

AIRO 24

Portuguese Society for the Study of Birds



© Teresa Catry



SOCIEDADE PORTUGUESA PARA O ESTUDO DAS AVES PORTUGUESE SOCIETY FOR THE STUDY OF BIRDS

Avenida Columbano Bordalo Pinheiro, 87, 3º Andar.
1070-062 Lisboa – Portugal
T. +351 213 220 430 | F. +351 213 220 439
spea@spea.pt | www.spea.com

DIRECÇÃO NACIONAL NATIONAL BOARD

Presidente

Clara Casanova Ferreira

Vice-presidente

José Manuel Monteiro

Tesoureiro

Michael Armelin

Secretário

Vítor Rodrigues Paiva

Vogais

José Paulo Monteiro

Manuel Trindade

Vanda Coutinho

COMISSÃO EDITORIAL EDITORIAL BOARD

Editor Principal

Teresa Catry

Editor Executivo Convidado

Vítor Rodrigues Paiva
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

ILUSTRAÇÕES ILLUSTRATIONS

PAG. 03-17-23-45

Birdlife International

AIRO

24

Portuguese Society for the Study of Birds

2016 | 2017

CONTENTS

- 03** Contribution to the study of the breeding biology of the European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) in Berlengas archipelago, Portugal
Elisabete Silva, António Luís e Nuno Oliveira
- 17** First bird-mortality figures from telephone line collisions in open grassland areas of Lanzarote and Fuerteventura (Canary Islands, Spain)
Juan Antonio Lorenzo
- 28** Recent changes on migratory behaviour of the White stork (*Ciconia ciconia*) in Portugal: Towards the end of migration?
Inês Catry, Vítor Encarnação, Carlos Pacheco, Teresa Catry, Paulo Tenreiro, Luís P. da Silva, Fernando Leão, Filipe Bally, Sara Roda, Silvério Lopes, Carlos Capela, Hany Alonso, Sérgio Saldanha, Otilia Urbano, Jorge Saraiva, Paulo Encarnação, Nuno Sequeira, Miguel Mendes, Paulo Monteiro, Gonçalo Elias e Francisco Moreira
- 36** Diet of great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in the Sado estuary, Portugal, and possible impacts on local fisheries and aquaculture
Paulo Catry, Ana Campos, Teresa Catry, Carlos Assis, Susana Pereira e José Pedro Granadeiro

ÍNDICE

- 03** Contribuição para o estudo da biologia reprodutora da Galheta (*Phalacrocorax aristotelis*) no arquipélago das Berlengas, Portugal
Elisabete Silva, António Luís e Nuno Oliveira
- 17** Primeiros dados de mortalidade de aves por colisão com linhas telefónicas em áreas estepárias de Lanzarote e Fuerteventura (Ilhas Canárias, Espanha)
Juan Antonio Lorenzo
- 28** Alterações recentes do comportamento migratório da Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) em Portugal: O fim da migração?
Inês Catry, Vítor Encarnação, Carlos Pacheco, Teresa Catry, Paulo Tenreiro, Luís P. da Silva, Fernando Leão, Filipe Bally, Sara Roda, Silvério Lopes, Carlos Capela, Hany Alonso, Sérgio Saldanha, Otilia Urbano, Jorge Saraiva, Paulo Encarnação, Nuno Sequeira, Miguel Mendes, Paulo Monteiro, Gonçalo Elias e Francisco Moreira
- 36** Dieta do Corvo-marinho (*Phalacrocorax carbo*) no estuário do Sado, e possíveis impactos na pesca e na aquacultura
Paulo Catry, Ana Campos, Teresa Catry, Carlos Assis, Susana Pereira e José Pedro Granadeiro

Contribuição para o estudo da biologia reprodutora da Galheta *Phalacrocorax aristotelis* no arquipélago das Berlengas, Portugal

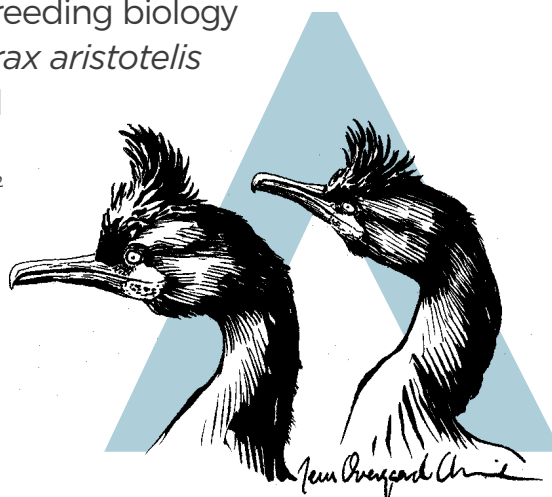
Contribution to the study of the breeding biology of the European shag *Phalacrocorax aristotelis* in Berlengas archipelago, Portugal

Elisabete Silva¹ | António Luís¹ | Nuno Oliveira²

¹ Universidade de Aveiro
Campus Universitário de Santiago
3810-193 Aveiro, Portugal

² Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves,
Avenida João Crisóstomo, n.º 18 - 4.º Direito,
1000-179 Lisboa Portugal

* Corresponding author: eli_magalhaes_silva@hotmail.com



ABSTRACT

Berlengas archipelago holds the largest breeding population of European Shag *Phalacrocorax aristotelis* in Portugal. This work aims to contribute to the study of the reproductive biology and to the conservation of this species. In particular, we aimed to estimate the size of the breeding population and quantify breeding success, as well as to assess nest quality throughout the breeding season. We have also characterized adult attendance patterns at the nest. Data collection was carried between January and June of 2015. The studied population was estimated at 75 breeding pairs and the maximum number of active nests was recorded on the 13 of April. Average clutch size was 2.14 eggs/nest (SD \pm 0.8, n=58), hatching success was 62% (n=58), fledging success was 92.5% (n=51) and, overall breeding success was 57.3% (n=58). The incubation shifts lasted 12 hours on average (SD \pm 7h00 min; n=58 shifts), and foraging trips lasted 3h39 min (SD \pm 1h57 min; n=179 trips). Pairs that started breeding earlier in the season chose the higher quality nests, laid more eggs and had higher productivity. While analyzing surveys of the breeding population of shags at Berlenga, between 1978 and 2015, we found no clear long-term trend despite some large inter-annual variations. Ensuring high quality of nesting areas and low disturbance by humans may contribute to the stability of this population. Long-term and regular monitoring is critical to detect population changes and understand which management measures can contribute to the conservation of this species.

Keywords: Breeding success, breeding population trend, nest quality, *Phalacrocorax aristotelis*, seabird.

RESUMO

É no arquipélago das Berlengas que se encontra o maior núcleo reprodutor de galheta, *Phalacrocorax aristotelis*, em Portugal. O presente trabalho teve como objetivo principal contribuir para o estudo da ecologia reprodutora e para a conservação desta população. Foram definidos como objetivos principais: estimar a população reprodutora de galheta no arquipélago, determinar o sucesso

reprodutor e analisar a qualidade do habitat de nidificação e a evolução do estado dos ninhos ao longo da época reprodutora. Foram ainda quantificados os turnos de incubação e alimentação de aves adultas reprodutoras. A recolha de dados foi efetuada entre janeiro e junho de 2015. Foram contabilizados 75 casais reprodutores, tendo o pico de ninhos ativos sido atingido no dia 13 de abril. O tamanho médio das posturas foi de 2.14 ovos/ninho ($SD \pm 0.8$, $n=58$), a taxa de eclosão foi de 62% ($n=58$), a taxa de sobrevivência das crias foi de 92.5% ($n=51$) e estimou-se o sucesso reprodutor em 57.3% ($n=58$). Os turnos de incubação tiveram uma duração média de 12h00 min ($SD \pm 7h00$ min, $n=58$ turnos) e as viagens de alimentação 3h39 min ($SD \pm 1h57$ min, $n=179$ viagens). Concluiu-se ainda que os casais que iniciaram a reprodução mais cedo, escolheram os melhores locais de reprodução, efetuaram posturas maiores e tiveram maior produtividade. O efetivo populacional da galheta na ilha da Berlenga, entre 1978 e 2015, mostrou uma grande oscilação inter-anual não se observando uma tendência clara ao longo dos anos. A elevada qualidade do habitat de nidificação e a reduzida perturbação humana contribuem para este ser o maior núcleo populacional da espécie no país e para a relativa estabilidade do seu efetivo populacional. Contudo é necessário continuar as ações de monitorização de forma a detetar alterações nas tendências populacionais e perceber que tipo de medidas poderá contribuir para a conservação da espécie.

Palavras-chave: Sucesso reprodutor, nidificação, qualidade do ninho, *Phalacrocorax aristotelis*, Ave marinha.

Introdução

A galheta ou corvo-marinho-de-crista (*Phalacrocorax aristotelis*) é uma espécie pertencente à ordem dos Pelecaniformes e à família *Phalacrocoracidae* (Cramp & Simmons 1977). Trata-se de uma ave costeira e exclusivamente marinha. Tal como outras aves marinhas, é um indicador da boa qualidade do habitat. A sua área de distribuição inclui a costa europeia atlântica e mediterrânica, o Mar Negro e a costa noroeste africana (Cramp & Simmons 1977). A população global foi estimada em 75.000 casais reprodutores entre 1998 e 2002 (Mitchell et al. 2004). Em Portugal Continental, onde é residente, apresenta uma distribuição localizada, ocorrendo sobretudo na costa sudoeste e no arquipélago das Berlengas (Equipa Atlas 2008). A população na costa continental portuguesa é constituída por cerca de 130 casais reprodutores (Teixeira 1984), e nunca excedeu os 200 casais (Teixeira 1984, Cabral et al. 2005).

A galheta reproduz-se geralmente em colónias e constrói ninhos em falésias rochosas (Martínez et al. 2006). Esta espécie é pouco

tolerante à perturbação durante o período reprodutor, nidificando predominantemente em locais de difícil acesso (Cabral et al. 2005). De forma geral é monogâmica e o macho e a fêmea partilham os cuidados parentais (Harris 1991, Graves et al. 1993). A postura varia entre 1 a 6 ovos e a incubação é realizada pelo casal durante aproximadamente um mês (Snow 1963, Cramp & Simmons 1977, Dias 2006). As crias, altriciais, nascem sem penas, cegas e completamente dependentes dos progenitores (Neto 1996).

A uma escala global, a galheta apresenta o estatuto de conservação “Pouco Preocupante” (LC; BirdLife International 2015). Em Portugal, está atualmente classificada como “Vulnerável” (VU) devido à sua reduzida população nidificante (Cabral et al. 2005). As principais ameaças descritas para esta espécie são a perturbação das áreas de nidificação pela atividade humana, a introdução de espécies exóticas invasoras (ratos, coelhos, gatos, etc), a perda de habitat de nidificação, o consumo de lixo, os derrames de hidro-

carbonetos (Croxall et al. 2012), a escassez de alimento e, outrora, a caça pelo Homem (Potts 1969, Velando et al. 1999). Existe ainda mortalidade associada à captura acidental e interação com artes de pesca tais como redes ou anzóis (Barros et al. 2013).

É no arquipélago das Berlengas que está concentrada a maior população de galhetas do território português (Equipa Atlas 2008). Neste local, nidificam cerca de 60 a 75% da população nacional (Neto 1997, Lecoq 2002, Equipa Atlas 2008, Ramírez et al. 2008). Devido à importância deste local e à facilidade na monitorização da população reprodutora comparativamente a outros locais, o arquipélago das Berlengas assume um papel chave na conservação da galheta em Portugal.

O presente trabalho teve os seguintes objetivos: (1) efetuar o censo da população reprodutora de galheta no arquipélago das Berlengas e caracterizar os principais parâmetros reprodutores, (2) caracterizar e avaliar a qualidade dos microhabitats de nidificação e (3) descrever a duração dos turnos de incubação e das viagens de alimentação.

Métodos

Área de Estudo

O presente trabalho foi realizado durante a época de nidificação da galheta, em 2015, no arquipélago das Berlengas, englobando toda a costa rochosa com potencial para a nidificação da galheta, incluindo a ilha da Berlenga e os ilhéus das Estelas, dos Farilhões, Maldito e da Velha. Este arquipélago encontra-se situado na costa ocidental portuguesa, aproximadamente a 7 km a noroeste de Peniche e do cabo Carvoeiro. Trata-se de um dos locais mais importantes de ocorrência e nidificação de aves marinhas na costa de Portugal Continental albergando atualmente populações nidificantes de cagarra (*Calonectris borealis*), roque-de-castro (*Oceanodroma castro*), gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*), gaivota-d'asa-escura (*Larus fuscus*) e galheta (Lecoq 2002, Oliveira et al. 2013, Ramírez et al. 2008).

Censo da população reprodutora de galheta no arquipélago das Berlengas e análise de parâmetros reprodutores

A partir de uma pesquisa bibliográfica foram compilados dados de censos da população reprodutora de galheta desde o ano de 1978 até à atualidade (2015) de forma a descrever a dinâmica populacional da espécie no arquipélago das Berlengas. Com o objetivo de censar a população reprodutora em 2015, efetuaram-se visitas mensais, entre os meses de janeiro e junho, nas quais todas as falésias foram prospectadas, tendo-se registado o número total de ninhos observados. Em cada visita foram realizados percursos a pé (somente na ilha da Berlenga) e de barco (para os ninhos menos acessíveis e para os ilhéus das Estelas, Farilhões, Maldito e da Velha) para detetar os ninhos ocupados. O estado de desenvolvimento de cada ninho foi classificado com base no esquema utilizado por Harris & Forbes (1987), de acordo com as seguintes categorias: 1 – Ninhos ativos (completamente construídos com um adulto em posição de incubação ou com uma ninhada); 2 – Ninhos completos (aparentemente capazes de conter ovos, mas sem adulto ou qualquer ovo ou ninhada visível); 3 – Ninhos parcialmente construídos (plataforma de material de construção insuficiente para conter ovos); 4 – Ninhos abandonados (ninhos que chegaram às categorias de ativo ou completamente construído mas que foram posteriormente abandonados sem que nenhum ovo tenha eclodido). A população nidificante no arquipélago foi estimada através do máximo de ninhos ocupados em simultâneo pela classificação 1, 2, ou 3 (Potts et al. 1980).

Para além das saídas para a realização de censos, houve um acompanhamento da evolução das diferentes etapas da reprodução nos ninhos da ilha da Berlenga. Mensalmente, foram realizadas cerca de três monitorizações a pé aos ninhos. As datas de postura e eclosão foram determinadas, na sua maioria, por quinzena, devido ao intervalo entre visitas.

Tabela 1 - Descrição e modo de classificação dos parâmetros de avaliação de qualidade dos locais de nidificação de galheta (*Phalacrocorax aristotelis*) no arquipélago das Berlengas.

Table 1 - Description and classification of the parameters used to evaluate nesting site quality of shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at Berlengas archipelago.

PARÂMETROS	MODO DE CLASSIFICAÇÃO
Proteção em relação ao mar	-1 – Locais com elevada probabilidade de serem cobertos pelo mar alto resultando de ventos de intensidade inferior à de tempestade 0 – Locais com moderada probabilidade de serem destruídos pelo mar bravo resultante de ventos de tempestade + 1 – Locais cujos ninhos aparentemente não serão destruídos pelo mar bravo durante o Verão
Exposição à chuva	-1 – Locais em zonas descobertas com um ângulo de 360 graus de exposição 0 – Locais com ângulo de exposição de 90 a 270 graus +1 – Locais com ângulo de exposição inferior a 90 graus ou numa cavidade, ou com proteção superior
Dimensão do ninho	-1 – Pequeno demais para conter um jovem 0 – Pequeno para conter 3 jovens e 1 progenitor + 1 – Conveniente para criar 3 jovens
Acesso ao mar	- 1 – Mais de um ninho entre o local considerado e o mar 0 – Um ninho entre o local considerado e o mar + 1 – Local com acesso direto ao mar
Proximidade aos ninhos de Gaivota-de-patas-amarelas	-1 - Ninhos muito próximos, elevado risco de perturbação (5-10m) 0 – Ninhos relativamente próximos, moderado risco de perturbação (11-20 m) +1 – Ninhos distantes, sem risco de perturbação (mais de 21 m)
Exposição à radiação solar	-1 – Locais em zonas descobertas com um ângulo de 360 graus de exposição 0 – Locais com ângulo de exposição de 90 a 270 graus + 1 – Locais com ângulo de exposição inferior a 90 graus ou numa cavidade, ou com proteção superior
Dimensão da plataforma onde está instalado o ninho	-1 – Sem plataforma, elevado perigo para as crias 0 – Plataforma pequena (até 50 cm aproximadamente), perigo moderado para as crias +1- Plataforma extensa (mais de 50 cm), perigo reduzido para as crias
Inclinação da plataforma onde está instalado o ninho	-1 – 25 a 45° 0 – 25° + 1- Sem inclinação
Quantidade de lixo como material de construção do ninho	-1- Elevada percentagem de lixo (+ de 50%), elevado risco de ingestão e/ou ferimento 0- Vestígios de lixo (10%), risco moderado de ingestão e/ou ferimento +1 – Sem lixo (0%), reduzido risco de ingestão e/ou ferimento
Quantidade de vegetação como material de construção do ninho	-1 – Sem vegetação, elevado risco de queda de ovos 0 – Pouca vegetação, risco moderado de queda de ovos +1 – Muita vegetação, reduzido risco de queda de ovos

Nos ninhos em que não se sabia com exatidão a data de postura/eclosão assumiu-se os 30 dias do tempo de incubação referidos na bibliografia (Snow 1963, Cramp & Simmons 1977, Dias 2006). Calcularam-se ainda para a população estudada os seguintes parâmetros reprodutores: dimensão da postura (número de ovos por ninho; n=58), taxa de eclosão (número de ovos eclodidos/número total de ovos postos; n=58), taxa de sobrevivência das crias (número de juvenis voadores/ número de ovos eclodidos; n=51), sucesso reprodutor (número de juvenis voadores/nº de ovos postos; n=51) e produtividade média (número de juvenis voadores/ número de casais reprodutores, n=58). As crias foram consideradas voadoras depois de completarem 20 dias.

