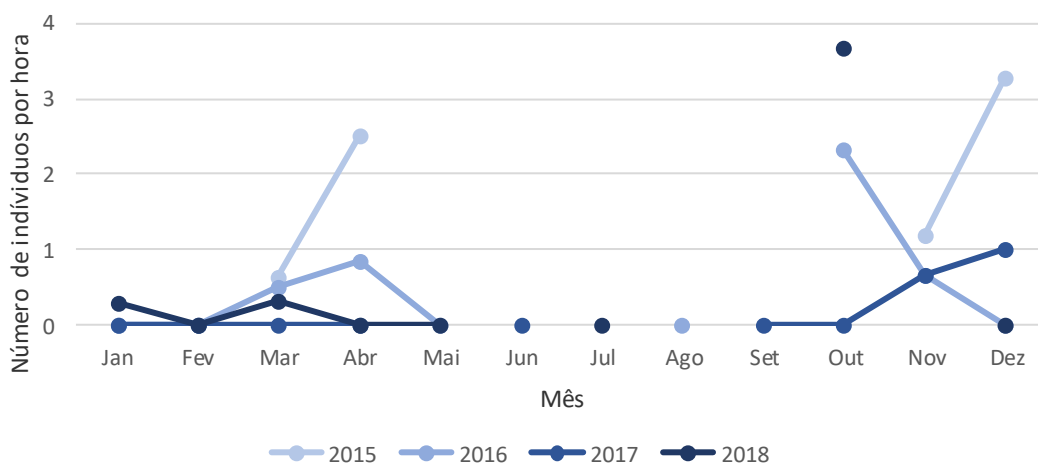


Gráfico 10_Taxa de passagem mensal de corvo-marinho

Tabela 8_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de corvo-marinho

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	1,53	0,48	0,19	0,54

3.3.7 Alcaide

A taxa de passagem do alcaide também foi bastante reduzida, não ultrapassando as 2,59 aves/hora, valor registado em março de 2015. A espécie ocorre essencialmente entre o outono e a primavera, de outubro a maio.

A taxa de passagem anual mais elevada foi registada em 2015 (1,42 aves/hora) e a mais baixa foi registada em 2017 (0,11 aves/hora), embora em 2018 tenha sido registado um valor muito próximo (0,12 aves/hora).

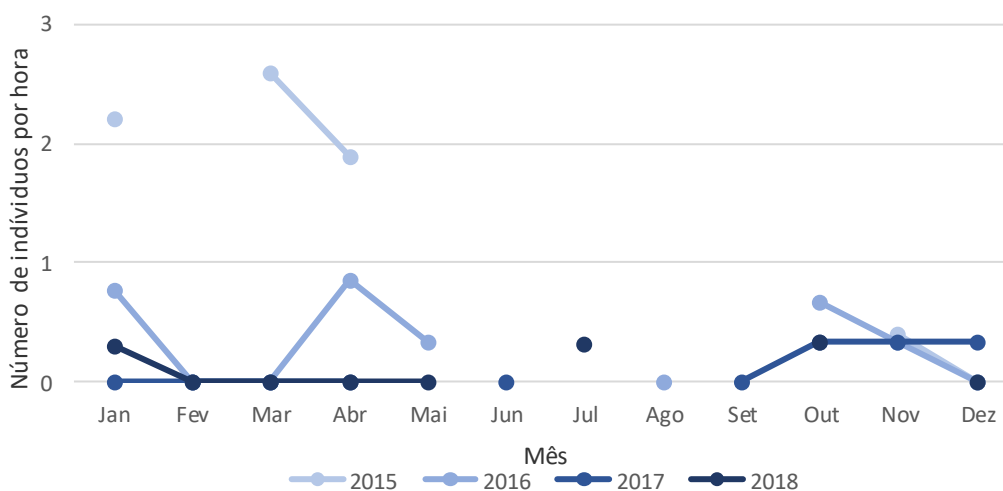


Gráfico 11_Taxa de passagem mensal de alcaide

Tabela 9_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de alcaide

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	1,422311	0,329408	0,110916	0,120889

3.3.8 Torda-mergulheira

Esta ave marinha também teve uma taxa de passagem reduzida ao longo dos anos de contagem, não ultrapassando as 4 aves/hora, exceto em março de 2016, quando se registou um pico de atividade com a observação de 22,5 aves/hora. De forma geral a espécie só foi observada nos três primeiros meses do ano (janeiro a março).

Tal como esperado, 2016 foi o ano que apresentou a maior taxa de passagem anual (2,83 aves/hora) e 2015 foi o ano com o registo mais baixo (0,22 aves/hora). De salientar que a taxa de passagem registada em 2017 e 2018 foi muito semelhante (0,52 e 0,54, respetivamente).

