

Plan de Conservación del Cormorán moñudo en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas



Alberto Velando
Ignacio Munilla



Plan de Conservación del Cormorán moñado en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas

Alberto Velando e Ignacio Munilla

Abril 2008





Copyright © 2008 Alberto Velando e Ignacio Munilla

Impresión: Departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal

Universidade de Vigo, Vigo.

La toma de datos incluidos en el presente documento ha sido financiada parcialmente por la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia (1994-1997), Ministerio de Educación y Ciencia (2004-2006) y el Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente (2007-2008).

Queda prohibida la reproducción total o parcial de esta obra por cualquier medio sin la autorización previa y por escrito de los autores y bajo las sanciones establecidas por la ley

Contenido

Capítulo 1

1 Introducción

- 1 ¿En qué consiste un Plan de Conservación?
- 3 Contenido del informe
- 4 Argumentos de conservación

Capítulo 2

5 Biología del cormorán moñudo

- 5 Taxonomía
- 9 Población y tendencia
- 13 Censos
- 16 Alimentación
- 25 Reproducción
- 31 Hábitat de nidificación
- 36 Desplazamientos
- 37 Parámetros poblacionales

Capítulo 3

39 Unidad de Conservación

- 39 Dispersión y filopatría
- 41 La población del Parque Nacional como Unidad de Conservación

Capítulo 4

43 Uso del espacio

- 43 Nidificación
- 46 Zonas de alimentación durante la estación reproductora.
- 51 Distribución invernal

52 Posaderos de descanso

53 Guarderías

53 Dormideros invernales

Capítulo 5

55 Estado de Conservación

55 Censo de la población nidificante en 2007

58 Cambios en la población nidificante 1976-2007

64 Estado de Conservación

Capítulo 6

67 Factores limitantes

67 Limitación de sitios de nidificación

70 Efectos de la climatología adversa: El cambio climático

75 Disponibilidad de alimento

76 Depredación

81 Efecto del turismo en las colonias

81 Efecto del turismo en las zonas de alimentación

89 Sobreexplotación pesquera

92 Mortalidad por enmalle

103 Contaminación por hidrocarburos: Impacto del derrame del *Prestige*

Capítulo 7

113 Diagnóstico

113 Evaluación

116 Diagnóstico

Capítulo 8

123 Medidas de Conservación

123 Prognosis

127 Medidas de Conservación

Capítulo 9

135 Plan de Seguimiento

135 Seguimiento del Estado de Conservación

138 Seguimiento de las Medidas de Conservación

Capítulo 10

141 Bibliografía

¿En qué consiste un Plan de Conservación?

El Plan de Conservación de una especie es un documento que contiene la información biológica necesaria, y las recomendaciones de manejo oportunas, para la adecuada conservación de una unidad taxonómica sensible. La conservación de las especies amenazadas requiere un análisis detallado de las causas de su declive y un desarrollo de políticas activas que permitan su persistencia. Caracterizar los factores que afectan a una especie permite diseñar las medidas de conservación idóneas. En España, la realización de Planes de Conservación constituye un requerimiento legal para la protección y conservación de las especies amenazadas según la Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (BOE 74 de 28 de marzo).

El objetivo principal de cualquier Plan de Conservación es promover la persistencia, a largo plazo, de las poblaciones, mediante medidas de recuperación de las poblaciones que se encuentren diezmadas y de protección de hábitats críticos. Un Plan de Conservación es en un instrumento válido de gestión, ya que identifica y ordena, según su importancia, los factores que comprometen la persistencia de una población. Se trata de herramientas dinámicas, modelos cuyos objetivos y conclusiones deberán ser reevaluados continuamente conforme se dispone de nuevos datos.

Sus contenidos particulares deben adaptarse a las necesidades de cada caso, pero al menos, un Plan de Conservación debería abordar los siguientes siete puntos:

1. Biología de la especie.

La revisión exhaustiva de la información disponible sobre la historia natural de la especie es esencial. Permite proponer, rechazar o mejorar posibles medidas de manejo en función del conocimiento previo. Asimismo, esa información será fundamental para construir las hipótesis sobre las causas del declive.

2. Unidad de conservación.

Uno de los puntos cruciales consistirá en determinar la unidad de conservación; es decir, el conjunto de organismos objeto del Plan. La unidad de conservación puede definirse como una población (o conjunto de poblaciones) demográficamente independiente y cuyo nivel de intercambio con otras poblaciones es tan bajo, que puede considerarse genéticamente distinta (Awise 2000).

3. Uso del espacio.

Los Planes de Conservación deberán localizar y delimitar el área de distribución de la población, principalmente sus zonas de reproducción y alimentación. Determinar el uso temporal de cada zona permite referir las medidas de gestión a un lugar y a un tiempo concreto.

4. Factores limitantes.

Un Plan de Conservación deberá incluir todos los factores hipotéticos que pueden afectar a la población, tanto los naturales como los derivados de la actividad humana. Un Plan de Conservación estudiará donde, cuando y cómo (a qué parámetro demográfico) afectan cada uno de los factores limitantes, junto con los grados de incertidumbre correspondientes.

5. Diagnóstico.

La evaluación exacta del estatus de la población constituye el cimiento de un buen Plan de Conservación. Para ello será preciso identificar indicadores válidos del tamaño poblacional y determinar sus intervalos de confianza.

6. Medidas de manejo.

Un Plan de Conservación deberá proponer acciones de manejo; para ello, tendrá que evaluar las posibles consecuencias de diferentes alternativas, entre las que se incluirán tanto intervenciones planificadas como la no intervención, y asignará prioridades a las medidas más urgentes.

7. Plan de seguimiento.

El diseño de un protocolo de seguimiento de la población que permita actualizar los datos sobre su estado de conservación, junto con la evaluación continua de los resultados de las medidas de manejo propuestas, constituyen piezas clave de los Planes de Conservación verdaderamente eficaces. Los Planes de Conservación son, por lo tanto, modelos abiertos cuyas conclusiones son reevaluadas por el Plan de Seguimiento.



Contenido de este informe

Este documento se ocupa de los siete puntos que, según se indica más arriba, deben constituir un Plan de Conservación riguroso, útil y eficaz. En un primer capítulo, se presenta una revisión detallada de la biología del cormorán moñudo, *Phalacrocorax aristotelis*. Aquí se incluye información acerca de la taxonomía, distribución, tamaño de las poblaciones, alimentación, reproducción, desplazamientos, causas de mortalidad y parámetros poblacionales, poniendo especial énfasis en las poblaciones del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia. Seguidamente, se procede a delimitar la unidad de conservación; en particular, se discute si tiene sentido biológico considerar a las poblaciones de cormorán moñudo del Parque Nacional como una verdadera unidad de conservación.

La revisión de la información obtenida desde 1994 sobre el uso del espacio, del cormorán moñudo, tanto terrestre como marino, en el Parque Nacional, conforma el tercer capítulo de este documento. Seguidamente, se analiza el estado de conservación de las poblaciones del Parque, mediante la aplicación de criterios cuantitativos y en el quinto capítulo, se procede al análisis de los posibles factores limitantes que están comprometiendo su conservación. Un diagnóstico basado en la aplicación de modelos matriciales a escenarios demográficos realistas, junto con las medidas encaminadas a asegurar la persistencia de la población a largo plazo, se presentan en los dos capítulos siguientes. Este documento se completa con el capítulo dedicado al Plan de Seguimiento, donde se propone un protocolo de seguimiento del estado de conservación de la población, así como del resultado de las medidas de conservación.

CAJA 1. Principales argumentos en favor de la conservación de las poblaciones de cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia.

Representatividad	Se trata, quizás, del vertebrado más emblemático del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia
Singularidad	La presencia de cormorán moñudo le otorga al Parque una cierta singularidad frente a otros espacios naturales
Especie Amenazada	Catalogada “de interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RRDD 439/1990) Catalogada “en peligro de extinción” en el Libro Rojo de las Aves de España
Imperativo Legal	La ley establece la obligación de un Plan de Manejo para las especies catalogadas “de interés especial”
Importancia Nacional	La población del Parque representa más del 80% de la población Ibérica de la especie
Importancia Internacional	La población del Parque representa más del 1% de la población mundial de la especie y constituyó su mayor núcleo reproductor en el mundo
Responsabilidad	La administración del Parque tiene una importante responsabilidad en la conservación de la especie a nivel mundial.
Fuerte Declive	La población del Parque ha sufrido un declive pronunciado en la última década (reducción del 40% en menos de una generación) debido, muy probablemente, a las artes de enmalle.
Afectada Por El Prestige	La población reproductora del Parque ha resultado seriamente afectada por la marea negra del buque <i>Prestige</i> (tamaño de población y éxito reproductor).
Persistencia Dudosa	De no producirse cambios sustanciales que reduzcan la intensidad de los factores limitantes de origen humano que están operando actualmente, la población se enfrenta a un alto riesgo de extinción en las próximas décadas.
Indicador Biológico	Proporciona información sobre las poblaciones de otras especies de los ecosistemas marinos del Parque Nacional y sobre su estado de conservación.
Monitor Biológico	Proporciona información sobre la contaminación de los ecosistemas marinos del Parque Nacional.

Biología del cormorán moñudo

2

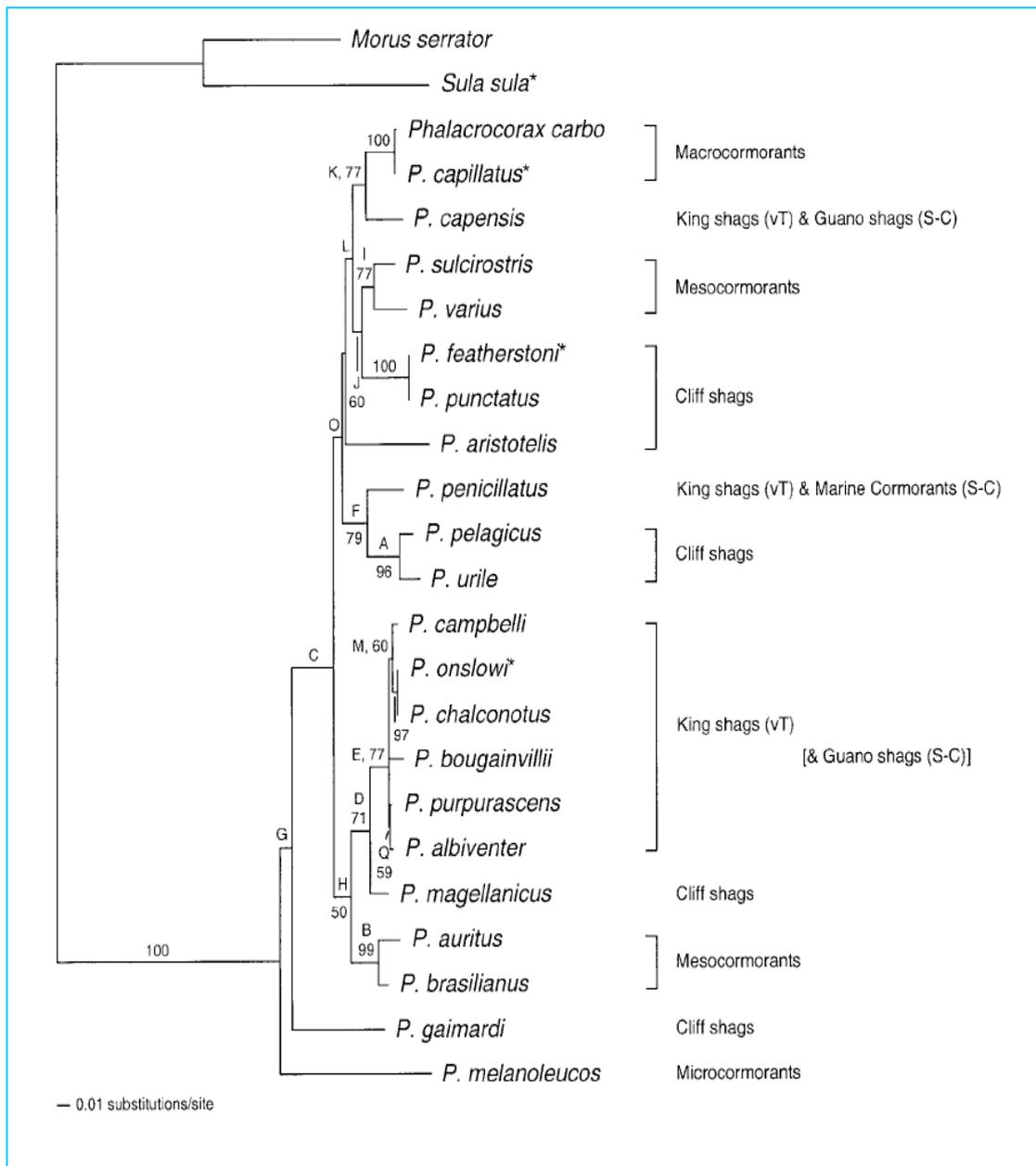
El cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) es una especie marina que, por sus características especiales, como son un cuerpo filiforme y la musculatura y disposición trasera de las patas, muestra una clara adaptación al buceo. Vuela pesadamente a ras de agua con un rápido batir de alas. La escasa impermeabilidad de su plumaje le obliga a secar las alas extendiéndolas de una forma peculiar que lo hace fácilmente reconocible cuando está posado. Se trata de un ave colonial que a menudo descansa formando grandes grupos sobre posaderos costeros. Construye nidos voluminosos en las repisas de acantilados o en oquedades entre grandes rocas, siempre en zonas escarpadas del litoral. En la época de reproducción presenta un penacho de plumas en la cabeza en forma de moño o *tupé*, del cual procede su nombre vulgar.

Taxonomía

El cormorán moñudo pertenece a la familia Phalacrocoracidae, la de mayor diversidad específica dentro del orden Pelecaniformes. Esta familia de aves acuáticas incluye a 27 especies de un solo género, *Phalacrocorax*. Desde el punto de vista de la sistemática, el cormorán moñudo se sitúa dentro de la subfamilia monofilética Leucocarboninae. Van Tets (1976) en su análisis zoogeográfico divide a la subfamilia en dos subgéneros, *Phalacrocorax* y *Leucocarbo*. No obstante, una clasificación cladística reciente, basada en caracteres osteológicos, divide a la subfamilia en cinco géneros (Siegel-Causey, 1988). Así, el cormorán moñudo quedaría incluido en el género *Stictocarbo* (Bonaparte, 1855) que englobaría a los cormoranes de acantilado (cormoranes con el cráneo comprimido y con la postura de descanso más erguida). El cormorán moñudo pertenecería al grupo basal del género, que comprende aves oscuras que se alimentan a pocos metros de profundidad y que estaría caracterizado por dimensiones del cráneo y del tarso asociadas a la flexión de las patas y a sus requerimientos tróficos. No obstante, los resultados de un análisis taxonómico basado en la hibridación de ADN realizado por Sibley y Monroe (1990) no mostraron la diversidad taxonómica prevista (dos subfamilias y nueve géneros). Aún así, estos autores adoptaron la secuencia de especies

propuesta por Siegel-Causey (1988). Análisis moleculares más recientes señalan que los géneros propuestos son polifiléticos (Kennedy et al., 2000). Por consiguiente, el uso del género *Stictocarbo* no estaría justificado ya que las 27 especies deben incluirse en el género *Phalacrocorax*.

Figura 1. Filogenia molecular de la familia **Phalacrocoracidae** basada en tres genes mitocondriales (12S, ATPasa 6 y ATPasa 8). Fuente: Kennedy et al., 2000.





Las población nominal de la Península Ibérica tiene características diferenciadas de las poblaciones más norteñas. Una considerable proporción de juveniles e inmaduros en esta población presentan características propias de la subespecie *desmarestii* (izquierda), como son la coloración del plumaje, patas y pico

Dentro del taxón *Phalacrocorax aristotelis* existen tres subespecies que se diferencian por su tamaño y coloración: la nominal *P. a. aristotelis* (Linnaeus, 1761); la mediterránea *P. a. desmarestii* (Payraudeau, 1826) y la marroquí, *P. a. riggenbachi* Hartet, 1923. Las subespecies, *desmarestii* y *riggenbachi* son más pequeñas, con una cresta de menor tamaño y una mayor coloración amarilla en la base del pico. Es posible que la subespecie *riggenbachi* no esté separada taxonómicamente de *desmarestii* (Vaurie 1965 en Jonhsgard, 1996). Las poblaciones de cormorán moñudo que crían en las costas atlánticas de la Península Ibérica fueron consideradas por Bernis (1968) como pertenecientes a la subespecie nominal (*P. a. aristotelis*).

Distribución

Las tres subespecies de cormorán moñudo se distribuyen exclusivamente en el Paleártico occidental (Figura 2):

1. *aristotelis* (nominal), en las costas del oeste de Islandia, islas Feroe, islas Británicas, Noruega, Península de Kola en la Rusia europea y Península Ibérica, desde el Golfo de Vizcaya, hasta el sur de Portugal;
2. *riggenbachi*, en el suroeste de Marruecos;
3. *desmarestii*, en el Mediterráneo.

En España, *aristotelis* se distribuye en pequeñas colonias por todo el Cantábrico y la costa atlántica de Galicia, desde Planxia (Vizcaya), hasta las islas Cíes (Pontevedra). Su área de distribución se mantiene estable (Alvarez y Velando 2007). La subespecie *desmarestii* ocupa unos pocos enclaves del litoral Mediterráneo y las islas Baleares.

La población de cormoranes de la Península Ibérica parece encontrarse totalmente aislada de las poblaciones más norteñas. La mayoría de los pollos reclutan en la colonia en la que nacieron y el reclutamiento depende de la distancia a la colonia natal (Velando y Freire 1999b, 2002). En Francia, Gran Bretaña, Irlanda y Noruega se han anillado una gran cantidad de cormoranes desde 1930, pero no existen recuperaciones de los mismos en nuestro territorio. Sin embargo existe un gran movimiento entre las poblaciones de cormoranes de esos países (Potts 1969; Johansen 1975; Galbraith et al., 1986; Pasquet y Monnat 1991). Las aves anilladas en Asturias y Galicia se movieron, en media, menos de 20 km y el registro más lejano fue de 325 km (datos propios).

Figura 2. Distribución de la población reproductora de cormorán moñudo en el mundo. Las flechas indican la localización de las principales colonias.



Población y tendencia

La población total de la subespecie nominal rondaría, según los últimos censos, las 66.000 parejas (Tabla 2). Las mayores concentraciones se distribuyen en Gran Bretaña y Noruega, encontrándose también en Islandia, Islas Feroe, Rusia, España y Portugal.

El Cormorán moñudo no figura incluido en la Lista Roja de la UICN, ya que sus poblaciones en el norte de Europa son bastante numerosas. De todas formas, en las Islas Británicas, donde nidifica cerca de la mitad población mundial, se ha constatado un descenso próximo al 40% en muchas de sus poblaciones (Mitchel et al., 2004). Este hecho hace necesario que se deba replantear la situación de esta especie, ya que según los propios criterios de la UICN, ese descenso sería suficiente para situar a esta especie en la categoría de “en peligro”.

Tabla 1. Desglose de la población reproductora mundial de cormorán moñudo

Población	Parejas
Gran Bretaña, isla de Man y Channel Isles	26.204
Irlanda	3.202
Noruega	17.500
Islandia	8.500
Feroes	1.500
Francia	6.095
España	2.912
Portugal	150
Rusia	350
<i>P.a. aristotelis</i> en Europa (incl.Rusia eIslandia)	66.063
<i>P.a. riggenbachi</i>	6.500
<i>P.a. desmarestii</i>	3000
Población mundial <i>P. aristotelis</i>	75.563

Según el censo realizado en las temporadas de cría de 2006 y 2007, la población española de cormorán moñudo se ha estimado en 3,764 parejas, de las que 2087 corresponderían a la subespecie mediterránea y 1667 a la subespecie nominal (Tabla 2, Figura 3).

El 87% de la población se encuentra en dos comunidades autónomas: Galicia (34% del total y 76% de la subespecie *aristotelis*) y las Islas Baleares (53% del total y 96,6% de la subespecie *desmarestii*). Los datos nacionales incorporan los resultados del censo que realizamos en 2007 (véase el capítulo 5); de ellos se desprende que la fracción más importante de la subespecie nominal **se concentra en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia**. Así mismo, en el Parque se encuentran las únicas colonias de más de 100 parejas, frente a las colonias cantábricas que en su mayoría oscilan entre las 5 y las 20 parejas. Al contrario que en el Cantábrico, donde la población presenta una distribución prácticamente continua a lo largo de toda la costa, en el litoral mediterráneo peninsular la presencia de nidificantes es muy escasa, puesto que apenas se registraron unas pocas parejas en las costas catalana y valenciana.

A pesar de que la densidad poblacional de cormoranes moñudos reproductores en el litoral de la Península Ibérica es relativamente baja, la protección de esos enclaves de cría, tanto en el Cantábrico como en el Mediterráneo, podría revestir una importancia crucial para la conservación de la población Ibérica. A favor de este argumento, se han planteado estrategias alternativas que favorezcan la existencia de corredores de conexión entre poblaciones, mediante la protección de colonias pequeñas y medianas a lo largo de todo el rango de distribución de la especie (Velandó y Freire, 1999). Si se atiende a criterios exclusivamente numéricos, que es la estrategia de conservación más común actualmente, (por ejemplo, ZEPAS), ninguna de las colonias cantábricas tendría la suficiente entidad para acceder a una figura de protección.

En España el cormorán moñudo figura incluido en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, regulado por el Real Decreto 439/1990, en la categoría “de interés especial”. Esta categoría incluye a aquellos taxones, que sin estar en peligro son merecedores de una protección particular en función de su valor científico, ecológico, cultural o por su singularidad. Según la Ley 4/1989 existe la obligatoriedad de redactar y aplicar Planes de manejo para aquellas especies catalogadas como “de interés especial” que determinen las medidas necesarias para mantener las poblaciones en un nivel adecuado. La elaboración de estos planes de manejo correrían a cargo de aquellas comunidades autónomas en cuyo territorio de distribuyen las especies a las que se refieran, que en el caso

del Cormorán moñudo corresponderían a Asturias, Cantabria, Galicia, País Vasco, Cataluña, Baleares, Comunidad Valenciana y Andalucía. Hasta el momento sólo se redactado el plan de manejo en la comunidad autónoma del Principado de Asturias (Decreto 136/2001, de 29 de noviembre, publicado en el BOPA nº 294, 21/12/2001).

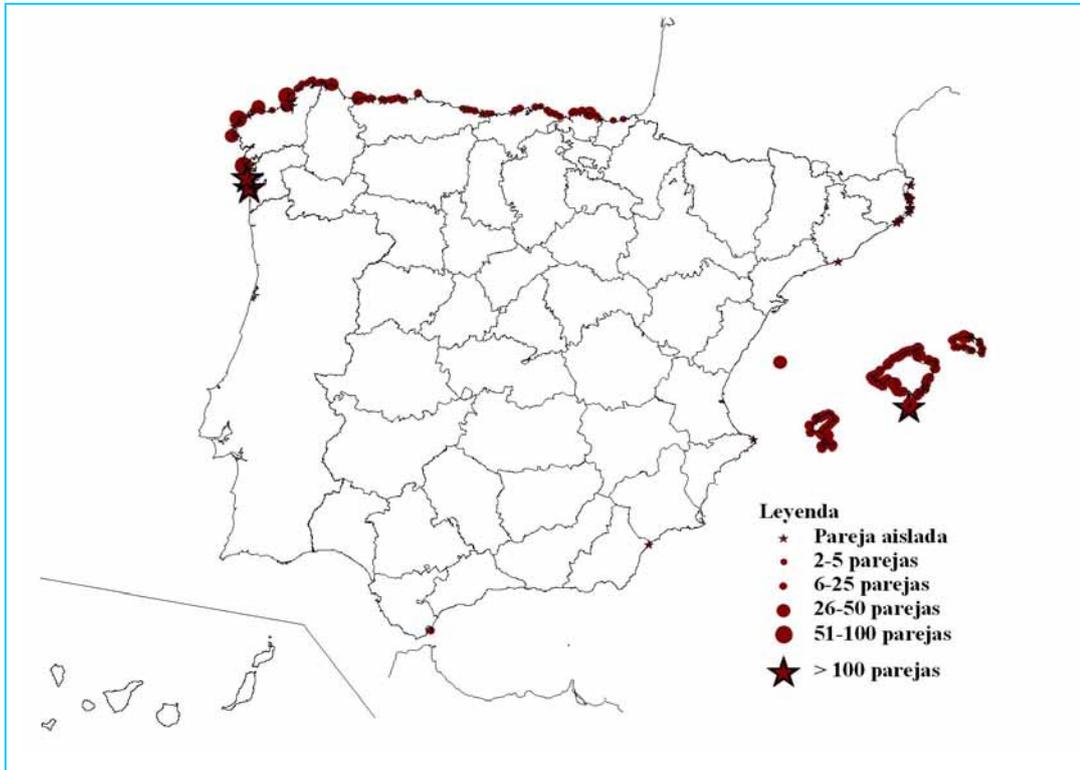
En la última revisión del libro rojo de la aves de España, tanto la subespecie nominal como la subespecie mediterránea han sido incluidas en la categoría “en peligro” (Velando y Álvarez, 2004; Muntaner, 2004). Aunque esta publicación no tiene carácter oficial y por lo tanto carece de repercusiones legales, constituye una referencia muy útil para diagnosticar el estado de conservación de la avifauna.

La población española de Cormorán moñudo pasó por una época crítica a finales de los años 70 del siglo XX cuando adultos y volantones eran cazados con armas de fuego por deporte y se capturaban pollos para consumo humano. Existe constancia de estas actividades en numerosos lugares de Asturias y Galicia así como en las Islas Baleares (Velando et al., 1999a). A partir de su inclusión en el catálogo de especies protegidas, y la consiguiente prohibición de darle caza o de recolectar sus huevos, la especie respondió con un fuerte incremento poblacional, hasta alcanzar los máximos conocidos a finales del siglo XX. **Las colonias del Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia se situaron entre las mayores colonias de Europa**, y llegaron a representar el 2% del total de la población mundial de la especie (Velando y Freire, 1999).

Tabla 2. Población reproductora en número de parejas de cormorán moñudo en España en 2006-2007. Entre parentesis el número de parejas probables. Fuente: Alvarez y Velando 2007 y datos propios.

	Nº Parejas	Tendencia
Subespecie <i>desmarestii</i>		
Andalucía	4	↓
Murcia	0	
Comunidad Valenciana	25	↑
Cataluña	41	↑
Baleares	2,017	↑
Subespecie <i>aristotelis</i>		
País Vasco	105	=
Cantabria	73	=
Asturias	235	=↓
Galicia	1,264	↓
Total	3,764	

Figura 3. Distribución de la población reproductora de cormorán moñudo en España en 2006-2007. Fuente: Alvarez y Velando 2007.



A partir de ese momento, se produjeron varios acontecimientos que afectaron negativamente a las poblaciones de la subespecie nominal. Por una parte, la mortalidad ocasionada por las capturas accidentales en redes de pesca, sobre todo trasmallos, provocó un acusado descenso numérico en muchas poblaciones. El uso de este arte de pesca, poco selectiva en cuanto a las capturas, aumentó en los años siguientes como consecuencia de la caída de los stocks de muchas especies comerciales (Velando y Freire, 2002). Además, los vertidos de hidrocarburos, tanto accidentales como deliberados, dieron lugar a episodios de mortalidad masiva. El accidente más importante de este tipo se produjo en noviembre de 2002, cuando el petrolero *Prestige* derramó unas 60.000 toneladas de fuel pesado frente a la costa gallega. Este accidente ocasionó la muerte directa de más de 400 cormoranes moñudos (García et al., 2003; Velando et al., 2005a), produciendo efectos subletales e indirectos a medio y largo plazo en los ejemplares supervivientes que están siendo cuantificados actualmente.

En España, la subespecie nominal se encuentra en un marcado proceso de declive, especialmente patente en las colonias situadas en Cíes y Ons, que llegaron a representar, aproximadamente, el 90% de la población Ibérica y que ahora apenas alcanzan el 50%. Según los datos obtenidos en el censo de 2006-2007 y que confirman las estimaciones realizadas en los últimos años, la población en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas se ha reducido en cerca de un 60% en menos de 10 años. Según los censos parciales realizados en la isla de O Faro, la población mostró un descenso anual del 5% entre el año 1992 y el 2000 (Velando y Freire, 2002), esta tendencia parece agravarse con una tasa anual de descenso del 12%. La Costa da Morte, otro importante núcleo reproductor, también sufrió una importante regresión en la última década. Por el contrario, la población cantábrica parece encontrarse en un periodo de estabilidad o moderado descenso como es el caso de Asturias, mientras que en otras zonas experimenta un ligero aumento, como ocurre en el País Vasco.

Teniendo en cuenta la situación actual de *P. a. aristotelis* en España tras el accidente del *Prestige*, unida al aumento de la mortalidad en aparejos de pesca, se ha propuesto, recientemente la categoría de taxón amenazado “en peligro” de extinción para esta subespecie, acorde con los criterios de la UICN (declive del 50% en tres generaciones) (Velando y Álvarez, 2004).