Caraterização e avaliação da qualidade dos microhabitats de nidificação

A qualidade dos ninhos foi classificada através do sistema proposto por Potts et al. (1980), baseado em quatro parâmetros: proteção em relação ao mar, exposição à chuva, dimensão do ninho e acesso ao mar (Tabela 1). Os parâmetros definidos por Potts et al. (1980), foram determinados através do estudo das causas de mortalidade dos juvenis, nas ilhas de Farne, Northumberland, no Reino Unido (Potts et al. 1980) e utilizados por outros autores, tais como Barret et al. (1986), Morais (1991) e Neto (1996). Para além destes, foram adicionados outros parâmetros que se consideraram relevantes: proximidade aos ninhos de gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*), exposição à radiação solar, dimensão da plataforma onde está instalado o ninho, inclinação da plataforma onde está instalado o ninho, quantidade de lixo como material de construção do ninho e quantidade de vegetação como material de construção do ninho (Tabela 1). Os ninhos foram classificados para todos os parâmetros utilizando uma escala que varia de -1 a 1 (-1=mau, 0=médio e 1=bom). Foram

utilizados dois índices de qualidade para cada ninho, um resultante das somas parciais dos parâmetros propostos por Potts et al. (1980) e que varia entre -4 e 4 (e que é comparável com outros estudos), e outro resultante das somas parciais dos parâmetros propostos neste estudo, que varia entre -6 e 6. Na totalidade foram avaliados 72 ninhos.

Caracterização da duração dos turnos de incubação e das viagens de alimentação

A observação direta de ninhos foi realizada em diferentes períodos do dia com o auxílio de binóculos e telescópio, compreendendo 1 a 5 horas de observação por dia em ninhos previamente selecionados de acordo com a facilidade de observação. Em média cada ninho foi observado durante 6 horas. A análise das viagens de alimentação foi realizada em várias etapas da reprodução (presença/ausência de ovos e crias) e apenas na ilha da Berlenga. Um turno de alimentação difere de um turno de incubação uma vez que nem sempre os progenitores trocavam de posição depois de uma saída para procura de alimento. Para além da observação direta de 5 ninhos acessíveis, foram instaladas 12 câmaras direcionadas para 18 ninhos (algumas câmaras captavam imagens de mais que um ninho simultaneamente). As câmaras funcionaram durante 3 meses, 8 delas filmando após serem ativadas por movimento e as restantes tirando fotografias de 1 em 1 minuto durante o dia.

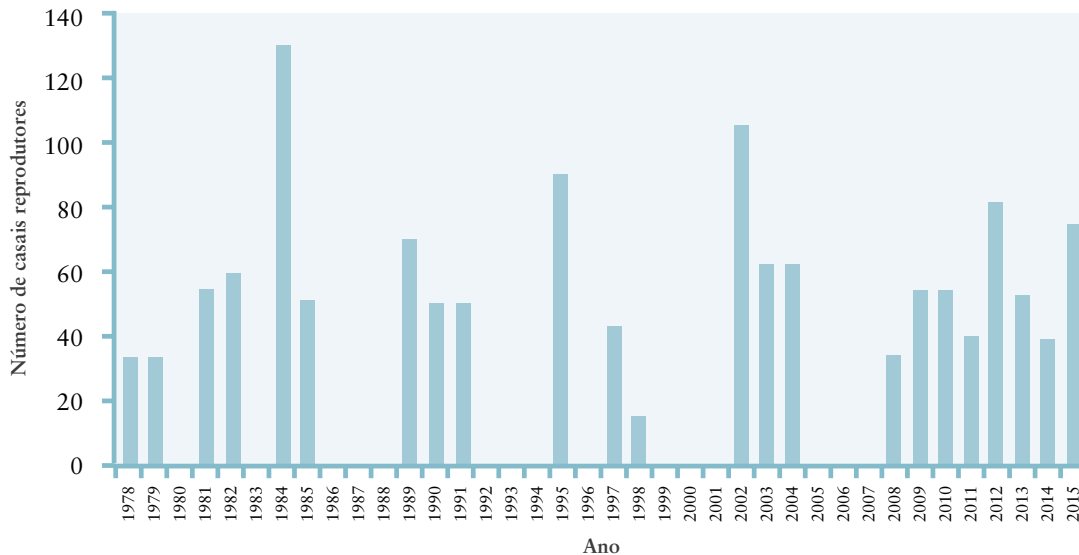
Resultados

Censo da população reprodutora da galheta no arquipélago das Berlengas e análise de parâmetros reprodutores

No total, foram identificados 88 locais de nidificação, situando-se 4 nos ilhéus dos Farilhões (no Farilhão Grande) e os restantes

Figura 1 - Evolução do número de casais reprodutores de galheta *Phalacrocorax aristotelis* no arquipélago das Berlengas entre os anos de 1978 e 2015 (Araújo & Luís 1982, Luís 1982, Bárcena et al. 1984, Teixeira 1984, La Ciganã 1991, Morais 1991, Neto 1996, Lecoq 2003, ICNF 2013).

Figure 1 - Population trend of breeding shags *Phalacrocorax aristotelis* at Berlengas archipelago between 1978 and 2015 (Araújo & Luís 1982, Luís 1982, Bárcena et al. 1984, Teixeira 1984, La Ciganã 1991, Morais 1991, Neto 1996, Lecoq 2003, ICNF 2013).



na ilha da Berlenga. O pico de ninhos ocupados ocorreu no dia 13 de abril, tendo-se registado 75 ninhos ocupados, o que corresponde a cerca de 85% do número de ninhos contabilizados ao longo da época de reprodução. Foram, assim, estimados 75 casais reprodutores para o ano de 2015.

Ao avaliar a tendência populacional dos efetivos do arquipélago das Berlengas, entre 1978 e 2015, verificou-se que apesar de não haver uma tendência clara ao longo dos anos, há uma grande oscilação inter-anual. O número máximo de casais foi de 130 em 1984 e o mínimo de 15 em 1998 (Figura 1).

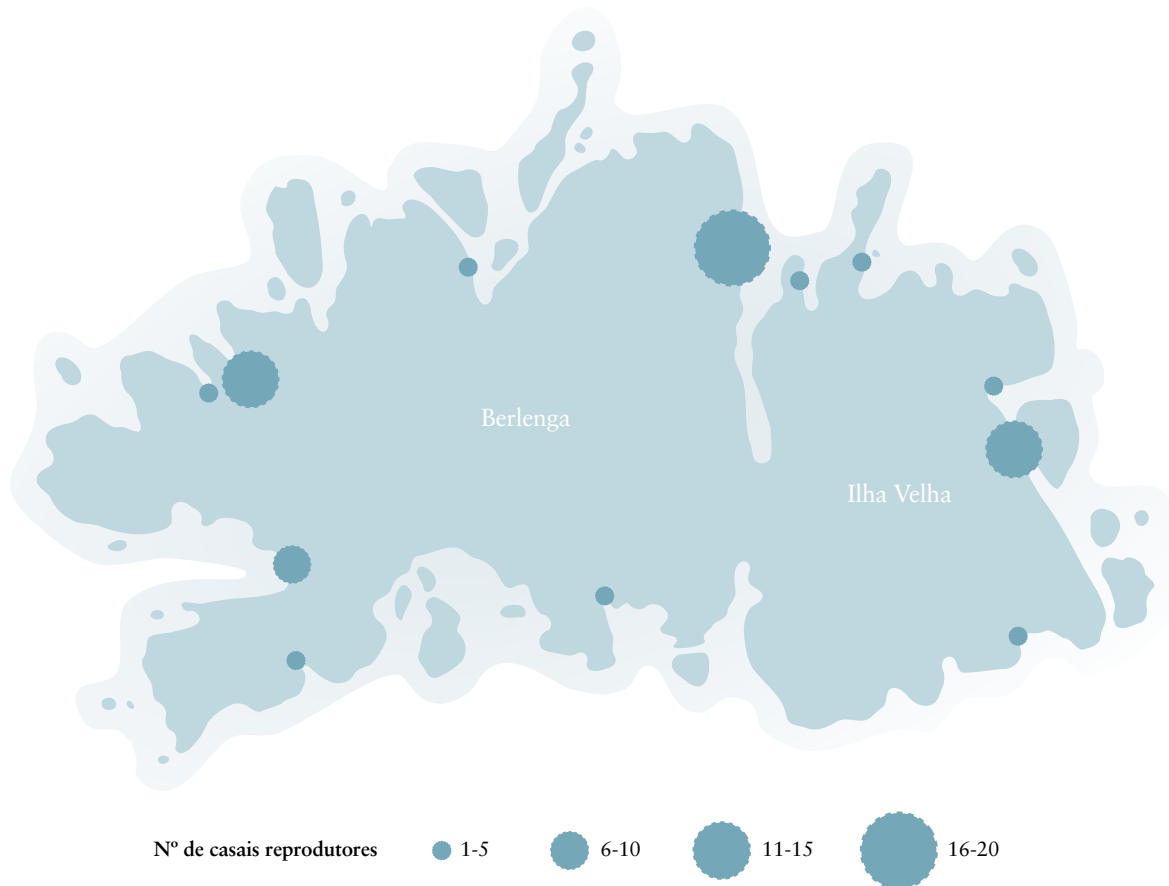
No ano de estudo, a primeira postura ocorreu entre os dias 1 e 7 de março e a última entre 24 e 30 de abril. Apenas em três ninhos foi possível saber o dia exato de postura. Nesses ninhos, a incubação teve a duração de 33, 34 e 35 dias, ou seja, foi ligeiramente superior ao período médio de incubação de 30 dias determinado por Cramp & Simmons (1977) e Dias (2006). No total, foram

colocados 124 ovos, correspondendo a uma dimensão média da postura de 2.14 ovos (SD \pm 0.8, n=58). A taxa de eclosão foi de 62%, o que corresponde a 76 crias. Cerca de 40% da população recenseada fez uma postura de 3 ovos, mas apenas em 1 dos 23 ninhos com 3 ovos é que eclodiram 3 crias (1.7%). Na maioria dos ninhos eclodiram 2 crias (34.4%) ou apenas 1 cria (25.8%). A taxa de sobrevivência das crias foi bastante elevada, atingindo um valor de 95.2% (n=51), tendo o sucesso reprodutor sido estimado em 57.3% (n=51) e a produtividade média foi de 1.31 juvenis por ninho. O período de permanência das crias no ninho variou entre os 49 a 65 dias, sendo em média de 53 dias (SD \pm 16; n=6 crias).

No presente trabalho, os dados mostraram que parece haver uma relação entre a data de postura e o sucesso reprodutor, sendo que quanto mais tardia a data de postura (calculada por quinzena), menor é o sucesso reprodutor ($\chi^2_3=17.17$, p=0.001).

Figura 2 - Mapa de distribuição e abundância de ninhos de galheta *Phalacrocorax aristotelis* na ilha da Berlenga no ano de 2015.

Figure 2 - Map with the distribution and abundance of shag's *Phalacrocorax aristotelis* nests at Berlenga island in 2015.



Foi também encontrada uma relação negativa entre o mês (março vs. abril) em que são colocados os ovos e o respetivo tamanho da postura (Mann-Whitney: $U=98.00$; $p=0.000$). No mês de postura mais tardio (abril), o número de ovos colocado foi inferior.

Caraterização e avaliação da qualidade dos microhabitats de nidificação

Os ninhos das galhetas no ano de 2015 na ilha da Berlenga concentraram-se, preferencialmente, nos seguintes locais: Carreiro dos

Cações, Carreiro do Zé da Carolina e Rio da Poveira (Figura 2). A classificação média da qualidade dos ninhos foi de 2.15 (numa escala de -4 a 4) nos quatro parâmetros descritos por Potts et al. (1980) e de 2.47 (numa escala de -6 a 6) nos restantes parâmetros (Tabela 2).

A qualidade dos ninhos (avaliada pelos 10 parâmetros) e o sucesso reprodutor encontram-se correlacionadas de forma positiva e significativa (Spearman correlation: $r=0.289$; $p=0.024$). A qualidade do ninho afetou de forma positiva e significativa o tamanho da postura (Kruskal-Wallis: $\chi^2=8.5$; $p=0.04$), ou seja, ninhos de maior qualidade apresentaram posturas maiores.

Tabela 2 - Número de ninhos de galheta (e percentagem do total) classificados na escala de -1, 0 e 1 relativamente a cada parâmetro de avaliação de qualidade do ninho (n=72 ninhos).

Table 2 - Number of Shag nests (and proportion from total) classified in a scale of -1, 0 and 1 for each parameter of evaluation of nest quality (n=72 nests).

PARÂMETROS	-1 (MAU)	0 (MÉDIO)	+1 (BOM)	MÉDIA
Proteção em relação ao mar	4 (5.1%)	24 (33.3%)	44 (61.1%)	0.56
Exposição à chuva	2 (2.8%)	55 (76.4%)	15 (20.8%)	0.18
Dimensão do ninho	3 (4.2%)	21 (29.2%)	48 (66.7%)	0.63
Acesso ao mar	0	15 (20.8%)	57 (79.2%)	0.79
Total				2.15
Proximidade aos ninhos de gaivotas	12 (16.7%)	55 (76.4%)	5 (6.9%)	- 0.1
Exposição à radiação solar	11 (15.3%)	50 (69.4%)	11 (15.3%)	0
Dimensão da plataforma onde está instalado o ninho	10 (13.9%)	21 (29.2%)	41 (56.9%)	0.43
Inclinação da plataforma onde está instalado o ninho	2 (2.8%)	20 (27.8%)	50 (69.4%)	0.67
Quantidade de lixo como material de construção do ninho	0	2 (2,8%)	70 (97.2%)	0.97
Quantidade de vegetação como material de construção do ninho	6 (8.3%)	23 (31.9%)	43 (59.7%)	0.51
Total				2.47
Média de todos os parâmetros				4.63

Análise de viagens de alimentação e turnos de incubação

Através das observações realizadas ao longo do trabalho de campo nas Berlengas e das imagens das câmaras, verificou-se que, em média, as viagens de alimentação apresentaram uma duração de 3h39 min (SD ± 1h57, n=179). A viagem mais curta durou apenas 22 minutos e a mais longa 24h13 min (Tabela 3). As viagens no período de incubação apresentaram em média uma duração de 5h50 min (SD ± 4h40, n=57), sendo mais curtas no período

de alimentação das crias em que duraram em média 2h51 min (SD ± 2h04 min, n=69). Os turnos de incubação tiveram uma duração média de 12h00 min (SD ± 7h00 min, n=58).

Os resultados sugerem que o macho incuba durante a noite e realiza a primeira saída diária. Com efeito, através das câmaras foi observada, todas as manhãs, a recolha de material de construção após a primeira troca de posições e essa é, geralmente, a função do macho (Barcéna et al. 1984)

Tabela 3 - Variação da duração de viagens de alimentação de galheta de acordo com a etapa de reprodução.

Table 3 - Variation in the duration of feeding travels of shags in different phases of reproduction.

	Pré-postura	Incubação	Alimentação das crias
Duração média das viagens (n=179)	1h58 min ± 1h54 min, (n=53)	5h50 min ± 4h40 min (n=57)	2h51 min ± 2h04 min (n=69)
Viagem de alimentação mais curta (n=179)	00h22 min (Média 3h39 min, SD ± 1h57 min, n=179)		
Viagem de alimentação mais longa (n=179)	24h13 min (Média 3h39, SD ± 1h57 min, n=179)		
Saída para viagem de alimentação mais precoce (n=12)	6h20 min (Média 7h11 min, SD ± 00h40 min, n=12)		
Saída para viagem de alimentação mais tardia (n=12)	8h29 min (Média 7h11 min, SD ± 00h40 min, n=12)		
Chegada da viagem de alimentação mais precoce (n=14)	17h10 min (Média 18h54 min, SD ± 00h37 min, n=14)		
Chegada da viagem de alimentação mais tardia (n=14)	19h52 min (Média 18h54 min, SD ± 00h37 min, n=14)		

Discussão

O presente estudo vem confirmar a importância do arquipélago das Berlengas, em particular da ilha da Berlenga, para a população nidificante de galheta em Portugal, tal como anteriormente referido por outros autores (Teixeira 1984, Neto 1997). Em 2015 foram estimados um mínimo de 75 casais reprodutores. No total, foram identificados 88 locais de nidificação, quase o dobro do valor estimado em 1991 (n=46 ninhos; Morais 1991). A variação inter-anual verificada no número de casais reprodutores pode dever-se às diferenças nos métodos de amostragem uma vez que, em alguns censos, o efetivo reprodutor pode estar subestimado devido à amplitude temporal das posturas e consequente não contabilização de ninhos precoces e ninhos tardios (Morais et al. 2009).