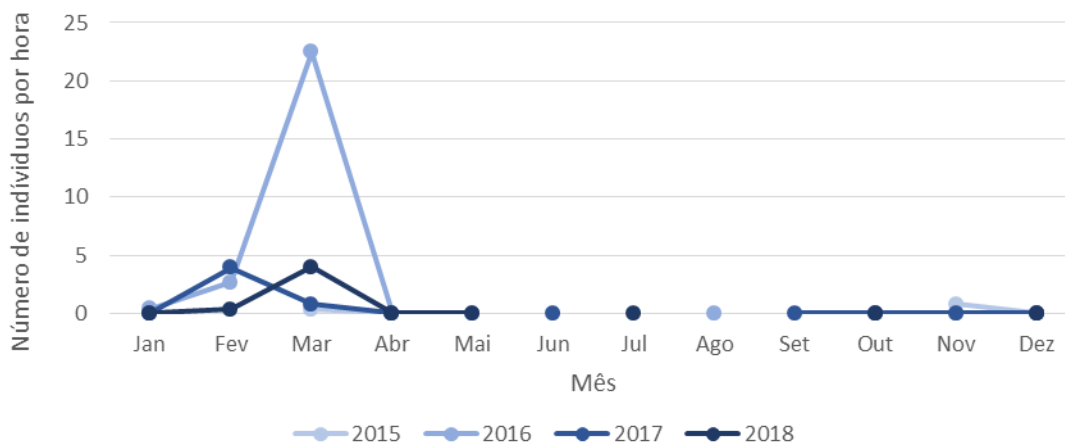


Gráfico 12_Taxa de passagem mensal de torda-mergulheira

Tabela 10_Taxa de passagem média anual (aves/hora) de torda-mergulheira

Média anual (aves/hora)	2015	2016	2017	2018
	0,224865	2,839307	0,526047	0,541667

3.4 Análise de comportamento

A análise do comportamento das diferentes espécies-alvo foi efetuada em conjunto, para todos os anos de contagem. Na tabela 11 é apresentada a proporção de aves, de cada espécie, em cada um dos comportamentos registrados. Os comportamentos mais comuns estão destacados a negrito.

Tabela 11_Proporção de aves nos diferentes comportamentos observados, para cada espécie-alvo. A – Alimentação, AB – Associado a Barcos, E – Este, M – Movimento local, N – Norte, O – Oeste, P – Pousada, S – Sul.

Espécie	A	AB	E	M	N	O	P	S
Gaivota-de-asa-escura			0,02	0,004	0,14	0,01	0,02	0,81
Cagarra	0,003		0,01	0,01	0,43	0,003	0,05	0,50
Pardela-baleiar				0,01	0,81		0,01	0,18
Alcatraz	0,02	0,001	0,01	0,03	0,55	0,003	0,005	0,39
Galheta	0,01	0,01	0,16	0,07	0,34	0,03	0,05	0,34
Corvo-marinho			0,02	0,09	0,15	0,04	0,09	0,62
Alcaide					0,5		0,01	0,23
Torda-mergulheira					0,76		0,07	0,43

Após a análise da tabela verifica-se que o comportamento mais comum para todas as espécies é o voo direcionado, para Norte e para Sul. No caso da galheta destaca-se também o voo para Este.

A análise que se segue é referente apenas ao voo direcional Norte/Sul das espécies-alvo, com o objetivo de estudar os padrões de fenologia das mesmas. Para facilitar a interpretação dos dados foi

atribuída à proporção de indivíduos a voarem para norte, valores positivos e para sul, valores negativos.

3.4.1 Gaivota-de-asa-escura

No geral, a gaivota-de-asa-escura teve mais registos de voo direcional para sul, apesar de em março de 2015, fevereiro de 2016 e abril de 2018 a maior parte de as aves terem sido registadas em voo para norte. Verifica-se uma tendência de mais indivíduos em voo direcional para sul nos meses de inverno (outubro a janeiro).