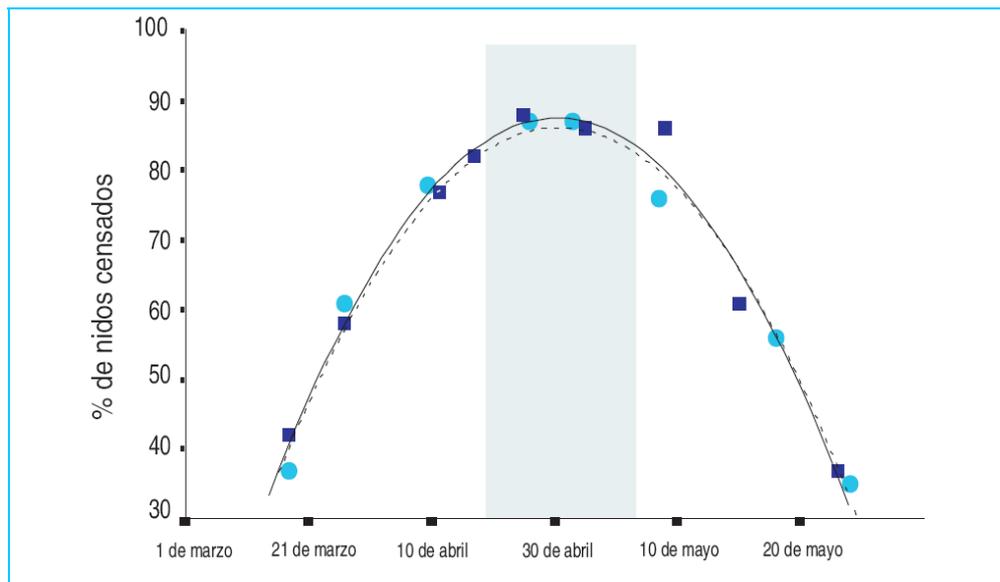
Censo

Es fundamental contar con un método de censo fiable a la hora de controlar la evolución de una determinada población. Los cormoranes moñudos construyen nidos fácilmente detectables (grandes y voluminosos), que permanecen ocupados durante 16-17 semanas si la pareja se reproduce con éxito. Los censos, no obstante, a subestimar las poblaciones. En primer lugar porque no todos los adultos crían todos los años: en una temporada concreta, algunos renuncian a reproducirse con el objeto de maximizar su éxito reproductor total (Aebischer y Wanless, 1992). En segundo lugar, porque debido al largo período reproductor de esta especie (Guyot, 1985) no es posible contabilizar todas las parejas reproductoras en un único día de censo (cierto número no habrán comenzado la cría mientras que otras ya habrían acabado).

En efecto, uno de los principales problemas a la hora de realizar los censos es la elevada asincronía que presenta esta especie, ya que dentro de la misma colonia pueden coincidir en el tiempo parejas con pollos volantones o incluso nidos abandonados, y parejas que acaban de iniciar la puesta. Estas diferencias entre las distintas parejas está relacionada con la edad de los reproductores, ya

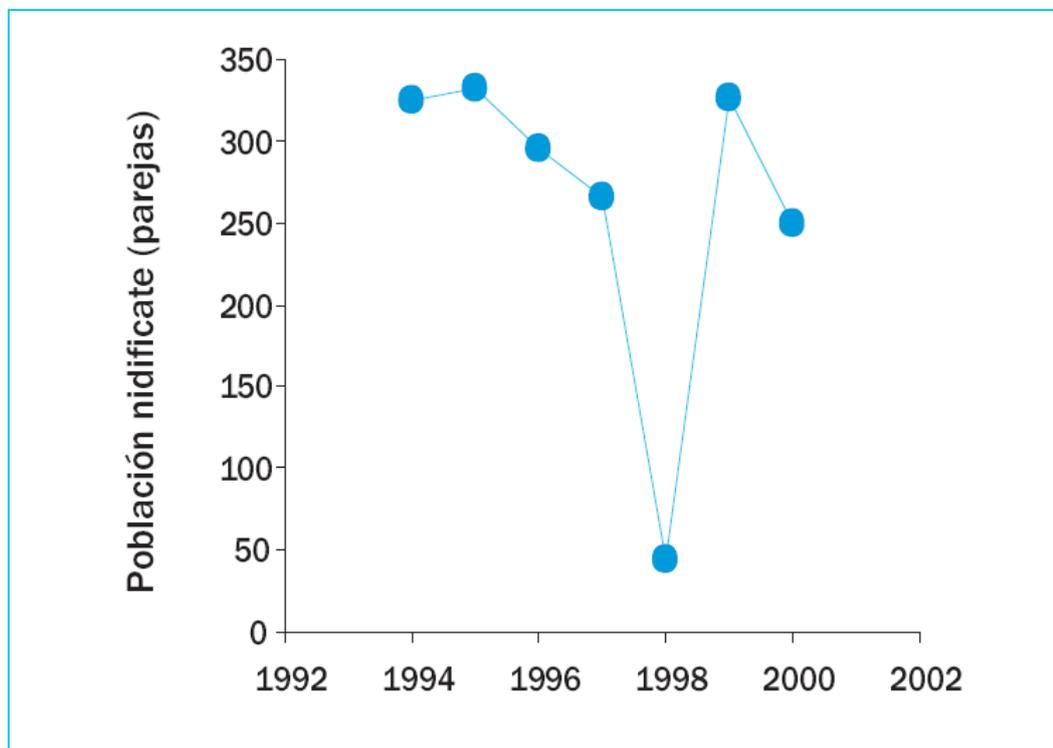
que por regla general, los machos más viejos y experimentados son los primeros en acotar el sitio de nidificación e iniciar la puesta. Por el contrario, las parejas jóvenes e inexpertas se tienen que conformar con los peores sitios y suelen retrasar las puestas (Daunt et al., 1999; 2006). Este hecho hace que sea virtualmente imposible localizar todas las parejas reproductoras en una única visita: si se hace muy temprano no se localizarán los nidos tardíos y si se hace demasiado tarde, los nidos de las parejas más precoces ya estarán abandonados. Sin embargo, el recuento de todos los sitios ocupados durante una estación reproductora, daría lugar a una sobrestima de la población, dado que algunas parejas se cambian de sitio (Harris y Forbes, 1987), mientras que otras ocupan varios sitios a lo largo de una misma estación; así, en las islas Farne, se estimó que cada pareja utilizaba una media de 1,15 sitios (Potts, 1969). Debido a estos problemas, es recomendable realizar al menos tres visitas por colonia, y en caso de que sólo sea posible realizar una, ésta deberá realizarse a mitad de la temporada, con el fin de localizar la mayor parte de los nidos construidos (no sitios ocupados). Un único censo tiene a subestimar la población, por lo que debe realizarse durante el pico de la temporada (Figura 4). La elección de las fechas más oportunas dependerá de la zona de estudio, ya que las variaciones entre distintas zonas geográficas también pueden ser muy acentuadas.

Figura 4. Proporción de nidos censados en una sola visita en las Islas Cíes (Velando, 1997). Los cuadrados negros y círculos blancos se refieren a dos años distintos. En esta localidad, un censo basado en una única visita debería realizarse entre la última semana de abril y la primera de mayo, con un error entre el 8 y el 12%.



Otro de los problemas que presenta ésta especie, al igual que muchas otras especies de aves marinas, es que muchos individuos adultos se toman años sabáticos en los que no se reproducen (Aesbicher y Wanless, 1992). Los cormoranes moñudos son aves de larga vida que, por regla general, no se reproducen hasta cumplidos los 3 años. El hecho de contar con varias oportunidades de reproducirse a lo largo de la vida y debido a los importantes requerimientos energéticos que precisa la reproducción (ya que prácticamente le dedican medio año) hace que aquellos individuos que no tengan una condición física adecuada al inicio de la temporada opten por no reproducirse y esperar a otro año. Por esta causa, los censos de parejas reproductoras deben ser interpretados con cierta cautela, ya que un descenso muy acusado en el número de reproductores de un año a otro, puede no ser debido a una elevada mortalidad de adultos sino, simplemente, a un mal invierno que no les haya permitido alcanzar el nivel óptimo de reservas al inicio de la temporada necesario para iniciar la reproducción (Figura 5).

Figura 5. Censos de la población nidificante en la Isla de O Faro (Islas Cíes) entre 1992 y 2002 (Velando et al., 2005a). El censo de parejas nidificantes puede no ser adecuada para estimar la población en años “malos”, como ocurrió en 1998 cuando la mayoría de los cormoranes reproductores de Cíes no iniciaron la construcción de los nidos debido al mal tiempo.



Alimentación

El cormorán moñudo es una especie permanentemente ligada al medio marino, aunque algunos ejemplares inmaduros pueden adentrarse en rías y estuarios durante los fuertes temporales invernales. Su alimentación es exclusivamente piscívora. Cuando está en el agua, antes de disponerse a pescar, sumerge repetidas veces la cabeza. Se zambulle posado en el agua: el ave salta sobre la superficie y entra de cabeza en el agua con cierto ángulo, sistema propio de los cormoranes marinos (Lumsden y Haddow, 1946; Van Tets, 1976).



Alimentación del cormorán moñudo propulsado por las patas de disposición trasera

El cormorán moñudo bucea propulsándose con las patas, que presentan una disposición trasera (Ashmole, 1971). Normalmente pesca haciendo transectos en zig-zag. Los pequeños peces los captura en el fondo y los grandes en la superficie (Lumsden y Haddow, 1946). Típicamente, los cormoranes vuelan desde los nidos hasta las zonas de alimentación, se posan en el mar y emprenden una serie de inmersiones. Se alimentan dentro de un radio medio desde las colonias de 7 km, con un máximo de 17 km (Wanless et al. 1991a). Wilson y Wilson (1988) señalan como en la familia de los cormoranes el comportamiento de alimentación es dependiente de las características del medio. La profundidad del agua y la topografía afectan al tiempo de buceo, al tiempo que permanecen en el fondo y a las velocidades alcanzadas. Suponen, además, que otros factores como la turbidez del agua pueden tener efectos similares

Esta especie se alimenta típicamente en el fondo (Wanless et al., 1993b) a profundidades entre los 7 y los 80 metros (Guyot, 1988; Wanless et al., 1991b; 1993b). En la isla de May (Escocia) la profundidad media registrada con un profundímetro fue de 30 metros, con una duración máxima de los periodos de

inmersión de 163 segundos, aunque la mayoría bucean entre 51 y 80 segundos (Wanless et al., 1993a). En Noruega en un estudio similar, la profundidad media fue de 28 metros, con una media de duración de 40 segundos (Barrett y Furness, 1990). Se ha comprobado que la alimentación en aguas de menor profundidad es más eficiente, ya que permite un mayor tiempo en el fondo y por tanto aumentan las posibilidades de captura (Wilson y Wilson, 1988; Wanless et al., en prensa). Wanless et al. (1993b) señalan que cada vez que se sumergen capturan entre 0 y 9 peces con una media de 2,7 peces.

Se han descrito tanto hábitos de alimentación solitarios como observaciones de bandos de 300 a 500 individuos alimentándose en cardúmenes de peces (Cramp y Simmons, 1977). Se ha señalado que en zonas de rocas, los cormoranes se alimentan solos mientras que la alimentación en fondos de arena para consumir los lanzones lo hacen en grupo (Watanuki et al. 2008). Muchos estudios se han centrado en la composición de la dieta del cormorán moñudo. Aunque se alimenta de una gran variedad de peces bentónicos, demersales y pelágicos (Tabla 3), parece ser que diversas especies de bolo o lanzón (Familia Ammodytidae) constituyen las presas más comunes en el periodo de cría (Steven, 1933; Lumdsen y Haddow, 1946; Snow, 1960; Pearson, 1968; Rae, 1969; Harris y Wanless, 1990). No obstante, los gádidos ocupan un lugar preferente en Noruega (Barret et al., 1990). La dieta del cormorán moñudo varía en relación con los cambios anuales de disponibilidad de presas (Carss, 1993) así como en función de la localidad.

Tabla 3. Dieta del cormorán moñudo en las localidades que cuentan con estudios. Los datos están expresados como porcentaje de presencia (*) o porcentaje de frecuencia numérica () según lo indicado por los autores. Fuente: Velando y Freire (1999).**

	Ammodytidae	Atherinidae	Gobiidae	Clupeidae	Labridae	Gadidae	Otros
Conrwal*	51%	—	2%	30%	13%	3%	14%
Farne**	81%	—	—	—	—	4%	15%
Clyde**	78%	—	3%	0,6%	1%	13	4%
LochEwe**	41%	—	—	—	—	59%	—
Shetland*	100%	—	—	—	—	—	—
I. May*	95%	—	11%	—	—	45%	15%
Hørnoy**	56%	—	—	—	—	40%	3%
Bleiksøy**	15%	—	—	—	—	69%	16%
Rogaland**	15%	—	—	—	20%	50%	15%
Corcega*	33%	5%	—	—	78%	—	28%
Caladoria**	—	35%	—	—	52%	11%	2%
I. Cíes**	75%	3%	6%	—	5%	7%	4%
I. Ons**	38%	20%	30%	—	5%	4%	3%



Los lanzones son la presa más importante en la alimentación del cormorán moñudo en el Parque Nacional

Los datos de estudios previos indican que, en el Parque Nacional, el cormorán se alimenta de peces que se localizan en muy diversas zonas: peces pelágicos (*Atherina prebyster*); semipelágicos de fondo arenoso (lanzón o bolo, Ammodytidae), de fondos fangosos y arenosos (Gobidae) y de fondos rocosos y arenosos (*Trisopterus* spp., Labridae). No obstante, la población del Parque Nacional se alimenta sobre todo de lanzones (73 % del total de las presas consumidas) que captura en fondos arenosos a poca profundidad (Velando y Freire, 1999b). Similares resultados se han encontrado en las poblaciones británicas (tabla 3). El lanzón o bolo es propio de grandes arenales (Reary, 1973) y la pesca de esta especie por parte del cormorán ha sido relacionada con la presencia de bancos de arena cercanos a las colonias (Lumdsen y Haddow, 1946; Wanless et al., 1991a).

El cormorán parece tener una alta plasticidad de lugares de alimentación. Se ha propuesto que el cormorán es un ave que se alimenta oportunísticamente dependiendo su dieta de la abundancia relativa de sus presas (Barret, 1991); una comparación de la alimentación en las diversas localidades estudiadas así lo manifiesta (tabla 3). Sin embargo, según los datos recogidos en 1995 (Velando y Freire 1999b), la convergencia de las Cíes y Ons en una dieta basada en la familia Ammodytidae durante la alimentación de los pollos y la correlación negativa de la diversidad en cada egagrópila con la presencia de Ammodytidae,

parecen señalar una especialización del cormorán moñudo en el Parque Nacional hacia la captura de bolos.

Así mismo, los datos previos (Velando y Freire 1999b) indican que existen variaciones estacionales en la dieta del cormorán moñudo en el Parque Nacional, mostrando mayor diversidad en los meses de febrero y marzo. La dieta en las Cíes se mantiene relativamente uniforme a lo largo de los meses. En cambio, la población de la isla de Ons muestra una dieta basada en *Atherina prebyster* y *Gobius* spp. durante los meses más invernales. Los cambios estacionales en la dieta pueden deberse a cambios en la localización de las zonas de alimentación (Lumdsen y Haddow, 1946). La dieta durante la cría de los pollos era muy similar en las dos islas basándose, igualmente, en la familia Ammodytidae. Durante épocas de fuertes chubascos, los lanzones se entierran en el sustrato y su disponibilidad disminuye, lo que provoca notables efectos, como la elevada tasa de mortalidad de pollos que se registra durante los periodos de mal tiempo (Velando et al., 1999b).

Un estima realizada en base a la alimentación del cormorán (Velando 1997) señaló que los cormoranes del Parque Nacional consumen un total de cuatro millones de lanzones de febrero a junio (tres millones en Cíes y un millón en Ons). La familia Ammodytidae apenas está documentada en las costas gallegas, siendo las especies más abundantes *Hyperoplus lanceolatus* y *Gymnamodytes semisquamatus* (véase revisión en Solórzano et al., 1988). La dieta del cormorán moñudo señala la gran abundancia de esta familia en las rias de Vigo y Pontevedra, probablemente asociada a los bancos de arena que rodean las islas.

La talla media de las presas, estimada para las poblaciones del Parque Nacional, es de 9,8 cm, muy similar a lo encontrado en la isla de May (9,7 cm; Wanless et al., 1993a), si bien el tamaño medio de las presas en esta localidad varía con los años (Wanless et al., 1993b). Barret et al., (1990) para las poblaciones noruegas, muestran variaciones entre poblaciones en la longitud de las presas: los Ammoditidos varían de 10 a 12 cm de media y los gádidos de 6 a 14 cm de media. En las Islas Cíes la media de 10 cm difiere de la media de 9 cm encontrada para la isla de Ons, lo que puede ser reflejo de las diferencias observadas en la composición de la dieta.

El cormorán moñudo en las Islas Cíes pesca en grupos cooperativos. Este tipo de pesca ha sido descrito para otros cormoranes (Cooper, 1985; van Doben, 1991; Casaux y Barrera-Oro; 1993). El cormorán moñudo se ha descrito como un ave de alimentación típicamente solitaria, pero existen varios autores que

también registraron la alimentación en grupos (Pearson, 1968; Cramp y Simmons, 1977; Young, 1990).

En las Islas Cíes la variabilidad interanual en la dieta es muy escasa debido a que los lanzones son siempre la presa preferente, con un porcentaje de aparición que varía entre el 70 y el 100% de las presas dependiendo del año. En ese archipiélago los cormoranes forman grupos numerosos que se distribuyen por las aguas de la vertiente oriental de las islas. El comportamiento de los grupos sugiere una estrategia de pesca de bancos de peces en fondos arenosos de poca profundidad. Las especies presa de la dieta del cormorán que se localizan en este tipo de fondos pertenecen a la familia Ammodytidae. Las ventajas adaptativas de la alimentación en grupos incluirían: la mayor facilidad para seguir a los bancos de peces; la mayor probabilidad de localización de los bancos (más individuos buscando las presas); y la propia abundancia del recurso. Por otro lado, esta estrategia sugiere la necesidad de perseguir a los peces con la vista y tal vez por ello sea una estrategia frecuente a bajas profundidades. Las egagrópilas de los cormoranes de la isla de May (la mayoría pescan en solitario) suelen contener arena, lo que sugiere que, probablemente, capturan a los lanzones en sus refugios del fondo, y no cuando nadan en la columna de agua (Wanless et al., 1993b; Watanuki et al. 2008). La alimentación en solitario puede reflejar diferencias en las técnicas empleadas para capturar incluso una misma especie.

Estudio de la dieta en el Parque Nacional

En este apartado se exponen los resultados de un estudio sobre la dieta del cormorán moñudo en el Parque, a partir de una muestra de 1.014 egagrópilas recogidas entre 1992 y 2007 (Tabla 4), durante el periodo reproductor (febrero a junio).

Tabla 4. Número de egagrópilas de cormorán moñudo que se han utilizado para cuantificar la dieta													
	92	95	96	97	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	Total
Cíes	197	124	18	18	20	46	43	24	45	31	78	111	755
Ons		75							55		2	21	153
Sagres									60	11		35	106
Total	197	199	18	18	20	46	43	24	160	42	80	167	1014

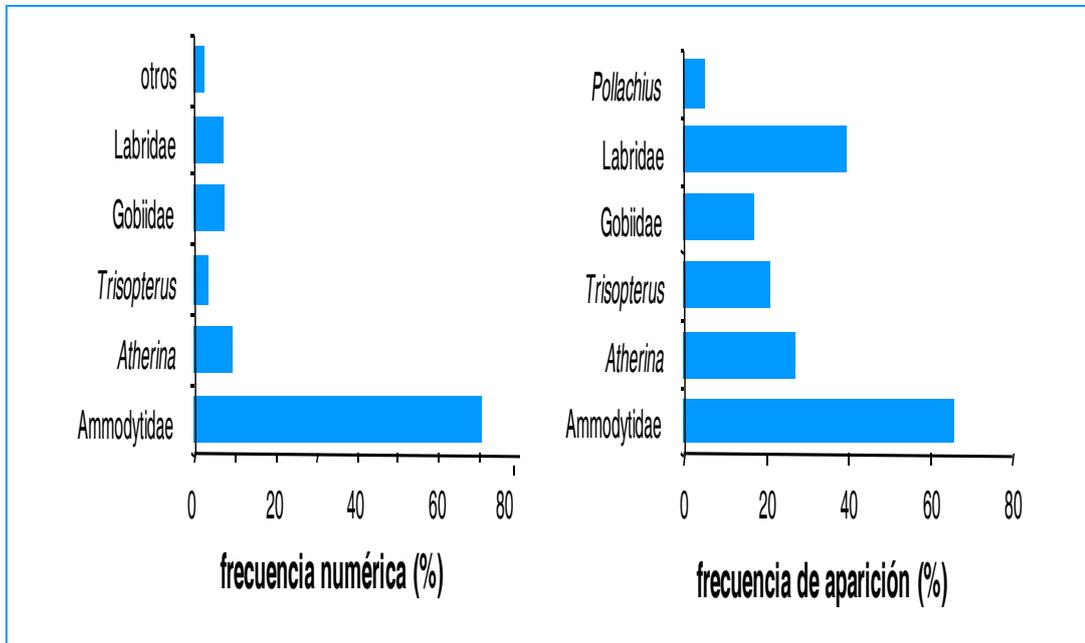


Los restos duros de las egagrópilas se emplean para determinar las presas

Las presas se identificaron y cuantificaron a partir de los restos duros presentes en egagrópilas, fundamentalmente otolitos y, en el caso de los lábridos, huesos faríngeos. En las 142 egagrópilas que se examinaron *in situ* no se hizo recuento del número de ejemplares. En total, se han identificado restos de 25.330 ejemplares. Para describir la importancia de los diferentes alimentos en la dieta se ha recurrido a dos medidas relativas, la frecuencia de aparición y la frecuencia numérica. La primera equivale al porcentaje de egagrópilas en las que aparece determinado alimento.

Los datos de este estudio confirman que durante la época de cría los cormoranes del Parque se alimentan, predominantemente, de peces de la familia Ammodytidae (géneros *Gymnammodytes*, *Ammodytes* e *Hyperoplus*) los llamados bolos. Otras presas importantes son los Lábridos (Labridae), *Atherina presbyter*, las fanecas del género *Trisopterus* y los Góbidos (Gobiidae). Aparte de los anteriores, únicamente el género *Pollachius* aparece representado con una frecuencia superior al 5%. El resto de especies o taxones identificados contribuyen muy escasamente a la dieta (menos del 5% en frecuencia de aparición y menos del 1% en frecuencia numérica). En conjunto, la diversidad de la dieta expresada como frecuencia numérica, es baja, debido al elevado porcentaje que representan los bolos (70,5%), mientras que el resto de especies no alcanzan el 10%. En frecuencia de aparición, también es patente la importancia destacada de los bolos; sin embargo, otros alimentos como los lábridos, *A. presbyter*, *Trisopterus* spp. y los góbidos también alcanzan valores considerables (Figura 6).

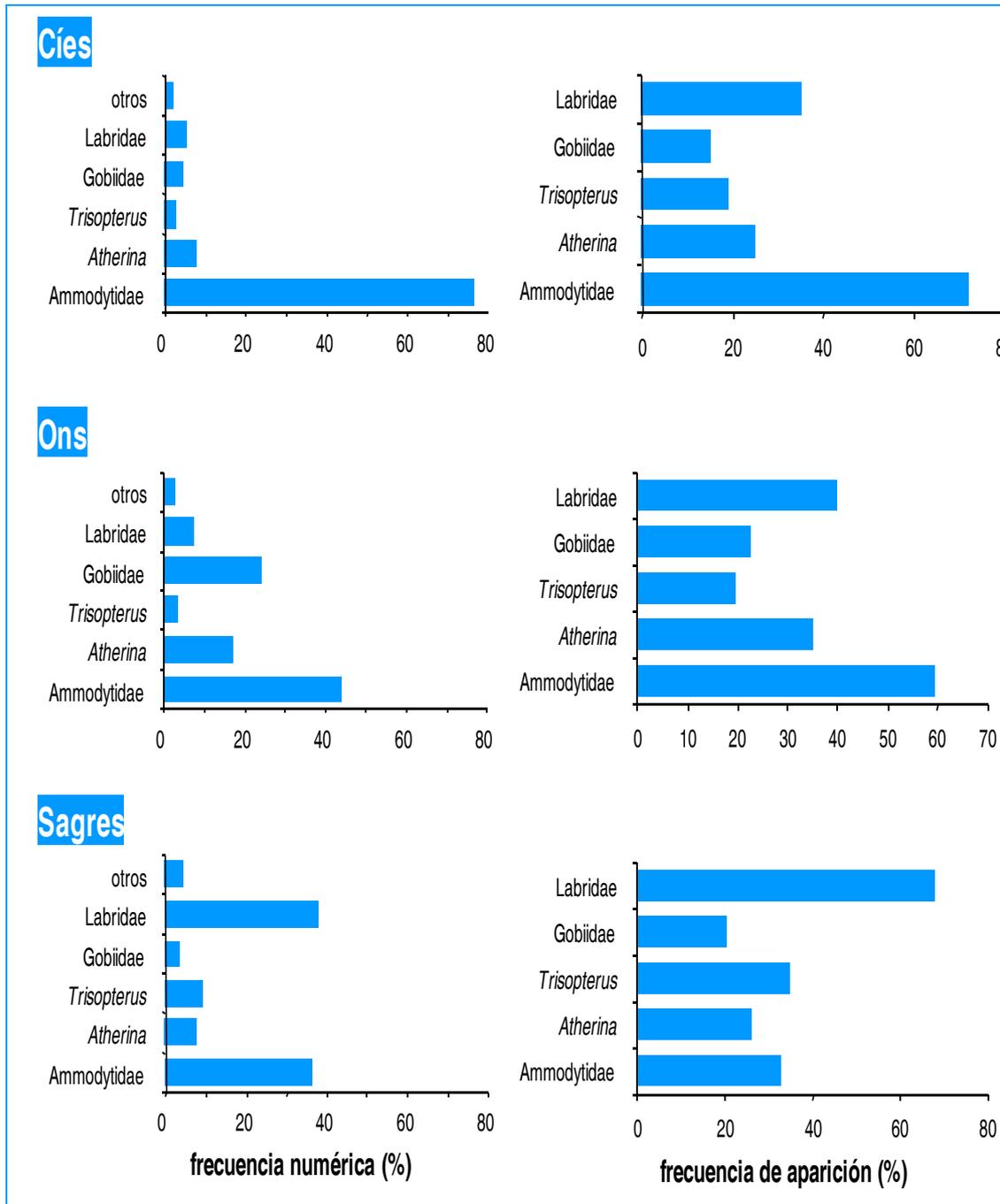
Figura 6. Dieta del cormorán moñudo en el Parque Nacional según el contenido de 1003 egagrópilas recogidas entre 1992 y 2007, expresada como frecuencia numérica (izquierda) y frecuencia de aparición (derecha).



En consonancia con estudios previos, las diferencias espaciales en la dieta son notables. Los datos de egagrópilas indican que la dieta puede variar bastante entre Cíes, Ons y Sagres (Figura 7). Según los datos de frecuencia numérica, en las Islas Cíes la dieta se compone básicamente de bolos (76,7%; $n=20.730$). Estas especies son también las mejor representadas en la muestra de Ons, si bien tanto los góbidos como *A. presbyter* son presas importantes (24,4 y 17,3% respectivamente; $n=3645$). En las egagrópilas de Sagres las presas más comunes son lábridos y bolos, ambos con frecuencias numéricas muy semejantes (38,0 y 36,3% respectivamente; $n=955$). Los datos de frecuencia de aparición ponen de manifiesto la importancia de los lábridos en las tres localidades y de los bolos en Cíes y Ons (Figura 7).

Las muestras obtenidas en 2004 y 2007 permiten establecer comparaciones entre Cíes, Ons y Sagres, mediante egagrópilas recogidas en fechas próximas. Estos datos indican que la dieta del cormorán moñudo en el Parque puede haber sufrido cambios relevantes en los últimos años.

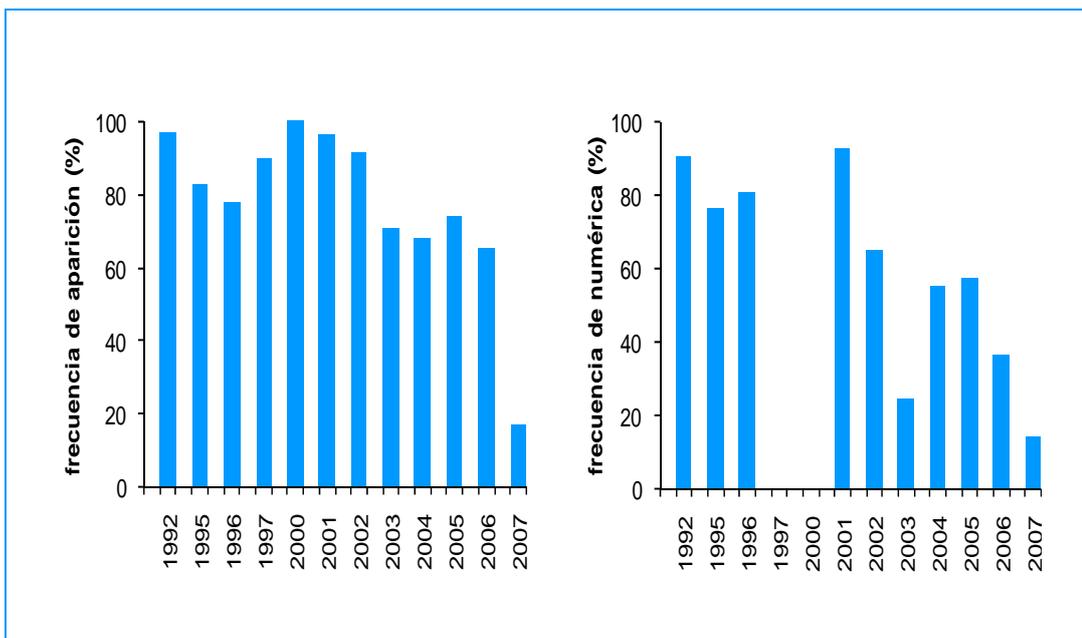
Figura 7. Dieta del cormorán moñudo en las islas Cíes, Ons y Sagres según el contenido de 1003 egagrópidas recogidas entre 1992 y 2007, expresada como frecuencia numérica (izquierda) y frecuencia de aparición (derecha).