Na galheta, a data de postura pode ser um fator determinante para o sucesso reprodutor (Velando et al. 1999). No presente trabalho, verificou-se que os casais com posturas mais tardias tendem a apresentar um menor

sucesso reprodutor. Também nas ilhas May nos anos de 1974-76 e 1985-86 decréscimos significativos no sucesso reprodutor (46 e 79% respetivamente) foram atribuídos a posturas realizadas tardiamente (Aebischer 1992). Neste estudo a primeira postura foi efetuada no início de março, quase um mês mais tarde do que a data registada em 1995 (2 de fevereiro, Neto 1996). De uma forma geral, as aves mais velhas escolhem os melhores locais para nidificar e iniciam a postura até cinco semanas mais cedo do que as aves mais jovens (Potts 1980).

O tamanho médio da postura em 2015, 2.14 ovos por ninho (n=58), foi inferior ao obtido por Luís (1982), 2.9 (n=10) e por Neto (1996), 2.57 (n=23), também no arquipélago das Berlengas. Comparativamente com colónias do norte da Europa, o tamanho da postura foi também inferior. Em Honey, Noruega, o tamanho da postura foi de 2.87 ovos (n=121; Barret et al. 1986), nas ilhas Farne, Escócia, 3.01 ovos (Potts et al. 1980),

nas ilhas Lundy, Inglaterra, 3 ovos (Snow 1960) e nas ilhas Chausey, França, 2.95 ovos (Debout 1985). Este facto poderá estar relacionado com a latitude das áreas de reprodução. A baixas latitudes o período noturno de verão é superior, o que limita o tempo de procura de alimento e consequentemente o número de crias que poderão ser produzidas (Burton 1941). O mesmo poderá acontecer durante o período pré-reprodutor dado que, segundo Neto (1996), o tamanho dos ovos também tende a ser inferior.

A taxa de eclosão estimada neste estudo (62%) foi baixa comparativamente com dados obtidos no mesmo local em 1995 (75.7%; Neto 1995), bem como em comparação com a ilha de Lundy, Reino Unido (69 a 73%; Snow 1960). Contrariamente, a taxa de sobrevivência das crias (95.2%) foi bastante elevada em relação ao ano de 1995 que apresentou um valor de 72.6% (Neto 1996). O sucesso reprodutor foi de 57.3%, valor ligeiramente superior ao calculado em 1995 (52.6%, Neto 1996). Relativamente à produção média de juvenis por ninho (1.31), esta foi superior ao valor calculado em 1990 (0.9, Morais 1991) e em 2012 (1.01, Lecoq et al. 2012), e apenas ligeiramente inferior aos valores estimados em 1991 (1.36, Morais 1991) e 1995 (1.33, Neto 1996) para o mesmo local. Produtividades médias estimadas noutras populações tiveram valores semelhantes ou superiores àquela encontrada neste estudo (1.26, Potts et al. 1980, 1.33, Aebischer 1992, 1.87, Cramp & Simmons 1977). Neste estudo, os valores de sobrevivência das crias, sucesso reprodutor e produtividade poderão estar sobrestimados pelo facto de se ter considerado os juvenis voadores apenas com 20 dias de idade. Este pressuposto foi implementado devido ao facto da última visita ter sido relativamente precoce, quando havia ainda várias crias no ninho.

As crias desta espécie permanecem no ninho até ficarem completamente desenvolvidas. Os juvenis permaneceram no ninho, em média, 53 dias, valor idêntico ao calcu-

lado por Snow (1960) para 35 juvenis, mas ligeiramente inferior aos valores obtidos na mesma área de estudo em 1995 (56.3 dias, Neto 1996). A amplitude de permanência no ninho neste estudo variou entre os 49 a 65 dias enquanto no trabalho de Snow (1960) variou entre os 48 e 58 dias. Segundo o trabalho de Harris (1987), a média de dias foi de 53, variando entre os 43 e os 58 dias. Potts (1969) verificou, ainda, que as crias não se tornam independentes antes dos 76 dias de vida e podem permanecer no ninho até aos 55 dias.

No presente estudo, em nenhum caso se registou uma segunda postura por parte de um mesmo casal. Segundo Snow (1960) como esta espécie apresenta períodos de incubação e dependência dos juvenis tão longos, dificilmente um casal de galhetas seria bem-sucedido ao fazer uma nova postura após um período de incubação.

O índice de qualidade dos ninhos calculado neste estudo para os quatro parâmetros definidos por Potts et al. (1980) revelou valores mais baixos do que estudos anteriores efetuados também na ilha da Berlenga (3.24, n=46 e 3.37, n=48, respetivamente em Morais 1991 e Neto 1996) mas mais elevados do que nas ilhas Farne no Reino Unido, onde foi obtida uma pontuação de 1.78 (n=667) em 1971 (Potts et al. 1980). Segundo Potts et al. (1980), a qualidade do microhabitat de nidificação é a principal causa que afeta o número de crias produzidas por ninho. As características do ninho condicionam a sobrevivência e desenvolvimento das crias. A queda de crias do ninho, por exemplo, devido ao espaço reduzido deste, é uma causa frequente de morte em crias desta espécie (Cramp & Simmons 1977, Neto 1996). Outra causa relevante é a desregulação térmica provocada pela elevada exposição solar ou “spray” constante da maré quando os ninhos se encontram próximos da linha de água (Snow 1960, Potts et al. 1980, Neto 1997).

Observou-se neste estudo que os casais reprodutores têm preferência pela zona norte

da ilha da Berlenga (Figura 2). A elevada disponibilidade de paredes rochosas com plataformas horizontais, terá contribuído para esta distribuição. Também poderá estar relacionado com a seleção de locais menos expostos à luz do sol, fator que pode influenciar de forma negativa a sobrevivência dos juvenis (Neto 1996). Nas Estelas e nos ilhéus Maldito e da Velha, que se encontram próximos da ilha da Berlenga, não se registaram locais de nidificação e nos Farilhões apenas se contabilizaram 4 ninhos. O motivo da ausência de ninhos nos locais indicados poderá estar relacionado com a falta de plataformas horizontais e de vegetação para a construção do ninho. As galhetas procuram locais que protejam os ninhos de condições atmosféricas adversas e de predadores, mas que lhes permita ter uma visão da área circundante (Velando & Feire 2003).

As análises comportamentais, nomeadamente a caracterização dos padrões de presença/ausência e regularidade das visitas aos ninhos pelos progenitores, podem contribuir para a perceção da real utilização das IBAs (Important Bird Areas) por parte das aves marinhas (Sengo et al. 2013). A determinação da duração das viagens de alimentação, por exemplo, pode fornecer informação sobre a distância das áreas de alimentação e/ou a abundância de alimento. Wanless et al. (1997), no seu trabalho realizado na Escócia verificaram que os progenitores tendem a ausentar-se entre 7 a 8 horas por dia enquanto procuram alimento. Já no presente trabalho, registou-se uma ausência de até 24 horas, embora as viagens tenham tido uma duração média muito menor, não ultrapassando as 4 horas. Segundo as observações realizadas por Morais (1991), a média de duração das viagens de alimentação pós-eclosão foi de 1h41 min, um valor um pouco mais baixo do que aquele registado no presente estudo (2h51 min). Estudos realizados nas ilhas Farne concluíram que a maior parte das viagens de alimentação (40%) demoraram entre 20 a 40 minutos sendo que o tempo médio foi de 46 minu-

tos e a distância máxima percorrida de 11.5 milhas (Pearson 1968). Comparativamente a Farne, a duração das viagens de alimentação na ilha da Berlenga foi bastante superior o que pode sugerir que as zonas de alimentação preferenciais de situam mais longe do local de nidificação ou que, sendo próximas, o alimento é menos abundante (Pearson 1968, Morais 1991).

O presente estudo permitiu ampliar o conhecimento sobre a dinâmica populacional e a biologia reprodutora da galheta no arquipélago das Berlengas, bem como monitorizar a qualidade dos microhabitats de nidificação. Uma das principais preocupações na conservação desta espécie passa por proteger os seus locais de nidificação, reduzindo o livre acesso aos mesmos. Também a monitorização regular é importante para detetar alterações na população e perceber como contribuir para a conservação desta espécie.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas - ICNF - pelo apoio neste trabalho, nomeadamente à Lurdes Morais e aos Vigilantes da Natureza da Reserva Natural da Berlenga. Também à Capitania do Porto de Peniche pelo transporte para a ilha da Berlenga. Finalmente, aos voluntários do projeto LIFE Berlengas pela ajuda e companheirismo durante o trabalho de campo. Este estudo foi desenvolvido no âmbito do projeto LIFE Berlengas (LIFE13 NAT/PT/000458), co-financiado ao abrigo do Programa LIFE da Comissão Europeia.

Referências

Aebischer, N.J. 1986. The retrospective investigation of an ecological disaster in the shag *Phalacrocorax aristotelis*: a general method based on long-term marking. *Journal of Animal Ecology* 55: 613-629.

- Aebischer, N. & Wanless, S. 1992. Relationships between colony size, adult non-breeding and environmental conditions for Shag *Phalacrocorax aristotelis* on the Isle at May, Scotland. *Bird Study* 39: 43-52.
- Bárcena, F., Teixeira, A. & Bermejo, A. 1984. Breeding seabird populations in the Atlantic sector of the Iberian Peninsula. In: Croxall, J.P., Evans, P.G.H. & Schreiber, R.W (eds) Status and Conservation of the World's Seabirds. The International Council for Bird Preservation. Technical Publication No.2. Cambridge, pp 335-345.
- Barret, R., Strann, K. & Vader, W. 1986. Note on the eggs and chicks of North Norwegian Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Seabird* 9: 3-10.
- Barros, A., Alvarez, D. & Velando, A. 2013. Cormorán moñudo – *Phalacrocorax aristotelis*. In: Salvador, A. & Morales, M.B. (eds) Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, pp 1-33.
- BirdLife International 2015. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Burton, R. 1941. Bird behaviour. Granada publishing. Córdoba.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. 2005. Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons 1977. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B., Stattersfield, A.J., Sullivan, B., Symes, A. & Taylor, P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22:1-34.
- Debout, G. 1985. Les limicoles nicheurs des côtes et des rives. *Le Cormoran* 28: 277-283.
- Dias, J. 2006. Reserva Natural das Berlengas. Relatório de Licenciatura de Ensino Ciências da Natureza. Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- 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.
- Graves, J., Ortega-Ruano, J. & Slater, J.B. 1993. Extra-pair copulations and paternity in shags: do females choose better males? *Proceedings of the Royal Society of London B* 253: 3-7.
- Harris, M.P & Forbes, E.R. 1987. The effect of date on counts of nests of Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study* 34: 187-190.
- Harris, M.P. 1991. Promiscuity in the shag as shown by time-lapse photography. *Bird Study* 29:149-154.
- Lack, D. 1954. The regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.
- Lecoq, M. 2002. Censo das populações de aves marinhas nidificantes no Arquipélago da Berlenga em 2002: Calonectris diomedea, *Phalacrocorax aristotelis* e *Uria aalge*. Relatório técnico. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.

- Lecoq, M. 2003. Censo das populações de aves marinhas nidificantes no arquipélago da Berlenga em 2002: *Calonectris diomedea*, *Phalacrocorax aristotelis* e *Uria aalge*. Relatório II (Final): Censo da População em 2002. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Lecoq, M., Crisóstomo, P., Mourato, E., Morais, L. & Andrade, J. 2012. Censo da População Reprodutora do Corvo-marinho-de-crista no Arquipélago das Berlengas em 2012. Relatório da Ação A – Atividade 2. Projeto FAME. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Luís, A.M.S. 1982. A Avifauna da Ilha Berlenga, com especial referência à biologia de *Larus argentatus*. Relatório de estágio de licenciatura. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Martínez, A., Oro, D., Velandó, A., Gerique, C., Bartolomé, M., Sorzo, B. & Villuendas, E. 2006. Morphometric similarities between central and peripheral populations of the European shag *Phalacrocorax aristotelis*. *Marine Ornithology* 34: 21-24.
- Mitchell, P. I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. 2004. Seabird Populations of Britain & Ireland: results of the seabird 2000 census (1998-2002). T. & A.D. Poyser, London.
- Morais, L. 1991. Aspetos da ecologia reprodutora do corvo-marinho-de-crista (*Phalacrocorax aristotelis*) na Ilha da Berlenga. Relatório de estágio da Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Universidade do Algarve.
- Morais, L., Mourato, E. & Crisóstomo, P. 2009. Contagem de aves marinhas na Ilha da Berlenga. Relatório técnico. ICNB. Reserva Natural das Berlengas.
- Neto, J. 1996. Contribuição para o conhecimento da biologia e ecologia reprodutiva do corvo-marinho-de-crista *Phalacrocorax aristotelis* (Linnaeus, 1761) na Reserva Natural das Berlengas., Relatório de estágio da Licenciatura em Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Neto, J. 1997. Contribuição para o conhecimento da biologia reprodutiva do Corvo-marinho-de-crista *Phalacrocorax aristotelis* na Reserva Natural da Berlenga. *Airo* 8: 16-24.
- Oliveira, N., Lecoq, M., Andrade, J., Geraldès, P. & Ramírez, I. 2013. Avaliação da predação de rato-preto *Rattus rattus* nas crias de cagarra *Calonectris diomedea borealis* da Ilha da Berlenga. Projeto FAME. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Pearson, T.H. 1968. The feeding biology of sea-bird species on the Farne Islands, Northumberland. *Journal of Animal Ecology*. 37: 521-551.
- Potts, G.R. 1969. The influence of eruptive movements, age, population size and other factors on the survival of the Shag (*Phalacrocorax aristotelis* (L.)) *Journal of Animal Ecology* 38: 53-102.
- Potts, G.R., Coulson, J.C. & Deans, I.R. 1980. Population dynamics and breeding success of the shag, *Phalacrocorax aristotelis*, on the Frane Islands, Northumberland. *Journal of Animal Ecology*. 49: 465-484.
- Ramírez, I., Geraldès, P., Meirinho, A., Amorim, P. & Paiva, V. 2008. Áreas marinhas importantes para as Aves em Portugal. Projeto LIFE04NAT/PT/000213, Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Rufino, R. 1989. Atlas das Aves que Nidificam em Portugal Continental. CEMPA, SNPRCN, Lisboa.

Sengo, R., Oliveira, N., Andrade, J., Barros, N. & Ramírez, I. 2013. Três anos de RAM em Portugal Continental (2009 - 2011). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.

Snow, B.K. 1960. The breeding biology of the shag *Phalacrocorax aristotelis* on the Island of Lundy, Bristol channel. *Ibis* 102: 554-575.

Snow, B. 1963. The behavior of the shag. *British Birds* 56: 77-103.

Teixeira, A. 1984. Aves marinhas nidificantes no litoral português. Atas do colóquio nacional para a conservação de zonas ribeirinhas. 1º Volume. Liga para a Proteção da Natureza. Lisboa.

Velando, A.F. & Alvarez, D. 1999. The status of the European Shag *Phalacrocorax aristotelis* population on the Atlantic coast of the Iberian Peninsula. *Atlantic Seabirds* 1: 97-106.

Velando, A. & Freire, J. 2003. Nest-site characteristics, occupation and breeding success in the European Shag. *Waterbirds*, 26: 473-483.

First bird-mortality figures from telephone line collisions in open grassland areas of Lanzarote and Fuerteventura (Canary Islands, Spain)

Primeiros dados de mortalidade de aves por colisão com linhas telefónicas em áreas estepárias de Lanzarote e Fuerteventura (Ilhas Canárias, Espanha)

Juan Antonio Lorenzo^{1*}

¹ Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife, Ctra. General del Sobradillo, nº 30B, 38107, El Sobradillo, S/C de Tenerife, Tenerife, islas Canarias, España.

* Corresponding author: jalorenzo@seo.org



ABSTRACT

This article gives the first quantitative and qualitative findings on bird mortality from telephone-line collisions in open grassland areas on the islands of Fuerteventura and Lanzarote in the east of the Canary archipelago. A first ground search along 115.2 km of telephone lines on the two islands found the carcasses/remains of 107 birds belonging to 16 different species, corresponding to a mortality rate of 0.8 birds/km. The most frequent species were Eurasian Stone-curlew (*Burhinus oedicephalus*, 34.6%), Barbary Partridge (*Alectoris barbara*, 15.0%), Rock Dove (*Columba livia*, 14.0%) and Houbara Bustard (*Chlamydotis undulata*, 10.3%). When later patrols and other complementary findings are also taken into account, total bird deaths along these lines amount to a minimum of 175 birds belonging to 21 species. Once more the main species in the total findings are Eurasian Stone-curlew (34.9%), Houbara Bustard (22.3%), Rock Dove (9.7%) and Barbary Partridge (9.1%). These results suggest a high bird mortality rate from telephone-line collisions. From a conservation point of view, the negative impact of telephone lines on bird communities in the Canary archipelago is exacerbated by the fact that these are island environments and, as such, frequently more vulnerable than mainland areas.

Keywords: Bird mortality, collision, telephone lines, Lanzarote, Fuerteventura, Canary Islands.