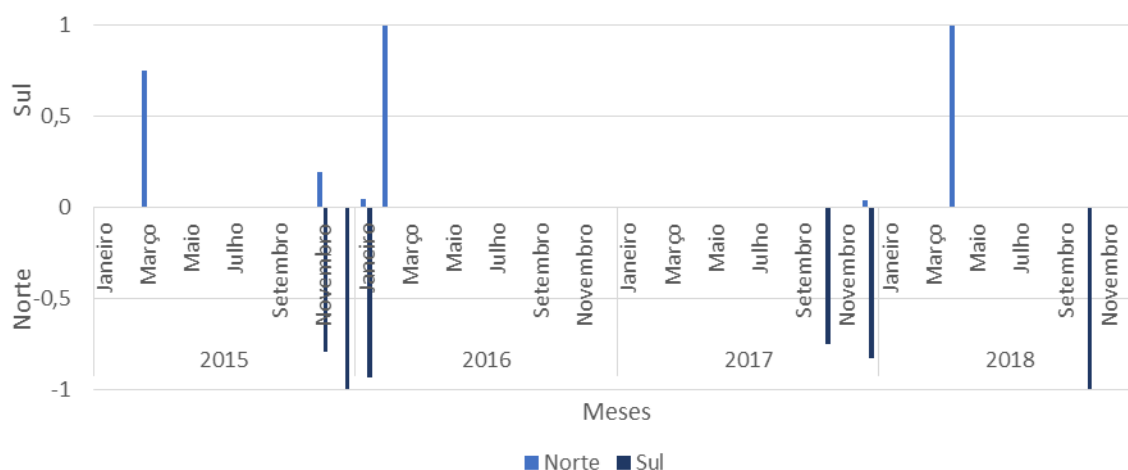


Gráfico 13_Proporção de gaivotas-de-asa-escura registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.2 Cagarra

A proporção de cagaras em voo para sul foi no geral, semelhante à proporção de aves em voo para norte. Houve, contudo, alguns anos em que se registou uma clara diferença. É o caso do ano de 2015 em que houve mais registos de voo para norte e em 2018 em que a maior parte das aves registadas voaram para sul. Este padrão um pouco irregular é natural pelo facto de a cagarra ser uma espécie nidificante na Berlenga e as aves observadas durante as contagens serem, provavelmente, indivíduos em movimentos locais e em alimentação.

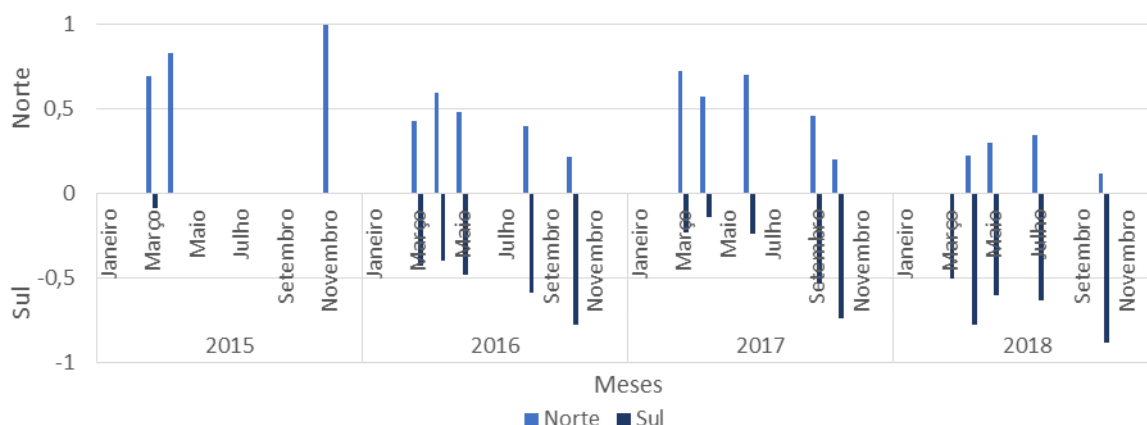


Gráfico 14_Proporção de cagaras registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.3 Pardela-baleiar

A pardela-baleiar foi observada a voar para norte em proporções muito superiores, quando comparado com o voo para sul. Em 2015 e 2016 voou quase exclusivamente para norte, tendo apenas sido registado voo para ambas as direções a março de 2015 e apenas para sul em novembro de 2016. Em novembro de 2017 foi registado voo direcional para norte e para sul em igual proporção e em dezembro apenas para norte. 2018 foi o ano em que houve mais meses com registos de voo direcional para sul. Em janeiro e outubro de 2018, a proporção de voo para sul foi superior, mas nos restantes meses a proporção de voo para norte continuou a ser superior.