En 2004, los peces con mayor frecuencia de aparición en las tres localidades fueron los bolos y los lábridos; los primeros dominan claramente la muestra de Cíes y Ons, mientras que los segundos constituyen la presa principal en Sagres. En 2007, sin embargo, disminuye mucho la frecuencia de aparición de los bolos en las tres localidades, especialmente en Cíes y Sagres, donde pasan a ser las presas menos representadas. Esto hace que la dieta del cormorán en Cíes y Ons en 2007 sea relativamente uniforme, sin que ninguno de los alimentos muestre un claro predominio. No así en Sagres donde los lábridos son, con diferencia, los peces mejor representados en las egagrópilas.

Los datos de la isla de O Faro (Cíes), donde se dispone de una muestra de egagrópilas de 12 años a lo largo del periodo 1992-2007, muestran una progresiva disminución de la importancia relativa del bolo en la dieta del cormorán (Figura 8). Los valores más bajos de la serie se han obtenido en 2007 (frecuencia de aparición: 17,1%; $n=111$; frecuencia numérica 14,7; $n=35$). Asimismo, es reseñable que la importancia del bolo haya disminuido a partir del año 2003 (véase Velando et al., 2005): la frecuencia de aparición de este alimento en los años anteriores fue de (media \pm desviación típica) $90,8\% \pm 8,00\%$ frente a $59,2\% \pm 23,74\%$ en el periodo 2003-2007. Igualmente, su frecuencia numérica pasó de $81,1\% \pm 11,32\%$ a $37,7\% \pm 18,92\%$.

Figura 8. Importancia relativa del bolo (*Ammodytidae*) en la dieta del cormorán moñudo en la isla de O Faro (Cíes) a partir del contenido de egagrópilas recogidas entre 1992 y 2007, expresada como frecuencia de aparición (arriba) y frecuencia numérica (abajo).



Reproducción

El cormorán moñudo posee una puesta modal de 3 huevos por nido, con un periodo de incubación de 31 días (Snow, 1960). Empiezan a criar al segundo año de vida, con una supervivencia en el primer año de vida del 51 % y del 83 % como adultos (Potts et al., 1980). Su estrategia vital, y la de la mayoría de las especies de cormoranes, contrasta con otros pelecaniformes pelágicos como el alcatraz, *Morus bassana*, cuya puesta modal es de 1 huevo, y cuyo periodo de incubación es de 44 días. Los alcatraces comienzan a criar en su cuarto año de vida y tienen una supervivencia como adultos del 95 % (Nelson, 1964; comparación de las dos especies en Lack, 1968).

El cormorán moñudo es una especie en la que ambos sexos colaboran en la incubación y el mantenimiento de la prole (Snow, 1963). Se ha observado una inversión similar de ambos sexos en la incubación (J.E. Ortega-Ruano, com. pers.) y en la alimentación de los pollos (R. Forbes, datos no publicados). La hembra pone huevos muy pequeños en relación a su tamaño, representando la ovoposición un aumento tan solo del 0,06 % de la tasa metabólica basal (Astheimer y Grau, 1990; Grau, 1996). Se ha encontrado una fuerte relación entre el tamaño del huevo y la edad de la hembra: las hembras de mayor edad ponen huevos más grandes (Snow, 1960; Coulson et al., 1969; Admundsen y Stokland, 1990).

El macho aporta el material de nido y lo presenta a la hembra de forma ritualizada (Snow, 1963), construyendo nidos grandes y voluminosos. En otras especies de cormoranes se ha señalado que la construcción del nido debe ser una de las tareas más costosas en la prepuesta (Berry, 1976; Berstein y Maxon, 1984; Cooper y Maxon, 1986). Los adultos que no están en buenas condiciones para la cría se toman “años sabáticos” (Aebischer y Wanless, 1992).



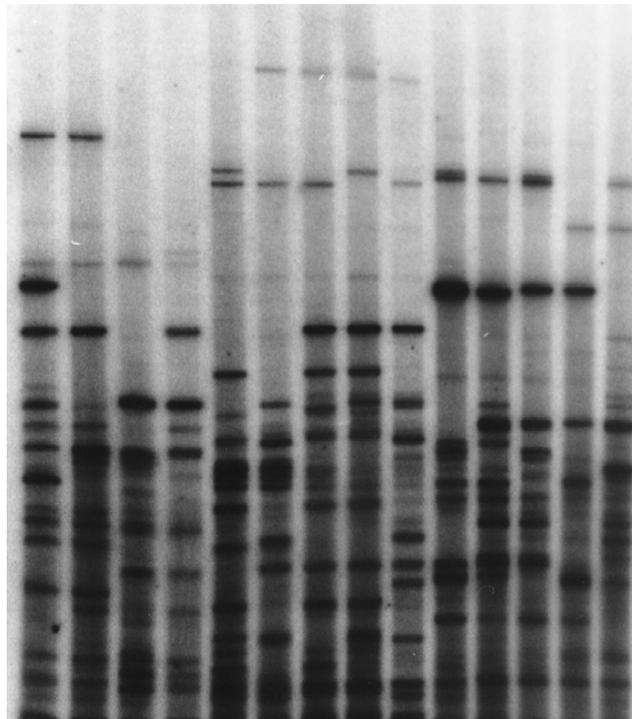
El cormorán moñudo tiene un cuidado parental prolongado

Aebischer (1986) señala relaciones entre factores próximos atmosféricos como la temperatura, el viento y la luz y el comienzo de la estación reproductora en la isla de May; no obstante, encontró que la relación más fuerte era con la abundancia de comida a escala local. En el cormorán moñudo la fecha de puesta es un factor determinante en el éxito reproductivo de los individuos. En las colonias existe una gran competencia por los sitios buenos de cría, de modo que los machos con mayor experiencia y calidad llegan antes a las colonias y se hacen con los mejores sitios. En cambio los jóvenes, al llegar más tarde quedarían relegados a los peores sitios (Potts et al., 1980; Aebischer, 1985, 1993; Aebischer y Wanless, 1992). En la isla de May, Aebischer (1993) tuvo la oportunidad de estudiar el efecto de la fecha de puesta en el éxito reproductor mediante un experimento natural gracias a una tempestad que destruyó varios nidos con puestas tempranas. Las parejas afectadas reiniciaron sus puestas coincidiendo en el tiempo con las aves más tardías, con lo que el efecto de la fecha de puesta quedaba anulado. Aun así, el grupo de parejas con puestas retrasadas tuvo un éxito reproductor superior al de las parejas tardías, estando compuesto este último por una mayor proporción de jóvenes. Este estudio muestra claramente la estrecha relación que existe entre la calidad reproductiva del individuo y la fecha de puesta.

La estrategia reproductiva más frecuente en el cormorán es la monogamia, aunque también se dan casos de poliginia (un 4% en las islas Farne), consistentes en el emparejamiento de dos hembras con un macho viejo (Potts, 1968; Potts et al., 1980). En esta especie, los machos ocupan el emplazamiento del nido y atraen a las hembras mediante diversos comportamientos de cortejo. Una vez producido el emparejamiento, éste se mantiene gracias a diversos comportamientos de vínculo (Snow, 1963; Ortega-Ruano y Graves, 1991; Graves y Ortega-Ruano, 1994). Potts et al. (1980), en su estudio de las colonias de las islas Farne, señalan una asociación entre el vínculo de pareja y la fidelidad al sitio de cría: los machos que tuvieron éxito en las temporadas previas, conservaban la pareja y el sitio de cría. Por su parte, Aebischer et al. (1995), al estudiar la fidelidad a la pareja y al sitio de cría en la isla de May y en las islas Farne, encontraron que el 75 % de los sitios ocupados el año anterior volvían a ocuparse al año siguiente, mientras que las aves que se mudaban escogían sitios que habían sido ocupados durante la estación reproductora anterior. Por otra parte, las aves primerizas criaron en sitios que no habían sido ocupados en la temporada anterior. El 56% de los machos repitieron emplazamiento de cría, por lo común los adultos de mayor edad. En el 31% de los casos se produjeron divorcios, más frecuentes entre los machos que se habían movido y en función de la distancia a la que se habían trasladado. Un 83% de las hembras

permanecieron fieles a los machos que repitieron sitio de cría, frente a un 6% de las hembras de los machos que se mudaron de sitio. Estos autores proponen que, al comenzar la temporada de cría, las hembras regresan al emplazamiento que ocuparon el año anterior, asociándose con su pareja si ésta se encuentra en las inmediaciones; en caso contrario, buscarían otro macho. Proponen además que, conforme aumentan en edad y experiencia, los machos van adquiriendo sitios de mejor calidad y son más fieles a la pareja, lo que les permite comenzar la nidificación antes que el resto.

El alto porcentaje de cópulas extrapareja, característico de esta especie (Graves et al., 1992; Graves et al., 1993), contrasta con el modelo de selección pasiva de las hembras propuesto por Aebischer et al. (1995). Graves et al. (1993) encontraron una fuerte relación entre la paternidad extrapareja y el éxito reproductivo anual en las colonias. Además las parejas con menor tamaño de nidada tienden a tener un mayor número de pollos ajenos. Por otra parte, en las cópulas extrapareja, las hembras se cruzaron con los machos de mayor éxito reproductivo. Los autores concluyen que las hembras seleccionan a los machos de mayor calidad (hipótesis genética) para sus fecundaciones extramaritales.



El análisis del ADN ha permitido conocer el alto grado de paternidad extrapareja de esta especie. Graves et al., 1993

Fecha de puesta

Existe una alta variabilidad en la fecha de la primera puesta. Tanto en el Reino Unido como en la Bretaña francesa se han encontrado nidos incluso en noviembre (Snow, 1960; Cadiou, 1994). Rodríguez Silvar (1977) cita una primera puesta en la isla de Ons el 20 enero de 1974; mientras que en la colonia de Mar de Fora (Fisterra, A Coruña) encontró la primera puesta el 1 de febrero de 1975. Además este autor señala que el 90% de las puestas en Mar de Fora se producen durante la segunda semana de marzo. Según datos recogidos en dos parcelas de estudio en la isla de O Faro (Cíes), la primera puesta de 1994 fue el 3 de marzo, en 1995 el 10 de marzo y en 1996 el 28 de febrero (Tabla 5).

Tabla 5. Fenología de la puesta en la isla de O Faro (Cíes) en 1994, 1995 y 1996.
Fuente: Velando 1997

	primera puesta	puesta media	ultima puesta
1994	3 marzo	3 abril	22 mayo
1995	10 marzo	2 abril	7 junio
1996	28 febrero	24 marzo	18 mayo

Los cormoranes moñudos deben regular su fenología de cría en función de las condiciones locales del medio en el que habitan. En este sentido, Guyot (1985) señaló las diferencias en la temporada de cría entre distintas colonias situadas en Córcega, mientras que Aebischer (1986) relacionó el primer huevo puesto en cada año con la abundancia de arenque (*Clupea harengus*) en febrero en los alrededores de la colonia.

Tamaño de puesta

En las aves, el tamaño de puesta está regulado por el número de pollos que son capaces de criar satisfactoriamente (Lack, 1968). En el tamaño de la puesta en aves actúa la selección estabilizadora, (Lack, 1968) y, en el cormorán moñudo, la puesta más frecuente es la que produce, en promedio, un mayor número de descendientes. En las latitudes árticas de Noruega el tamaño medio de puesta es de 2,8 a 3,0 (Barrett et al., 1986); en la islas Farne es 3,01 (Potts et al., 1980); en Lundy 3,07 (Snow, 1960); y, en la Bretaña francesa 2,95 (Debout,

1985), lo que indica una alta estabilidad. En las Islas Cíes el tamaño de puesta modal fue de 3 huevos (66%; Velando 1997).



Puesta con cinco huevos, atribuida a varias hembras poniendo en el mismo nido (parasitismo o poliginia). Estas puestas tienen escaso éxito

Sin embargo, los tamaños de puesta grandes pueden revelar otro tipo de estrategias de comportamiento como el parasitismo o la poliginia. Así, Ortega-Ruano (datos no publicados), registró intentos de parasitismo de nido en la isla de May por parte de una hembra que, al cabo, fue expulsada por sus legítimos propietarios y acabó ovopositando en una roca. Graves et al., (1992) en su estudio molecular de la paternidad señalan el caso de un pollo sin relación con la hembra, y concluyen que puede deberse a un caso de poliginia (véase asimismo Potts et al., 1980). En las islas Cíes no resulta infrecuente encontrar huevos en puntos de la colonia alejados de los nidos, lo que indica, probablemente, intentos fallidos de parasitismo (Velando, 1997). Las puestas de más de tres huevos corresponden al 17% del total de las puestas en las islas Cíes y se han atribuido a parasitismo o poliginia; en general tienen un escaso éxito (Velando, 1997).

Éxito de eclosión y éxito reproductor

En las islas Cíes, se encontró que la causa más importante de la variación en el número de pollos que produce un nido (pollos que llegan a volar), reside en el éxito de la eclosión, puesto que un alto porcentaje de huevos (38%), o bien son infértiles, o son abandonados. En cambio, una vez que nacen los pollos, el éxito

es elevado: en 1994 la mortalidad fue de un 29%, un 4% en 1995 y un 13% en 1996; dependiendo de las condiciones atmosféricas (Velando et al., 1999). En la islas Farne la infertilidad es de un 13% (Potts et al., 1980) y en Lundy algo mayor, en torno al 30 % (Snow, 1960).

La mayor parte de los integrantes de la familia Phalacrocoracidae sufren una fuerte depredación por parte de distintas especies de gaviotas y cuervos (Hatch y Hatch, 1990; Post y Seals, 1991). En la isla de May, donde los nidos se construyen sobre repisas del acantilado, la depredación por parte de la gaviota argétea (*Larus argentatus*) es un hecho muy frecuente (J.E. Ortega-Ruano, com. pers.). Sin embargo, en las colonias del Parque Nacional no se han encontrado signos una depredación comparable. Durante el estudio de Velando (1997) se registró mayor depredación en la isla de Ons que en Cíes. Es probable que la cría en cavidades, característica de las Cíes, proteja las puestas en mayor medida de la predación por gaviotas, ya que están atrapan los pollos o los huevos andando con lo que los nidos hipogeos quedarían fuera de su alcance. Snow (1960) es el único autor que estudia la biología de cría del cormorán moñudo en cavidades y acantilados, encontrando una mayor productividad en los nidos hipogeos frente a los del acantilado.

En 1994 y 1995 el número de pollos voladores por pareja en las islas Cíes fue bastante elevado, (1,18 y 1,81 respectivamente; Velando y Freire 2003). El mayor éxito descrito en la literatura es de 1,9 en una colonia pequeña (100 parejas) en el Ártico Noruego (Barrett et al., 1986). En las islas Farne el éxito reproductor fue de un pollo por pareja en la década de los setenta (Potts et al., 1980). La producción de Lundy en los años 50 era de 1,86 pollos por nido, cuando la colonia estaba en fase de crecimiento (Snow, 1960). En May, en los años ochenta, la producción fue de 1,2 pollos por nido y la población también estaba creciendo (Aebischer y Wanless, 1993). En los Bullers de Buchan (una colonia de 100 parejas en el Reino Unido) el éxito fue de 1,6 pollos por nido (Olsthoorn y Nelson, 1990). En las costas del Mediterráneo el éxito se sitúa entre 1,23 y 1,90 pollos por nido (De Pablos y Catxot, 1992). En las islas Británicas se llevo a cabo en 1993 un proyecto para estudiar el éxito reproductor en diferentes aves marinas. Para el cormorán moñudo, el promedio de pollos que volaron por nido, fue de 1,3; siendo mínimo en el noreste de Inglaterra (0,77 pollos por nido) y máximo en islas Shetland (1,52 pollos por nido) (Walsh y Brindley, 1994). En el cormorán moñudo las aves jóvenes tienen un éxito reproductor menor que los adultos. Suelen criar mas tarde que el resto en emplazamientos nuevos de baja calidad que tienden a ser abandonados en la siguiente estación (Velando 1997).



En la población de las islas Cíes el crecimiento de los pollos en 1994 y 1995 fue similar, sino más alto, que en otras poblaciones, lo que podría ser indicativo de falta de estrés alimentario (Velando 1997) en esos años. Snow (1960) y Nelson (1964) señalan que, en las nidadas de dos y de tres pollos, el último crece menos. Esto no parecía suceder en las islas Cíes, pues el tercer pollo crecía de igual forma que el resto. En las islas Cíes, el estrés alimentario debía quedar circunscrito a periodos concretos asociados a los temporales, en los que se produciría una reducción de la nidada facilitada por la asincronía de cría (mueren más pollos en los nidos de tres). El resto de la etapa de crecimiento, sin embargo, no parecía estar afectada por fuertes restricciones alimentarias. Velando (1997) encontró así mismo que tanto la fecha de puesta como la calidad del sitio del nido afectaban al crecimiento de los pollos, sobre todo durante las primeras semanas, lo que parece indicar que las parejas de mayor calidad son más hábiles en la obtención de alimento para sus crías. Amundsen y Stokland (1990) usan el tamaño del huevo como indicador de calidad parental en el cormorán. En las islas Cíes el tamaño del huevo sólo tenía influencia en la supervivencia durante los dos primeros días de vida (Velando 1997). En general, los pollos machos requieren más energía para desarrollarse que las hembras y sufren mayor mortalidad.

Hábitat de nidificación

El hábitat de cría del cormorán moñudo comprende un amplio rango de sitios rocosos inaccesibles en la costa: cavidades, furnas y repisas en acantilados

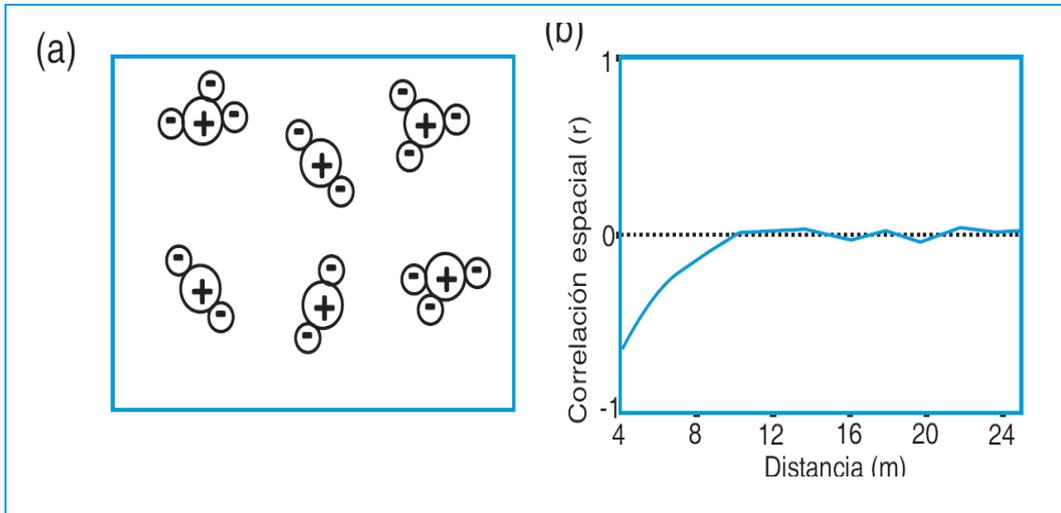
escarpados (Cramp, 1978). La selección de hábitat ha sido estudiada en varias colonias británicas con los nidos situados sobre repisas del acantilado (Potts et al., 1980; Aebischer, 1985; Olsthorn y Nelson, 1990). En la familia Phalacrocoracidae existe una gran variedad de hábitats utilizados para la cría, Johnsgard (1993), señala que los sitios de cría deben variar más en calidad y disponibilidad, en aquellas especies que crían en el acantilado. En el cormorán moñudo, Snow (1963) observó que las nuevas parejas criaban cerca de nidos ya establecidos o en zonas nuevas. Según el modelo ya comentado de Aebischer et al. (1993), los cormoranes tenderían a permanecer fieles al sitio donde criaron por primera vez, e irían ocupando mejores sitios con la edad.

Los machos eligen los sitios de nido e intentan atraer a las hembras mediante una serie de movimientos rítmicos de cabeza, conocidos como “dardos”, que se realizan en el territorio (Graves y Ortega-Ruano, 1994). La frecuencia de “dardos” de los machos ha sido correlacionada significativamente con el número de aproximaciones de las hembras y de cópulas extra-pareja (Graves y Ortega-Ruano, datos no publicados). La frecuencia de “dardos” cambia según la calidad del sitio de nido; en la isla de May (Escocia) se observó como los machos de peor calidad, situados en los nidos peores, aumentaban su frecuencia de “dardos” cuando se adueñaban de sitios de mayor calidad aprovechando que sus propietarios se encontraban fuera pescando (Ortega-Ruano, com. pers.).

Del sistema social y los patrones de distribución de los nidos dentro de las colonias se deduce la existencia de una atracción dentro de las colonias y como la heterogeneidad en la distribución de las parejas puede influir a la hora de atraer reclutas para criar en un determinado hábitat. Según la hipótesis de la selección de bienes (Danchin y Wagner, 1997) y dada la variabilidad, tanto del éxito reproductor de los machos como de la calidad de los sitios de los nidos, la distribución de los nidos debería estar condicionada por una serie de focos de atracción constituidos por los sitios/machos de mayor calidad, alrededor de los cuales se producirían agregaciones de parejas de calidad inferior (distribución centro-satélite).

Según un estudio sobre la estructura espacial de los nidos (Velandy y Freire 1999), la distribución de los nidos en las islas Cíes revela la existencia de una distribución de ese tipo (Figura 9); es decir, agregaciones de parejas de baja calidad alrededor de parejas de alta calidad. Por consiguiente, parece que las parejas de alta calidad atraen a las de baja calidad

Figura 9. Distribución centro-satélite en las colonias de las islas Cíes (adaptado de Velando y Freire 1999). (a) Esquema de los sitios de nido en función de su calidad; parejas de baja calidad (-) alrededor de las de alta calidad (+); (b) Autocorrelación espacial de los residuales del éxito reproductor con respecto a la calidad de los sitios de nido.

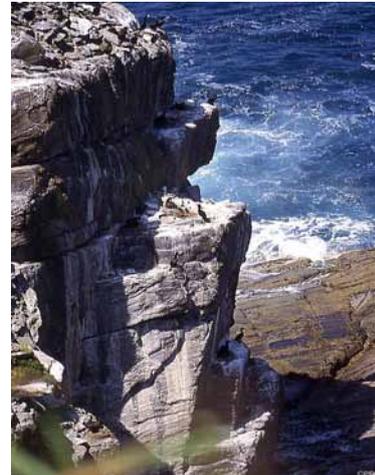


En las islas Cíes, el 75 % de los nidos se construyen en un sitio que fue ocupado en la estación anterior y el resto en un sitio nuevo, siendo la calidad de los sitios nuevos -y el éxito reproductor de las parejas que los ocupan- significativamente inferiores a los reocupados (Velando, 1997). Los sitios nuevos son ocupados prioritariamente por los reclutas (Velando y Freire, 1999). Recordemos que en el cormorán moñudo los machos van adquiriendo los mejores sitios para criar con la edad y la experiencia (Aebischer et al., 1995).

Pueden existir dos presiones selectivas para que aves de baja condición y jóvenes críen cerca de individuos de mayor calidad o edad. Una sería la posibilidad de obtener cópulas extramaritales por parte de la hembra, y otra, las posibilidades de cambiar de pareja o sitio de cría en la siguiente estación (Wagner et al., 1996). En aves, las copulas extra-pareja de las hembras suelen producirse con los machos que crían cerca (Møller, 1991; Birkhead y Møller, 1992), y existe una relación entre el número de copulas extra-pareja y la probabilidad de divorcio en la siguiente estación reproductora (Ens et al., 1993). En el cormorán moñudo existe una estrecha relación entre el divorcio y la fidelidad al sitio del nido, pues los cambios de pareja se producen con aves que habían criado en las inmediaciones el año anterior (Aebischer et al., 1995).

Selección de hábitat

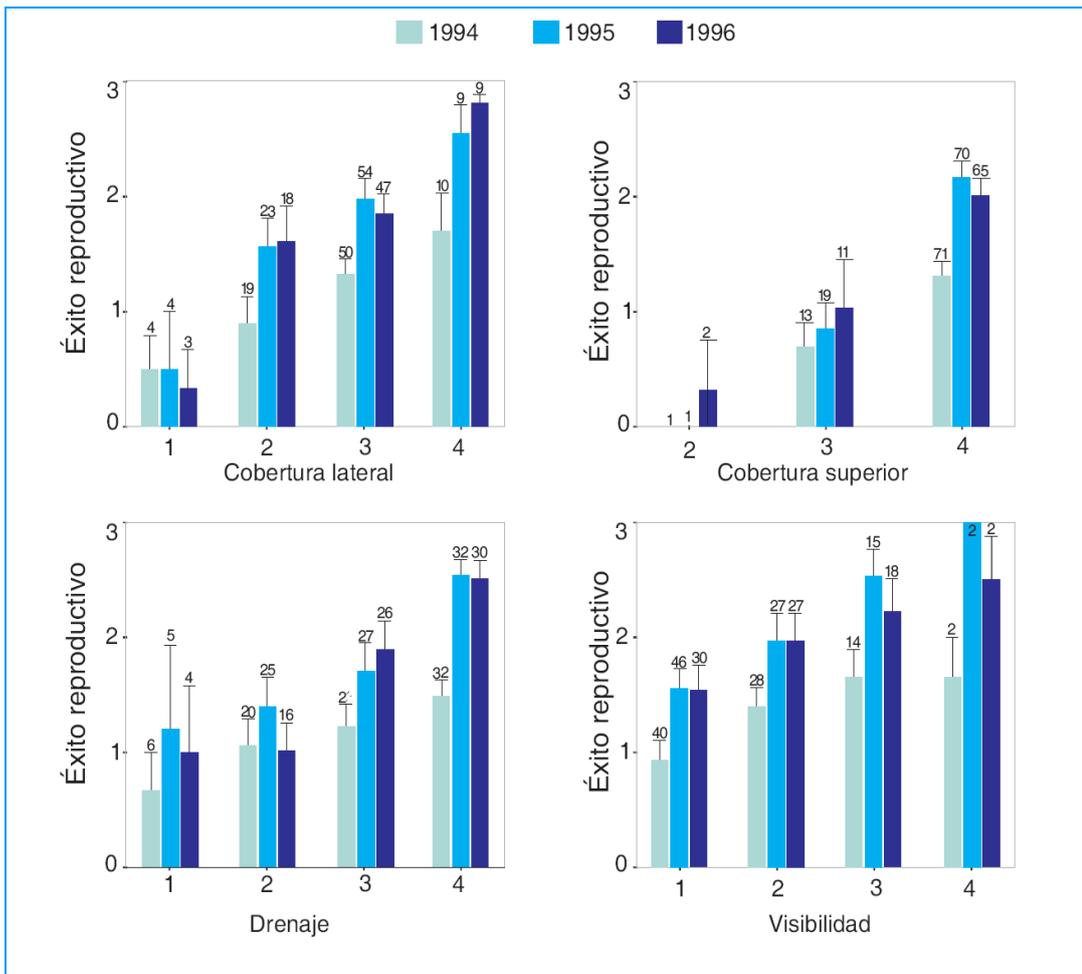
Los resultados obtenidos en diferentes estudios muestran la existencia de un modelo general de selección de hábitat de nidificación para esta especie. Los cormoranes buscan, principalmente, sitios que protejan los nidos de los agentes atmosféricos, de los depredadores y que, además, permitan la visión del entorno físico y social. La selección de hábitat de nidificación muestra grandes diferencias entre las islas Cíes y Ons (Velando 1997), pero también puntos en común. A grandes rasgos, los sitios de los nidos en la isla de Ons son repisas en acantilados verticales, mientras que en las Cíes predominan los nidos hipogeos, en cavidades entre derrubios de bloques rocosos. En la isla de Ons el principal factor que afectaba al éxito reproductor era la protección superior del nido frente a la lluvia y otros agentes atmosféricos y, quizás, frente a los depredadores aéreos. En las islas Cíes las variables que afectaban al éxito y ocupación de los sitios de los nidos también indicaban protección frente a climatologías adversas (paredes inclinadas, techo, cobertura) y depredadores (cobertura), aunque también era importante disponer de visibilidad desde el nido, lo que puede relacionarse con interacciones sociales (protección de la pareja, sitio de nido, atracción de hembras, etc.). Los nidos de mejor calidad fueron ocupados más temprano, indicando una preferencia por sitios de alta calidad en las aves con puestas tempranas.