RESUMO

Este estudo apresenta os primeiros dados quantitativos relativos à mortalidade de aves por colisão com linhas telefónicas em áreas estepárias das ilhas de Lanzarote e Fuerteventura, no extremo oriental do arquipélago das Canárias. Numa primeira prospeção que cobriu 115.2 kms de linhas telefónicas nas duas ilhas foi registada a morte de 107 aves pertencentes a 16 espécies, o que corresponde a uma mortalidade de 0.8 aves/km. As espécies com frequências relativas de mortalidade mais elevadas foram o Alcaravão (*Burhinus oedicephalus*, 34.6%), a

Perdiz-moura (*Alectoris barbara*, 15%), o Pombo-das-rochas (*Columba livia*, 14%) e a Abetarda-moura (*Chlamydotis undulata*, 10.3%). Quando foram considerados dados de prospecções complementares, o número de aves mortas foi estimado num mínimo de 175 indivíduos pertencentes a 21 espécies. De acordo com os resultados anteriores, as espécies mais atingidas foram o Alcaravão (34.9%), a Abetarda-moura (22.3%), o Pombo-das-rochas (9.7%) e a Perdiz-moura (9.1%). Estes resultados sugerem uma elevada mortalidade por colisão com linhas telefónicas. Do ponto de vista da conservação, o impacto negativo das linhas telefónicas na comunidade de aves das ilhas Canárias é exacerbado pelo facto dos ambientes insulares serem em geral mais vulneráveis do que áreas similares continentais.

Palavras-chave: mortalidade de aves, colisão, linhas telefónicas, Lanzarote, Fuerteventura, ilhas Canárias.

Introduction

By now an appreciable amount of information has been built up on bird mortality from collision with power lines (Tinto et al. 2010, Prinsen et al. 2011, Demerdzhiev 2014, Guil et al. 2015). In marked contrast few information is available on bird deaths into other structures like transmission pylons, telephony antennae, etc. (see Ferrer & Janss 1999, Ferrer 2012, Tellería 2012).

Among these structures, the telephone lines have not been studied, but there is no doubt that they are part of the current landscape of natural environments, and they share the landscape with the power lines. Therefore, it is expected some effect on the mortality of the birds. Telephone lines are smaller and have a much simpler design than power lines. Furthermore, they do not present a risk of electric mortality for birds. However, the telephone lines represent a collision threat to birds, in particular those whose flight altitude is lower than the power lines. Precisely, the scenario of this study is dominated by open environments and birds adapted to such landscapes, for instance birds like bustards, stone-curlews, larks, that flight at low altitude (Bota et al. 2005) and might be thus more susceptible to collision with lines compared to species from other environments. In fact, waterfowl (gulls, ducks, waders, etc.)

and steppe birds (bustards, cranes, etc.) are those more heavily affected by collision with overhead wires (Bevanger 1998, Alonso & Alonso 1999, Janss 2000, Ferrer 2012, Tellería 2012).

In an attempt to start filling this gap, this study gives the first qualitative and quantitative findings on insular bird mortality from telephone line collisions. Also, the island character of these bird communities should never be overlooked, since this makes them potentially more vulnerable than their mainland counterparts (Gorman 1991, Fernández-Palacios & Martín-Esquivel 2001, Fernández-Palacios & Morici, 2004).

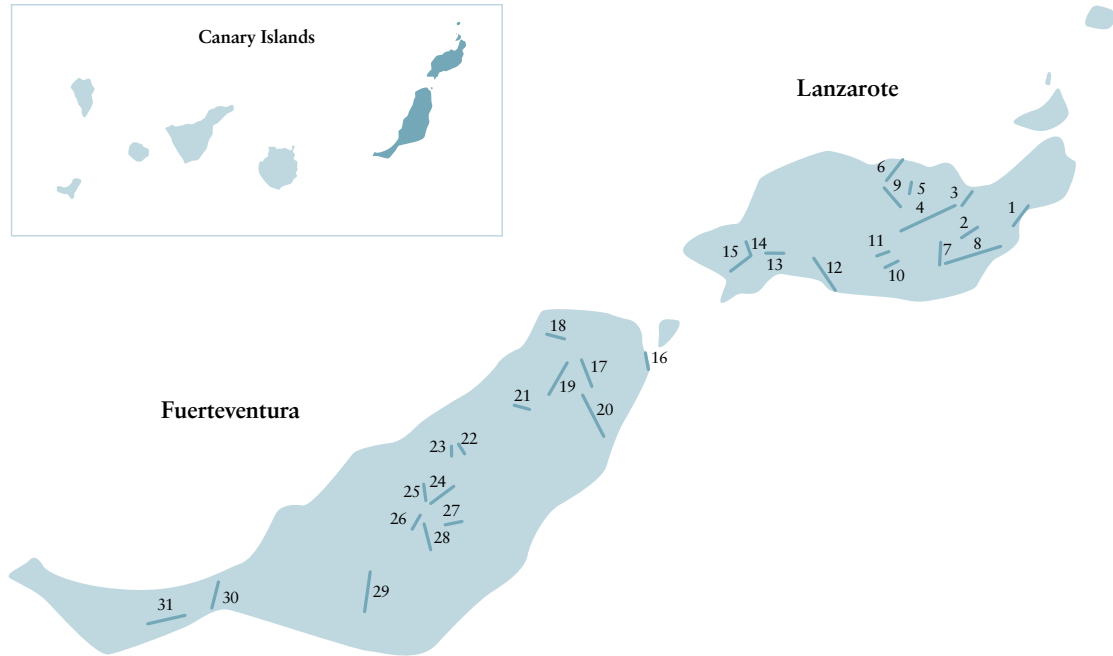
Methods

Study area

This study was conducted on the islands of Lanzarote (846 km² in area and maximum height above sea level of 670 m) and Fuerteventura (1660 km² and 807 m), the two eastern islands of Canary archipelago, lying only 127 and 95 km, respectively, off the African coast (Figure 1). The predominant habitat on both islands is xeric shrubland and grassland. Telephone lines were sampled in areas dominated by volcanic sand and thin-soiled and

Figure 1 - Map of the islands of Lanzarote and Fuerteventura in the Canary Islands, detailing the transects on both islands.

Figura 1 - Mapa das ilhas de Lanzarote e Fuerteventura no arquipélago das Canárias com a localização dos transectos efectuados em cada ilha.



stony plains both inland and along the coastline of the two islands, the typical habitat for grassland bird communities in this islands (Martín & Lorenzo 2001, Lorenzo 2007). The main mountain chains, urban areas and *malpaíses* (“badlands” of dry volcanic rock) were not surveyed.

Data collection

Fieldwork was carried out mainly in November and December 2005 on the two islands, although complementary surveys were also conducted in December 2011 and April and September 2012. A total of 115.2 km of telephone lines was patrolled in 2005, 51.9 km on Fuerteventura and the remaining 63.3 km on Lanzarote (Table 1). These distances were divided into 31 transects, 16 of them on Fuerteventura and the remaining 15 on Lanzarote (Figure 1). All transects were visited once in November-December 2005. One transect (2.8 km) on Fuerteventura and

5 transects on Lanzarote (14.1 km) were re-visited in subsequent dates (December 2011, April 2012 and September 2012; Table 1). A further analysis includes additional data of species and numbers of birds from other studies that have included some of the same telephone lines between 1993 and 2008 (Table 5).

The dominant telephone wire arrangement throughout the whole study area consist of wooden poles from 8-9 m high and about 45-55 m apart, holding up between them a steel-wire braided only telephone line covered with an insulating material adding up to a total diameter of 45-65 mm. This conventional telephone line network connects all towns and cities in each of the islands. Also, this is the telephone network owned by the former national company, but is now owned by a multinational company responsible for its maintenance. All sections of this line through open grassland areas of Fuerteventura and Lanzarote have been included in this study.

Table 1 - Number and total length (km) of telephone lines transects prospected in the islands of Lanzarote and Fuerteventura from 2005 to 2012.

Tabela 1 - Número e comprimento total dos transectos de linhas telefónicas prospectados nas ilhas de Lanzarote e Fuerteventura entre 2005 e 2012.

SURVEY PERIODS	FUERTEVENTURA		LANZAROTE		TOTAL		
	Nº of transects	Lenght (km)	Nº of transects	Lenght (km)	Nº of transects	Lenght (km)	Lenght (%)
November/ December 2005	16	63.3	15	51.9	31	115.2	87.2
December 2011	-	-	3	7.4	3	7.4	5.6
April 2012	1	2.8	-	-	1	2.8	2.1
September 2012	-	-	2	6.7	2	6.7	5.1
Total	17	66.1	20	66.0	37	132.1	-

The ground-search methodology involved patrols of three people walking abreast about 20 m apart, one directly under the line and one to either side, each covering 20 m transects, as a fixed band census. The band patrolled by the three observers was therefore about 60 m wide. In these 60 m, each observer prospected its 20 m (10 m on each side). When any carcasses or bird remains were found, we recorded the distance from the line, the bird species, the decomposition status of the remains, any signs of collision and predator activity, etc. Most of the remains were collected and then donated to scientific collections; in the case of protected species, the pertinent authority was informed on the location of the bird. Importantly, the remains were removed once recorded, to avoid duplication in subsequent visits.

Results

Survey results, during the main and most intensive ground search carried out in November and December 2005, show a mortality of at least 107 birds of 16 different species, 62 of them on Fuerteventura and

the remaining 45 on Lanzarote (Table 2). At least two remains, representing 1.9% of the total, were unidentifiable at species level; one seemed to correspond to a dove species, *Streptopelia* sp., while the other was unidentifiable even down to genus level but was definitely a different species from the 16 identified ones (Table 2). Moreover, it is interesting to note that, according to their preservation status, most of these remains belonged to animals that died in less than one year before detection date.

In decreasing order of abundance, the most frequent recorded species were Eurasian Stone-curlew *Burhinus oedicephalus* (34.6%, 0.3 birds/km), Barbary Partridge *Alectoris barbara* (15.0%, 0.1 birds/km), Rock Dove *Columba livia* (14.0%, 0.1 birds/km), Houbara Bustard *Chlamydotis undulata* (10.3%, 0.1 birds/km) and Yellow-legged Gull *Larus michahellis* (6.5%, 0.1 birds/km). Together these species represent over 80.0% of the total remains found in the main ground search on the two islands (Table 2).

Although more bird remains were found on Fuerteventura than Lanzarote (62 and 45, respectively), when the extension of lines surveyed was considered (63.3 and 51.9 kms,

Table 2 - Number of specimens (n), relative percentage (%) and relative abundance (dead birds per km) of bird species killed by collision with telephone lines on the islands of Lanzarote and Fuerteventura during the November and December 2005 survey.

Tabela 2 - Número de exemplares (n), percentagem relativa (%) e abundância relativa (aves mortas por km) de espécies de aves mortas por colisão com linhas telefónicas nas ilhas de Lanzarote e Fuerteventura durante o período de prospeção de Novembro e Dezembro de 2005.

SPECIES	FUERTEVENTURA			LANZAROTE			TOTAL		
	n	%	Birds/km	n	%	Birds/km	n	%	Birds/km
<i>Burhinus oedicephalus</i>	19	30.7	0.3	18	40.0	0.4	37	34.6	0.3
<i>Alectoris barbara</i>	9	-	-	7	15.6	0.1	16	15.0	0.1
<i>Columba livia</i>	9	-	-	6	13.3	0.1	15	14.0	0.1
<i>Chlamydotis undulata</i>	3	-	-	8	17.8	0.2	11	10.3	0.1
<i>Larus michahellis</i>	6	-	-	1	2.2	0.0	7	6.5	0.1
<i>Pterocles orientalis</i>	4	6.5	0.1	0	0.0	0.0	4	3.7	0.0
<i>Falco tinnunculus</i>	3	4.8	0.1	0	0.0	0.0	3	2.8	0.0
<i>Upupa epops</i>	3	4.8	0.1	0	0.0	0.0	3	2.8	0.0
<i>Lanius meridionalis</i>	2	3.2	14.5	0.1	2.2	0.0	3	2.8	0.0
<i>Cursorius cursor</i>	2	3.2	14.5	0.1	0.0	0.0	2	1.9	0.0
<i>Calonectris diomedea</i>	0	0.0	4.8	0.1	2.2	0.0	1	0.9	0.0
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0.0	9.7	0.1	2.2	0.0	1	0.9	0.0
<i>Coturnix coturnix</i>	1	1.6	0.0	0	0.0	0.0	1	0.9	0.0
<i>Pluvialis squatarola</i>	0	0.0	0.0	1	2.2	0.0	1	0.9	0.0
<i>Streptopelia sp.</i>	0	0.0	0.0	1	2.2	0.0	1	0.9	0.0
Not identified	1	1.6	0.0	0	0.0	0.0	1	0.9	0.0
Total	62	-	0.9	45	-	0.7	107	-	0.8

respectively), the results do not differ so appreciably, with mortalities of 0.7 birds/km on Lanzarote and 0.9 birds/km on Fuerteventura (Tables 1 and 2). Excluding unidentified remains, a slightly higher variety of species

was found on Fuerteventura than on Lanzarote: 11 and 9 species, respectively (Table 2). Furthermore, on Fuerteventura the most frequent findings were Eurasian Stone-curlew (30.6%), Barbary Partridge (14.5%),

Table 3 - Number of specimens (n), relative percentage (%) and relative abundance (dead birds per km) of bird species killed by collision with telephone lines on the islands of Lanzarote and Fuerteventura during complementary surveys (see methods).

Tabela 3 - Número de exemplares (n), percentagem relativa (%) e abundância relativa (aves mortas por km) de espécies de aves mortas por colisão com linhas telefónicas nas ilhas de Lanzarote e Fuerteventura durante visitas complementares (ver métodos).

SPECIES	FUERTEVENTURA April 2012			LANZAROTE December 2011			LANZAROTE September 2012			TOTAL		
	n	%	Birds/ km	n	%	Birds/ km	n	%	Birds/ km	n	%	Birds/ km
<i>Chlamydotis undulata</i>	0	0.0	0.0	11	64.7	1.5	4	66.7	0.6	15	65.2	0.9
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0	0.0	0.0	4	23.5	0.5	2	33.3	0.3	6	26.1	0.4
<i>Columba livia</i>	0	0.0	0.0	1	5.9	0.1	0	0.0	0.0	1	4.3	0.1
<i>Lanius meridionalis</i>	0	0.0	0.0	1	5.9	0.1	0	0.0	0.0	1	4.3	0.1
Total	0		0.0	17		2.3	6		0.9	23		1.4

Rock Dove (14.5%) and Yellow-legged Gull (9.7%), whereas on Lanzarote they were Eurasian Stone-curlew (40.0%), Houbara Bustard (17.8%), Barbary Partridge (15.6%) and Rock Dove (13.3%).

These main figures have been fleshed out by other visits made to the same lines in subsequent years (Table 1), although in this case only some sections of the lines were checked and dead birds were recorded only on Lanzarote (Table 3). These surveys revealed a minimum of 23 bird deaths: Houbara Bustard (65.2%), Eurasian Stone-curlew (26.1%), Rock Dove (4.3%) and Southern Grey Shrike *Lanius meridionalis* (4.3%). Other finds were also made during casual visits in different sites of both islands, for example a Northern Raven *Corvus corax* underneath a Fuerteventura telephone line in March 2009 (M. Cabrera, pers. com.).

Discussion

Bird mortality by collision with telephone lines had previously been reported in the study area (Table 4), where some telephone lines were mistakenly counted as part of the power line

network (see, for example, Ramos & Padrón 2008). A total of 68 bird deaths from 21 species were recorded in previous studies, with mortality rates ranging between zero and 2.3 birds/km (Table 4). Comparisons with other studies should be performed with due caution because the number of recorded dead birds from this study cannot be reliably attributed to a particular time period. Also, and despite the differences between these studies, such as the period of the annual cycle, number of observers, prospection methodologies, etc. (Table 5), cumulative figures from all studies give an idea of the conservation problem both from the point of view of its persistence over time and from the number of species impacted. Although both the present study and most of the previous studies were carried out during migration and wintering periods (Table 5), amongst recorded bird deaths there is a notably high proportion of species that breed in the islands, when compared with passage migrants or winter visitors (Martín & Lorenzo 2001, Lorenzo 2007). In quantitative terms these figures affect 20.4% of the total species nesting on Lanzarote and 21.8% of the total of Fuerteventura nesters (Martín & Lorenzo 2001, Lorenzo 2007).

Table 4 - Number of specimens (n) and relative percentage (%) by species of birds killed by collision with telephone lines on the islands of Lanzarote and Fuerteventura in surveys conducted between 1995 and 2012 (results from this study and previous research). Legend of the sources, arranged chronologically: (1) Lorenzo 1995, (2) Lorenzo et al. 1998, (3) present study, (4) Ramos & Padrón 2008 and (5) other non-systematic data obtained in the two islands between 2006 and 2010 (unpublished).

Tabela 2 - Número de exemplares (n), percentagem relativa (%) e abundância relativa (aves mortas por km) de espécies de aves mortas por colisão com linhas telefónicas nas ilhas de Lanzarote e Fuerteventura em transectos efectuados entre 1995 e 2012 (resultados deste estudo e estudos prévios). As fontes bibliográficas por ordem cronológica são: (1) Lorenzo 1995, (2) Lorenzo et al. 1998, (3) presente estudo, (4) Ramos & Padrón 2008 e (5) dados não sistemáticos obtidos nas mesmas ilhas entre 2006 e 2010 (não publicado).