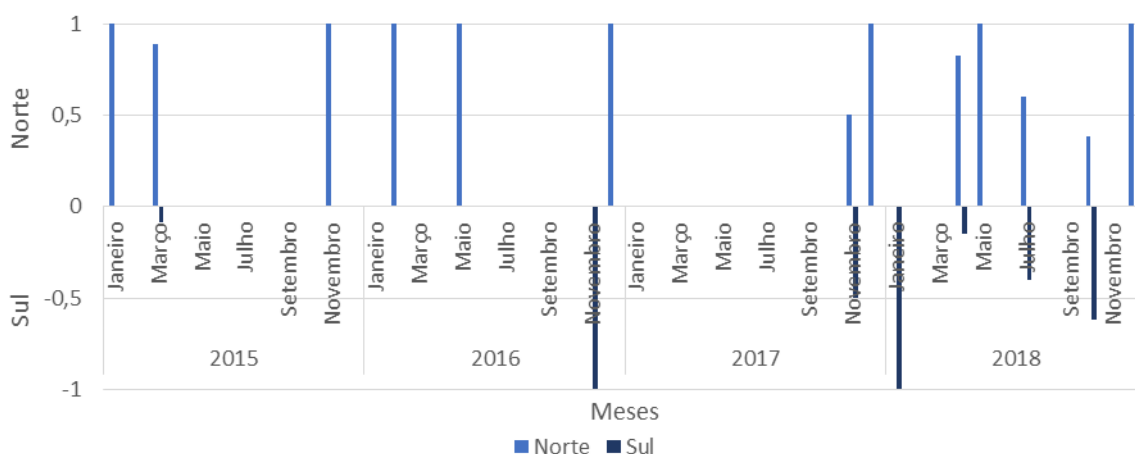


Gráfico 15_Proporção de pardelas-baleiar registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.4 Alcatraz

O alcatraz não apresentou um padrão muito claro em relação à proporção de voo direcional. Ainda assim é possível constatar que esta ave voou mais para norte, principalmente em 2015 e 2018. Verifica-se que no início do ano (inverno/primavera) a proporção de indivíduos em voo para norte é superior mas que no final do ano, a proporção do voo direcional para sul é superior. Esta tendência é observada em todos os anos, embora ocorram alguns desvios a este padrão (março e novembro de 2016, setembro de 2017 e dezembro de 2018).

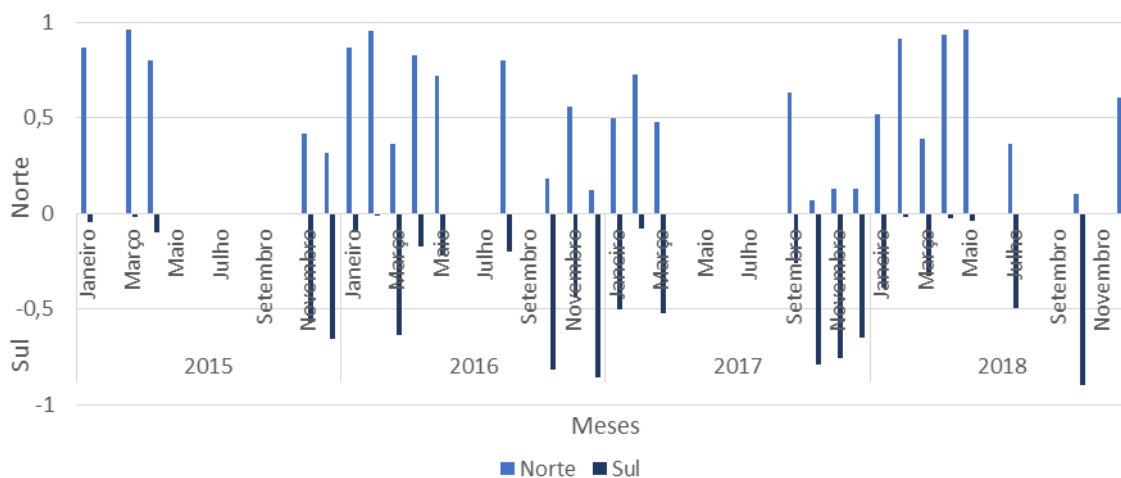


Gráfico 16_Proporção de alcatrazes registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.5 Galheta

Verifica-se que, de forma geral, a proporção de galhetas em voo para norte foi igual à proporção de aves em voo para sul. Isto também se deve ao facto de a galheta ser uma espécie residente na ilha e a maior parte dos registos serem referentes a movimentos locais entre áreas de alimentação e locais de repouso.