En las Islas Cíes, los cormoranes nidifican bajo grandes bloques de piedra situados en los acantilados. En la Isla de Ons, la mayoría de los nidos se localiza en repisas de acantilados verticales

Potts et al., (1980), en zonas de acantilado de las islas Farne, relacionan la calidad del hábitat de nidificación con el abrigo del mar, la exposición a la lluvia, la accesibilidad desde el mar y el tamaño del sitio de nido. Las dos primeras variables indican protección frente a una climatología adversa (aunque estos autores señalan que la exposición a la lluvia también puede ser indicadora de protección frente a los depredadores). El acceso desde el mar, indicaría facilidad de escape (relacionado con la protección frente a los depredadores). Olsthoorn y Nelson (1990) relacionan negativamente el éxito reproductivo con el grado de encharcamiento (drenaje defectuoso, humedad) de los sitios de los nidos. En las Islas Cíes, la calidad de sitio de nido medida como drenaje, cobertura (superior y lateral), y visibilidad afectan al éxito reproductor (Figura 10).

Figura 10. Efecto de la calidad del sitio del nido en el éxito reproductivo del cormorán moñudo en las islas Cíes. Fuente: Velando y Freire 2003



Desplazamientos

Esta especie presenta una alta variabilidad en los patrones de dispersión, tanto entre poblaciones, como entre años dentro de la misma población (Galbraith et al., 1986; Pasquet y Monnat, 1990). Únicamente las poblaciones del norte de Noruega y Rusia son realmente migradoras, habiéndose registrado una dispersión media de 600 km durante el primer año de vida. Hacia el sur los movimientos son más cortos (Galbraith et al., 1986), tratándose, normalmente, de movimientos de dispersión postgenerativa relacionados principalmente con la disponibilidad de alimento (Potts, 1969). A pesar de la dispersión juvenil, esta especie presenta una elevada filopatría, ya que más del 90% de las aves regresa a su colonia de nacimiento para reproducirse (Potts, 1969; Aebischer, 1995; Velando y Freire, 2002).

La población gallega es prácticamente sedentaria, permaneciendo durante todo el año en las proximidades de las colonias de cría. Por el momento se dispone de 78 recuperaciones de cormoranes anillados en las colonias del Parque (9 adultos, 67 pollos y 2 de edad indeterminada).

Los cormoranes gallegos se dispersan de media $29,5 \pm 4,8$ km (media \pm error típico), con un máximo de 200 km (un ave nacida en las islas Cíes fue encontrada muerta en Barreiros, Lugo, al tercer año de ser anillada). El 71% de las aves anilladas fueron recuperadas a menos de 30 km de la localidad de anillamiento, el 12% a una distancia de entre 30 y 50 km y un 13 % a más de 50 km.



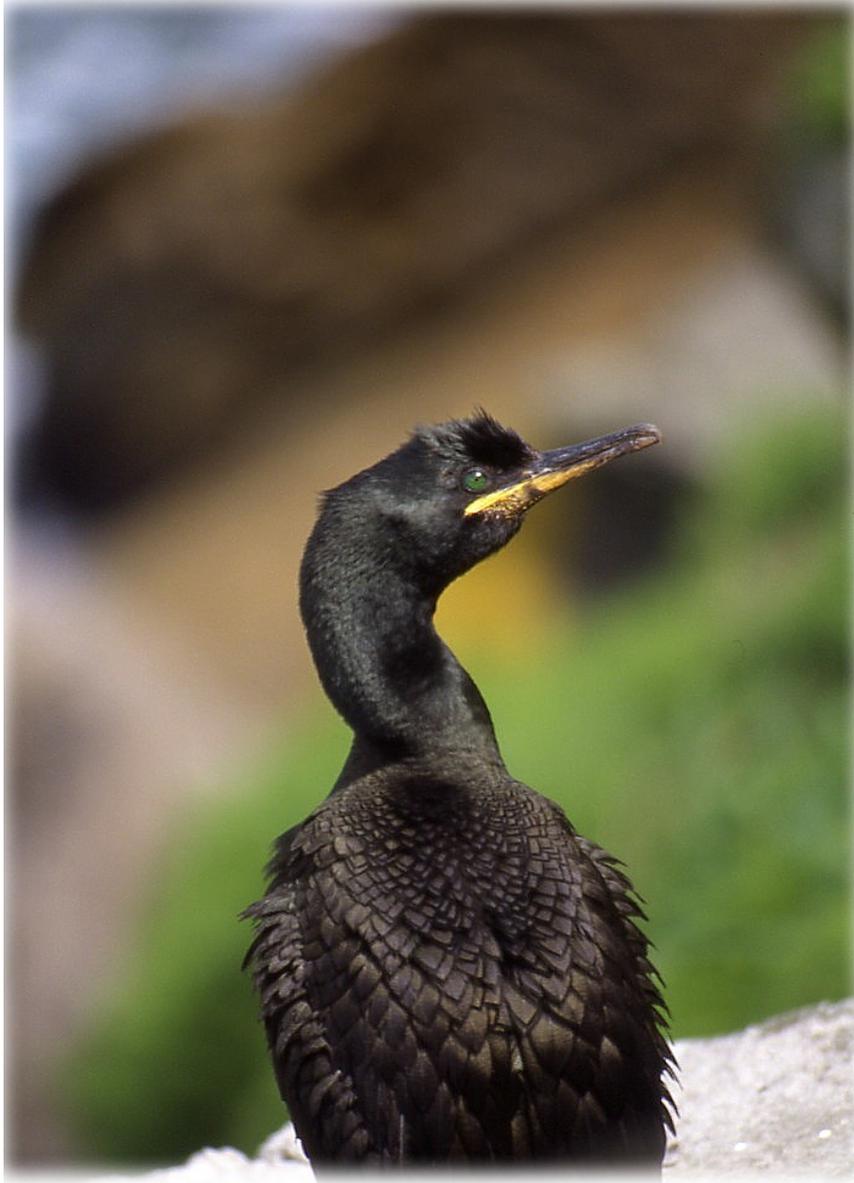
En Galicia, los cormoranes moñudos son sedentarios, con desplazamientos locales

Parámetros poblacionales

La dinámica poblacional del cormorán moñudo ha sido estudiada en las islas Farne (Potts et al., 1980) y en la isla de May (Aebischer, 1986; Aebischer y Wanless, 1992; Aebischer, 1993). Si comparamos los parámetros demográficos obtenidos en las islas Cíes entre 1994 y 1997 (Velando y Freire 2003) con los correspondientes a poblaciones de las Islas Británicas (Tabla 6), se observa que las mayores diferencias aparecen en el número de aves que llegan a volar por pareja y en la supervivencia de adultos. La supervivencia anual de adultos en la población de las islas Cíes fue la más baja de todas las calculadas. Harris et al. (1994), para un periodo de 24 años de estudio en todo el suroeste escocés señalan una tasa de supervivencia media de 0,88, y en 1982 estimaron una mortalidad de 0,89, la más baja del periodo de estudio; Potts et al. (1980) señalan una media de 0,83, con la mortalidad más baja en 1968 de 0,86. Según los estudios disponibles, los artes de enmalle constituyen al menos el 50% de las causas de mortalidad (ver sección de factores limitantes). Esta alta tasa de mortalidad por causas accidentales, implica una disminución en la media de edad de la población nidificante y reproductores más jóvenes, lo que posiblemente influya negativamente en la estrategia vital de la especie. La mortalidad obtenida es una de las más altas registradas para aves marinas (Croxaal y Rothery, 1991).

Tabla 6. Parámetros poblacionales de diferentes colonias de cormorán moñudo. Los datos están tomados de: ¹Aebischer (1986) y (1995), ²Potts (1969) y Potts et al. (1980) y ³Velando y Freire 2002.

isla	supervivencia			éxito	reclutamiento
	adultos	2 años	1 año	pollos/nido	aves 2 años
May ¹	0,85	0,74	0,50	1,12	53%
Farne ²	0,83	0,75	0,51	1,03	65%
Cíes ³	0,72	0,70	0,42	1,45	47%



La unidad de conservación puede definirse como una población (o conjunto de poblaciones) que en la actualidad es demográficamente independiente y cuyo nivel de intercambio con otras poblaciones es tan bajo, que puede considerarse genéticamente distinta (Aulsebrook 2000). Para estudiar la unidad de conservación es necesario tener en cuenta los movimientos migratorios entre poblaciones.

Dispersión y filopatría

Para el estudio de los desplazamientos de los cormoranes del Parque Nacional se han utilizado datos de las recuperaciones de anillas metálicas remitidos por la Oficina de Especies Migratorias de la Dirección General para la Biodiversidad (Ministerio de Medio Ambiente) y las observaciones de aves marcadas con anillas de PVC. Se obtuvo un desplazamiento apreciable (>3 km) en 64 recuperaciones de anillas metálicas. Para el conjunto del Parque, el vector resultante es de $39,8 \pm 50,6$ km y $28,5^\circ$ (noroeste). Únicamente se registraron 4 recuperaciones con rumbo sur (2 aves anilladas en Ons y 2 en Cíes). La dirección resultante es muy semejante en Cíes y Ons ($30,8^\circ$ y $26,4^\circ$ respectivamente); sin embargo, la distancia de desplazamiento es considerablemente mayor en Cíes (Cíes: $49,3 \pm 58,4$ km, $N=44$; Ons: $18,6 \pm 9,8$ km, $N=21$). Fuera del periodo reproductor (agosto – febrero) la distancia media de los desplazamientos fue de $38,8 \pm 32,3$ km; $N=44$.

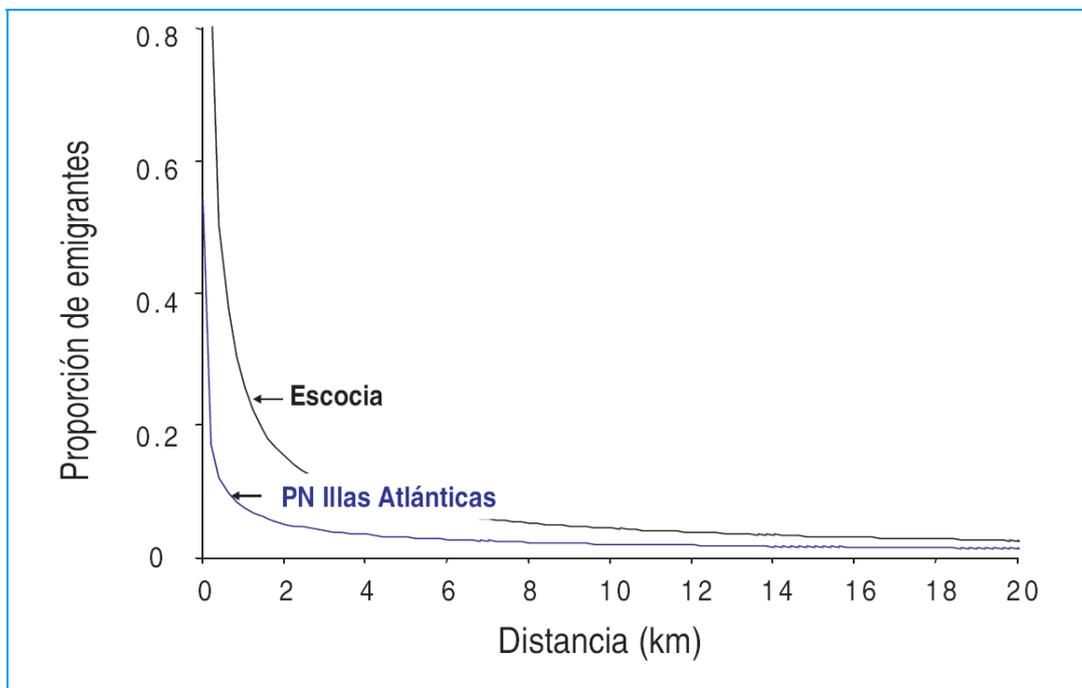
Según los datos de recuperaciones de anillas metálicas, el área de dispersión de los cormoranes del Parque abarcaría un sector delimitado entre las localidades de Candás (Asturias) y Baiona (Pontevedra). Ambas recuperaciones corresponden a aves anilladas en las colonias de Cíes. Para las aves de Ons, la recuperación más lejana hacia el norte se produjo en Louro (Muros, A Coruña) y la más meridional en Cangas (Pontevedra).

A pesar de la existencia de movimientos invernales, la mayoría de los pollos regresan a la colonia de nacimiento, siendo este reclutamiento dependiente de la distancia a la colonia natal (Velando y Freire, 1999, 2002). En Francia, Gran Bretaña, Irlanda y Noruega se han anillado una gran cantidad de cormoranes

desde 1930, observándose un gran movimiento entre las poblaciones de estos países (Potts, 1969; Johansen, 1975; Galbraith et al., 1986; Pasquet y Monnat, 1990). Por el contrario, la existencia de tan sólo 2 registros de aves anilladas en el norte de Europa y recuperadas en Galicia -una en el año 1965, procedente de las islas Scilly (Gran Bretaña) y otra en 1990, procedente de Saltee (Irlanda)- parece indicar que existe un claro aislamiento entre las poblaciones del Cantábrico y Atlántico ibérico y las del norte de Europa.

Aebischer (1995) en su estudio sobre la filopatría en el cormorán moñudo, muestra que el 70% de las aves criaron en la misma zona en la que nacieron y el 95% en la misma isla. La probabilidad de emigración sería inversamente proporcional a la distancia (Figura 11). En las islas Cíes y Ons el 75% de las aves criaron en un radio de 200 metros alrededor de su colonia natal (Velandó 1997), mientras que únicamente un ave de 60 cambió de isla. Pero además el modelo de simulación indica que la emigración es dependiente de la situación de la colonia natal (aumenta cuando la colonia alcanza su capacidad de carga) y es dependiente de la distancia. También el crecimiento de zonas parece indicar que existen diversos grados de inmigración, probablemente relacionados con el atractivo de cada zona.

Figura 11. Emigración en el cormorán moñudo. Relación entre la distancia (km) a la colonia natal y la proporción de cormoranes criando en cada zona en Galicia y en Escocia.



La población del Parque Nacional como Unidad de Conservación

Con el objeto de determinar si la población de cormoranes del Parque constituye una unidad de conservación válida, también se tuvieron en cuenta los patrones de dispersión obtenidos del marcaje individual de pollos y adultos con anillas de lectura a distancia en las islas Cíes y en Ons.

Los datos de recuperaciones y avistamientos obtenidos hasta el momento, indican que los cormoranes del Parque Nacional forman parte de una metapoblación constituida por el conjunto de poblaciones cantábricas y atlánticas de la Península Ibérica, que, actualmente, parece encontrarse aislada del resto de poblaciones de la especie. Hasta la fecha, no se tiene constancia de ninguna recuperación u observación que corrobore la existencia de intercambios genéticos entre los cormoranes atlánticos ibéricos y las poblaciones de cormoranes del resto del Atlántico o del Mediterráneo (eventualmente, adultos reproductores durante el periodo de cría). Por un lado, no se ha registrado ninguna recuperación fuera del área de distribución de los cormoranes atlánticos ibéricos. Por otro lado, tampoco se han visto o recuperado aves mediterráneas en las costas atlánticas de la Península, mientras que las dos recuperaciones de aves británicas en Galicia, corresponden a juveniles en su primer invierno de vida.



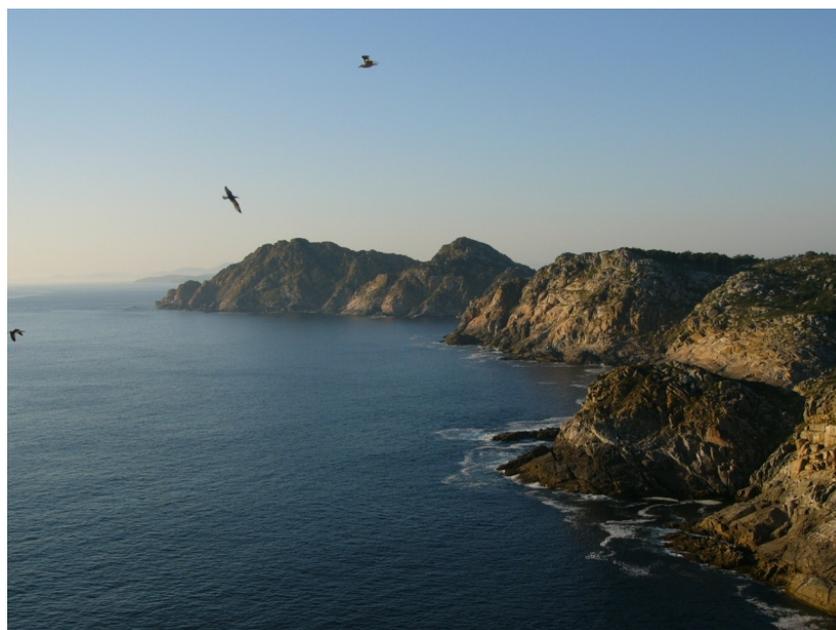
Los avistamientos de aves marcadas sirven para estimar la dispersión reproductiva.

Además, el avistamiento de aves marcadas señala que existe una alta fidelidad al lugar de nacimiento (ver Velando & Freire 2002):

- a) más del 90% de las aves localizadas criaron a menos de 5 km de su colonia natal.
- b) tan solo tres cormoranes marcados han abandonado su isla natal: uno de los cormoranes marcados nacidos en las islas Cíes crió en la isla de Ons y los otros dos en Oleiros, Coruña.
- c) ninguno de los cormoranes marcados en la isla de Ons fue observado criando en las islas Cíes.
- d) solamente un ave anillada fuera del parque (Lobeiras) reclutó en el Parque (concretamente en la isla de San Martiño)

Si bien los datos referidos a observación de aves anilladas en Asturias sugieren que existe una cierta conexión demográfica entre las poblaciones asturianas y las colonias de las rías altas y de la costa de Lugo, ninguna de esas aves ha sido observada al sur de la ría de Muros.

En resumen, los cormoranes del Parque Nacional constituyen un conjunto de poblaciones (metapoblación) con un intercambio muy reducido entre ellas. Asimismo, la población parece ser relativamente independiente de otras poblaciones. Por consiguiente, **el conjunto de las poblaciones de cormorán moñado del Parque Nacional constituye una unidad de conservación válida**. Un Plan de Conservación específico está plenamente justificado.



En este capítulo se señala la localización del área de distribución de la población de cormoranes moñudos del Parque, principalmente sus zonas de reproducción y alimentación.

Nidificación

Los cormoranes construyen sus nidos en las laderas de los acantilados de la cara oeste de las islas del Parque. Los principales núcleos de nidificación en 2007 se muestran en la Figura 12. La colonia mas numerosa, con 277 parejas, se extiende por la franja litoral del noroeste de la isla de Ons, entre As Fontiñas y Punta Centolo. Otras colonias importantes fueron las situadas en la vertiente oeste de la isla de San Martiño y la colonia de la isla de Monteagudo. Por islas, 360 parejas (43,4%) corresponden a Cíes, 409 (49,3%) a Ons y 60 (7,3%) a Sagres y resto de islotes de la ría de Arousa. El censo pormenorizado de la población se detalla en el siguiente capítulo

A escala de colonia el reparto de los nidos dista mucho de ser uniforme. De los 26 sectores de censo de las islas Cíes y Ons, únicamente 9 superaron las 30 parejas nidificantes. La mayor parte de la población se concentra en sectores muy concretos. Así, en la colonia de Ons Norte las mayores densidades de nidificantes se dieron en Cova da Vella y en el tramo formado por los sectores contiguos Fontenova, Bastián de Val y Estripeiral, que sumaron 161 parejas (Figura 13). En la colonia de Ons Sur, la mayor densidad correspondió al sector Freitosa, mientras que en la isla de Onza el sector con mayor densidad fue Onza leste (Figura 13). En las islas Cíes la población nidificante se agrupa en los sectores de Punta Cabalo y Percha de la colonia de Monteagudo, en el sector Campana de la isla de O Faro y en el sector Gavotos de la isla de San Martiño (Figuras 13). Estos 9 sectores, junto con la colonia de Sagres sumaron 643 parejas, el 77,5% del total del Parque.

En el censo de 1994 de la población reproductora de cormorán moñudo en el Parque Nacional Islas Atlánticas, de los 557 nidos censados, en las islas de Ons tan sólo 50 (el 9 %) fueron localizados bajo bloques de piedra (hipogeos). El resto de los nidos estaban situados en repisas del acantilado. En las islas Cíes,

en cambio, de 905 nidos localizados 867 (el 96 %) se situaban en oquedades bajo grandes rocas y tan sólo 38 (el 4%) fueron censados sobre repisas en el interior de furnas. Los cormoranes crían preferentemente en la cara oeste de las islas, en derrubios graníticos desde los 4 metros a 150 metros de altura a nivel del mar.

Según los datos obtenidos en las islas Cíes entre 1992 y 2007, las colonias de cría son visitadas durante todo el año. Sin embargo, de enero a julio su ocupación es permanente. El cortejo se produce de diciembre a febrero; las primeras puestas aparecen a finales de febrero y, principios de marzo; los últimos pollos abandonan la colonia a mediados de julio.

Figura 12. Colonias (círculos grandes) y lugares de nidificación (círculos pequeños) del cormorán moñudo en el Parque Nacional en 2007.

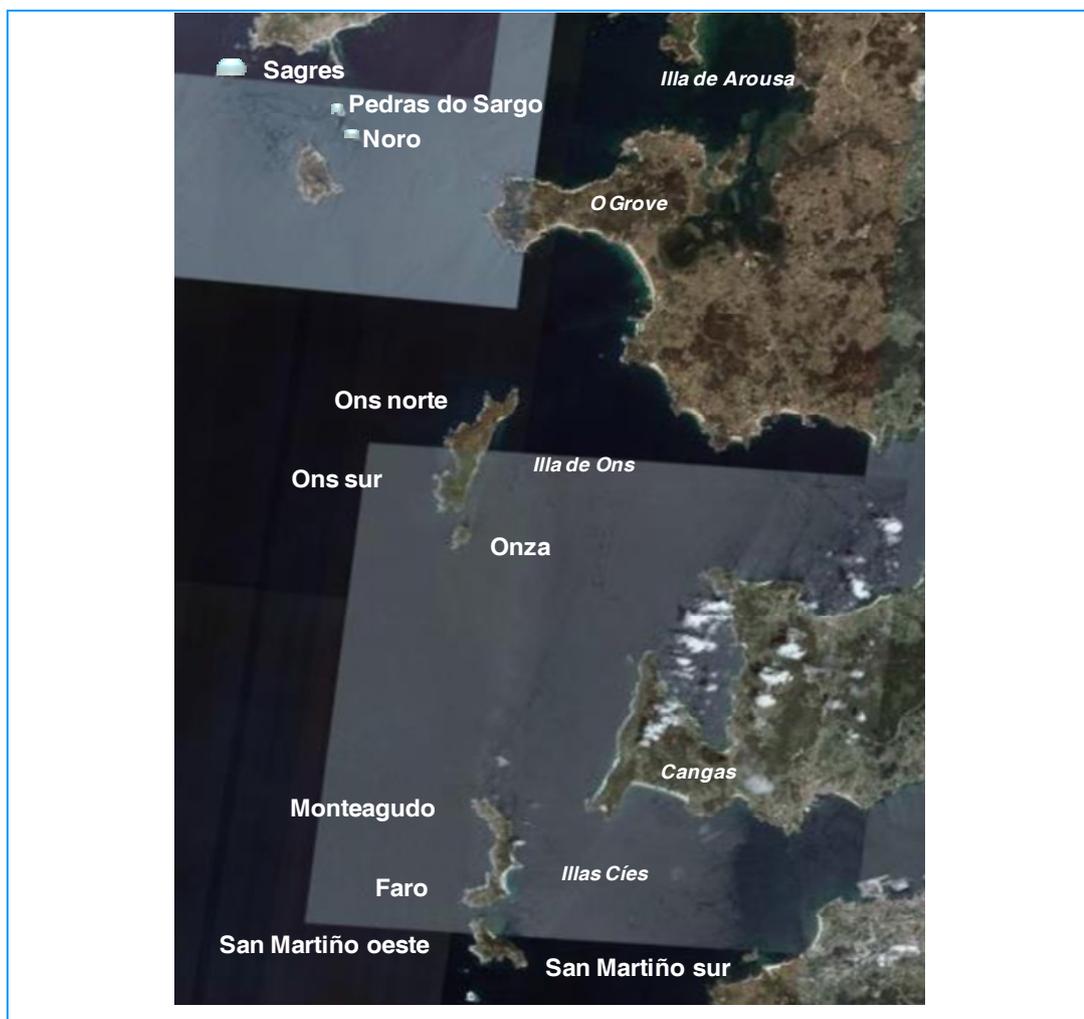
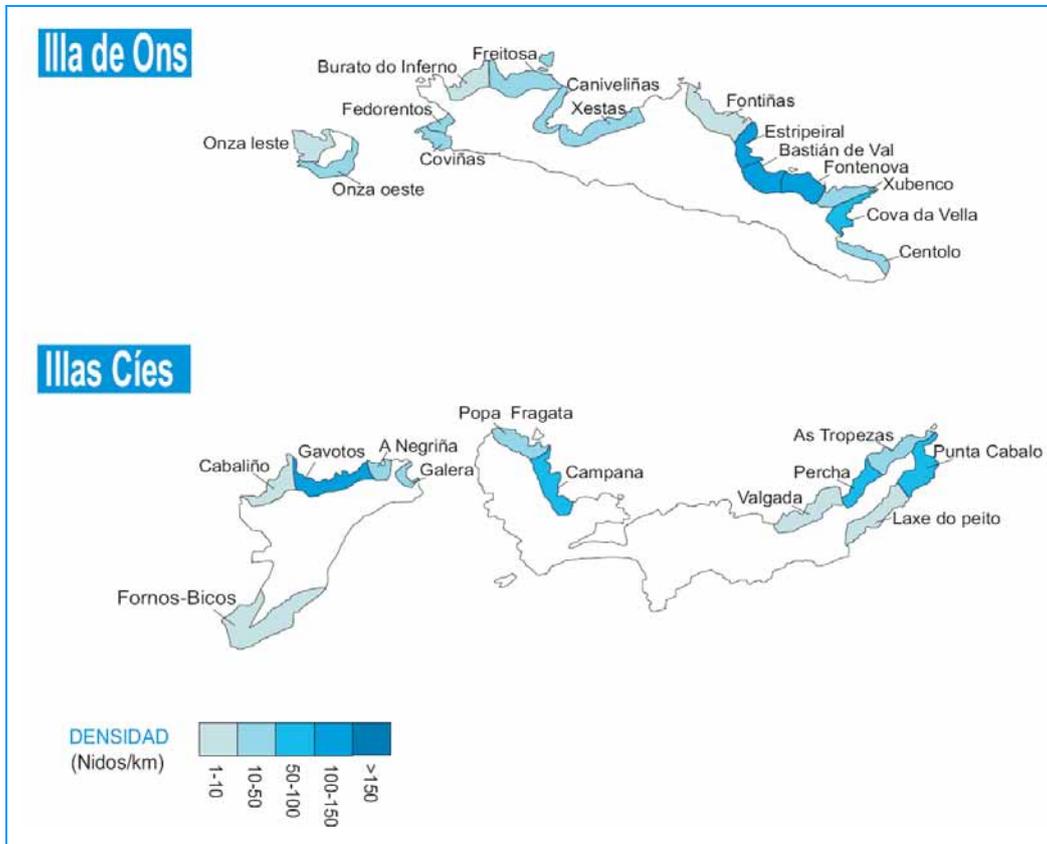


Figura 13. Distribución de las zonas de nidificación y densidad (nidos por km de costa) en el Parque Nacional Islas Atlánticas (excepto ría de Arousa; año 2007).