SPECIES	FUERTEVENTURA	LANZAROTE	TOTAL		SOURCE
	n	n	n	%	%
<i>Burhinus oedicephalus</i>	20	41	61	34.9	3 and 4
<i>Chlamydotis undulata</i>	3	36	39	22.3	3 and 4
<i>Columba livia</i>	9	8	17	9.7	3 and 4
<i>Alectoris barbara</i>	9	7	16	9.1	3
<i>Larus michahellis</i>	6	2	8	4.6	3 and 4
<i>Lanius meridionalis</i>	2	2	4	2.3	3
<i>Pterocles orientalis</i>	4	0	4	2.3	3
<i>Indeterminate birds</i>	2	2	4	2.3	3 and 4
<i>Calonectris diomedea</i>	0	3	3	1.7	3 and 4
<i>Falco tinnunculus</i>	3	0	3	1.7	3
<i>Upupa epops</i>	3	0	3	1.7	3
<i>Bubulcus ibis</i>	0	2	2	1.1	3 and 4
<i>Cursorius cursor</i>	2	0	2	1.1	3
<i>Larus sp.</i>	0	2	2	1.1	4
<i>Bulweria bulwerii</i>	0	1	1	0.6	4
<i>Calandrella rufescens</i>	0	1	1	0.6	4
<i>Corvus corax</i>	1	0	1	0.6	5
<i>Coturnix coturnix</i>	1	0	1	0.6	3
<i>Pluvialis squatarola</i>	0	1	1	0.6	3
<i>Streptopelia sp.</i>	0	1	1	0.6	3
<i>Tyto alba</i>	0	1	1	0.6	4
Total	65	110	175	-	-

Table 5 - Detailed information of the surveys conducted between 1995 and 2012: source, island, date of fieldwork, survey methodology, number of observers and band length (meters). Both aerial lines (power and telephone) and only for telephone lines, length of the transects (km), number

Tabela 5 - Informação detalhada sobre os estudos efectuados entre 1995 e 2012: fonte, ilha, data, metodologia de prospecção, número de observadores e largura das bandas de prospecção. É apresentada ainda informação sobre o comprimento dos transectos (km) e o número total e a abundância relativa de aves mortas para as linhas aéreas (energia e telefone) e linhas telefónicas separadamente.

SOURCE	Island	Date	Search methodology	N° of observers	Census band (m)	Aerial lines			Phone lines		
						Lenght (km)	Phone lines	Dead birds/km	Lenght (km)	N° of dead birds	Dead birds/km
Lorenzo, 1995	Fuerteventura	November 1993	Three fixed bands	3	40-60	48	1.1	3.6	0	0.0	0.9
Lorenzo et al, 1998	Lanzarote	April and May 1994	Three fixed bands	3	40-60	160	1.5	0.7	0	0.0	0.4
Lorenzo & Ginovés, 2007	Fuerteventura	November 2005	Three fixed bands	3	60	343	1.2	63.3	62	1.0	0.1
Lorenzo & Ginovés, 2007	Lanzarote	December 2005	Three fixed bands	3	60	266	1.4	51.9	45	0.9	0.1
Lorenzo, 1995	Fuerteventura	November 1993	Multiple fixed bands	3	40-60	48	1.1	3.6	0	0.0	0.9
Lorenzo et al, 1998	Lanzarote	April and May 1994	Multiple fixed bands	3	40-60	160	1.5	0.7	0	0.0	0.4
Lorenzo & Ginovés, 2007	Fuerteventura	November 2005	Multiple fixed bands	3	60	343	1.2	63.3	62	1.0	0.1
Lorenzo & Ginovés, 2007	Lanzarote	December 2005	Multiple fixed bands	3	60	266	1.4	51.9	45	0.9	0.1
Lorenzo, 1995	Fuerteventura	November 1993	Three fixed bands	3	40-60	48	1.1	3.6	0	0.0	0.9
Lorenzo et al, 1998	Lanzarote	April and May 1994	Three fixed bands	3	40-60	160	1.5	0.7	0	0.0	0.4
Lorenzo & Ginovés, 2007	Fuerteventura	November 2005	Three fixed bands	3	60	343	1.2	63.3	62	1.0	0.1

Some of the fatal telephone-line collisions might be related to the line's maintenance. The deaths of some species seem to be especially bounded up with breakage of the steel support cable. The abovementioned Northern Raven found dead on Fuerteventura, for example, was found in an area where the cable was frayed

and hence thinner and much less visible to flying birds. The same applies for power lines with a ground line, which is thought to be responsible for larger number of collisions than the thicker conductor wires (Ferrer & Janss 1999, Ferrer 2012). However, there have also been recorded many cases of bird impacts with telephone lines

in a perfect state of maintenance, for example of Houbara Bustard and Stone-curlew.

The lower height of the telephone lines in comparison with electrical lines may be the cause of increased occurrence of species with lower flying heights, such as the Barbary Partridge or Hoopoe *Upupa epops*. However, more detailed research is needed to affirm this assumption rigorously. In other continental areas studied, the design (especially the existence of ground line) and the location of the line, as well as the type of bird and its flight performance, and the visibility conditions, influence collisions of birds (Bevanger 1994, Janss 2000, Ferrer 2012).

It should be pointed out here that, estimates of bird mortality based exclusively on ground searches below telephone lines might underestimate the real problem. Data from carcass search are biased by several factors such as observer acuity, bird detectability, the type of terrain the line runs through and scavenger removal (Bevanger 1999, Ferrer 2012). For example, if the Fuerteventura and Lanzarote findings under aerial (telephone and power) lines in November and December 2005 are corrected by the Bevanger formula (1995a and b, 1999), the 351 and 263 carcasses found, respectively, in each island actually represent a bird mortality rate of 3000 a year (Lorenzo & Ginovés 2005). According to these authors, the total number of dead birds (N) under lines can be estimated as $N = tam / pae \times pne \times pp \times pam$, where tam is the total number of dead birds found, pae is the percentage of dead birds not removed by scavengers in an experimental study, pp is the proportion of lying that can prospect, and pam is the percentage of dead birds in the area prospected being detected by the team (Bevanger 1995a and b, 1999).

From these findings no strong conclusions can be drawn about the percentage of bird populations affected by this type of mortality. Reliable species counts close to the study area are scarce. The Houbara Bustard counts carried out in the same year as this fieldwork (2005), suggest that 0.86-1.41% of the population was affected in that year, 1.00-2.10%

for Lanzarote and 0.65-0.80% for Fuerteventura (Lorenzo et al. 2007). Also, in the case of Stone-curlew, deaths account for 0.70-4.85% on both islands, 0.45-3.71% for Lanzarote and 1.41-6.83% for Fuerteventura, according to the estimated population in spring 2005 (Carrascal & Alonso 2005). Houbara Bustard and Stone-curlew, are the most affected species in the two islands (Table 4).

An analysis of the conservation status of the various species involved in these telephone line deaths at regional, national and international level brings out the importance of this bird mortality from a conservation point of view. Many of these species are not only protected but are also listed as endangered, such as the Canarian Houbara Bustard *C. undulata fuertaventurae*, Canary Northern Raven *C. corax canariensis*, Cream-coloured Courser *Cursorius cursor*, Black-bellied Sandgrouse *Pterocles orientalis* and Eastern Islands Barn Owl *Tyto alba gracilirostris* (Madroño et al. 2004). Other species with lower conservation status are still of considerable value, such as the Barbary Partridge, as a game species, and the Rock Dove, raised for racing activities (a considerable proportion of the dead birds found had been ringed by the Real Federación Española de Colombofilia, i.e., the Spanish Pigeon-Racing Federation).

These findings point out the need to implement mitigation measures to reduce bird mortality on both islands. This would involve preliminary studies to ascertain the black spots, i.e., areas with higher mortality rates, followed by the implementation of dissuasive devices (as spirals, firefly diverters, etc.), as a first attempt to reduce bird deaths to the minimum. Similar schemes have already been carried out on power lines in these same islands (Lorenzo et al. 2012) and there is also a host of examples at national and international scale (see, for example Ferrer & Janss 1999, Ferrer 2012). The island character of these bird communities should be considered, since are much more vulnerable than their mainland counterparts (Gorman 1991, Fernández-Palacios & Martín-Esquivel 2001, Fernández-Palacios & Morici 2004).

Acknowledgements

This study forms part of the set of measures included in the project LIFE 03NAT/E/000046 6 Conservación de la avutarda hubara en las ZEPA de las islas Canarias, España (Conservation of the Houbara Bustard in the SPA of the Canary Islands, Spain), carried out by SEO/BirdLife. This particular task involved the participation of J.M. Martínez, P. Expósito, G. Peña and B. Rodríguez, with notable help from J. Ginovés. Other valuable aid came from the SEO/BirdLife team of the abovementioned project: M.Á. Hernández, M. Armas and M. Batista, with complementary help from C. González of the Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife. Our thanks also go to J.C. Rando for his work in identifying the bone remains collected in the field and otherwise unidentifiable due to their preservation status. M. Cabrera and G. Tejera also provided additional information of great interest. In addition, V. Quilis designed the map of the two islands and transects. Specially the editor, and also two anonymous reviewers, helped improving the manuscript.

References

- Alonso, J.A. & Alonso, J.C. 1999. Colisión de aves con líneas de transporte de energía eléctrica en España. In: Ferrer, M. & Janss, G.F.E. (eds) *Aves y Líneas Eléctricas. Colisión, Electrocutación y Nidificación*. Quercus. Madrid, pp 61-88.
- Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* 136: 412-425.
- Bevanger, K. 1995a. Tetraonid mortality caused by collisions with power lines in boreal forest habitats in central Norway. *Fauna Norvegica Serie C* 18: 41-51.
- Bevanger, K. 1995b. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology* 32: 745-753.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86: 67-76.
- Bevanger, K. 1999. Estimación de mortalidad de aves provocada por colisión y electrocución en líneas eléctricas; una revisión de la metodología. In: Ferrer, M. & Janss, G.F.E. (eds) *Aves y Líneas Eléctricas. Colisión, Electrocutación y Nidificación*. Quercus. Madrid, pp 31-60.
- Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S. & Camprodon, J. (eds) 2005. *Ecology and conservation of steppe-land birds*. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona. 343 pp.
- Carrascal, L.M. & Alonso, C.L. 2005. Censo de aves estepáricas en las islas orientales del archipiélago canario. Programa de seguimiento y planificación de especies amenazadas de Canarias "Centinela". CSIC-Gobierno de Canarias. Informe no publicado. 100 pp.
- Demerdzhiev, D.A. 2014. Factors influencing bird mortality caused by power lines within special protected areas and undertaken conservation efforts. *Acta Zoologica Bulgarica* 66: 411-423.
- Fernández-Palacios, J.M. & Martín-Esquivel, J.L. (eds) 2001. *Naturaleza de las islas Canarias. Ecología y Conservación*. Publicaciones Turquesa, Santa Cruz de Tenerife, 474 pp.
- Fernández-Palacios, J.M. & Morici, C. (eds) 2004. *Ecología Insular / Island Ecology*. Cabildo Insular de La Palma & Asociación

- Española de Ecología Terrestre, Santa Cruz de La Palma, 438 pp.
- Ferrer, M. 2012. Aves y tendidos eléctricos. Del conflicto a la solución. Fundación Migres y ENDESA S.A., Sevilla, 187 pp.
- Ferrer, M. & Janss, G.F.E. (eds). 1999. Aves y Líneas Eléctricas. Colisión, Electrocutación y Nidificación. Quercus. Madrid.
- Gorman, M.L. 1991. Ecología insular. Ediciones Vedral, Barcelona, 99 pp.
- Guil, F., Colomer, M.A., Moreno-Opo, R. & Margalida, A. 2015. Space-time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. *Global Ecology and Conservation* 3: 379-388.
- Janss, G.F.E. 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation* 95: 353-359.
- Lorenzo, J.A. 1995. Estudio preliminar sobre la mortalidad de aves por tendidos eléctricos en la isla de Fuerteventura (Islas Canarias). *Ecología* 9: 403-407.
- Lorenzo, J.A. 2007 (Ed). Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife, Madrid, 520 pp.
- Lorenzo, J.A. & Ginovés, J. 2007. Mortalidad de aves en los tendidos eléctricos en los ambientes esteparios de Lanzarote y Fuerteventura, con especial referencia a la avutarda hubara. Informe no publicado. SEO/BirdLife. La Laguna, Tenerife, 121 pp.
- Lorenzo, J.A., Linares, R. & Abreu, N.J. 1998. Mortalidad de aves por tendidos eléctricos en la isla de Lanzarote, islas Canarias. *Vieraea* 26: 1-10.
- Lorenzo, J.A., Rodríguez, B. & González, C. 2012. Estudio de la valoración y eficacia de medidas de señalización y seguimiento de los puntos de mayor mortalidad de aves en las líneas eléctricas de media tensión de Lanzarote y Fuerteventura. SEO/BirdLife y ENDESA Distribución Eléctrica S. L. Memoria final. Informe no publicado. 98 pp.
- Lorenzo, J.A., González, C., Hernández, M.A. & Delgado, J.D. 2007. La avutarda hubara en España. Población en 2004-2006 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid, 78 pp.
- Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (eds) 2004. Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife, Madrid, 452 pp.
- Martín, A. & Lorenzo, J.A. 2001. Aves del archipiélago canario. Francisco Lemus Editor, La Laguna, 787 pp.
- Prinsen, H.A.M., Smallie, J.J., Boere, G.C. & Pires, N. (eds) 2011. Guidelines on how to avoid or mitigate impact of electricity power grids on migratory birds in the African-Eurasian region. CMS Technical Series No. XX, AEWB Technical Series No. XX, Bonn, Germany. 43 pp.
- Ramos, J.J. & Padrón, A. 2008. Estudio de mortandad de aves esteparias en los tendidos eléctricos de las islas de Fuerteventura y Lanzarote. Resultados de la campaña de otoño y análisis final. Fundación Global Nature. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno de Canarias. Informe no publicado, 99 pp.
- Tellería, J.L. 2012. Introducción a la conservación de las especies. Tundra Ediciones, Valencia, 316 pp.
- Tinto, A., Real, J. & Mañosa, S. 2010. Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean areas. *Journal of Wildlife Management* 74: 1852-1862.

Recent changes on migratory behaviour of the White stork (*Ciconia ciconia*) in Portugal: Towards the end of migration?

Alterações recentes do comportamento migratório da Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) em Portugal: O fim da migração?

Inês Catry^{1,2,3*}, Vítor Encarnação⁴, Carlos Pacheco⁵, Teresa Catry⁶, Paulo Tenreiro⁷, Luís P. da Silva⁸, Fernando Leão⁹, Filipe Bally¹⁰, Sara Roda¹⁰, Silvério Lopes¹¹, Carlos Capela¹¹, Hany Alonso^{2,12}, Sérgio Saldanha¹³, Otilia Urbano¹³, Jorge Saraiva¹⁴, Paulo Encarnação¹⁵, Nuno Sequeira¹⁶, Miguel Mendes¹⁷, Paulo Monteiro¹⁸, Gonçalo Elias¹⁹ & Francisco Moreira^{1,2}



ABSTRACT

Historically, the White stork (*Ciconia ciconia*) was almost entirely migratory in Europe, but recently increasing numbers of individuals started wintering in their Iberian breeding grounds. We performed a survey in 2015 to estimate the number of wintering storks in Portugal and assess the last two-decade trend based on results from seven previous surveys performed between 1995 and 2008. The number of wintering storks increased from 1,187 individuals in 1995 to 14,434 in 2015. Although the breeding population showed a considerable boost during the same period, the proportion of resident individuals increased substantially in the last two decades (from 18% to 62%), suggesting a sound change in the migratory behaviour of this species towards fully residency.

Keywords: census, migration, Portugal, wintering population, White Stork.

1 Centro de Ecologia Aplicada "Prof. Baeta Neves" & InBio - Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal. **2** REN Biodiversity Chair, CIBIO/InBio - Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva, Universidade do Porto, Campus Agrário de Vairão, 4485-601 Vairão, Portugal. **3** School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, NR4 7TJ, United Kingdom. **4** Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP, Divisão de Conservação da Biodiversidade, Centro de Estudos de Migrações e Proteção de Aves, 2890-015 Alcochete, Portugal. **5** Rua João de Freitas Branco, n.º. 38 - 2.º Dto. 1500-359 Lisboa. **6** Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal. **7** Rua 25 de Abril, 16 - 3020 575 Brasfemes, Portugal. **8** Centro de Ciências do Mar e do Ambiente (MARE) e Centro de Ecologia Funcional (CEF), Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra, 3000-456 Coimbra, Portugal. **9** Núcleo Regional de Aveiro da Quercus - A.N.C.N., Apartado 363, 3811-905 Aveiro, Portugal. **10** Divisão de Ambiente, Município de Portimão, Largo 1.º de Maio, 8500-543 Portimão, Portugal. **11** Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP, Departamento de Conservação da Natureza e Florestas do Algarve, Parque Natural da Ria Formosa, Divisão de Gestão Operacional e Fiscalização, CEAM, Quinta de Marim, Quelfes, CP - 8700-194 Olhão, Portugal. **12** CIBIO/InBio-UE, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Pólo de Évora, Universidade de Évora, Núcleo da Mitra, Apartado 94, 7002-554, Évora, Portugal. **13** Quinta da Fonte, Caixa n.º 4505, 6200-065 Covilhã, Portugal. **14** Rua 26, Lote 533, Marquesa I, 2950-680 Qta do Anjo, Palmela, Portugal. **15** Estação Ornitológica Nacional Monte do Outeirão, Apartado 139, 7500-014 Vila Nova de Santo André, Portugal. **16** Quercus, Centro Associativo do Calhau, Bairro do Calhau, 1500-045 Lisboa, Portugal. **17** Rua David Teixeira n.º 226 2.º Dto 8100 Loulé, Portugal. **18** Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP, Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António, Sapal de Venta Moinhos, Apartado 7, 8951-909 Castro Marim, Portugal. **19** Apartado 19016, 1991-901 Lisboa, Portugal.