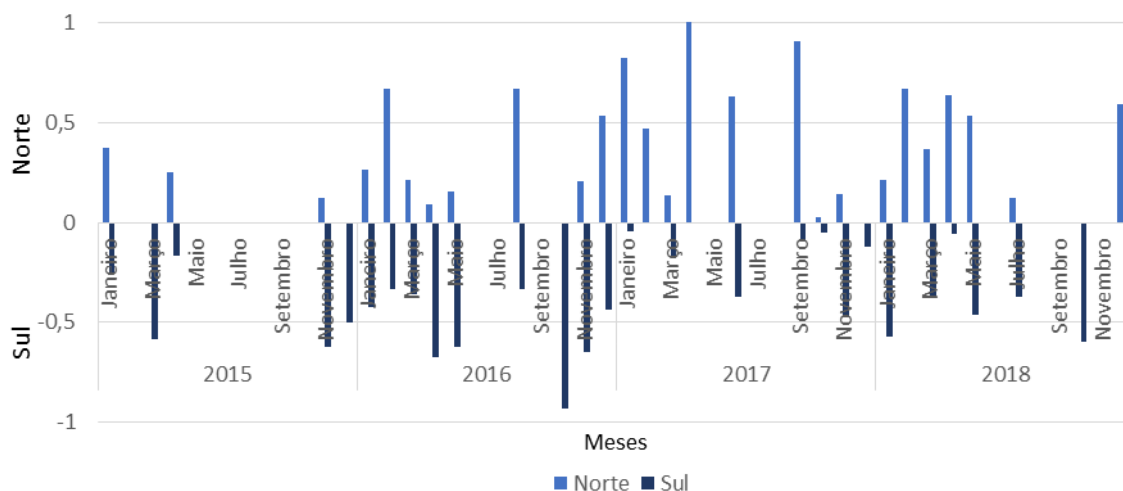


Gráfico 17_Proporção de galhetas registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.6 Corvo-marinho

O corvo-marinho voou mais para sul ao longo dos anos de contagens e verifica-se uma clara tendência de aumento na proporção de voo direcional para sul nos meses de outono/inverno (outubro, novembro e dezembro).

Apesar de em 2017 não se ter verificado nenhum registo de voo para norte, nos restantes anos é possível observar uma proporção elevada de voo nesta direção no mês de março.

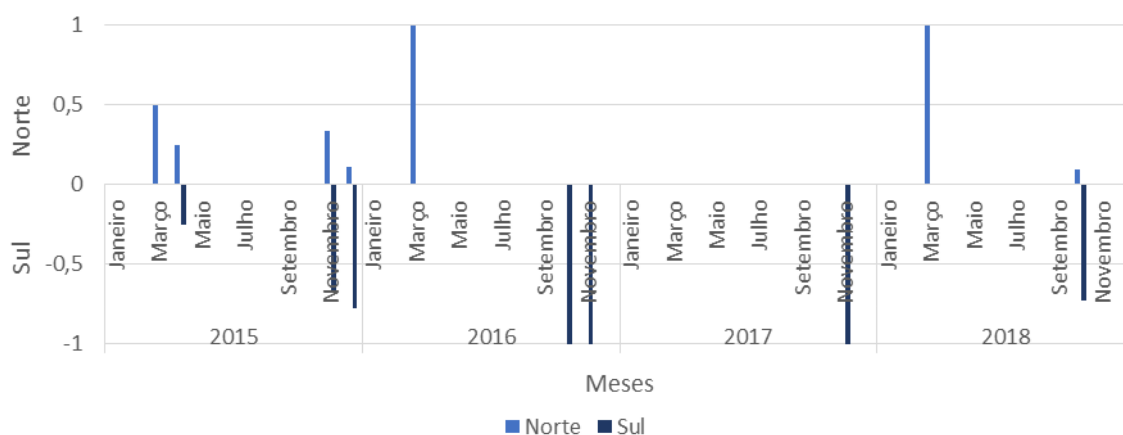


Gráfico 18_Proporção de corvos-marinhos registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.7 Alcaide

Na generalidade, a proporção de voo do alcaide foi superior para sul do que para norte. Contudo, em maio de 2016, dezembro de 2017 e junho de 2018 todas as aves observadas voavam para norte. Verifica-se ainda que os registos de voo direcionado para sul concentram-se nos meses correspondentes ao outono/inverno.



Gráfico 19_Proporção de alcaide registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

3.4.6 Torda-mergulheira

A torda-mergulheira voou predominantemente em direção a norte, principalmente nos meses correspondentes ao início do ano (janeiro a março). No entanto, em 2018 a totalidade de aves observadas foram registadas em fevereiro e março e voavam para sul. O ano de 2016 foi o ano com mais registos de voo para norte, assim como 2017, em que o voo da torda-mergulheira foi exclusivamente em direção a norte.