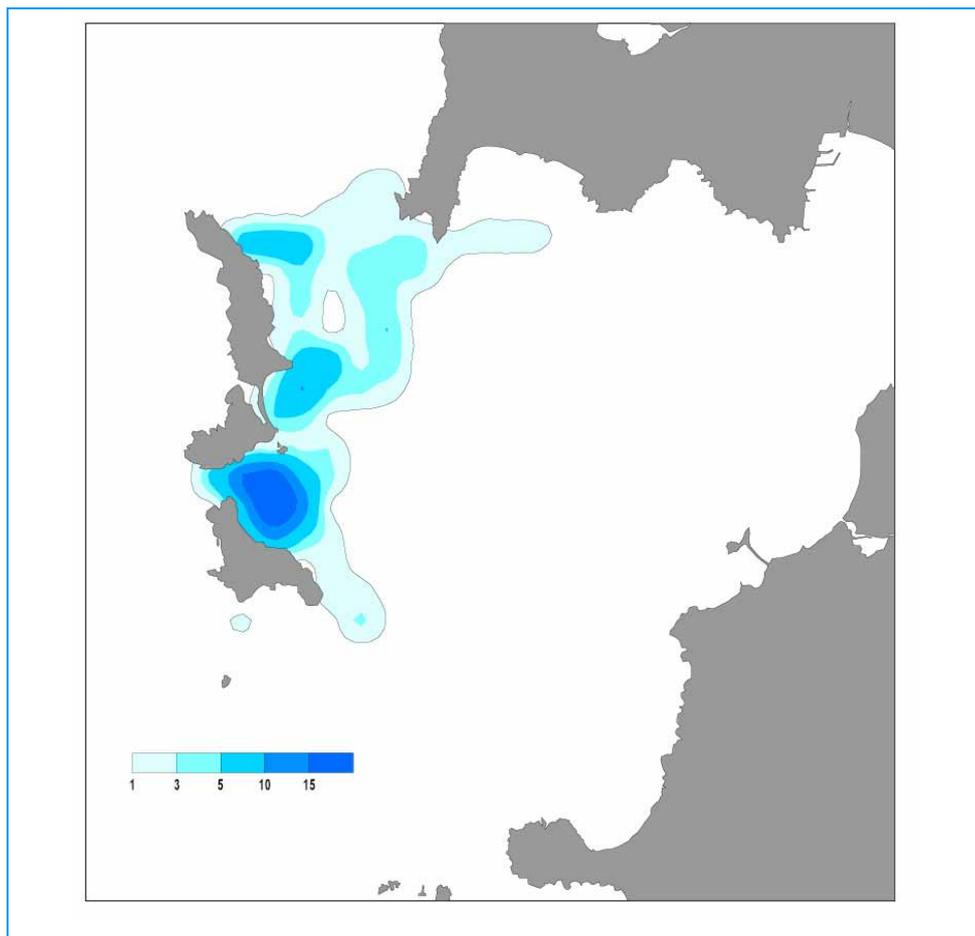


Las mayores densidades de nidos se sitúan en la Ensenada dos gavotos, Isla de San Martiño (izquierda) y en Bastián do Val, Isla de Ons.

Zonas de alimentación durante la estación reproductora.

Tan sólo se dispone de datos sistemáticos de las zonas de alimentación alrededor de las islas Cíes. Esta información procede del seguimiento de 132 grupos (>10 aves) de alimentación observados entre 1995 y 2007 durante el periodo reproductivo (febrero-agosto). Únicamente se localizaron tres grupos fuera del entorno de las islas Cíes, (cerca de Punta Borneira en Cangas, correspondientes al mes de febrero). El muestreo se realizó desde diferentes observatorios. Para situar a los grupos se empleó una retícula UTM de 500 x 500m, calculándose posteriormente el porcentaje relativo de uso de cada cuadrícula (Figura 14). La distribución fue mapeada mediante un “kriging” después de la correspondiente estimación del semivariograma.

Figura 14. Distribución de los grupos de alimentación de cormorán moñudo en las islas Cíes (basado en 132 grupos). Los colores representan el porcentaje relativo de utilización de cada cuadrícula.



Durante la época de cría los cormoranes se alimentan preferentemente cerca de la costa en la fachada oriental de las islas. Existen tres localizaciones principales, todas ellas a menos de 500 m de la costa (Figura 15): i) la zona de A Porta, entre San Martiño y Monteagudo; ii) frente a Punta Muxieiro; y, iii) frente a Laxe do Peito. Las zonas de alimentación se localizan en un intervalo de 500 metros a 2 kilómetros de los nidos más cercanos y lejanos respectivamente. Como ya se ha comentado, los cormoranes en las islas Cíes se alimentan preferentemente en zonas con fondos de arena, donde viven los amodítidos (Figura 16). El sustrato de las zonas de alimentación de A Porta y Muxieiro es de arenas con fango y escasas gravas. La zona de Laxe do Peito es de arena con escasas gravas.

La profundidad media de las zonas usadas (según la frecuencia de uso de cada cuadrícula) es de 14,4 metros con un mínimo de 2 metros y un máximo de 29 metros. La zona de Laxe do Peito es la que posee una mayor profundidad. Como se observa en la figura 20 la probabilidad de uso de cada cuadrícula disminuye con la profundidad. El 45 % de las localizaciones se situaron entre los 2 y los 10 metros de profundidad.

Figura 15. Distribución de los grupos de alimentación según la profundidad, basado en el seguimiento de 132 grupos (>10 aves) de alimentación entre 1995 a 2007.

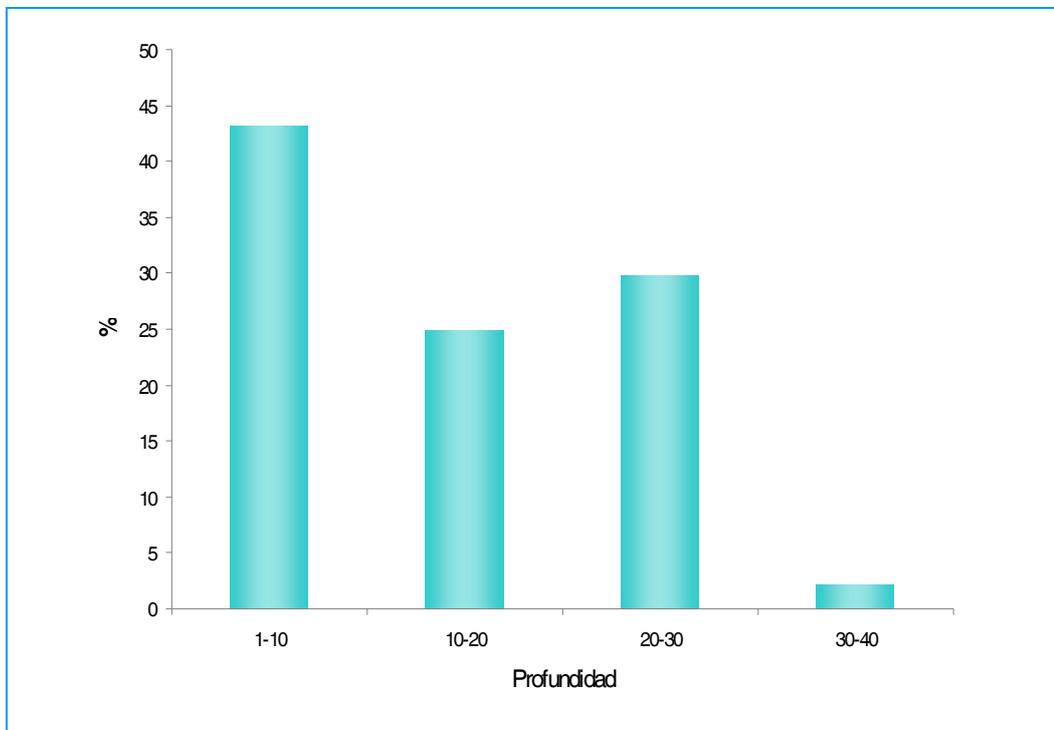
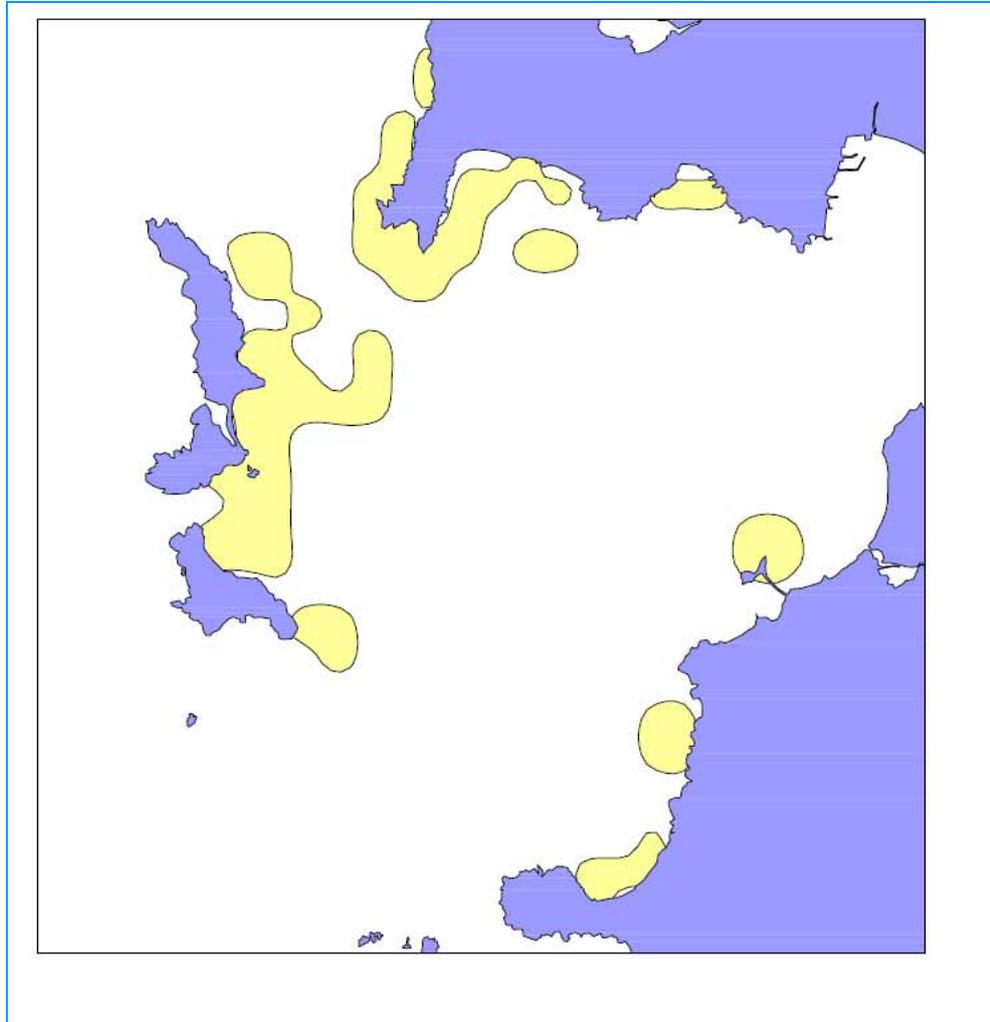


Figura 16. Distribución los fondos de arena en la ría de Vigo.



En el entorno del Parque Nacional es común observar grupos de cormoranes alimentándose, que en gallego reciben el nombre de ralleiras

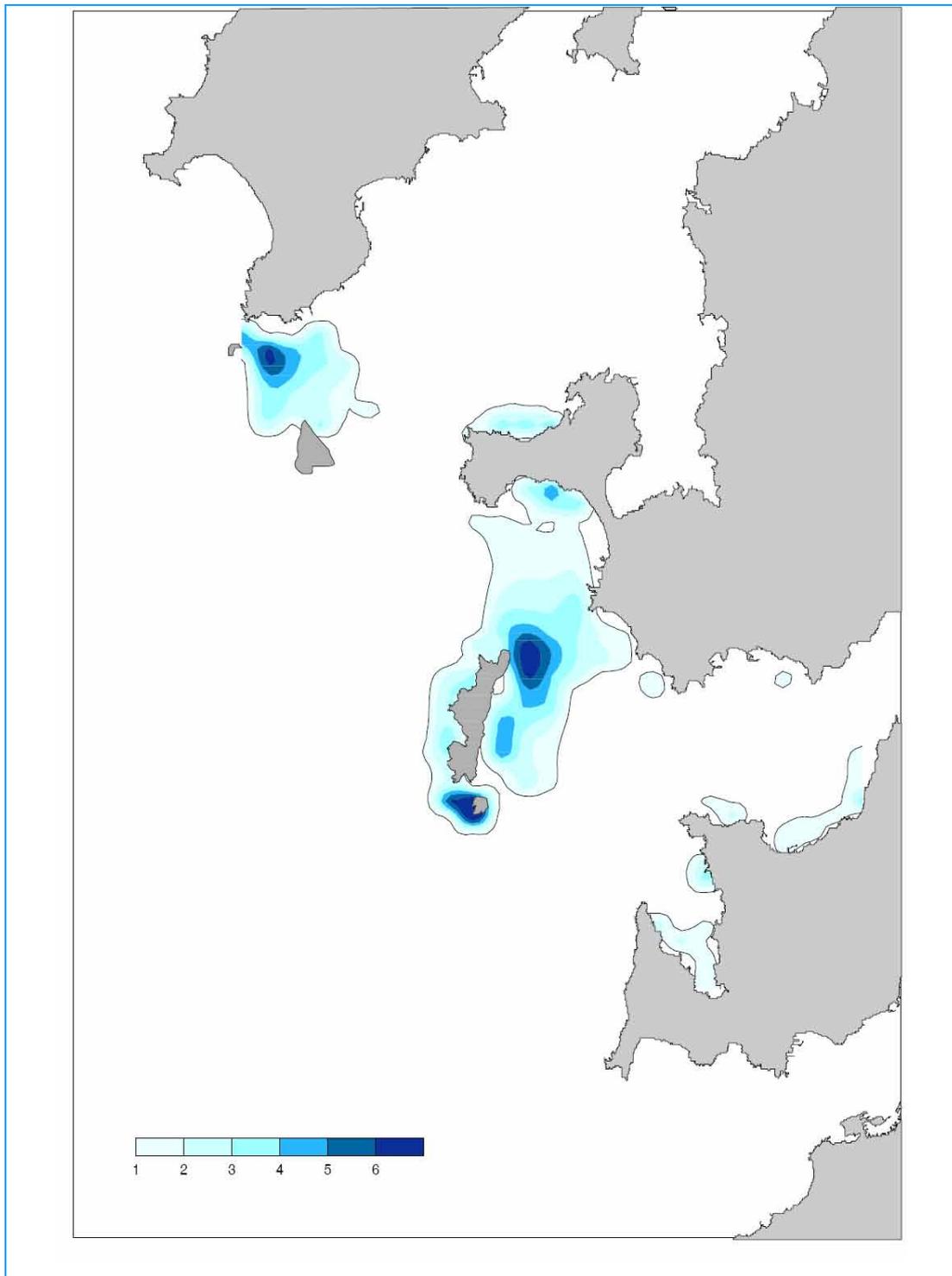
Tabla 7. Modelo logístico de la probabilidad de uso de cada cuadrícula por parte de los grupos de alimentación del cormorán moñudo en la Ría de Vigo.

Parámetro	Coefficiente	Desviación típica	Chi-cuadrado	Probabilidad
Intersección	-2.497	0.195	164.575	< 0.0001
Arena	0.443	0.233	3.637	0.057
Profundidad	-0.124	0.011	122.117	< 0.0001
Distancia a la colonia	0.018	0.074	0.061	0.805
Arena*profundidad	0.100	0.014	47.947	< 0.0001
Arena*distancia	-0.391	0.104	14.235	0.000

Como no existen registros sistemáticos de las zonas de alimentación del cormorán en las rías de Pontevedra y Arousa, para explorar como se distribuye el hábitat potencial del cormorán en estas rías hemos modelizado el hábitat en la ría de Vigo. Así, en la ría de Vigo, durante la estación reproductora, la distribución de los grupos de alimentación esta condicionada por la distribución de los fondos de arena, la distancia a los lugares de alimentación y la profundidad (Tabla 7).

Este modelo permite inferir la distribución espacial del hábitat potencial para la alimentación del cormorán moñudo en las rías de Pontevedra y Arousa durante la estación reproductora. Se observa que existen tres núcleos potenciales importantes: (i) al este de Punta Centulo; (ii) al sur de Ons, entre Fedoretos y Onza; y, (iii) al norte de Salvora, en los alrededores de Vionta. Así mismo, al este de Ons y en la ensenada de A Lanzada, existen bancos de arena de poca profundidad donde podría alimentarse el cormorán. En la Isla de Ons, los amodítidos son la presa más importante durante la estación reproductora, aunque los peces de roca también contribuyen de manera importante a la dieta (Capítulo 2). Es muy probable que en la isla de Ons los fondos de roca sean utilizados por los cormoranes para alimentarse.

Figura 17. Zonas de alimentación potenciales del cormorán moñudo en las rías de Pontevedra y Arousa; basado en los parámetros estimados para las zonas de alimentación de las islas Cíes (ver texto)



Distribución invernal

Los datos de recuperaciones y observaciones de cormoranes anillados indican una cierta segregación espacial en las zonas de dispersión invernal, junto con algunas diferencias entre las clases de edad. La mayoría de las aves nacidas en las islas Cíes se dispersan por la ría de Vigo, algunas en la ensenada de O Grove (ría de Arousa), mientras que unas pocas se dispersan aun más lejos, llegando a Cabo Touriñán y Muxia. Las aves de la isla de Ons presentan una dispersión menor, concentrándose en, el sector entre Punta Corbeira y A Lanzada (ría de Pontevedra) y en la ría de Arousa. En general, se observa una preferencia por las zonas externas de las rías y movimientos en las proximidades de las colonias de cría.

Los jóvenes del Parque Nacional se dispersan de media 20 km, con un máximo de 100 km (un ave nacida en las islas Cíes y encontrada muerta en Muxía a los 41 días de ser anillada). Los juveniles de la islas Cíes se dispersan más y a mayor distancia que los de la isla de Ons (Figura 18). Las aves de primer año de las islas Cíes se dispersan una media de 24 km, con un máximo de 100 km y las de la isla de Ons 12 km, con un máximo de 21 km. En las islas Cíes, el componente direccional más frecuente es hacia el oeste, en dirección a la ría de Vigo, mientras que en la isla de Ons, la zona más frecuentada se corresponde con el norte de la ría de Pontevedra y sur de la de Arousa, en el complejo Lanzada-O Grove (dirección noroeste). Los adultos en cambio, son marcadamente sedentarios. Los de la islas Cíes, permanecen, casi todos, en la ría de Vigo, mientras que los de la isla de Ons se distribuyen por la boca de las rías de Pontevedra y Arousa (Figura 19).

Figura 18. Distribución de los desplazamientos (recuperaciones de aves muertas o avistamientos) de juveniles de menos de un año de las islas Cíes (azul) y Ons (verde) desde la zona de cría al punto de recuperación

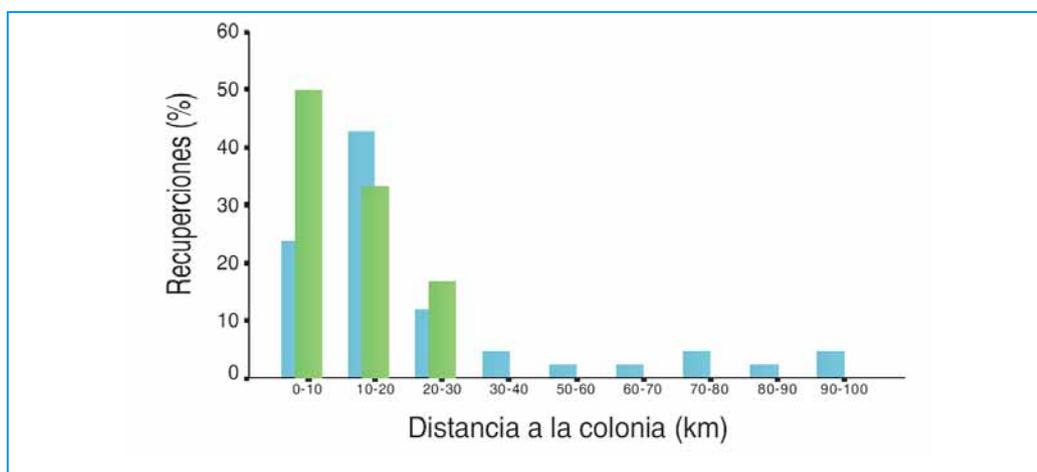
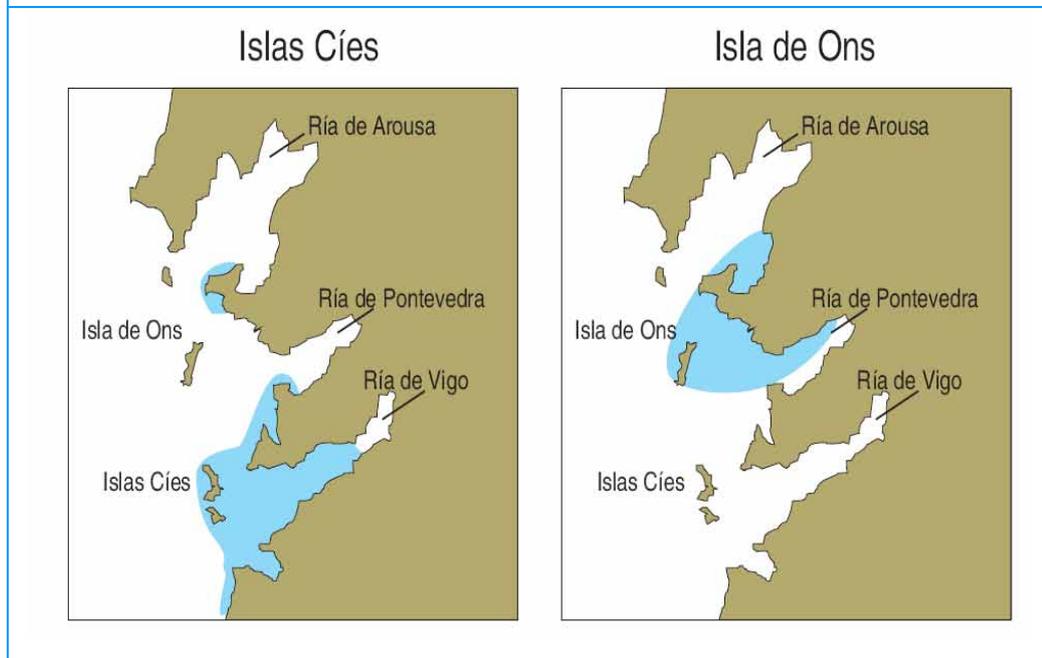


Figura 19. Distribución de las recuperaciones de adultos en otoño e invierno.



Posaderos de descanso

Tan sólo existen datos para los posaderos de descanso en las islas Cíes. En las zonas de alimentación de las islas Cíes existen diversos posaderos de descanso, algunos de ellos ocasionales. Los principales posaderos de descanso durante la alimentación se sitúan en la cara este de las islas. Aunque existen varios posaderos pequeños (<20 individuos normalmente) por toda la costa, pueden distinguirse cuatro posaderos principales donde se reúnen los grupos de alimentación. El primero de ellos se sitúa en la isla de Monteagudo cerca del faro de O Peito, desde las inmediaciones del Cabezo do Vapor hasta la furna de Monteagudo. El segundo, también en la isla de Monteagudo, se encuentra en las rocas de Punta Muxieiro, y se trata de un posadero muy utilizado en primavera. El tercero está situado en el islote de Os Viños, y, por último, el cuarto posadero se localiza en Punta Galera en la isla de San Martiño, donde, hace unos años, se concentraban cientos de cormoranes según en que época. En la isla de Ons los posaderos se sitúan en la cara este y oeste. Por último, señalar el importante posadero de Punta Cusiñadoiro en la isla de Onza.

Guarderías

Se entiende por guardería el agrupamiento de juveniles en zonas próximas a los lugares de nidificación. En cuanto echan a volar los juveniles se juntan en rocas cercanas al mar situadas debajo de las colonias, formando guarderías. Los juveniles entran y salen del posadero, realizan ejercicios de natación (nadan, bucean, y chapotean) y vuelan en el mar siguiendo a adultos, presumiblemente hacia las zonas de alimentación. Las guarderías se sitúan en las mismas zonas de nidificación señaladas en la Figura 13. Las guarderías comienzan su actividad en junio y es posible observar juveniles en las mismas hasta septiembre.

En las Islas Cíes, el 93% de los avistamientos de juveniles marcados como pollos, se localizaron en las guarderías de la zona correspondiente al nido en el que habían nacido (Velando 2001). Existe una gran fidelidad entre los jóvenes, a el sector de la colonia donde nacieron y también al posadero. De 65 juveniles avistados más de una vez, 50 lo fueron en el mismo posadero, 10 en distinto posadero pero en la misma zona y 5 en posaderos de otras zonas.

Dormideros invernales

Durante el invierno los cormoranes duermen en las colonias de cría, generalmente en posaderos situados en rocas próximas. Todas las aves marcadas (n=40) que fueron avistadas en invierno, se encontraban posaderos muy cercanos al nido que habían ocupado. Dos de los posaderos de descanso también se usaron como dormideros invernales, en concreto Laxe do Peito y Punta Galera.

Fuera de las islas existen posaderos por toda la costa y alguno de ellos es usado ocasionalmente como dormidero. Es de destacar el posadero de las islas Estelas (Nigrán), localizado en la Estela de Fóra, donde duerme un importante número de cormoranes (mas de 200), con la particularidad de que la mayoría son inmaturos. Estas islas, por tanto, son de gran importancia en la supervivencia de los juveniles. Se desconoce la ubicación concreta de los posaderos invernales en la rías de Pontevedra y Arousa.



Censo de la población nidificante en 2007

El método de censo de la población reproductora se basó en el registro de todas las parejas que construyeron un nido en la temporada reproductiva de 2007. Más concretamente, el censo se fundamenta en la estima de dos variables:

- i) nidos ocupados: registrados directamente por los observadores; se trata, con mucho, del caso más frecuente.
- ii) nidos aparentemente ocupados (NAO): sitios susceptibles de acoger un nido, con evidencias claras de estar ocupados o de haberlo estado recientemente.

Por una cuestión de simplicidad, los resultados se presentan como número de parejas reproductoras. Se registraron, asimismo, los lugares de cría utilizados por el cormorán moñudo en 2007, entendiéndose por lugar de cría, el ocupado por al menos una pareja siempre y cuando se encuentre a más de 500 m del lugar de cría más próximo. Igualmente, se define colonia como la agrupación simultánea de, por lo menos, tres parejas reproductoras, distante más de 500 m de cualquier otro lugar de cría. La población se censó entre el 6 y el 15 de mayo (Tabla 6). El conteo, nido por nido, se realizó en su mayor parte desde tierra, con la ayuda de binoculares.

En las islas grandes, los datos se presentan agrupados por sectores que coinciden con los empleados en otros censos previos. Estos sectores están delimitados por accidentes geográficos muy patentes, por lo general líneas de crestas, más o menos perpendiculares a la línea de costa, y son fácilmente reconocibles en el campo. La isla de Onza, los islotes de Noro y Pedras do Sargo, así como algunas otras zonas en las que no fue posible la observación completa desde tierra, se censaron desde una embarcación. Se revisaron todos los lugares del Parque en los que existía constancia de cría, según datos de censos de años anteriores completos y parciales de la especie. La cobertura espacial fue total, esto es, todos los lugares susceptibles de acoger un lugar de cría fueron visitados en al menos una ocasión durante el periodo reproductor.



En el censo se contabilizó el número de nidos construidos

La población reproductora de cormorán moñudo en el Parque Nacional en 2007 fue de 829 parejas, repartidas en 10 lugares de cría (Tabla 8). La especie nidifica en las tres islas principales del archipiélago de Cíes (San Martiño, Faro y Monteagudo), en las islas de Onza y Ons y en las dos islas Sagres (de terra y de fora). Otros puntos de nidificación, que no alcanzan el rango de colonia, se encuentran en otros dos de los islotes de la ría de Arousa: Noro y Pedras do Sargo (Figura 12).

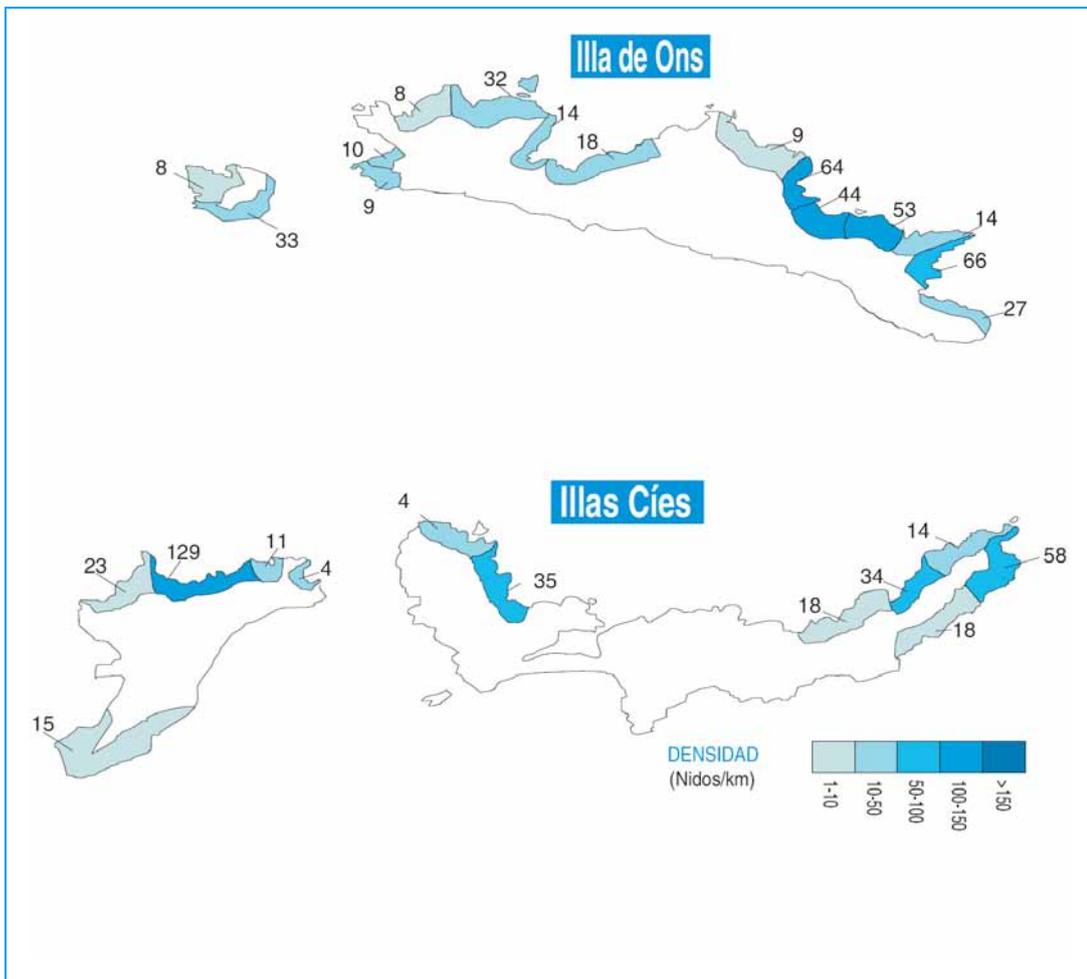
La colonia más numerosa, con 277 parejas, se extiende por la franja litoral del noroeste de la isla de Ons, entre As Fontiñas y Punta Centolo. Otras colonias importantes fueron las situadas en la vertiente este de la isla de San Martiño y la colonia de la isla de Monteagudo (Tabla 8). Por islas, 360 parejas (43,4%) corresponden a Cíes, 409 (49,3%) a Ons y 60 (7,3%) a Sagres y resto de islotes de la ría de Arousa.