* Corresponding author: inescatry@gmail.com

RESUMO

Nas últimas décadas, um número crescente de Cegonhas-brancas (*Ciconia ciconia*) passa o inverno na Península Ibérica, em vez de migrar para África. Em 2015 foi realizado um censo nacional para determinar o número de indivíduos invernantes em Portugal e comparar com a tendência registada nas últimas duas décadas, baseado em sete censos realizados entre 1995 e 2008. O número de Cegonhas-brancas invernantes aumentou de 1,187 indivíduos em 1995 para 14,434 contabilizados em 2015. Embora este aumento seja em parte justificado pelo aumento do efectivo reprodutor nas últimas duas décadas, a proporção de indivíduos residentes aumentou substancialmente no mesmo período (de 18% para 62%), sugerindo uma alteração no comportamento migratório da espécie que poderá, no futuro próximo, tornar-se residente.

Palavras-chave: Cegonha-branca, censo, migração, população invernante, Portugal.

Introduction

The migratory behaviour of birds is changing in response to global environmental change. Many migratory species are modifying their migratory phenology by advancing spring arrival to the breeding areas (Cotton 2003, Jonzén et al. 2006), shifting their breeding and wintering ranges and shortening their migration distances by wintering closer to the breeding grounds (Visser et al. 2009, La Sorte & Jetz 2010). In recent decades, even more profound and fascinating changes to migratory behaviour have occurred, with individuals from migratory species abandoning migration completely (Newton 2008). In southern Europe, particularly in the Iberian Peninsula, previously fully migratory species have recently established non-migratory populations (Berthold 2001, SEO/Birdlife 2012).

The iconic White stork (*Ciconia ciconia*) is a very adaptable, opportunistic species. After a sharp decline of the western European populations recorded in the mid-20th century, likely due to the prolonged Sudano-Sahelian drought and locust control programs in this area (Dallinga & Schoenmakers 1989), the Iberian population started to

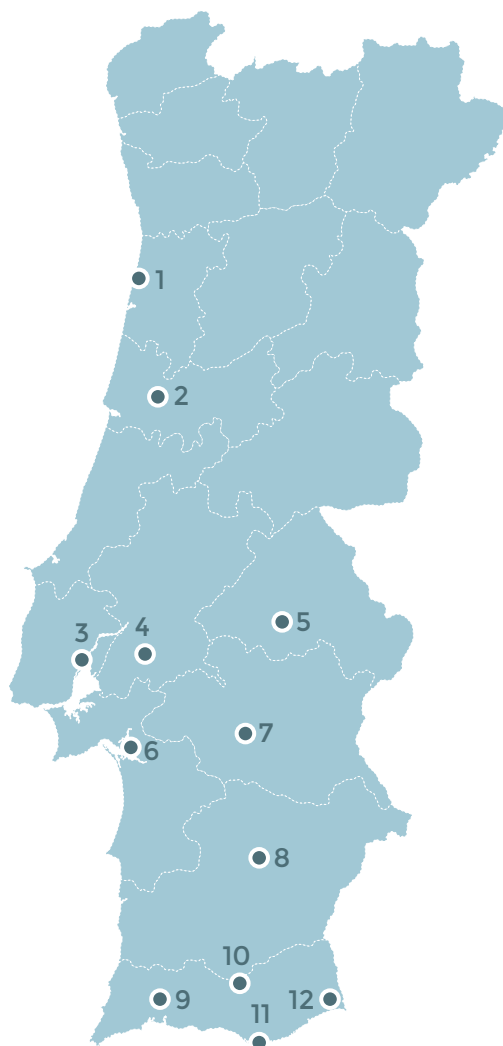
recover in the mid-1980s. Increased food availability and milder temperatures in winter have enabled an increasing number of residents, i.e., individuals that choose to stay in Iberia rather than migrate to Africa. Residency, coupled with changes in drought conditions in the Sahel were thought to be important in reversing the strong population decline in Europe (Tortosa et al. 2002). In Portugal, the recovery of the White stork population also started in the mid-1980s. The breeding population increased continuously from 1,533 pairs in 1984 to 3,302 in 1994, 7,684 in 2004 and 11,691 in 2014 (Encarnação 2015). Although considered traditionally a fully migratory species, some authors refer the presence of small numbers of wintering storks in the first half of the 20th century and the existence of small flocks during the decades of 1960 and 1970 (Tait 1924, Coverley c. 1945, Cary 1973).

This paper aimed at estimating the current number of wintering storks in Portugal and assessing the last two-decade trend of resident storks based on results from seven previous surveys performed between 1995 and 2008.

Figure 1 - Main wintering sites of white storks (*Ciconia ciconia*) in Portugal surveyed between 1995 and 2015 (Rosa et al. 2009 and this study).

Figura 2 - Principais áreas de invernada de Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) em Portugal entre 1995 e 2015 (Rosa et al. 2009 e presente estudo).

- | | |
|--------------------|------------------------|
| 1. Ria de Aveiro | 7. Évora landfill |
| 2. Baixo Mondego | 8. Beja landfill |
| 3. Vale do Tejo | 9. Barlavento landfill |
| 4. Vale do Sorraia | 10. Sotavento landfill |
| 5. Avis landfill | 11. Ria Formosa |
| 6. Sado | 12. Castro Marim |



Methods

A program to monitor the number of wintering white storks was launched in 1995, but the last out of the seven census occurred in 2008 (Rosa et al. 2009). In 2015, between 5 and 10 October, we surveyed the wintering population of white storks in Portugal to describe the trend of the wintering population comparing with data from seven previous surveys (1995 to 2008). The same survey was used to assess the proportion of resident individuals, i.e., individuals that stay in Portugal all year-round. After breeding, most migratory individuals cross the Strait of Gibraltar towards their African wintering grounds till the end of August (Fernández-Cruz 2005). Migratory storks can

start their pre-nuptial migration very early, but not before the end of October (Fundación MIGRES, pers. comm.). From mid September to mid November, the number of emigrants and immigrants is residual (Rosa et al. 1998, pers. obs.). Therefore, we considered the wintering birds counted during the survey period as resident ones, although acknowledging that these figures might be slightly overestimated by the inclusion of birds from northern breeding areas. Surveys included all areas where the species is known to winter regularly, giving special attention to areas with known high winter food availability, such as landfill sites and rice fields, where the birds tend to concentrate (Figure 1).

Table 1 - Number of wintering white storks (*Ciconia ciconia*) counted in each surveyed area in Portugal between 1995 and 2015 (Rosa et al. 2009 and this study).**Tabela 1** - Efectivos de Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) contados em cada área de invernada em Portugal entre 1995 e 2015 (Rosa et al. 2009 e presente estudo).

	1995	1996	1997	1998	1999	2006	2008	2015
Ria Aveiro	nc	14	30	1	nc	79	163	422
Baixo Mondego	22	28	40	53	109	377	763	1342
Vale do Tejo	2	7	100	219	405	308	545	3339
Vale do Sorraia	9	31	19	67	nc	610	1145	1317
Avis Landfill	x	x	x	x	x	245	628	0
Évora Landfill	x	x	x	x	x	135	900	571
Sado	272	520	433	1368	2813	4238	3717	4792
Beja Landfill	x	x	x	x	x	873	1100	550
Sotavento Landfill	95	150	124	340	750	0	0	0
Barlavento Landfill	x	x	x	x	x	585	800	790
Ria Formosa	168	156	197	52	37	30	10	106
Castro Marim	522	266	550	176	45	13	8	13
Other sites	97	253	215	149	42	450	241	1192
TOTAL	1187	1425	1708	2425	4201	7943	10020	14434

(nc) not counted, (x) landfill site not built at survey date

Results

The number of wintering white storks in Portugal has increased significantly from 1,187 individuals in 1995 to 14,434 in 2015 (Table 1, Figure 2). Most birds concentrated in areas of rice fields (68%) and landfill sites (21%) where birds likely rely on the guaranteed year-round food supply, namely Red-swamp Crayfish (*Procambarus clarkii*) and anthropogenic food. The most

important areas for wintering storks were the Tejo, Sorraia and Sado valleys holding approximately 65% of the surveyed storks, followed by Baixo Mondego and Ria de Aveiro (12%) and the Algarve (8%; Table 1). The recorded northward range expansion of breeding birds (Encarnação 2015) seems to also occur during the non-breeding period: the proportion of storks win-

Figure 2 - Population trend of wintering white storks (*Ciconia ciconia*) in Portugal between 1995 and 2015 (Rosa et al. 2009 and this study).

Figura 2 - Evolução do efectivo populacional invernante de Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) em Portugal entre 1995 e 2015 (Rosa et al. 2009 e presente estudo).

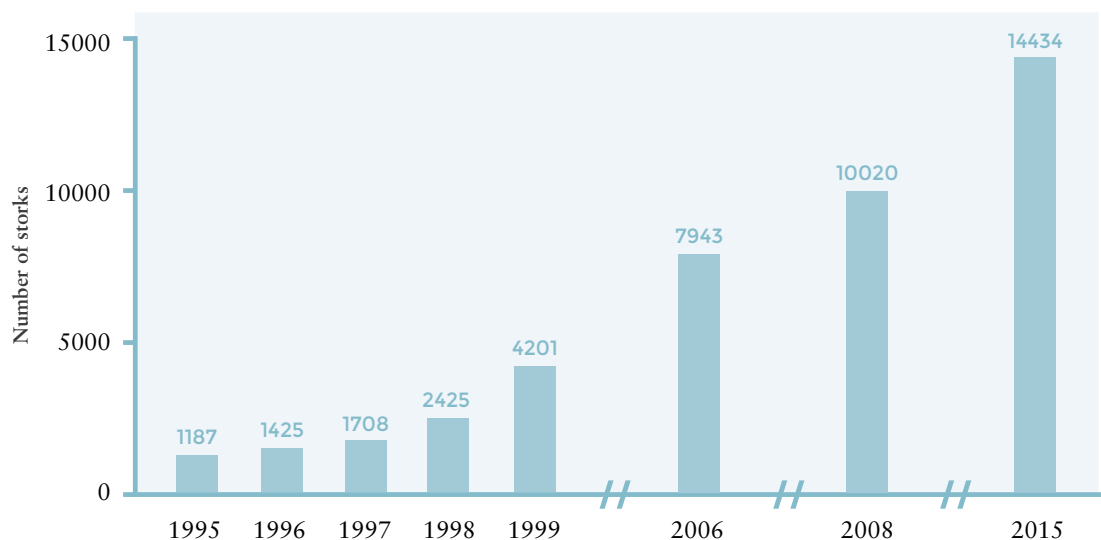
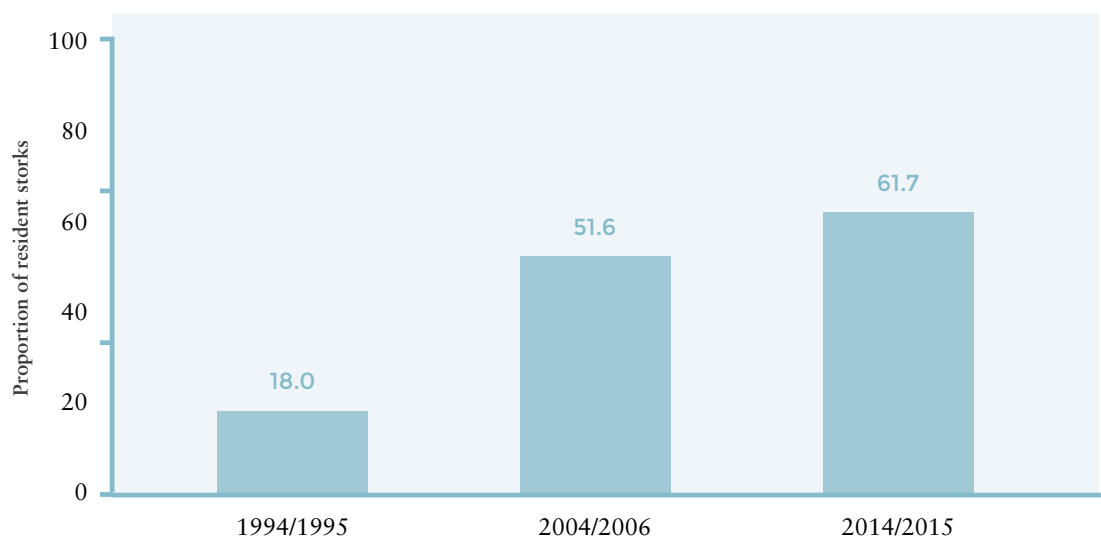


Figure 3 - Evolution of the White stork (*Ciconia ciconia*) resident population in Portugal in the last two decades as estimated by the ratio between the number of breeding and wintering individuals. Breeding and wintering population were assessed in the breeding season of 1994, 2004 e 2014 (n= 3302, 7684 and 11691 breeding pairs, respectively; Encarnação 2015) and during winter surveys in 1995, 2006 (Rosa et al. 2009) and 2015 (this study).

Figura 3 - Evolução da população residente de Cegonha-branca (*Ciconia ciconia*) em Portugal nas últimas duas décadas, estimada como a proporção entre o número de indivíduos reprodutores e o número de indivíduos migradores. As estimativas da população reprodutora e invernante referem-se aos censos nacionais realizados nas primaveras de 1994, 2004 e 2014 (n= 3302, 7684 e 11691 casais reprodutores, respectivamente; Encarnação 2015) e aos censos de inverno realizados em 1995, 2006 (Rosa et al. 2009) e 2015 (presente estudo).



tering north of the Tejo River increased from approximately 2% in 1995 to 14% in 2015. Besides the high increase in the number of wintering storks in coastal areas in the centre of the country (Baixo Mondego and Ria de Aveiro), we should highlight the high number recorded in the Castelo Branco district, where 200 birds were counted at the Fundão landfill site (included in “other sites”, Table 1). Overall, although the long-term positive trend in the number of breeding birds could partially explain the observed increase in the wintering population numbers, our results unveil a change in the migratory behaviour of white storks, as the proportion of resident individuals in the population steeply increased from 18% in 1994/1995 to 62% in 2014/2015 (Figure 3).

Discussion

Bird migratory behaviour can be highly flexible. Migration is likely to be advantageous whenever there is sufficient environmental variation to benefit individuals that move to exploit spatial variation in resource availability or quality (Boyle 2008, Newton 2008). Changes to environmental conditions can thus alter the selection pressures operating on migratory behaviour. If winter conditions improve, species may alter their migratory strategy and stay closer to their breeding areas. This saves them the costs of migration in terms of time, energy and mortality and ensures the benefits of early arrival to the breeding grounds (Visser et al. 2009). Climate change may thus not only result in strong shifts of phenology but also in changes in the primary migratory decision (to migrate or not migrate). A recent study showed that rising winter temperatures in the last decades have promoted an overall increase in climatic similarity between the Iberian Peninsula overwintering areas and African wintering grounds of six bird species with recent established overwintering popula-

tions in Iberia, including the White stork (Correia 2014). Additionally, year-round food availability from anthropogenic sources, including rubbish dumps and landfill sites (Gilbert et al. 2016), and the introduction of the invasive red-swamp crayfish in the 1970s (Ramos & Pereira 1981) likely enabled the establishment of overwintering populations of white storks in Iberia. In Spain, national winter census performed in 1995 and 2004 showed a large increase in the number of wintering storks, from 7,594 to 31,229 individuals (Molina & Del Moral 2005). Comparison with surveys of breeding numbers (1994 and 2004, Molina & Del Moral 2005) suggest an increase in the resident Spanish population from 23% to 47%, matching well the findings recorded for Portuguese resident storks in the same period (18% and 52%, respectively).

The migratory status of the White stork is changing substantially and in the mid-term, if environmental conditions continue to favour non-migratory individuals, the population is likely to change towards full residency.

Acknowledgements

Thanks are due to all volunteers that participated in the census. We thank the landfill sites for their interest in our project and for kindly permitting us to count storks on their premises: Aterros Sanitários do Fundão (RESISTRELA), Coimbra e Aveiro (CITVRSU), Avis (VALNOR), Palmela e Seixal (AMARSUL), Évora (GESAMB), Vila Ruiva (AMCAL), Ermidas do Sado (AMBILITAL), Beja (RESI-ALENTEJO), Barlavento e Sotavento (ALGAR). IC (SFRH/BPD/102637/2014) and LPS (SFRH/BD/77746/2011) benefited from post-doctoral and doctoral grant from Fundação para a Ciência e Tecnologia, respectively. We thank Rui Lourenço and one anonymous referee for helpful comments on the manuscript.