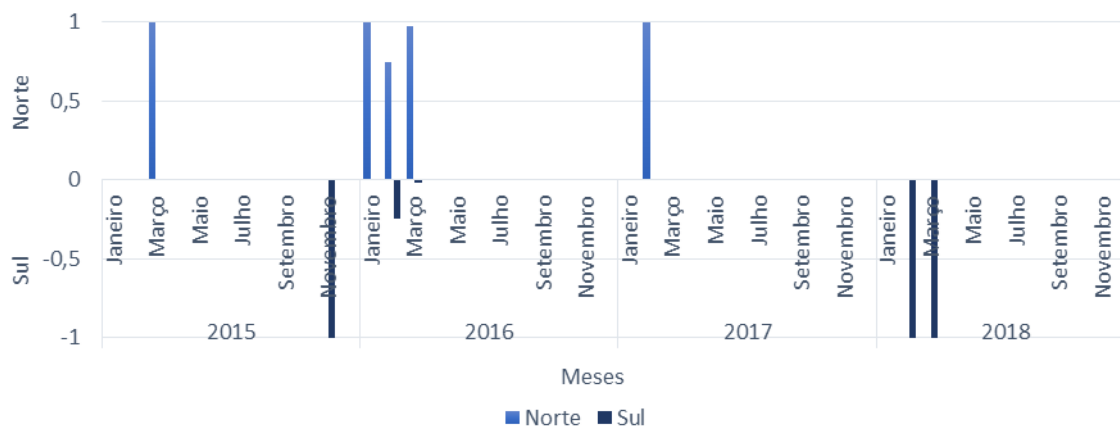


Gráfico 20_Proporção de torda-mergulheira registadas em voo. Os valores positivos indicam aves em voo para norte e os negativos aves em voo para sul.

4. DISCUSSÃO

Ao longo do projeto não foi possível assegurar a realização das contagens com periodicidade mensal pois por diversas vezes as equipas tinham outras tarefas prioritárias que não lhes permitia dedicar 3 horas para a contagem de aves marinhas. De qualquer das formas ao longo dos anos houve um esforço crescente (de 700 minutos em 2015 para 1458 em 2018) e em particular nos meses de inverno. De salientar que no início do projeto a equipa era mais reduzida e havia maior limitação no acesso à ilha.

O ano em que houve maior diversidade de espécies de aves marinhas foi em 2018 (17 espécies), o que poderá ser reflexo do maior esforço de observação. Contudo, este foi o ano com a menor taxa de passagem de aves (81,43 aves/hora). Verifica-se que este padrão não é regular pois o esforço de amostragem em 2017 foi ligeiramente inferior que ao de 2016 no entanto foram registadas mais espécies. De destacar ainda que apesar do número reduzido de horas de observação em 2015, neste ano foi observado mais uma espécie que em 2016. É ainda de referir que 2015 e 2017 foram os anos em que se registou uma maior taxa de passagem, ainda que não tenham sido os anos com mais tempo de observação.

Perante os dados obtidos, é notório que a variação anual da riqueza específica e da taxa de passagem não é explicada apenas pelo esforço de observação mas também por diversos fatores. Destaca-se a fenologia da maior parte das espécies observadas, a realização de maior número de contagens no inverno, assim como as condições climatéricas (visibilidade, estado do mar, força do vento, entre outros) e a capacidade de identificação do observador. A verdade é que a realização das contagens em diferentes pontos da ilha também poderá ter tido influência.

A gaivota-de-asa-escura nidifica em reduzido número na Berlenga mas como a maior parte dos registos foram efetuados no inverno, as aves registadas poderão ser aves oriundas de outros locais de Portugal continental ou aves migradoras. De acordo com del Hoyo et al. (1996) no inverno, a espécie distribui-se nas costas do sudoeste europeu, incluindo Portugal. No entanto, o reduzido número de observações não nos permite tirar conclusões em relação à sazonalidade desta ave na ilha da Berlenga. Relativamente ao padrão de voo, no geral, a gaivota-de-asa-escura voou mais para sul, o que coincide com os movimentos pós-reprodutores das aves que nidificam no norte da Europa. Os registos de voo para norte no final do inverno/início de primavera podem estar relacionados com a migração pré-nupcial. A taxa média de passagem anual tem vindo continuamente a diminuir, indicando que o número de indivíduos desta espécie que utiliza a área da ZPE das Berlengas poderá estar a diminuir.

Os registos de cagarra estão em conformidade com os períodos da época de reprodução, visto que os primeiros indivíduos começam a chegar aos ninhos entre fevereiro e março (Granadeiro 1991) e entre outubro e o início de novembro dá-se a fase de abandono da colónia pelos adultos e consequente saída do ninho das crias (Cetry et al. 2010), sendo muito raro encontrar esta espécie no inverno (Meirinho et al. 2014). A cagarra não apresentou um padrão muito claro no voo direcional, o que poderá atribuir-se ao facto desta espécie usar a ilha da Berlenga como local de nidificação. Como tal os movimentos registados poderão tratar-se de movimentos locais, para alimentação. No entanto, a predominância de voo para sul registada nos meses de outubro (2016 a 2018), poderá refletir o final da época de reprodução, em que os indivíduos regressam aos seus locais de invernada localizados sobretudo no Atlântico Sul (Cetry et al. 2011; Dias et al. 2011). A variação anual na taxa de passagem é reduzida e não indica uma clara diminuição no número de aves presentes nas águas circundantes à Berlenga.