Tabla 8. Censo de la población nidificante de cormorán moñudo en el Parque Nacional en 2007. Se indica la fecha y tipo de censo (por tierra o por mar), el número de parejas estimadas en cada lugar de cría y el porcentaje que representa frente a la población total.

Lugar de cría	Fecha	Tipo censo	Parejas	
			reproductoras	%
Ságres	15-mayo	tierra	58	7,0
Pedras do Sargo	15-mayo	mar	1	<1
Noro	15-mayo	mar	1	<1
Ons norte	09-mayo	tierra	277	33,4
Ons sur	09-mayo	tierra	91	11,0
Onza	10-mayo	mar	41	4,9
Monteagudo	06-mayo	tierra	139	16,8
Faro	08-mayo	tierra	39	4,7
San Martiño Oeste	08-mayo	tierra	167	20,1
San Martiño Sur	07-mayo	tierra	15	1,8

La mayor parte de la población se concentra en pocos sectores. Así, en la colonia de Ons Norte las mayores densidades de nidificantes se dieron en Cova da Vella y en el tramo formado por los sectores contiguos Fontenova, Bastián de Val y Estripeiral, que sumaron 161 parejas (Figura 20). En la colonia de Ons Sur, la mayor densidad correspondió al sector Freitosa, mientras que en la isla de Onza el sector con mayor densidad fue Onza leste (Figura 20). En las islas Cíes la población nidificante se agrupa en los sectores de Punta Cabalo y Percha de la colonia de Monteagudo, en el sector Campana de la isla de O Faro y en el sector Gavotos de la isla de San Martiño (Figura 20). Estos 9 sectores, junto con la colonia de Sagres sumaron 643 parejas, el 77,5% del total del Parque.

Figura 20. Número de parejas nidificantes de cormorán moñudo en los sectores de censo del Parque Nacional en 2007. No se representan los datos correspondientes a la ría de Arousa.



Cambios en la población nidificante 1976-2007

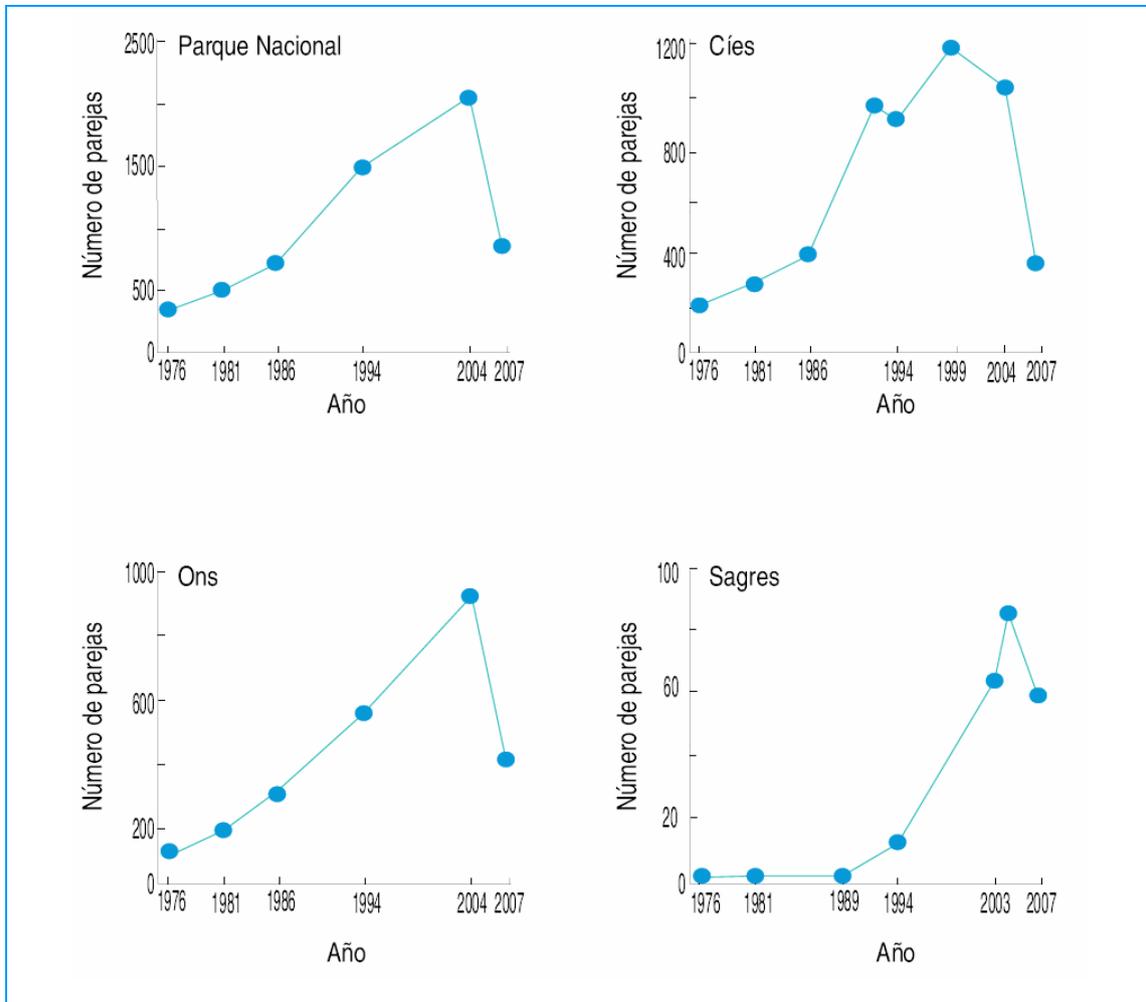
El análisis de los cambios en los efectivos reproductores a lo largo del tiempo es muy sensible a la calidad de los datos y ésta suele ir ligada al número de censos disponibles durante el periodo de estudio. En general, la incertidumbre disminuye al aumentar el número de periodos reproductores censados. Por lo tanto, los mejores datos corresponden a la isla de O Faro, ya que existen nada menos que 15 censos entre 1981 y 2007 (13 de los cuales son posteriores a 1992). Existen 6 censos completos de los efectivos nidificantes en el Parque Nacional (Tabla 9), que abarcan el periodo comprendido entre 1976 y 2007 (1976 y 1981 en Bárcena et al. 1987; 1986 en Callejo et al. 1986; 1994 en Velando 1997; 2004 en Arcea 2005). Además, en 1992 (Munilla et al. 1992) y 1999 (Velando y Gamallo 1999) se censó la población de las islas Cíes.

En el conjunto del Parque Nacional (Figura 21) se observa un ascenso sostenido y relativamente constante de la población entre 1976 y 2004 (tasa de crecimiento anual: 6,97%) que resulta truncado por un brusco descenso en 2007 (-26,12% entre 2004 y 2007). Ons presenta un comportamiento análogo al conjunto del Parque con un máximo de nidos en 2004 (Figura 21). La secuencia de censos indica, sin embargo que, en Cíes, el crecimiento de la población pudo haberse detenido en 1999 y que a partir de ese año la población comenzó a declinar (Figura 21). Cabe la posibilidad de que en Ons haya ocurrido lo mismo, ya que no existen datos de la población nidificante entre 1994 y 2004.

Tabla 9. Número de parejas nidificantes en los lugares de cría y colonias del Parque Nacional entre 1976 y 2007. *datos inferidos.

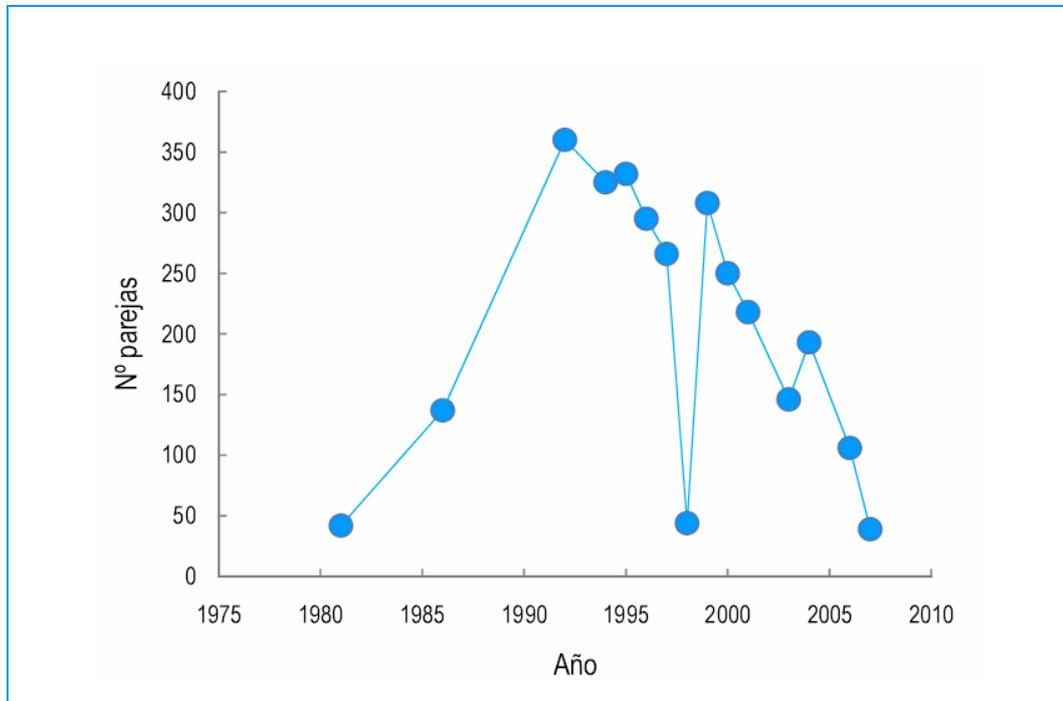
	1976	1981	1986	1992	1994	1999	2004	2007
Ságres	0	0			11		87	58
Noro	0	0			3		6	1
Pedras do Sargo	0	0			0		3	1
Total illas Arousa	0	0			14		96	60
Ons Norte		147	238		430			277
Ons Sur		32	55		106			91
<i>Total Ons</i>	122	179	293		536		855	368
Onza		9	14		21		76	41
Total Ons y Onza		188	307		557		931	409
Monteagudo		139	138	274	233	402	369	139
Faro		111	137	360	325	308	193	39
San Martiño		42	132	356	345	488		182
Total Cíes	190	292	398	990	903	1198	1029	360
Total Parque Nacional	312	485	703		1474		2056	829

Figura 21. Cambios en el tamaño de la población reproductora de cormorán moñudo en el conjunto del Parque Nacional y en sus principales islas (Cíes, Ons y Sagres) según los resultados de los censos realizados entre 1976 y 2007



En Ons, la tasa de incremento anual de la población reproductora durante el periodo de crecimiento (1976-2004) fue de 7,53% mientras que el declive observado entre 2004 y 2007 equivale a un descenso anual de -23,98% (Figura 21). En Cíes, la tasa de incremento anual del primer periodo (1976-1999) fue del 8,34% mientras que en los 8 años siguientes la población **se redujo un 69,9%** lo que equivale a una tasa de incremento anual negativa de -13,95% (figura 20). Sagres, una colonia de pequeño tamaño, muestra un comportamiento diferenciado, ligado a su reciente colonización. El cormorán moñudo no ocupó Sagres hasta los primeros años de la década de 1990 (figura 20) y la tasa resultante entre 1994 y 2004 fue muy elevada, de 19,26% por año.

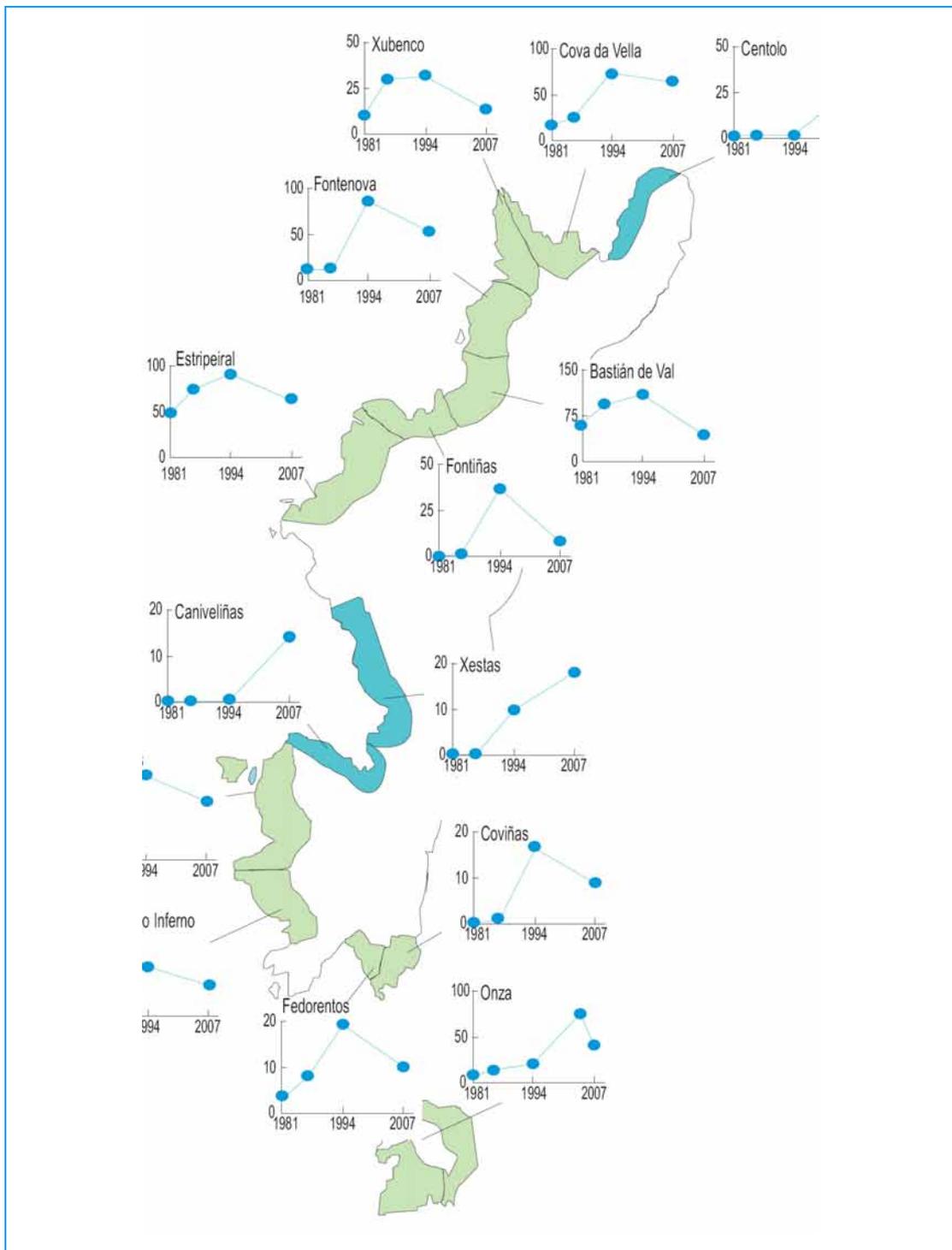
Figura 22. Cambios en el tamaño de la población reproductora de cormorán moñudo en la Isla de O Faro según los resultados de los censos realizados entre 1976 y 2007



En la isla de O Faro, colonia que cuenta con la serie más completa de censos, el máximo de parejas nidificantes se produce en 1992 (360 parejas), al menos 7 años antes que en el resto de colonias de Cíes (Figura 22). En O Faro, la tasa anual de declive entre 1992 y 2007 fue -13,77%, ligeramente más alta que las mostradas por las colonias de Monteagudo y San Martiño durante sus correspondientes periodos de declive entre 1999 y 2007 (-12,43 % y -12,54 % respectivamente). El declive en Faro a lo largo de se mismo periodo de referencia (1999-2007) fue, por lo tanto, mucho más marcado, -22,76 %. Estos datos ponen de relieve, asimismo, la existencia de un colapso reproductor (la gran mayoría de los adultos renunciaron a reproducirse) en el año 1998. Es muy probable que este colapso afectase al resto de la población de las Cíes y quizás también al resto del Parque, puesto que se cree que fue ocasionado por unas condiciones climatológicas extraordinariamente adversas durante el periodo de puesta (véase Velando et al. 2005).

Los resultados de los censos de las grandes colonias (excepto 2004) aparecen agrupados en los 26 sectores de censo, definidos a su vez en base a características geográficas evidentes. Esta información permite un análisis espacial más detallado de la evolución en los efectivos reproductores, así como de la ocupación del hábitat durante la cría.

Figura 23. Cambios en el tamaño de la población reproductora de cormorán moñudo por sectores en la Isla de Ons según los resultados de los censos realizados entre 1981 y 2007. En color se representan los sectores que han disminuido (verde) y aumentado su población (azul).



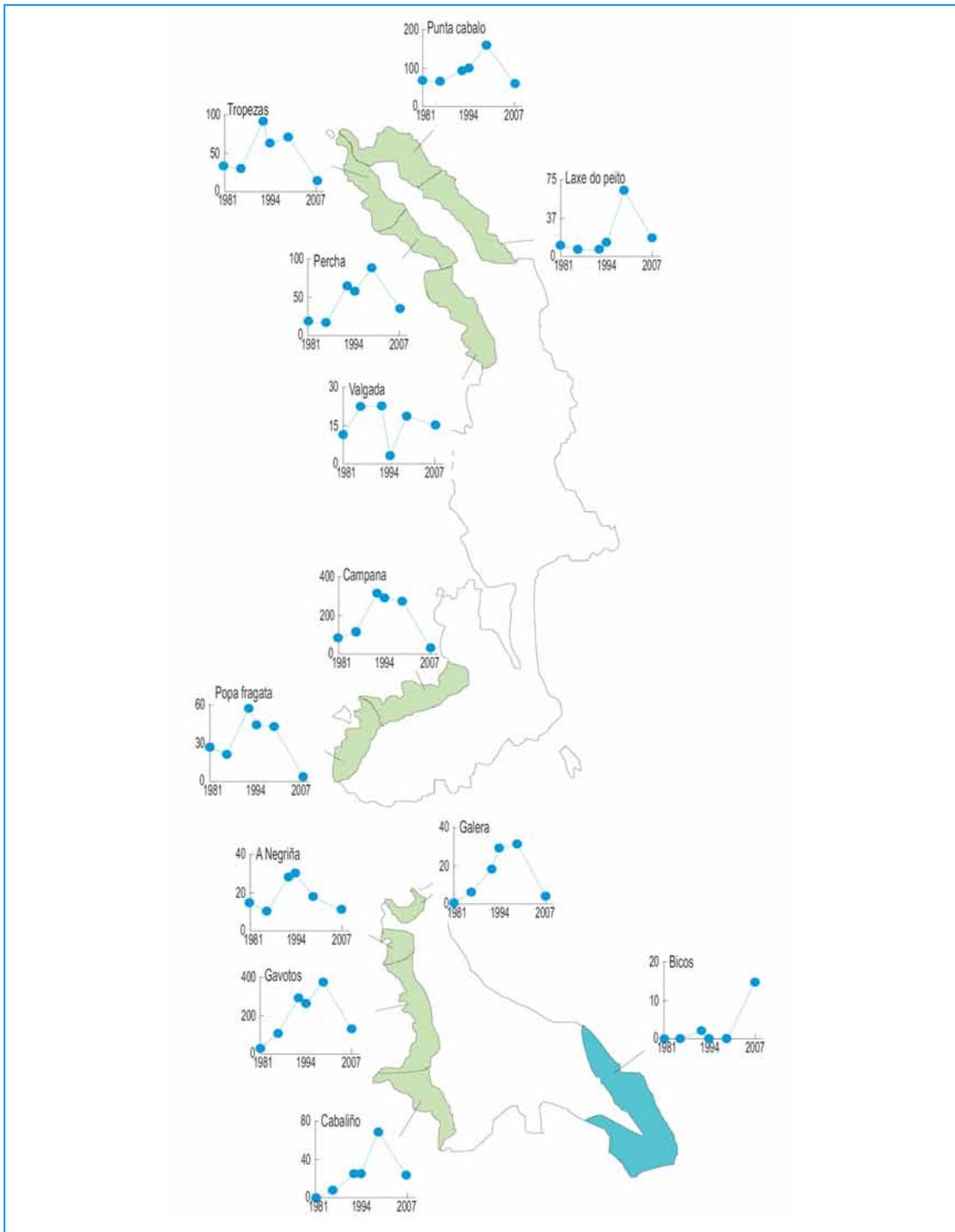
En la isla de Ons (Figura 23), los únicos sectores que ofrecen máximos en 2007 son Centolo, Xestas y Caniveliñas, todos ellos de colonización relativamente reciente y con un número reducido de parejas. Por lo demás, el resto de los sectores muestran, según estos datos, un cambio temporal muy semejante, con un máximo de nidificantes en 1994. La única excepción la constituye el sector de Burato do Inferno, donde el máximo, 21 parejas, se censó en 1986.

En las Cíes (Figura 24) pueden distinguirse dos tendencias principales, por un lado se encuentran aquellos sectores cuyo máximo poblacional se alcanza en el censo de 1999 y que coinciden en alojar la mayoría de las parejas de las colonias de las islas de Monteagudo y San Martiño (Laxe do Peito, Punta Cabalo, Percha, Gavotos y Cabaliño). En otros sectores, sin embargo, el declive comenzaría a partir del censo de 1992; esto ocurre en los dos sectores de la isla de O Faro (Figura 22) y en los sectores de Tropezas (Monteagudo) y Galera (San Martiño Oeste). Coincidiendo con lo observado en la isla de Ons, los únicos sectores cuya población se incrementa, Fornos y Bicos (San Martiño Sur), reúnen escasas parejas y han sido colonizados recientemente. En San Martiño Sur la colonia no quedaría establecida hasta principios de la presente década y en la actualidad cuenta con apenas una docena de parejas. Los censos de 1994 y 1999 para este sector fueron deficientes por lo que es probable que el incremento se produjera antes del 2007.

Por último, no existe correlación entre el número de parejas de los sectores y sus tasas anuales de incremento entre el año de mayor censo y 2007, ni en Cíes ($r=-0,172$; $p>0,05$) ni en Ons ($r=-0.034$; $p>0,05$); esto indica que el declive de los sectores es independiente de su población máxima. No obstante, se observan diferencias entre islas: en los sectores de Ons el declive medio anual es menor y varía poco entre sectores, mientras que en Cíes las tasas de los sectores más pequeños son muy variables (Figura 23).



Figura 23. Cambios en el tamaño de la población reproductora de cormorán moñado por sectores en las Islas Cíes según los resultados de los censos realizados entre 1981 y 2007. En color se representan los sectores que han disminuido (verde) y aumentado su población (azul).



Estado de Conservación

A continuación, se aplican los criterios cuantitativos recomendados por la IUCN para definir el estado de conservación (IUCN 2001). Estos criterios se basan en medidas de la reducción del tamaño de la población o de su área de ocupación, durante un periodo de tiempo de diez años o de tres generaciones (declive observado) y se admiten evaluaciones basadas en proyecciones demográficas, completas o parciales (declive estimado). Asimismo, los criterios de la UICN tienen en cuenta si las causas del declive son conocidas, si persisten o si son reversibles.

Tabla 10. Declive observado y estimado en Parque Nacional según los criterios de la UICN					
	año inicial	año final	población inicial	población final	reducción en %
Declive observado					
Illa do Faro	1992	2007	360	39	88,0 %
Illa do Faro	1997	2007	266	39	85,3 %
Cíes	1999	2007	1198	360	69,9 %
Declive estimado					
Cíes	1999	2009	1198	267	77,7 %
Parque Nacional	2004	2014	2056	100	95,1 %

Las evidencias de reducción de la población del cormorán moñudo en el Parque proceden de un índice de abundancia, ya que el recuento de nidos ocupados constituye un índice de abundancia de la población adulta. Los datos disponibles, no permiten conocer la tendencia poblacional en el Parque durante los últimos diez años (desde 1997), porque la secuencia de censos está incompleta (el censo más próximo sería el de 1994). Esta evaluación es posible, no obstante, en la isla de O Faro por ser la colonia que cuenta con la serie más completa de datos. Entre 1997 y 2007 la población reproductora de esa colonia se redujo un 85,3%, porcentaje ligeramente inferior al declive observado a partir de 1992 (15 años) cuando, según los censos, se alcanzó el máximo de efectivos nidificantes. Para el conjunto de las islas Cíes, el máximo registrado se produjo en 1999, habiéndose reducido la población un 69,9 % en sólo 8 años. Por otro lado, una proyección a 10 años para el conjunto del Parque, basada en la tasa de declive observada a partir de 2004, predice que, en 2014, la población de cormorán moñudo habrá perdido el 95% de sus efectivos, quedando reducida a

poco más de 100 parejas (Tabla 8). Una estima análoga para las islas Cíes a partir del año 1999 (en Cíes el declive parece haber comenzado en 1999) también predice descensos poblacionales muy por encima del 70%. Por lo tanto, aplicando los criterios de la UICN, la población de cormorán moñudo del Parque Nacional se encontraría en la categoría **EN PELIGRO** (EN) equivalente al máximo riesgo de extinción.

Si, como es el caso, se pretende aplicar estos criterios a menor escala (áreas geográficas menores) es preciso asegurarse que la población evaluada (entendida como conjunto de individuos que viven en dicha área geográfica) está relativamente aislada –genéticamente- de otras poblaciones de la misma especie (IUCN 2003), es decir que constituye una Unidad de Conservación efectiva. Los cormoranes del Parque Nacional forman parte de una metapoblación constituida por el conjunto de poblaciones cantábricas y atlánticas de la Península Ibérica, que, actualmente, parece encontrarse aislada del resto de poblaciones de la especie (ver Capítulo 3). **Los cormoranes del Parque Nacional son una Unidad de Conservación con categoría En Peligro.**



El cormorán moñudo ha sufrido un fuerte descenso en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas. La isla de O Faro que otrora albergaba una población de 360 parejas, actualmente cuenta con menos de 40 parejas, un declive del 88%



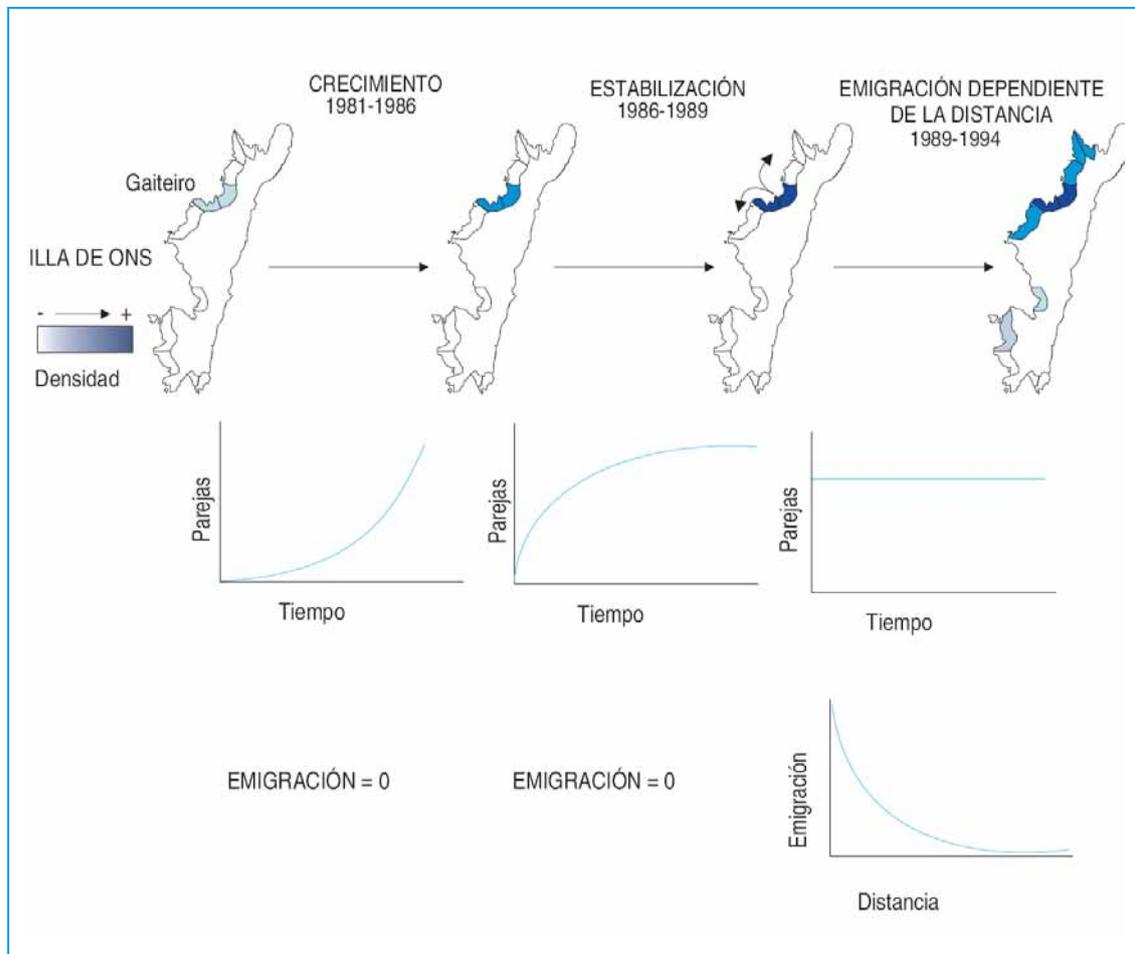
Durante el periodo 1994-2007 se estudiaron los posibles factores que pudieran limitar la población de cormorán moñudo, incluyendo tanto factores naturales como aquellos derivados de la actividad humana. Se investigó dónde, cuándo y cómo afectan cada uno de los factores limitantes a la población. Para determinar cuales son los parámetros poblacionales que resultan afectados por factores limitantes, es preciso tener en cuenta la biología del cormorán moñudo.