References

- Berthold, P. 2001. Bird Migration: A General Survey. Oxford University Press, Oxford.
- Boyle, W.A. 2008. Partial migration in birds: tests of three hypotheses in a tropical lekking frugivore. *Journal of Animal Ecology* 77: 1122-1128.
- Cary, R. 1973. A guide to birds of Southern Portugal. União Gráfica, Lisboa.
- Correia, R.A.H. 2014. Effects of climate and land management changes on conservation of Mediterranean cork oak woodlands and their bird communities. PhD Thesis. University of East Anglia, Norwich.
- Cotton, P.A. 2003. Avian migration phenology and global climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 12219-12222.
- Coverley, H.W. c. 1945. Bird notes - Portugal. Unpublished.
- Dallinga, J.H. & Schoenmakers, S. 1989. Population changes of the white stork since the 1850s in relation to food resources: In: Rheinwald, G., Ogden, J. & Schulz, H. (eds) *Weibstorch - White Stork*. Walsrode, Germany: ICBP, pp 231-262.
- Encarnação, V. 2015. Relatório do VI Censo Nacional de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* - 2014. ICNF/CEMPA, Lisboa.
- Fernández-Cruz, M. 2005. La migración otoñal de la cigüeña blanca por el Estrecho de Gibraltar. In: Molina, B. & Del Moral, J.C. (eds). *La Cigüeña Blanca en España. VI Censo Internacional (2004)*. SEO/BirdLife, Madrid, Spain, pp 162-201.
- Gilbert, N.I., Correia, R.A., Silva, J.P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P.W., Gill, J.A. & Franco, A.M.A. 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Movement Ecology* 4: 7.
- Jonzén, N., Lindén, A., Ergon, T., Knudsen, E., Vik, J.O., Rubolini, D., Piacentini, D., Brinch, C., Spina, F., Karlsson, L., Stervander, M., Andersson, A., Waldenström, J., Lehikoinen, A., Edvardsen, E., Solvanq R. & Stenseth, N.C. 2006. Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. *Science* 312: 1959-1961.
- La Sorte, F.A. & Jetz, W. 2010. Avian distributions under climate change: towards improved projections. *Journal of Experimental Biology* 213: 862-869.
- Molina, B. & Del Moral, J. C. 2005. La Cigüeña Blanca en España. VI Censo Internacional (2004). SEO/BirdLife. Madrid.
- Newton, I. 2008. *The migration ecology of birds*. Elsevier Academic Press, Oxford.
- Ramos, M.A. & Pereira, T.M. 1981. Um novo Astacidae para a fauna portuguesa: *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). *Boletim do Instituto Nacional de Investigação e Pescas* 6: 37-47.
- Rosa, G., Encarnação, V., Leão, F., Pacheco, C. & Tenreiro, P. 2009. Recenseamentos da população invernante de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* em Portugal (1995-2008). In: SPEA (eds) VI Congresso de Ornitologia & III Congresso Ibérico de Ornitologia. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.

Rosa, G., Encarnação, V. & Pacheco, C. 1998. Recenseamentos dos efectivos inverna- ntes de Cegonha-branca *Ciconia ciconia* em Portugal (1995-1997). In: Costa, L.T., Costa, H., Araújo, M.B & Silva, M.A. (eds) Simpósio sobre Aves Migradoras na Penín- sula Ibérica. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves e Universidade de Évora, Évora, pp 81-85.

SEO/BirdLife, 2012. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministe- rio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente – SEO/BirdLife, Madrid, España.

Tait, W.C. 1924. The birds of Portugal, H.F. & G. Witherby, London.

Tortosa, F.S., Caballero, J.M. & Reyes-Lopez, J. 2002. Effect of rubbish dumps on breeding success in the white stork in Southern Spain. *Waterbirds* 25: 39-43.

Visser, M.E., Perdeck, A.C., Van Balen, H.J. & Both, C. 2009. Climate change leads to decreasing bird migration distances. *Global Change Biology* 15: 1859-1865.

Diet of great cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Sado estuary, Portugal, and possible impacts on local fisheries and aquaculture

Dieta do Corvo-marinho (*Phalacrocorax carbo*) no estuário do Sado, e possíveis impactos na pesca e na aquacultura

Paulo Catry^{1*}, Ana Campos²,
Teresa Catry³, Carlos Assis⁴,
Susana Pereira⁵, José Pedro
Granadeiro³



ABSTRACT

Great cormorants are important predators in freshwater, brackish and coastal marine habitats, often with a significant impact on fish communities and ecosystem functioning. Great cormorants have shown a marked increase in Europe, and knowledge on their diet and fish consumption are important, especially because cormorants are at the origin of conflicts between fishermen and fish-farmers, and wildlife. In the Sado estuary cormorants feed mostly on mullets (Mugilidae), toadfishes *Halobatrachus didactylus* and seabreams (Sparidae), but they also prey on a large diversity of other species. We have evidence that the analysis of diet based on otoliths underestimates the occurrence of small pelagic fish, such as anchovies *Engraulis encrasicolus* and sand-smelts *Atherina presbyter*, which, together with various flatfishes, have been recorded as important prey in other Portuguese wetlands. Important species for local fisheries and aquaculture were of little importance in cormorant diet. A comparison between the estimated consumption by cormorants and the estuarine stocks and fish-farm production leads to the tentative conclusion that the overall economic impact of these birds is small. However, it is important to keep in mind that this does not mean that cormorants are unimportant predators at individual fish-farms; in fact, it is plausible that cormorants may have a significant impact for some individual producers that are unable to effectively deter the birds from feeding on particular ponds.

Keywords: human-bird conflicts, Great cormorant, diet, fisheries, fish farms, foraging ecology

^{1*} MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, ISPA - Instituto Universitário, Rua Jardim do Tabaco 34, 1149-041 Lisboa, Portugal
² Rua Arco do Carvalho 25, 2º dto. 1070-008 Lisboa. ³ CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal. ⁴ MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 1749-016 Lisboa, Portugal. ⁵ Av. Brasil, 90, 2º Dto. 1700 073 Lisboa

* Corresponding author: paulo.catry@gmail.com

RESUMO

Os corvos-marinhos são predadores importantes em habitats dulçaquícolas, estuarinos e marinhos costeiros, frequentemente tendo um impacto significativo sobre as comunidades de peixes e o funcionamento dos ecossistemas. As populações destas aves registaram um incremento marcado na Europa, e o conhecimento sobre a sua dieta e consumo de peixe é importante, tanto mais que os corvos-marinhos estão na origem de conflitos importantes entre pescadores, aquicultores e a vida selvagem. No estuário do Sado, os corvos marinhos alimentam-se sobretudo de tainhas (Mugilidae), charrocos *Halobatrachus didactylus* e alcorrazes e sarguetas (Sparidae), consumindo também uma grande diversidade de outras espécies. Temos indicações, contudo, de que a caracterização da dieta com base em otólitos subestimou a ocorrência de pequenos peixes pelágicos, tais como o biqueirão *Engraulis encrasicolus* e o peixe-rei *Atherina presbyter* que, tal como vários Pleuronectiformes, foram registados como presas importantes noutras zonas húmidas portuguesas. Espécies importantes nas pescas e na aquicultura no estuário do Sado foram elementos comparativamente pouco importantes da dieta. Comparando o consumo estimado dos corvos-marinhos com os stocks de peixe no estuário e com a produção piscícola nas aquaculturas, parece poder-se concluir que o impacto económico global das aves é reduzido. Contudo, é importante ter-se em conta que esta conclusão não invalida que os corvos-marinhos possam ter impactos significativos em certos tanques de produção piscícola. Na verdade, é plausível que as aves tenham um impacto relevante para certos produtores que não conseguiram (ou não puderam) com eficácia desencorajar as aves de se alimentarem em certas aquaculturas.

Palavras-chave: conflitos, Corvo-marinho, dieta, pesca, aquicultura, ecologia alimentar

Introduction

Great cormorants *Phalacrocorax carbo* (hereafter “cormorants”) are large bodied, abundant and efficient underwater predators, potentially able to have an impact on fish communities and therefore on the ecology of aquatic ecosystems where they occur in large numbers (Boyd et al. 2006, Karpouzi et al. 2007). The sustained increase of cormorants in Europe has given rise to concerns and conflict with fisheries and aquaculture (Bregnballe et al. 1997, Leopold et al. 1998, Stewart et al. 2005, Lilliendahl & Solmundsson 2006). However, the impact of these birds likely varies regionally, and more studies are needed to assess how frequent and prevalent are occurrences where cormorants do indeed pose a real problem

to ecosystems and to human activities. Studies of cormorant diet are also interesting as a means to establish baselines and monitor fish communities (Boström et al. 2012, Dias et al. 2012). In Portugal, great cormorants are almost exclusively wintering birds, with a markedly increasing trend over recent decades (Catry et al. 2010). One of the main wintering areas in Portugal is the Sado river estuary, where frequent complaints about the predatory action of cormorants are voiced, particularly by fish farmers. In this study, our objectives were to (1) characterize cormorant diet in the Sado estuary, (2) estimate annual consumption of key-prey and (3) discuss possible inferences in relation to the cormorant-human conflict.

Methods

This study took place in the Sado estuary (38° 26' N, 08° 45' W), in the west coast of Portugal. This is a large estuary covering 210 km², mostly composed of shallow waters and extensive mudflats and sandbanks that are exposed at low tide. Salt marshes are also extensive, and the estuary is surrounded by a large area of salt-pans, most of which have been abandoned or converted into fish-farms.

We studied the diet of cormorants by analysing pellets collected at the main roosting site of the estuary (the islet of Ratão) where almost all the birds spend the night. Pellets were collected in February and March 2012 and monthly between October 2012 and February 2013 (Table 1). Each pellet was kept in an individual plastic bag and frozen until further processing. In the lab, pellets were individually placed in water at 40°C with a digestive enzyme (neutrase) during a period of 4 hours, to allow their disintegration, followed by a short (few minutes) bath in ethanol. Prey identification was mostly based on *sagitta* otoliths, although vertebrae, mouth parts, teeth, pharyngeal bones and teeth, *asteriscus* otoliths (particularly useful to identify Cyprinidae) were also used. For the identification we used our own reference collections of hard structures of the Portuguese fish fauna, as well as published information (Prenda & Granado-Lorencio 1992, Prenda et al. 1997, Assis 2000, Tuset et al. 2008). The occasional molluscs and crustaceans found in pellets were assumed to be secondary prey, originating in fish guts.

Using pellets to study cormorant diet is a common and practical procedure (Cars 1997, Barrett et al. 2007), but one that is not free of biases (Zijlstra & Van Eerden 1995, Votier et al. 2003, Alonso et al. 2013), which must be acknowledged and taken into consideration (see Discussion).

We measured the length of otoliths (excluding eroded ones) to infer fish size and mass (using equations published in Assis 2000). When fish prey were not identified to species

Table 1 - Seasonal distribution of diet samples of Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) obtained at the Sado estuary.

Tabela 1 - Distribuição sazonal das amostras de dieta de Corvo-marinho (*Phalacrocorax carbo*) obtidas no estuário do Sado.

DATE	NUMBER OF PELLETS	NUMBER OF INDIVIDUAL PREY
17-02-2012	67	320
24-02-2012	23	78
10-03-2012	34	170
16-10-2012	30	294
14-11-2012	48	235
27-11-2012	50	257
12-12-2012	31	202
08-01-2013	34	159
28-01-2013	30	88
14-02-2013	30	107
25-02-2013	34	143
TOTAL	411	2053

level, we assumed their mass was the same as the mean mass of other fish of the same genera (or similar ones). For a few rare species for which size was not possible to estimate, we arbitrarily assumed a mean mass of 100 g. For each prey type, the total mass ingested was obtained by multiplying the mean estimated mass for the species by the number of individual items of that species. However, for sand-smelt *Atherina presbyter* and European anchovy *Engraulis encrasicolus*, which have very small otoliths subject to rapid erosion, we considered the largest estimated size, rather than the mean size. Note that we believe that these 2 species were strongly underestimated in diet (see Discussion).

We made fortnightly counts of cormorants at the known roosting sites of the estuary from mid-October to mid-March (the main period of occurrence of the species). To estimate the energetic requirement of cormorants wintering in the Sado estuary we used the model developed by Grémillet et al. (2003). We did not have detailed information on some of the parameters used in this model, in which case either we used the values presented in Grémillet et al. (2003), or we used values adapted to the particular circumstances of the Sado estuary, as depicted in Table 2 and with the following rationale:

- > Body mass: this species does not store significant fat reserves in winter. Most wintering birds in Portugal are *Phalacrocorax carbo sinensis* (Catry et al. 2010), while values in Grémillet et al. (2003) refer to *P. c. carbo*, which is larger (Cramp & Simmons 1977).
- > Time resting at night: the night duration at Sado at the winter solstice is 871 minutes, and in early October is 733 minutes (e.g. http://aa.usno.navy.mil/data/docs/Dur_One-Year.php). We have seen cormorants at Sado actively fishing at the beginning of the nocturnal period, but often they also start roosting before dark. Taking these into account, we assumed an interval varying between 750 and 850 minutes. Final output of model is not much influenced by variation in these input values (Grémillet et al. 2003).
- > Time resting in daytime: this value is calculated as the remaining time after excluding time resting at night, time flying, time wing-spreading and time in water.
- > Time flying: considering that virtually all foraging areas in the estuary are located within a 12km radius of the main nocturnal roosting site at Ratão, we assume that on average a cormorant flies at most 30km per day. Knowing that cormorants fly at 53 km/h (Yoda et al. 2012), we have a mean time in flight of 34 min. For a minimum value we duplicated the 5 minutes figure given by Grémillet et al. (2003) for a cormorant population living in a small lake.
- > Time wing-spreading: this species wing-spreads in all kinds of environment and we opted to keep the value provided by Grémillet et al. (2003). Final output of model is not much influenced by variation in these input values (Grémillet et al. 2003).
- > Time in water: the value given by Grémillet et al. (2003) is for a population foraging on a lake with a low density of fishes. According to those authors, in more favourable areas (such as estuaries and fish ponds) cormorants spend less time in water.
- > Assimilation efficiency: we opted to make this value vary a little, particularly considering that species such as toadfishes, with heavy bone structures, may lead to a lower efficiency.
- > Average calorific value of fish: from data published by Bandarra et al. (2004) and Ridgway (2010), plus expert advice (Narcisa Bandarra, pers. com.) we considered extreme values of 3.5 and 5.5Kj/g.
- > Dive/pause ratio: we used the extreme values presented by Grémillet et al. (2003).
- > Average water temperature: we extracted values from the Sines Buoy from the website of Instituto Hidrográfico and considered a narrow interval to account for the possibility that the water temperature may be slightly lower inside the estuary in winter. Final output of model is not much influenced by variation in these input values (Grémillet et al. 2003).
- > Average dive depth: the areas most used by cormorants in the Sado estuary have depths of 5 metres or fewer (bathymetric data from Brito 2009).

Table 2 - Values used in the bioenergetics model used for estimation of daily biomass consumption of great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) wintering in the Sado estuary.

Tabela 2 - Valores utilizados para parametrizar um modelo bioenergético que permite estimar a quantidade de peixe consumida por dia por corvos-marinhos (*Phalacrocorax carbo*) invernantes no estuário do Sado.

PARAMETER	Value in Grémillet et al. 2003	Plausible value leading to a minimum consumption at Sado	Plausible value leading to a maximum consumption at Sado
Body mass (kg)	3.2	3.0	3.1
Time resting at night (min./day)	958	850	750
Time resting in daytime (min./day)	337	520	516
Time flying (min./day)	5	10	34
Time “wing-spreading” (min./day)	10	10	10
Time in water (min./day)	130	50	130
Assimilation efficiency	77.6	80	70
Average calorific value of fish (Kj/g)	5.33	5.5	3.5
Underwater swim speed (m/sec.)	1.35	1.35	1.35
Dive / pause ratio	3.46	2.88	4.04
Average water temperature (°C)	6	16	14
Average dive depth (m)	5	2	5

We used the extreme values in Table 2 to produce two estimates of daily fish consumption, and took the mean of those values as a final estimate.

Results

We estimate from the bioenergetics model that each wintering cormorant at Sado consumes 853 g of fish per typical day in autumn/winter, which accords well with other studies on this species (Grémillet et al. 2003, Ridgway 2010).

The number of cormorants counted varied between 659 and 4671 individuals, and their overall presence in the Sado estuary during the autumn-winter was 368,640 cormorants-days. Their estimated annual consumption of fish was 314 tonnes.

We collected 411 pellets containing the remains of 2053 prey-items. Mulletts (Mugilidae) dominated the diet both numerically and in terms of biomass, followed by breams (Sparidae) and the Lusitanian toadfish (*Halobatrachus didactylus*), the other groups being less important (Table 3). There were no clear seasonal trends in diet and we do not present seasonal data for the sake of brevity.

Gilt-head seabream *Sparus aurata* and European seabass *Dicentrarchus labrax*, two of the most important species at Sado fish farms, represented only 1.5% of the mass consumed by cormorants. The contribution of soles *Solea solea* and *Solea senegalensis*, two species of great importance for fish producers, is slightly larger, corresponding to 5% of the consumed biomass (Table 4).

Table 3 - Percentage of total prey (number of individuals) and of biomass of fishes consumed by great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) in the Sado estuary, as revealed by analysis of 411 pellets and the identification of 2053 prey items.

Tabela 3 - Percentagem do total de presas (número de indivíduos) e de biomassa consumida por corvos-marinhos (*Phalacrocorax carbo*) no estuário do Sado. Dados obtidos da análise de 411 regurgitações e da identificação de 2053 presas individuais.