Ao contrário do observado nas contagens RAM realizadas ao longo da costa portuguesa (Sengo et al. 2012; Oliveira et al. 2014; Fagundes & Filipe 2018; Guedes & Fagundes 2019), a maior parte dos registos de pardela-balear ocorreram no outono e primavera (outubro a abril), embora a sua migração pré-nupcial já se tenha iniciado em maio/junho. Os dados do Cabo Carvoeiro, que fica localizado muito próximo da ilha da Berlenga, indicam que a espécie está presente principalmente entre junho e

novembro (Sengo et al. 2012; Guedes & Fagundes 2019). Desta forma, talvez a ausência de mais contagens nos meses de verão tenha influenciado este resultado. As taxas de passagem elevadas nos meses de primavera não seriam de esperar tendo em conta que a população reprodutora encontra-se nas ilhas Baleares para a época de reprodução. Desta forma, as aves registadas na primavera poderão, provavelmente, indivíduos não reprodutores que se mantêm nas nossas águas durante todo o ano. Tal como verificado pelas contagens RAM realizadas ao longo da costa portuguesa (Sengo et al. 2012; Oliveira et al. 2014; Fagundes & Filipe 2018; Guedes & Fagundes 2019), a pardela-baleiar foi mais observada em voo para norte, salvo nos meses de novembro a janeiro, em que o voo para sul era mais proeminente. Esta deslocação para sul estará, certamente, relacionada com a migração pré-nupcial. O número de aves observadas tem vindo a diminuir, embora em 2018 tenha-se registado um ligeiro aumento. Estes registos comprovam o estado de conservação desta ave, cuja tendência populacional é muito desfavorável (Meirinho et al. 2014). Contudo, uma vez que se verificou um aumento na taxa de passagem em 2018, será importante verificar se este aumento irá continuar nos próximos anos.

Tal como acontece na costa continental portuguesa (Sengo et al. 2012; Oliveira et al. 2014; Fagundes & Filipe 2018; Guedes & Fagundes 2019), o alcatraz é a ave marinha mais abundante. Embora ocorra ao longo de todo o ano é mais frequente nos meses de outono e inverno (entre setembro e março). Este padrão é concordante com os movimentos migratórios da espécie. A migração pré-nupcial ocorre de janeiro a março (Walker 1996a), e a migração outonal inicia-se em outubro, atingindo o seu pico em novembro (Walker 1996b). É possível encontrar um padrão de voo nesta espécie, também concordante com os movimentos pré e pós-nupcial. O voo para norte é predominante no início do ano e o voo para sul é predominante entre setembro e dezembro.

Tal como verificado por Fagundes & Filipe (2018), 2016 foi o ano com maior taxa média anual de passagem registada. Mas em 2017 os valores baixaram, também como verificado na costa continental portuguesa (Guedes & Fagundes 2019). Em 2018 voltou-se a verificar uma diminuição mas é necessário continuar a monitorização da espécie, para perceber se esta é apenas uma flutuação anual ou se evidencia uma clara tendência negativa.

A galheta é uma espécie nidificante na Berlenga, local que alberga grande parte da população nacional (Equipa Atlas 2008) e por isso está presente durante todo o ano e em números relativamente constantes. Pela mesma razão também não apresentou um padrão de voo muito claro. Estes movimentos podem ser reflexo de movimentos característicos de uma espécie residente, que apenas efetua deslocações entre os locais de alimentação e os locais de repouso. Tal como verificado por Guedes & Fagundes (2019), os valores de taxa de passagem mais elevados foram registados no ano 2017. Em 2018 verificou-se um decréscimo acentuado mas tal como referido para o alcatraz, é necessário continuar os censos nos próximos anos, de modo a perceber se a tendência de decréscimo é contínua ou não.

O corvo-marinho é uma das aves com as taxas de passagem mais baixas e com menos meses de registo. Verificamos que nos meses de início do ano e sobretudo no verão, esta espécie torna-se mais escassa, sendo mais comum no final do ano (outubro a dezembro). Estes registos são concordantes com o padrão de ocorrência desta espécie em Portugal continental uma vez que é uma espécie invernante. Esta espécie voou mais em direção a sul, principalmente nos meses de outono/inverno, o que deverá estar relacionado com a migração invernal em que se dirige para sul. Ao longo de todos os anos, março foi o único mês cuja proporção de voo para norte foi superior o que poderá dever-se à migração pré-nupcial, em que os indivíduos se deslocam para os locais de nidificação no norte da Europa (Meirinho et al. 2014). A tendência populacional não é muito clara tendo em conta os poucos registos. Ainda assim, verificou-se um ligeiro decréscimo entre 2015 e 2017. Em 2018 os números subiram um pouco mas não são suficientes para se perceber a tendência populacional, embora a nível global a espécie apresente uma tendência positiva (BirdLife Internacional 2019).