El cormorán moñudo es un ave de larga vida que se reproduce muchas veces y, por tanto, su eficacia biológica está más determinada por el número total de temporadas reproductivas, que por el éxito reproductivo de un año concreto. Así, cuando el alimento es escaso priorizan el mantenimiento de las funciones corporales sobre la reproducción y se ha documentado que si las condiciones tróficas son desfavorables, los cormoranes moñudos renuncian a reproducirse y esperan al siguiente año (Velandó & Freire 2002).

Limitación de sitios de nidificación

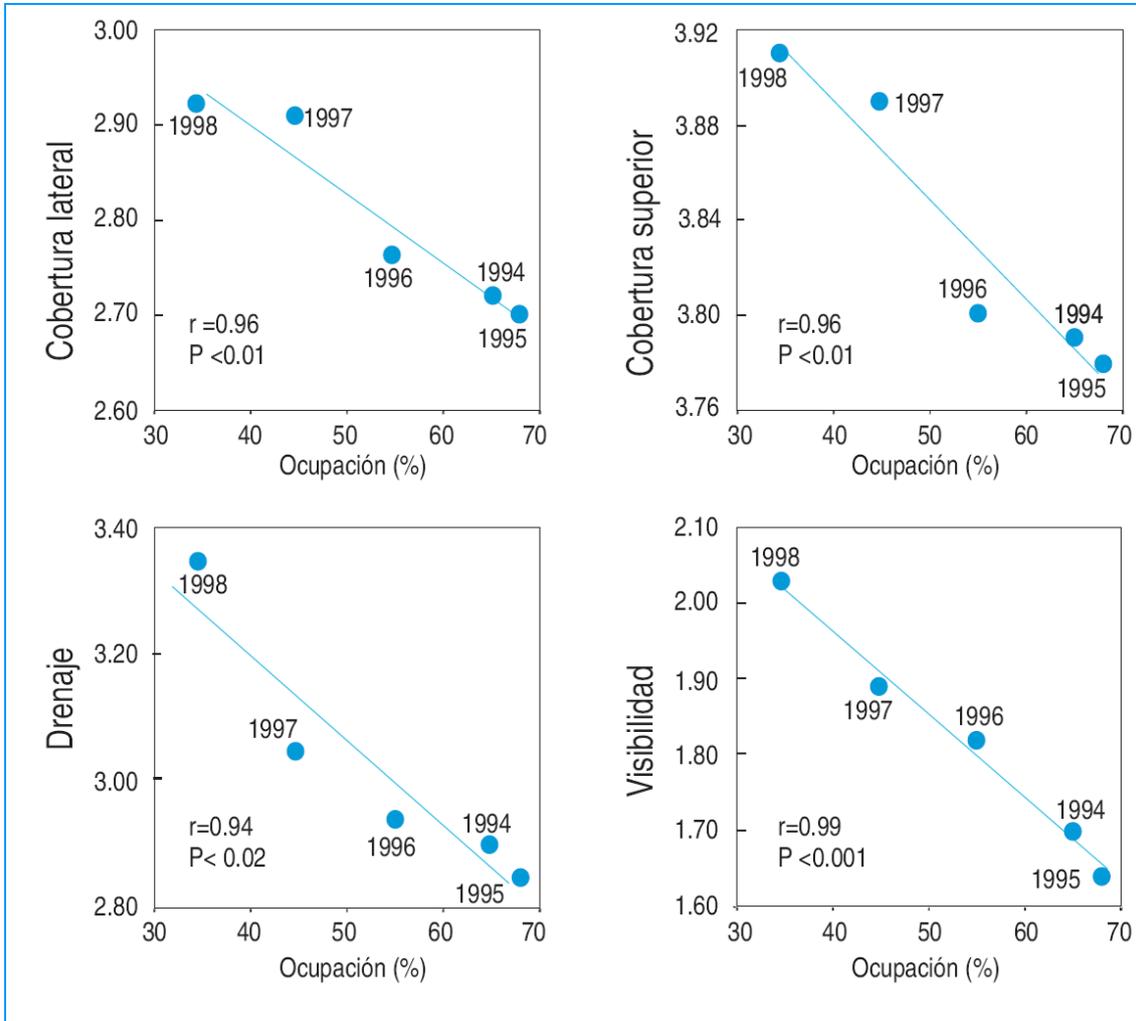
Los sitios de cría no parecen limitar el crecimiento de la población. El principal argumento que refuerza la falta de limitación de los sitios de cría es que, actualmente, en la mayoría de las zonas quedan vacantes muchos sitios de nido históricos (ver Figuras 24 y 25). Incluso cuando la población se encontraba en su máximo conocido, las evidencias sugerían que los cormoranes en el Parque Nacional no estaban limitados por los lugares de nidificación. En primer lugar, en las islas Cíes el número de nidos construidos en cada estación era siempre inferior al número de sitios de nido existentes que visitaban los cormoranes. En 1994, 1995 y 1996 entre un 25 y un 36% de los sitios, quedaron sin ocupar. Entre 1992 y 1995 en la isla de O Faro al menos el 45% de los sitios de nido históricos permanecieron sin usar en cada estación. Resulta muy improbable, por lo tanto, que el tamaño de población estuviese determinado por la cantidad de sitios disponibles para criar. En segundo lugar, la dinámica espacial de la población en la isla de Ons entre 1981 y 1994, señala que el contexto social afecta más al reclutamiento que la disponibilidad de nidos.

Figura 24. Representación esquemática de las diferentes fases de la dinámica poblacional de la colonia de cormorán moñudo de O Gaiteiro en la isla de Ons (adaptado de Velando & Freire, 1999).



En la Figura 24 se sintetiza la dinámica poblacional observada en la zona de O Gaiteiro en la isla de Ons, Se distinguen tres fases claramente diferenciadas. En una primera fase se produce el crecimiento de la colonia debido a procesos de autorreclutamiento (reclutamiento de aves nacidas en la misma colonia), hasta que, en una segunda fase, debido a la saturación de los sitios de nido disponibles, se produce una ralentización del crecimiento hasta la estabilización del tamaño poblacional de la colonia. En una tercera fase, la disponibilidad de sitios de nido sería muy escasa, por lo que mientras una pequeña proporción de aves reclutan en la misma colonia, en función de la mortalidad de adultos, el resto emigra hacia colonias cercanas (Velando, 1997)

Figura 25. Efecto de la densidad en la calidad media de los nidos de cormorán moñudo en las islas Cíes (Velando y Freire 2003)



En la dinámica espacial de la población de cormorán de la isla de Ons emergen tres parámetros que afectan significativamente al reclutamiento de las aves marinas (Velando, 1997): la limitación de los sitios de cría, la filopatría y el contexto social. En la isla de Ons la mayor parte de las zonas con sitios disponibles tardan mucho tiempo en ser colonizadas; sin embargo, una vez colonizadas, su tasa de crecimiento es superior a las zonas de alta densidad poblacional (Figura. 24).

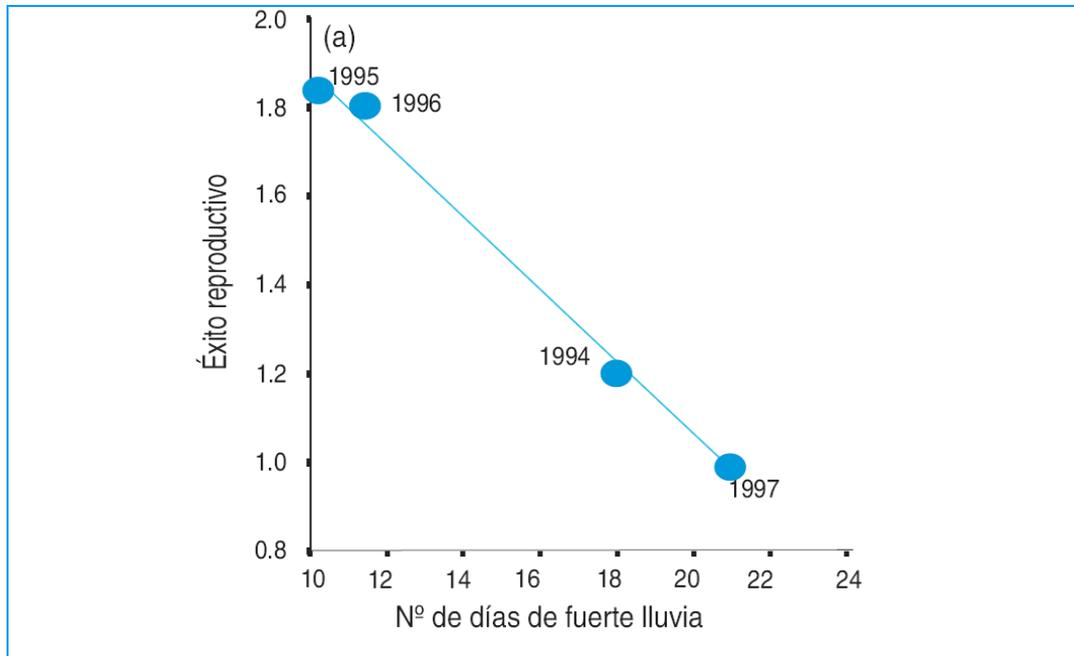
Otras dos evidencias parecen descartar, asimismo, la existencia de una limitación poblacional debida a la falta de hábitat apropiados para la nidificación en el Parque Nacional (véase Velando y Freire, 2003): (1) Las diferencias encontradas en la calidad de los sitios de los nidos entre las parcelas

estudiadas ($p < 0.001$); es decir, que unas zonas se encuentran más saturadas que otras; y, (2) La existencia de sitios de alta calidad en zonas sin colonizar. Por tanto, parece que las colonias nunca se encontraron saturadas, ni siquiera cuando la población alcanzó sus máximos conocidos en la segunda mitad de la década de 1990.. La distribución de las zonas de cría y su densidad parece deberse, no sólo a la distribución de los sitios adecuados para los nidos, sino también a razones históricas (Velandó 1997). Sólomente cuando la ocupación sea alta (como en los años de máximos históricos) aparecen procesos densodependientes (Figura 25). En resumen los datos disponibles parecen indicar que **la población no se encuentra limitada por los sitios de cría.**

Efectos de la climatología adversa: El cambio climático

Existen evidencias que indican que el mal tiempo, y más concretamente los temporales de componente sur que suelen azotar las costas de Galicia durante el invierno, pueden ir en detrimento de la reproducción y de la supervivencia invernal de jóvenes y adultos (Velandó et al. 1999, Velandó y Freire 2002; véase Daunt et al. 2007). Si las condiciones ambientales son adversas, la supervivencia de los cormoranes moñudos puede verse muy comprometida durante el invierno. En el caso de las islas Cíes, se ha observado una fuerte asociación negativa entre el éxito reproductor anual y el número de días con vientos fuertes y lluvias abundantes durante el periodo de cría (Figura 26). Si las condiciones adversas son persistentes, puede llegar a producirse un colapso reproductor (prácticamente todos los adultos reproductores renuncian a nidificar) como ocurrió en 1998 (Velandó y Freire 2002). Se cree que en los días de mal tiempo los cormoranes pueden tener dificultades para conseguir alimento debido a la elevada turbidez del agua y porque, bajo tales condiciones, los lanzones tienden a permanecer enterrados en el fondo. Por lo tanto, el cambio climático puede tener serias consecuencias para el cormorán moñudo, ya que, actualmente, se prevé en nuestras latitudes una mayor inestabilidad atmosférica, con un aumento de las precipitaciones intensas originadas por el aumento de la temperatura (Visbeck et al., 2001). Un incremento de la frecuencia de chubascos fuertes puede provocar una alta mortalidad, tanto en pollos como adultos (ver Harris y Wanless 1996).

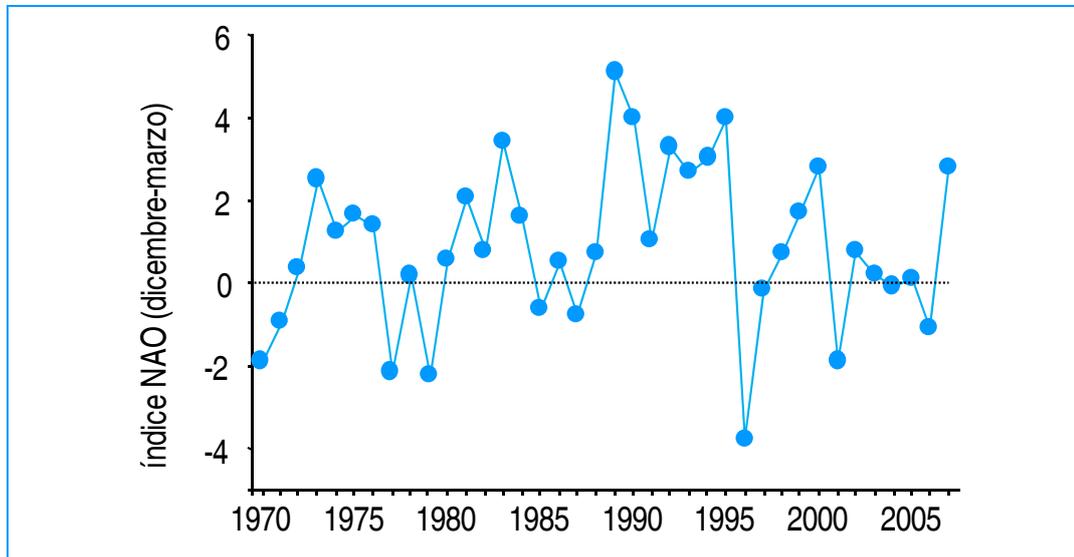
Figura 26. Relación entre el éxito reproductor y los días de lluvia (>10 mm) en mayo (Velando & Freire 2002)



NAO

Uno de los índices climáticos más utilizados para describir las condiciones ambientales en el medio marino a gran escala es el valor invernal (diciembre a marzo) del índice de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO), basado en las diferencias de presión atmosférica entre Lisboa y una localidad próxima a Reykiavik (Islandia). Los valores positivos indican inviernos lluviosos y con temperaturas altas en el Atlántico oriental. En algunas poblaciones de aves marinas, como sucede con los araos (*Uria aalge*) adultos que invernán en aguas del Atlántico ibérico, se ha encontrado que la supervivencia invernal correlaciona inversamente con los valores de este índice climático y lo mismo sucede con la abundancia de algunas especies de peces pelágicos que constituyen su alimento. En cualquier caso, los valores de este índice a lo largo de los últimos 30 años (desde que se tienen datos acerca del tamaño de algunas poblaciones de cormorán moñudo en Galicia) (Figura 27) no muestran ninguna tendencia estadísticamente significativa ($r = 0,089$; $P > 0,05$). En los últimos 15 años (1992-2007, desde que existen datos sobre el éxito reproductor del cormorán moñudo en el Parque), la tendencia es hacia valores más bajos del índice, lo cual sugiere una mejoría de las condiciones ambientales con respecto a años precedentes; aunque esta relación no es significativa ($r = -0,326$; $P > 0,05$).

Figura 27. Valores invernales (diciembre-marzo) de la oscilación de la presión atmosférica en el Atlántico Norte (NAO), registrados entre 1970 y 2007.

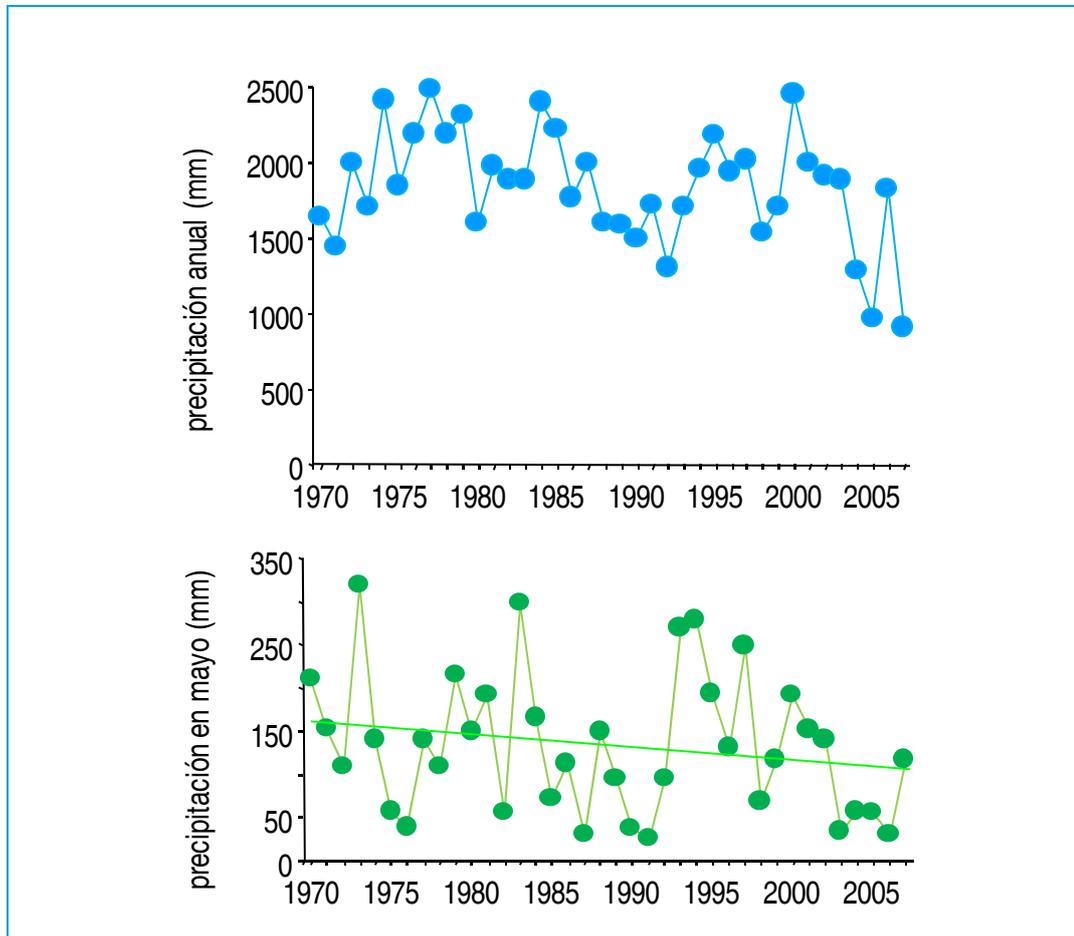


Precipitación y mal tiempo

Velando y Freire (2002) relacionaron el éxito reproductor del cormorán moñado en Cíes con el número de días muy lluviosos (precipitación diaria igual o superior a los 10 mm) del mes de mayo. Tanto en lo que se refiere a la precipitación del mes de mayo como a la precipitación anual total, los datos de la estación meteorológica de Peinador (Vigo) muestran, desde 1970, una tendencia hacia una disminución de las precipitaciones (Figura 28). En el caso de las precipitaciones de mayo, la tendencia es estadísticamente significativa ($r = -0,351$; $P < 0,05$). Por lo tanto, los datos de precipitación sugieren que las condiciones ambientales para la reproducción del cormorán moñado podrían haber mejorado en los últimos años.

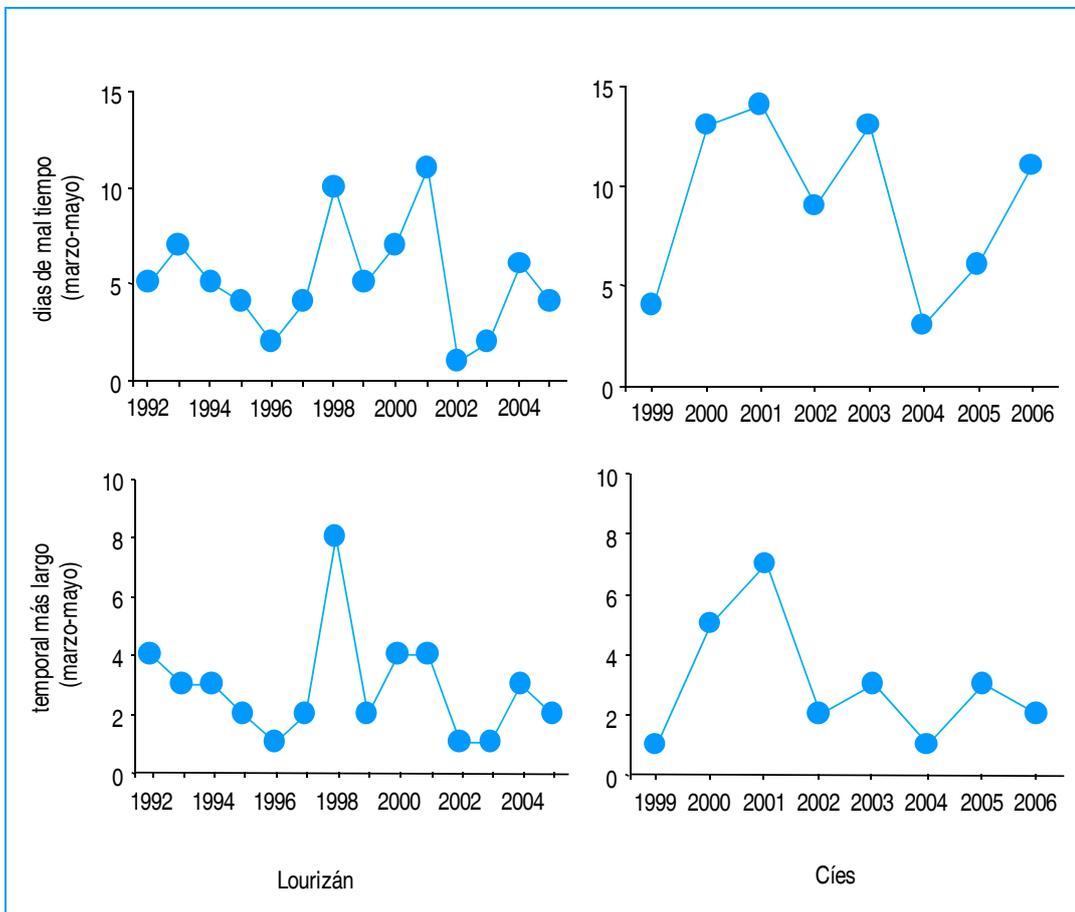


Figura 28. Valores de precipitación anual y de precipitación en el mes de mayo, recogidos en la estación meteorológica de Peinador, Vigo, entre 1970 y 2007.



En cuanto al mal tiempo, el análisis de los datos disponibles en las estaciones meteorológicas de Lourizán (1992-2005) y Cíes (1999-2006), tampoco ofrece indicios de un empeoramiento de las condiciones para la cría en los últimos años (Figura 29). El número de días de mal tiempo (más de 8 mm de lluvia acompañados de recorridos diarios del viento de más de 100 km, indicativos de temporales de componente sur) en los meses de marzo, abril y mayo, fue de 5,2 en Lourizán (5,1 para el periodo 1999-2005) y de 9,1 en Cíes. En ambos casos las tendencias son negativas ($r = -0,074$ y $r = -0,101$; respectivamente) aunque no significativas.

Figura 29. Días de mal tiempo y duración en días del temporal más largo registrado durante el periodo reproductor del cormorán moñudo (marzo-mayo), según los registros diarios de precipitación y viento en las estaciones de Lourizán (1992-2005) y Cíes (1999-2006).



El colapso reproductor observado en las colonias de cormorán moñudo de las islas Cíes en 1998 se cree que pudo ser debido a un episodio prolongado de tormentas a principios de abril (véase Velando et al. 2005) puesto que, según los datos de Lourizán, el año 1998 se caracterizó por presentar el temporal de mayor duración a lo largo de la serie disponible. La comparación de los valores diarios de Lourizán con los registrados en Cíes indican que las condiciones en las islas durante el periodo reproductor de 1998 fueron, probablemente, mucho más adversas y que el temporal pudo haberse prolongado durante más días.

Disponibilidad de alimento

El predominio de los lanzones (Ammodytidae) en la dieta de los cormoranes del Parque Nacional puede ser indicativo de un alto grado de dependencia de este recurso, al menos durante el periodo reproductivo. El éxito reproductivo anual de los cormoranes de las islas Cíes correlaciona de manera significativa con la frecuencia numérica del lanzón en la dieta durante el periodo reproductivo (Velando y Freire 1999; Velando et al. 2005). Por su alto contenido en lípidos, los lanzones constituyen un alimento muy adecuado para la reproducción y para la cría de los pollos, de tal manera, que el éxito reproductivo puede estar ligado a la disponibilidad de lanzones, tal y como evidencian los resultados de numerosos estudios con aves marinas, incluido el cormorán moñudo, en el Atlántico Europeo.

Los lanzones son la única presa que correlaciona negativamente con la diversidad en las egagrópilas (Figura 30). Esto indica que el lanzón tiende a aparecer como presa única en las egagrópilas, frente al resto de presas que correlacionan positivamente, (es decir, aparecen junto con otras presas en una misma secuencia de pesca). Por consiguiente, el cormorán moñudo en el Parque Nacional muestra una clara especialización hacia este recurso

Figura 30. Correlaciones de Spearman entre el índice de diversidad en cada egagrópila y la frecuencia numérica de cada presa (Velando y Freire 1999).