Species/Genus/group	Numbers (%)	Mass (%)	Dominant species
Engraulidae	7.2	0.2	
<i>Engraulis encrasicolus</i> (anchovy)	7.2	0.2	
Belonidae	1.2	0.4	
<i>Belone belone</i> (garfish)	1.2	0.4	
Serranidae	0.3	0.3	
<i>Serranus cabrilla</i> (comber)	0.3	0.3	
Clupeidae	<0.1	<0.1	
<i>Sardina pilchardus</i> (sardine)	<0.1	<0.1	
<i>Cyprinidae</i> (barbs, carps, etc)	2.5	2.0	
Merlucciidae	<0.1	<0.1	
<i>Merluccius merluccius</i> (hake)	<0.1	<0.1	
Batrachoididae	13.7	15.1	
<i>Halobatrachus didactylus</i> (toadfish)	13.7	15.1	
Mugilidae	37.2	62.5	
<i>Chelon labrosus</i> (mullet)	0.7	0.6	
<i>Liza aurata</i> (mullet)	3.6	6.2	
<i>Liza ramada</i> (mullet)	7.5	12.9	
<i>Liza sp.</i> (mullet)	5.2	8.9	<i>Liza ramada. L. aurata</i>
<i>Mugil cephalus</i> (mullet)	<0.1	<0.1	
<i>Mugilidae non ident.</i> (mullet)	20.1	33.8	<i>Liza ramada. L. aurata</i>
Atherenidae	4.1	0.2	
<i>Atherina presbyter</i> (sand smelt)	4.1	0.2	
Moronidae	0.5	0.6	
<i>Dicentrarchus labrax</i> (seabass)	0.3	0.3	
<i>Dicentrarchus sp.</i> (seabass)	0.2	0.3	<i>Dicentrarchus labrax</i>
Sparidae	19.4	10.8	
<i>Boops boops</i> (bogue)	<0.1	<0.1	
<i>Diplodus sargus</i> (white seabream)	0.1	0.1	
<i>Diplodus sp.</i> (Senegal seabream, anular seabream and others)	16.0	8.8	<i>D. bellottii. D. annularis</i>
<i>Pagellus acarne</i> (axillary seabream)	<0.1	<0.1	
<i>Sarpa salpa</i> (salema)	<0.1	<0.1	
<i>Sparus aurata</i> (gilt-head seabream)	1.1	0.9	
Sparidae non ident.	2.1	0.9	
Sciaenidae	<0.1	<0.1	
<i>Argyrosomus regius</i> (meagre)	<0.1	<0.1	
Blennidae	0.3	0.3	
<i>Parablennius sp.</i> (blenny)	0.3	0.3	
Bothidae/Soleidae	10.7	5.1	
<i>Solea/Pegusa</i> (soles)	8.7	4.5	<i>S. senegalensis. S. solea</i>
<i>Soleidae</i> (other soles)	0.9	0.1	
Bothidae/Soleidae non ident.	1.1	0.5	<i>Arnoglossus laterna</i>
Fishes non ident.	3.0	2.4	

Table 4 - Mean individual mass of the main prey-types (and of economically important prey) and the estimated annual consumption by the non-breeding Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) population using the Sado estuary. For the breams Sparidae we do not present a mean individual mass, as the family includes fishes with very diverse body shapes.

Tabela 4 - Massa média individual dos principais tipos de presas (e de presas de importância económica) e estimativa do consumo anual pela população de corvos-marinheiros (*Phalacrocorax carbo*) invernantes no estuário do Sado. Para os Sparidae não se apresenta a massa individual média, já que esta família apresenta formas corporais muito diversas.

SPECIES	MEAN MASS (g)	TOTAL MASS (ton.)
Mulletts Mugilidae	212.5	196.5
Toadfish	139.5	47.5
Seabass	130.7	1.9
Sparidae (breams)		34.0
Gilt-head seabream	105.2	2.8
Soles (<i>Solea/Pegusa</i>)	66.1	14.2

Discussion

Great cormorants are generalist fish predators (e.g. Cramp & Simmons 1977, Suter 1997, Liordos & Goutner 2008, Boström et al. 2012, Veen et al. 2012), and they mostly took very abundant fishes of the Sado estuary (Lopes da Cunha 1994, Neves et al. 2008), such as various mullets, toadfish and Senegal sea breams, with a variety of other species in smaller numbers. These results are considerably different from those of other studies on the diet of cormorants in other Portuguese coastal wetlands. At Ria Formosa, for example, sand-smelt dominated by numbers, even if mullets and toadfish were also frequent (Grade 1996, Grade & Granadeiro 1997). At the Minho estuary, flatfish of the Pleuronectidae family dominated during periods of higher salinity, and Cyprinids were more important when river flow was greatest (Dias et al 2012). Interestingly, and contrary to expectations, we did not find any eels *Anguilla anguilla*, which have been recorded as regular prey at other locations, such as in the Minho estuary (Dias et al. 2012) and Lagoa de Santo

André (Catry et al. 2010); this may well be an indication of the increasing scarcity of this critically endangered migratory fish in Portuguese waters.

It should be noted that it is likely that our sampling through pellets underestimated small prey with small otoliths. We believe this particularly applies to sand-smelt and European anchovy, both of which are very abundant at Sado estuary in the autumn-winter period (e.g Lopes da Cunha 1994, Cabral 1999, Neves et al. 2008). On many occasions, we have observed cormorants at Sado estuary fishing in dense flocks (sometimes gathering hundreds of individuals), a technique these birds use to chase small pelagic prey (Van Eerden & Voslamber 1995). On some of those occasions we could see small pelagics (looking like sand-smelts or anchovies) jumping out of the water where cormorants were diving; gulls and terns sometimes also fished above diving cormorant flocks. Given the frequency with which we observed this kind of fishing and the large numbers of cor-

morants involved, we believe it is likely that small pelagics were underrepresented in pellets (note, however, that group-fishing could have targeted shoals of small mullets as well). There are other fishes that are extremely abundant in the estuary and which were not recorded, possibly for the same reason, namely the gobies *Pomatoschistus spp.* and *Gobius niger* (Lopes da Cunha 1994, Neves et al. 2008). In fact, gobies, including *Gobius niger*, are often consumed by cormorants in other regions (e.g. Liordos & Goutner 2008, Boström et al. 2012, Dias et al. 2012). We also remark that we observed cormorants capturing pipefishes *Syngnathus/Nerophis*, but this family was not detected in the pellets that we collected. Finally, we often detected soles of the genus *Solea/Pegusa*, but very small flatfishes of the genus *Arnoglossus* and *Monochirus* (both abundant at Sado; Cabral 2000, Neves et al. 2008) were only recorded in small numbers.

The estimated consumption of 314 tonnes of fish in the estuary appears impressive, but the large majority of prey consumed (such as mullets, toadfish or Senegal breams) have little or no commercial value, and are often discarded by fishermen when caught (Cabral et al. 2012). On the contrary, the main targeted human fisheries in the estuary involve cuttlefish *Sepia officinalis* and striped red mullet or surmullet, *Mullus surmuletus*, which we did not record as cormorant prey. From data in Neves et al. (2008), we estimate that the Sado standing stock of gilt-head seabreams is 4.2 tonnes, of soles is 111.6 tonnes and of seabasses is 5 tonnes, while consumption by cormorants for each group is 2.8, 14.2 and 1.9 tonnes, respectively. These figures may suggest a potential high impact on gilt-head seabreams and seabasses. However, it is highly likely that most of those fish were captured on fish-farms (where they are extremely abundant) and not on the estuary itself. Furthermore, as noted above, those large fishes likely were overrepresented in our samples.

There have been frequent complaints from Sado aquaculturists against cormorants (e.g.

Garcia 2000). Fish-farms of the lower Sado in 2011 produced 164 tonnes of fish (C. Borges, Divisão de Aquicultura, DGRM). We do not have data on production per species, but it is well-known that these are mostly gilt-head seabreams, seabass and soles (Freitas et al. 2007). Hence, cormorant consumption of these species represents a very small percentage of those totals, with the possible exception of soles. However, given the abundance of wild soles on the estuary itself (see above), it seems likely that this is where those fishes were captured by cormorants.

In conclusion, there is little evidence that cormorants could be having an important economic impact on fisheries and aquaculture in the Sado estuary. However, it is important to keep in mind that this is not to say that cormorants are unimportant predators at individual fish-farms; in fact, it is plausible that cormorants may have a significant impact for some individual producers that are unable to effectively deter the birds to feed on particular ponds. It is then at those particular ponds that action must be taken to protect economic interests. Culling of individuals (which is sometimes suggested as a possible solution), on the contrary, is most unlikely to produce the desired results (Chamberlain et al. 2013).

Acknowledgements

Eng^a. Sofia Castelo Branco Silveira, in charge of the Sado Nature Reserve (ICNF) allowed the use of the reserve boat for fieldwork. Marina Sequeira and the wardens João Francisco and Carlos Silva provided critical logistical support. Thanks are due to Dr. Henrique Cabral, Dr. Célia Teixeira (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa) and Dr. Alexandra Silva (Instituto Português do Mar e da Atmosfera) for providing specimens for our fish reference collection. Dr. Cristina Borges (Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos) provided information on aquaculture production at Sado estuary and Dr.

Narcisa Bandarra (Instituto Português do Mar e da Atmosfera) information on caloric value of prey-fish. João Moura, Cristina Maldonado e Federico De Martino helped with pellet processing. We also thank Dr. Hany Alonso (CIBIO-InBIO) and Dra. Alexandra Cartaxana (Museu Nacional de História Natural e da Ciência, Lisboa) for invaluable help in the identification of fish and crustaceans, respectively. This study was funded by TROIA NATURA S.A. and Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT Portugal) provided additional financial support through the strategic project UID/MAR/04292/2013 granted to MARE, UID/AMB/50017 granted to CESAM and the project IF/00502/2013/CP1186/CT0003.

References

- Alonso, H., Granadeiro, J.P., Ramos, J. & Catry, P. 2013. Use the backbone of your samples: fish vertebrae reduces biases associated with otoliths in seabird diet studies. *Journal of Ornithology* 154: 883-886.
- Assis, C.A.S. 2000. Estudo morfológico dos otólitos *sagitta*, *asteriscus*, e *lapillus* de teleósteos (Actinopterygii, Teleostei) de Portugal Continental. Sua aplicação em estudos de filogenia, sistemática e ecologia. PhD thesis, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Bandarra, M.N., Calhau, M.A., Oliveira, L., Ramos, M., Dias, M.G., Bártole, H., Faria, M.R., Fonseca, M.C., Gonçalves, J., Batista, I. & Nunes, M.L. 2004. Composição e valor nutricional dos produtos da pesca mais consumidos em Portugal. Publicações Avulsas do IPIMAR n° 11. IPIMAR, Lisboa.
- Barrett, R.T., Camphuysen, C.J., Anker-Nilssen, T., Chardine, J.W., Furness, R.W., Garthe, S., Hüppop, O., Leopold, M.F., Montevecchi, W.A. & Veit, R.R. 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1675–1691.
- Boström, M.K., Östman, Ö., Bergenius, M.A.J. & Lunneryd, S.-G., 2012. Cormorant diet in relation to temporal changes in fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 69: 175–183.
- Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. 2006. Top predators in marine ecosystems. Their role in monitoring and management. Conservation Biology Series 12. Cambridge University Press. Published in association with the Zoological Society of London.
- Bregnballe, T., Goss-Custard, J.D. & Durell, S.E.A. le V dit 1997. Management of cormorant numbers in Europe: a second step towards a European conservation and management plan. In: van Dam C & Asbirk S (eds) *Cormorants and Human Interests*. IKC natuur beheer, Wageningen. pp 62-122.
- Brito PJ 2009. Impactos da elevação do nível médio do mar em ambientes costeiros: O caso do estuário do Sado. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências de Lisboa.
- Cabral, H.N. 1999. Ictiofauna do estuário do Sado. Relatórios científicos e técnicos, 47. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, Lisboa.
- Cabral, H.N. 2000. Distribution and abundance patterns of flatfishes in the Sado Estuary, Portugal. *Estuaries* 23: 351-358.
- Cabral, H., Laborde, M., Gamito, R., Ferreira, P. & Solanou, M. 2012. Caracterização da actividade da pesca no estuário do Sado e avaliação de potenciais impactos na população de roazes. Relatório do Centro de Oceanografia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

- Carss, D.N. 1997. Techniques for assessing Cormorant diet and food intake: towards a consensus view. *Supplementi di Ricerchi Biologia Selvaggina* XXVI: 197–230.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matias, R. 2010. *Aves de Portugal. Ornitologia do Território Continental*. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Chamberlain, D.E., Austin, G.E., Newson, S.E., Johnston, A. & Burton, N.H.K. 2013. Licensed control does not reduce local cormorant *Phalacrocorax carbo* population size in winter. *Journal of Ornithology* 154: 739–750.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds) 1977. *The Birds of the Western Palearctic*, vol. I. Oxford University Press, Oxford.
- Dias, E., Morais, P., Leopold, M., Campos, J. & Antunes, C. 2012. Natural born indicators: great cormorant *Phalacrocorax carbo* (Aves: Phalacrocoracidae) as monitors of river discharge influence on estuarine ichthyofauna. *Journal of Sea Research* 73: 101–108.
- Freitas, D., Gomes, J., Sales-Luís, T., Madruga, L., Marques, C., Baptista, G., Rosalino, L.M., Antunes, P., Santos, R. & Santos-Reis, M. 2007. Otters and fish farms in the Sado estuary: Ecological and socio-economic basis of a conflict. *Hydrobiologia* 587: 51–62.
- Garcia, G.M.D. 2000. A população de corvos-marinhos-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo* na Reserva Natural do estuário do Sado. Relatório para o ICN/Reserva Natural do estuário do Sado, Setúbal.
- Grade, N. 1996. Ecologia alimentar e efectivo invernante do corvo-marinho-de-faces-brancas *Phalacrocorax carbo*, no Parque Natural da Ria Formosa – Interacções com as pisciculturas intensivas e semi-intensivas. Bachelor's thesis, Universidade do Algarve.
- Grade, N. & Granadeiro, J. P. 1997. Cormorant wintering in Portugal: the case of Ria Formosa Natural Park. *Supplementi di Ricerchi Biologia Selvaggina* XXVI: 465–468.
- Grémillet, D., Wright, G., Lauder, A., Carss, D.N. & Wanless, S. 2003. Modelling the daily food requirements of wintering great cormorants: a bioenergetics tool for wildlife management. *Journal of Applied Ecology* 40: 266–277.
- Karpouzi, V.S., Watson, R. & Pauly, D. 2007. Modelling and mapping resource overlap between seabirds and fisheries on a global scale: a preliminary assessment. *Marine Ecology Progress Series* 343: 87–99.
- Leopold, M.F., van Damme, C.J.G., van der Veer, H.W. 1998. Diet of cormorants and the impact of cormorant predation on juvenile flatfish in the Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 40: 93–107.
- Lilliendahl, K. & Solmundsson, J. 2006. Feeding ecology of sympatric European shags *Phalacrocorax aristotelis* and great cormorants *P. carbo* in Iceland. *Marine Biology* 149: 979–990.
- Liordos, V. & Goutner, V. 2008. Habitat and temporal variation in diet of great cormorant nestlings in Greek colonies. *Waterbirds* 31: 424–437.
- Lopes da Cunha, P. 1994. Estrutura e dinâmica da ictiofauna do estuário do Sado. PhD thesis, Universidade de Lisboa.
- Neves, A., Cabral, H., Figueiredo, I., Sequeira, V., Moura, T. & Gordo, L.S. 2008. Fish assemblage dynamics in the Tagus and Sado estuaries (Portugal). *Cahiers Biologie Marine* 49: 23–35

- Prenda, J. & Granado-Lorencio, C. 1992. Claves de indentificacion de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis*, *Leuciscus pyrenaicus* y *Ciprinus carpio* mediante algunas de sus estructuras oseas. Doñana, Acta Vertebrata 19: 25-36.
- Prenda, J., Freitas, D., Santos-Reis, M. & Collares-Pereira, M.J. 1997. Guía para la identificación de restos óseos pertenecientes a algunos peces comunes en las aguas continentales de la Península Ibérica para el estudio de la dieta de depredadores ictiófagos. Doñana, Acta Vertebrata 24: 155-180.
- Tuset, V.M., Lombarte, A. & Assis, C.A. 2008. Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. Scientia Marina 72S1: 7-198.
- Ridgway, M.S. 2010. A review of estimates of daily energy expenditure and food intake in cormorants (*Phalacrocorax spp.*). Journal of Great Lakes Research 36: 93-99.
- Suter, W. 1997. Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. Ardea 85: 9-27.
- Stewart, D.C., Middlemas, S.J., Gardiner, W.R., Mackay, S. & Armstrong, J.D. 2005. Diet and prey selection of cormorants (*Phalacrocorax carbo*) at Loch Leven, a major stocked trout fishery. Journal of Zoology 267: 191-201.
- Van Eerden, M.R. & Voslamber, B. 1995. Mass fishing by cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands: a recent and successful adaptation to a turbid environment. Ardea 83: 199-212.
- Veen, J., Mullié, W.C. & Veen, T. 2012. The diet of the White-breasted Cormorant *Phalacrocorax carbo lucidus* along the Atlantic coast of West Africa. Ardea 100: 137-148.
- Votier, S.C., Bearhop, S., MacCormick, A., Ratcliffe, N., Furness, R.W. 2003. Assessing the diet of great skuas, *Catharacta skua*, using five different techniques. Polar Biology 26: 20-26.
- Yoda, K., Tajima, T., Sasaki, S., Sato, K. & Niizuma, Y. 2012. Influence of local wind conditions on the flight speed of the great cormorant *Phalacrocorax carbo*. International Journal of Zoology Article ID 187102. doi:10.1155/2012/187102
- Zijlstra, M. & Van Eerden, M.R. 1995. Pellet production and the use of otoliths in determining the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*: trials with captive birds. Ardea 83: 123-131. to decreasing bird migration distances. Global Change Biology 15: 1859-1865.