O alcaide foi a ave marinha com menos registos de observação ao longo dos anos de censos. Excetuando 2015, o número médio de aves observadas mensalmente em cada ano não passou de 1

indivíduo. No primeiro ano de contagem verifica-se uma tendência para uma maior taxa de passagem nos primeiros meses do ano. Contudo, ao longo dos anos essa tendência vai sendo menos evidente. De acordo com Meirinho et al. (2014) o alcaide pode ser observado durante todo o ano ao longo da costa continental portuguesa, em especial no outono e no inverno. O voo para sul foi predominante, em especial nos meses de outono e inverno. Esta tendência corresponde à migração pós-nupcial, que ocorre entre o final de julho e início de novembro, quando os indivíduos deslocam-se para as áreas de invernada no sul do atlântico (Meirinho et al. 2014). Entre 2015 e 2018, a tendência populacional tem diminuído, no entanto, considerando os baixos valores na taxa de passagem, este padrão poderá não corresponder à tendência real. Os dados obtidos pelas contagens na costa continental portuguesa (Guedes & Fagundes 2019) indicam que a população desta espécie tem tido uma tendência estável.

A torda-mergulheira também teve valores reduzidos na sua taxa de passagem. Tal como verificado nas contagens da costa continental (Sengo et al. 2012; Oliveira et al. 2014; Fagundes & Filipe 2018; Guedes & Fagundes 2019) as taxas de passagem mais elevadas foram registadas no início do ano, de janeiro a março. Estes dados são expectáveis, considerando que esta espécie faz a sua invernada em Portugal ao longo de toda a costa continental (Meirinho et al. 2014). Predominantemente as aves observadas voavam para norte, o que correspondendo ao período de migração pré-nupcial pois as grandes colónias de nidificação estão localizadas na Islândia e Ilhas Britânicas (Meirinho et al. 2014; Catry et al. 2010). Tal como tem sido observado desde 2009 na costa continental Portuguesa (Guedes & Fagundes 2019) não é possível aferir um padrão claro na tendência populacional, registando-se períodos de decréscimo (2009 a 2010), períodos de estabilidade (2010 a 2015) e períodos de crescimento (2015 a 2017). Na Berlenga verificou-se um crescimento no ano 2016 mas que foi seguido por um decréscimo em 2017 e estabilidade dos números em 2018. Mais uma vez estes dados mostram a importância de continuar com esta monitorização para tentar estimar-se uma tendência populacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BirdLife International. (2019). IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 04/02/2019.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matias, R. (2010). Aves de Portugal, Ornitologia do Território Continental. Assírio e Alvim, Lisboa.
- Catry, P., Dias, M., Phillips, R. A. & Granadeiro, J. P. (2011). Different means to the same end: long-distance migrant seabirds from two colonies differ in behaviour, despite common wintering grounds. PLoS ONE 6: e26079.
- Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.). (1996). Handbook of the birds of the world. Vol.3. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dias, M. P., Granadeiro, J. P., Phillips, R. A., Alonso, H. & Catry, P. (2011). Breaking the routine: individual Cory's shearwaters shift winter destinations between hemispheres and across ocean basins. Proceedings of the Royal Society B 278: 1786–1793.
- Equipa Atlas (2008). Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa
- Fagundes, A. I. & Filipe, A. (2018). Contagens RAM em Portugal Continental entre 2014 e 2016. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Granadeiro, J. P. (1991). The breeding biology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. Seabird 13: 30-39.
- Guedes, P. & Fagundes, A. I. (2019). Censos RAM em Portugal Continental durante o ano 2017. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Meirinho, A., Barros, N., Oliveira, N., Catry, P., Lecoq, M., Paiva, V., Geraldès, P., Granadeiro, J.P., Ramírez, I. & Andrade, J. (2014). Atlas das Aves Marinhas de Portugal. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa.
- Oliveira, N., Barros, N., Meirinho, A., Geraldès, P., Ramírez, I. & Andrade, J. (2014). Relatório RAM em Portugal Continental - 2013. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Ramírez I., P. Geraldès, A. Meirinho, P. Amorim & V. Paiva (2008) Áreas marinhas importantes para as Aves em Portugal. ProjectoLIFE04NAT/PT/000213 – Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves. Lisboa.
- Sengo, R., N. Oliveira, J. Andrade, N. Barros, I. Ramírez. 2012. Três anos de RAM em Portugal Continental (2009 - 2011). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

Walker, F.J. (1996a) Observations of Movements of North Atlantic Gannet *Morus Bassanus* from Cape St Vincent, Portugal. *Seabird* 18: 44–48.

Walker, F.J. (1996b) Observations on Numbers and Species Recorded from the Southwest Algarve, Portugal. Rel. Não Publ.