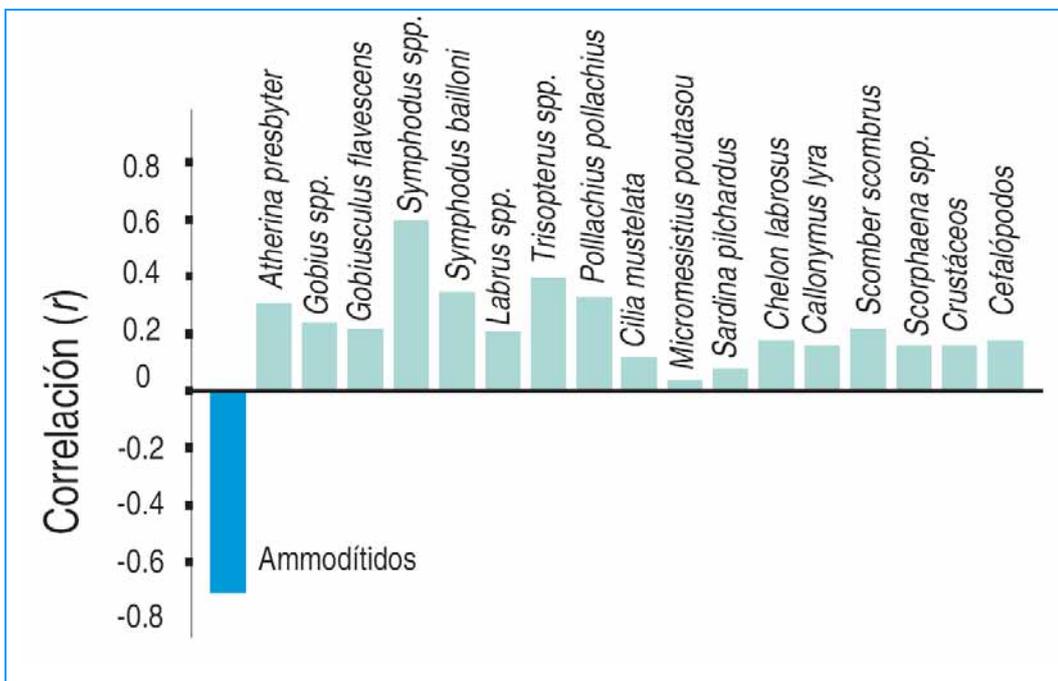
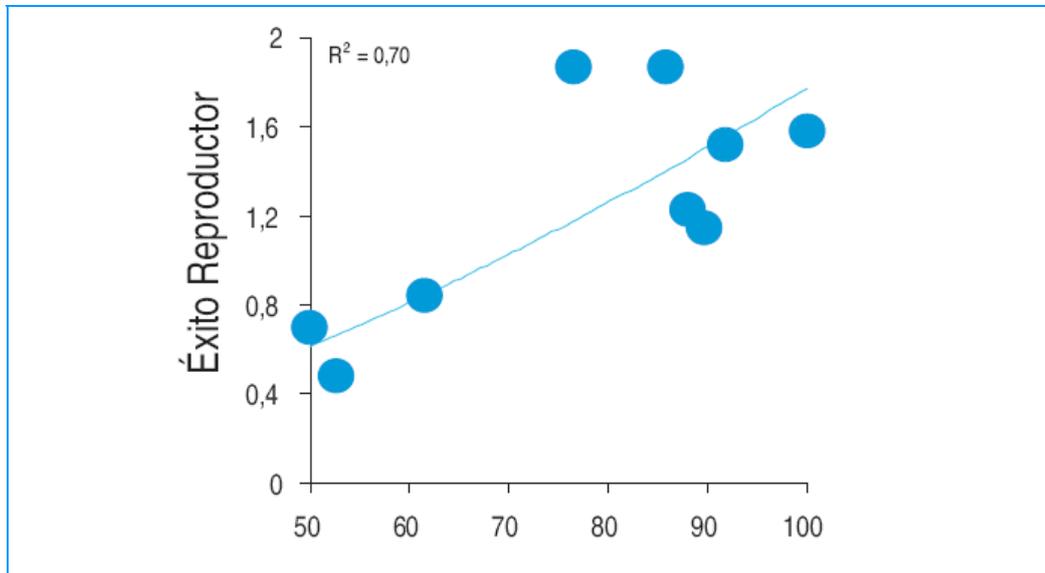


Figura 31. Relación entre el éxito reproductivo anual (1995-2005) y la presencia (%) de lanzón en la dieta de los cormoranes moñudos de las islas Cíes



El lanzón es propio de grandes arenales (Reary, 1973) y el consumo de esta especie por parte del cormorán se ha relacionado con la presencia de bancos de arena cercanos a las colonias (Lumdsen y Haddow, 1946; Wanless et al., 1991a). En las islas Cíes se observa que las zonas donde se alimenta el cormorán son fondos de arena de poca profundidad (ver Capítulo 4).

La disponibilidad de este alimento parece afectar directamente al éxito reproductivo de los cormoranes, pues los años en que comen más lanzón el éxito es mayor (Figura 31). Actualmente parece que se ha reducido la disponibilidad de lanzón en el Parque, debido a los efectos del derrame de crudo del buque *Prestige* (se detalla en la sección sobre la explotación pesquera y los efectos de la contaminación).

Depredación

El cormorán moñudo es más vulnerable a la acción de los depredadores cuando se encuentra en tierra, fundamentalmente durante el periodo reproductivo. Las colonias de nidificación del cormorán moñudo constituyen una abundante fuente de alimento para los depredadores. La depredación puede constituir una causa de mortalidad importante para los adultos nidificantes, además de comprometer el éxito reproductivo cuando afecta a las puestas o a los pollos.

Aunque la depredación en sí misma suele ser un hecho relativamente fácil de constatar, otra cosa muy distinta es comprobar y medir su efecto sobre las poblaciones de las aves marinas coloniales. La observación de eventos de depredación no constituye, ni mucho menos, causa suficiente para atribuir el declive de las poblaciones a la acción de los depredadores (véase por ejemplo, Oro y Martínez-Abraín 2007) y, desde luego, las poblaciones de aves marinas están preparadas para soportar ciertos grados de depredación sin menoscabo en sus dinámicas poblacionales. En aves marinas, las mejores evidencias de un efecto desfavorable de la depredación se han obtenido en estudios experimentales mediante parcelas de exclusión del depredador (por ejemplo, Igual et al. 2006) o bien comparando parámetros reproductores antes y después de la erradicación del mismo (por ejemplo, Nördstrom et al. 2003).

En relación al cormorán moñudo, apenas existen citas sobre depredación de adultos, pollos o huevos y tampoco tenemos constancia de estudios que hayan medido el efecto de la interacción entre el cormorán y sus depredadores. Esto no quiere decir, necesariamente, que la depredación sea infrecuente o que no haya afectado de manera significativa a algunas poblaciones de la especie.

Si bien se conocen casos de depredación sobre huevos, resulta sumamente improbable que afecten al éxito reproductivo del cormorán moñudo en el Parque. De 253 nidos controlados durante tres temporadas (Velandó, 1997), tan sólo se registraron cuatro casos de desaparición de huevos: uno de ellos fue debido, posiblemente, a depredación por rata parda (*Rattus norvegicus*), mientras que del resto, se ignora la causa. Las ratas (*Rattus norvegicus*) son muy abundantes en todas las islas e islotes del Parque y, probablemente, llevan conviviendo con los cormoranes desde tiempos históricos sin comprometer su persistencia. Estos roedores pueden, no obstante, tener un efecto muy adverso en las aves marinas que nidifican en madrigueras como sucede con algunos procelarifórmes (por ejemplo Igual et al. 2006). Por otro lado, en la isla de Ons, se registraron cinco casos de depredación de huevos por gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*); cuatro de ellos sobre cormoranes de segundo año y, por lo tanto, reproductores inexpertos. Sin embargo, en Cíes, durante cinco años de estudio intensivo, no se registró ni un solo caso de depredación por gaviota patiamarilla, a pesar de que este lárido contaba con cerca de 20.000 parejas nidificantes en las islas. Estudios recientes con la gaviota patiamarilla, indican que existe una tendencia a exagerar el supuesto efecto negativo de las grandes gaviotas sobre las poblaciones de otras aves marinas o acuáticas (véase Oro y Martínez-Abraín 2007).



El efecto de la gaviota patiamarilla sobre el éxito reproductivo es irrelevante.

Hace unos años se soltaron en las Cíes algunos ejemplares de Erizo europeo (*Erinaceus europaeus*), especie que puede convertirse en un serio predador de huevos de aves acuáticas cuando se introduce en islas fuera de su área de distribución natural (véase Jackson 2001).

Cuando se trata de carnívoros terrestres, autóctonos o introducidos, la acción de los predadores suele tener un efecto muy grave sobre las poblaciones de aves marinas, especialmente en el caso de estos últimos. Los efectos pueden agravarse si existen presas alternativas, como ratas o conejos (*Oryctolagus cuniculus*), que contribuyan a mantener altas densidades del depredador cuando las aves marinas no están disponibles. El Parque Nacional cuenta con una especie de carnívoro autóctono, la nutria (*Lutra lutra*) y dos introducidas, el visón americano (*Mustela vison*) y el gato (*Felis catus*).

Nutria

La nutria es el único carnívoro terrestre autóctono de las islas del Parque Nacional. En Galicia, la probabilidad de que las islas estén ocupadas por nutrias parece estar relacionada con su presencia en la costa próxima (véase Romero 2007). Este mustélido está presente en la isla de Sálvora, quizás de manera habitual, y, seguramente, también visite con frecuencia los islotes entre Sálvora y la costa de la Península del Barbanza, donde se encuentra ampliamente distribuido (Romero 2007). Hasta el momento, no se han encontrado señales de

presencia de nutria en Ons o en Cíes y este mustélido parece estar ausente de las rías de Vigo y Pontevedra. Se han documentado casos de depredación de pollos y adultos de aves marinas por parte de la nutria, con efectos significativos en algunas colonias del suroeste de Escocia (Mavor et al. 2005). Por el momento, no se ha constatado la depredación de cormoranes por nutrias en el Parque.

Visión americano

El suroeste de la provincia de Pontevedra constituye uno de los primeros focos de entrada y expansión del visón americano en la Península Ibérica, debido, sin duda, a la fuga de ejemplares de granjas peleteras (Palazón et al. 1997). Las primeras granjas de visón se instalaron en Mos y Gondomar en los primeros años de la década de 1960, mientras que las primeras citas de visones americanos asilvestrados son de principios de la década de 1980.

En la actualidad, el visón americano es común en todo el litoral que circunscribe al Parque Nacional, sobre todo en el intermareal y supralitoral rocoso. Es muy probable la presencia ocasional de visones en los islotes del Parque al norte de Sálvora al menos desde el año 2000. Los primeros registros fiables de la presencia de visón americano en el Parque Nacional se remontan al año 2000 y proceden de la isla de Sálvora, donde tres o cuatro años más tarde se habría establecido ya una pequeña población reproductora persistente (Pereira 2006). En las islas Cíes, se han venido observando visones de manera continuada desde 2004, casi siempre en el dique artificial que une las islas de Faro y Monteagudo o sus inmediaciones. En 2005 se llevó a cabo un trabajo de prospección en busca de señales de presencia en otras zonas de las tres islas *a priori* favorables para la especie, sin resultados positivos y, por el momento, tampoco se ha probado la existencia de visón americano en Ons y Onza (Pereira 2006). Actualmente se está llevando a cabo un plan de erradicación de visón americano en Sálvora.



Aparentemente, el único lugar del Parque en el que solapan el cormorán moñudo y el visón americano son los islotes del archipiélago de Sálvora, más concretamente en Sagres y Noro. En 2004, se encontraron 8 adultos supuestamente depredados por visón y se cree que este mustélido pudo ser responsable del fracaso reproductor de 5 nidos en Noro. El visón americano puede tener efectos muy graves sobre las poblaciones de aves marinas. Por ejemplo, la especie es responsable del bajo éxito reproductivo de láridos pequeños y medianos en gran parte de Escocia y Escandinavia y del abandono de numerosas colonias, tanto es así que el visón está considerado como una de las principales amenazas para la conservación de éstas poblaciones (Craik 1997; Nördstrom et al. 2003; Mavor et al. 2005).

Gato

Los gatos domésticos y cimarrones se distribuyen por prácticamente toda la superficie de las islas de Monteagudo, O Faro y Ons. Una prospección realizada en marzo de 2006 (Pereira 2006), sugiere que las mayores densidades se dan en las cercanías de los núcleos de vivienda aunque también se detectaron gatos –posiblemente cimarrones- en zonas más remotas. A diferencia del visón, los gatos están presentes de manera habitual en las colonias de cormorán moñudo del Parque, al menos en las islas Cíes. Por nuestra parte, hemos tenido oportunidad de observar gatos y sus excrementos en el sector de A Campana, (O Faro) y en los sectores de A Percha y As Tropezas (Monteagudo).

Los gatos han sido los responsables directos de numerosas extinciones de aves en ecosistemas insulares y pueden tener efectos muy graves en las poblaciones de aves marinas, particularmente cuando se trata de especies que nidifican en madrigueras (véase, por ejemplo, Dickman 1996). La nidificación hipogea, bajo grandes bloques de piedra, de gran parte de los cormoranes de las islas Cíes podría hacerlos muy vulnerables a la acción de los gatos.

No se conoce la dieta del gato en el Parque Nacional ni disponemos de ejemplos de depredación sobre adultos, pollos o puestas de cormorán moñudo. Tampoco disponemos de datos sobre su presencia en las islas, si es reciente o si se remonta a tiempos históricos. En Cíes se han llevado a cabo planes de erradicación de gatos, sin resultados satisfactorios por la falta de continuidad. Sálvora llegó a contar con una población muy numerosa que fue eliminada mucho antes de que la isla fuese incluida en el Parque (se mataron 132 ejemplares a tiros de escopeta). La presencia continuada de gatos en las colonias de la isla de O Faro podría explicar porqué su tasa de declive anual (-25%) fue mayor que en otras zonas de las islas Cíes (-12%) entre 1999 y 2007.

Un estudio pormenorizado de la depredación podría dilucidar los efectos de los gatos sobre el reclutamiento y el éxito reproductivo.

Efecto del turismo en las colonias

Se ha registrado un aumento de casos de intrusión humana en las zonas de reproducción de cormorán moñudo en los últimos años, especialmente en la isla de Ons. Actualmente, la señalización de las zonas de acantilado protegidas presenta graves carencias.

Las vías de entrada a las colonias son pocas y, por tanto, fáciles de controlar. Dado que los pollos vuelan en junio debería tenerse un especial cuidado en ese mismo mes y durante la Semana Santa, cuando un gran número de turistas vagan por el Parque. La vigilancia a partir de junio tendría menor importancia para esta especie (aunque no para otras como la gaviota patiamarilla, el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) o el cuervo (*Corvus corax*).

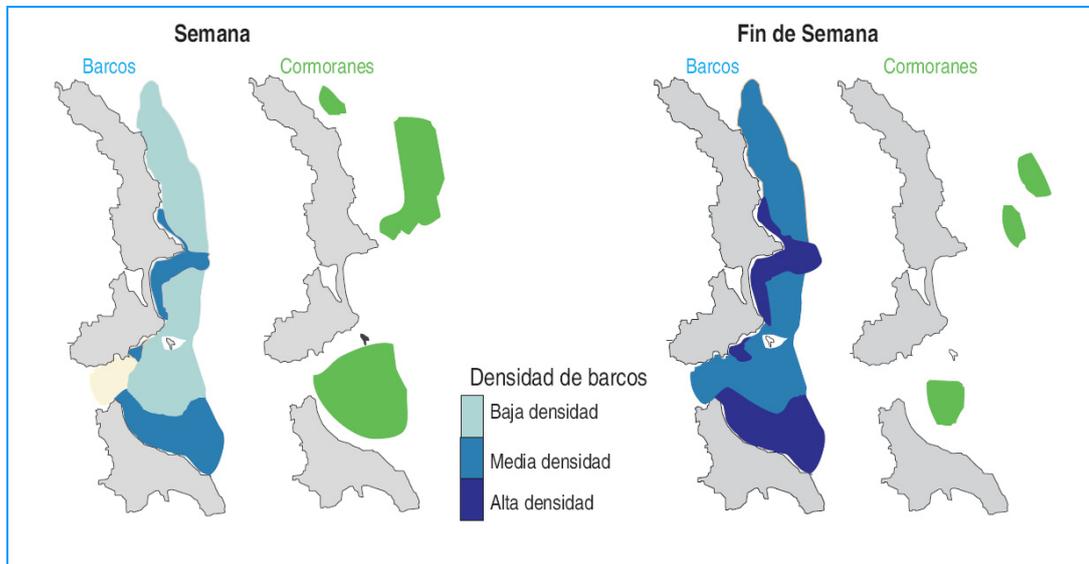
Efecto del turismo en las zonas de alimentación

El Parque Nacional soporta un intenso uso turístico concentrado fundamentalmente en las islas de O Faro, Monteagudo, Ons y las aguas de los alrededores. A grandes rasgos, se distinguen dos modalidades de turismo en el Parque. Por un lado un turismo de carácter náutico y, por otro, un turismo “a pie” que busca playas y paseos. El efecto del turismo en las zonas de alimentación viene determinado fundamentalmente por el turismo “náutico”, puesto que el turismo de playa tendría, potencialmente, un menor efecto en los hábitos alimentarios. Durante la época estival y en los fines de semana con buen tiempo, existe un importante contingente de embarcaciones recreativas que navegan en las aguas del Parque. Se trata de una actividad ligada claramente al ocio y que se ha incrementado en los últimos años, impulsada por factores económicos.



El Parque soporta un turismo náutico excesivo que interfiere en la alimentación del cormorán

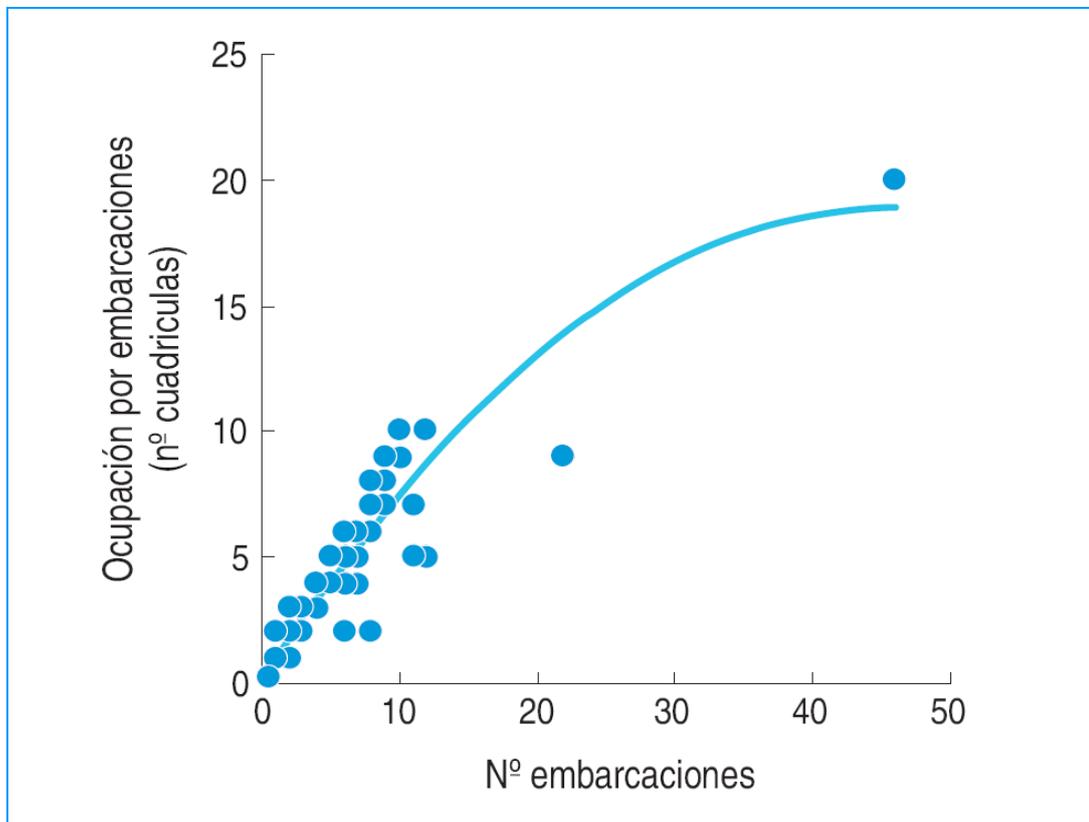
Figura 32. Distribución de las embarcaciones deportivas y distribución de los grupos de alimentación de cormorán moñudo alrededor de las islas Cíes en las dos primeras semanas de julio. Días laborables (izquierda) y fin de semana (derecha). (Alta densidad: más de 20 barcos/hora; Media densidad: entre 20 y 10 barcos/hora; Baja densidad: menos de 10 barcos/hora)



Para analizar el efecto del turismo náutico, se han realizado tres estudios sobre el comportamiento alimentario del cormorán moñudo en las islas Cíes en función del número de embarcaciones. En primer lugar se realizó un estudio en 1994-1997, de los cambios en la distribución de las zonas de alimentación, antes y después de la llegada del turismo. En segundo término, durante las dos primeras semanas de julio de 1997, se comparó la distribución de los grupos de alimentación en días laborables, en los que apenas hay barcos, y durante el fin de semana, con gran número de embarcaciones deportivas. Finalmente, en 2007, se llevó a cabo un estudio pormenorizado de la interacción entre las actividades náuticas y la alimentación de los cormoranes.

Los datos del estudio estacional indican que existen diferencias muy claras entre las zonas de alimentación de invierno y primavera (febrero-junio) y las de la estación estival (julio-agosto) que es cuando se da una fuerte presión turística y se encuentran bastantes embarcaciones deportivas alrededor de las islas. En 1997, estudiamos la distribución de los cormoranes en las dos primeras semanas de julio. En esta época del año, la presión turística aún no es muy fuerte, si bien se observan diferencias patentes en la densidad de embarcaciones entre los días laborables y los fines de semana (Figura 32).

Figura 33. El área ocupada por embarcaciones deportivas aumenta con el número de embarcaciones presentes. Datos de 185 seguimientos realizados en 2007. La relación es altamente significativa ($r=0.94$ $p<0.0001$)



En las islas Cíes existen tres zonas de fondeo principales: La ensenada de Rodas, la ensenada de Nosa Señora–Carracido y la ensenada de San Martiño. Durante los días laborables de julio la densidad de barcos era relativamente baja, y tan solo las zonas cercanas a los fondeaderos mostraron un tráfico superior a los 10 barcos/hora. En cambio, durante el fin de semana se observó una alta densidad de embarcaciones en todas las zonas junto con un tráfico marítimo intenso. La distribución de los cormoranes también sufrió grandes variaciones, tanto en lo que respecta al espacio total utilizado como en la localización de las zonas de alimentación (Figura 32). Durante el fin de semana los cormoranes se distribuían únicamente en las zonas de baja densidad de embarcaciones y la extensión total de su área de aprovisionamiento resultaba, en consecuencia, notablemente reducida. Es notorio, por ejemplo, el caso de A Porta: los grupos de cormoranes durante el fin de semana eran mucho más pequeños que los del resto de la semana, eran obligados a remontar vuelo con más frecuencia y ocupaban un área menor. A partir de la segunda semana de julio y en el mes de

agosto, el uso recreativo de las aguas del Parque era siempre muy intenso; por consiguiente desaparecían las diferencias en la densidad de embarcaciones entre días laborables y fines de semana.

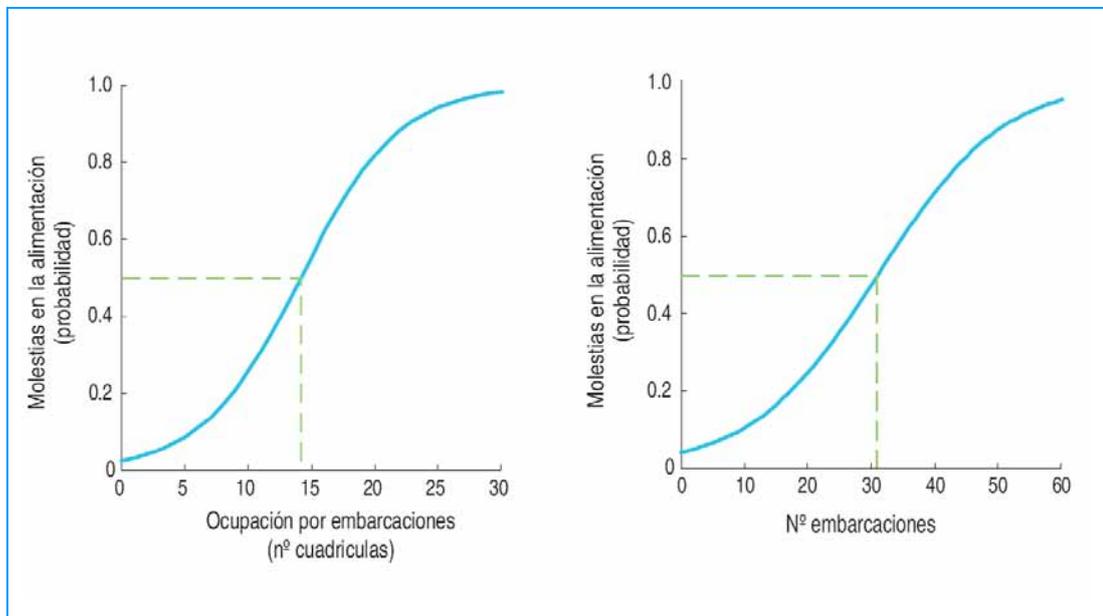
En 2007, se realizó un estudio mucho más pormenorizado de la interacción de las embarcaciones con la alimentación de los cormoranes. Durante 12 días (comprendidos entre el 22 de junio y el 25 de agosto), se realizaron 21 censos completos de los cormoranes y las embarcaciones que se encontraban en el espacio marítimo alrededor de las islas Cíes. En total, se llevaron a cabo 185 observaciones de 20 minutos de duración desde cinco observatorios fijos, y se localizaron 191 bandos y 556 embarcaciones. Tanto bandos como barcos se situaron espacialmente en la correspondiente cuadrícula UTM de 500 x 500 m.

Tabla 11. Probabilidad de perturbación de los cormoranes según la presencia de embarcaciones. Se detallan los resultados del modelo lineal generalizado mixto, sobre la probabilidad de perturbación de cada bando observado como variable binomial (incluyendo el observatorio y el día como variable aleatoria) de los 185 seguimientos realizados en 2007.

	F	g.l.	P		F	g.l.	P
Ocupación Barcos	11,8	1/108	<0.001	Nº Barcos	7,02	1/98	0.009
Ocupación cormoranes	15.8	1/166	<0.001	Ocupación cormoranes	15,5	1/161	<0.001
Nº Cormoranes	14.6	1/126	<0.001	Nº Cormoranes	14,9	1/125	<0.001

Para estudiar los factores que afectan a la probabilidad de que las embarcaciones perturben a los cormoranes mientras se alimentan, procedimos al registro de las molestias de las embarcaciones a los bandos de cormorán. La ocupación del espacio marítimo por las embarcaciones deportivas aumentaba con el número presente en las aguas (Figura 33), es decir, cuantos mas barcos hay en el Parque más área ocupan. La probabilidad de perturbación aumenta con el tamaño del bando y el número de cuadrículas con presencia de embarcaciones (Tabla 11). Así cuando los cormoranes se alimentan en grupos más grandes y de forma más dispersa la probabilidad de que se produzcan interacciones con los barcos es mayor. Tanto el número de barcos como el número de cuadrículas que ocupan influyen en la probabilidad de que los cormoranes sufran perturbaciones mientras se alimentan (Tabla 11).

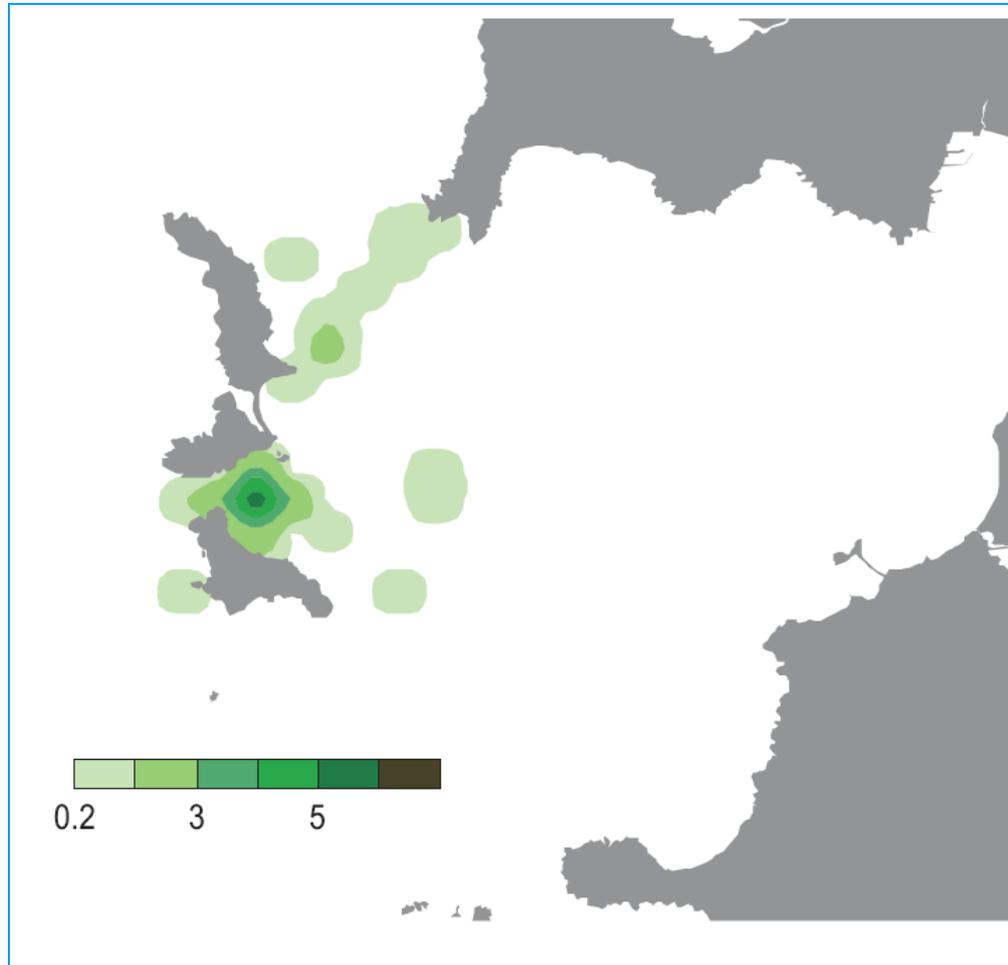
Figura 34. Probabilidad de perturbación de los cormoranes en las áreas de alimentación según la ocupación del espacio marítimo y el número de embarcaciones deportivas. El punto de inflexión indica el umbral a partir del cual la probabilidad supera el 50%.



Quando los barcos ocupan un área de más de 2,5 km² (10 cuadrículas ocupadas) la probabilidad se incrementa exponencialmente (Figura 34). Igualmente, la presencia de más de 30 barcos en el espacio marítimo de las Islas Cíes hace que la probabilidad de que los cormoranes resulten perturbados se incremente por encima del 50% (Figura 34).

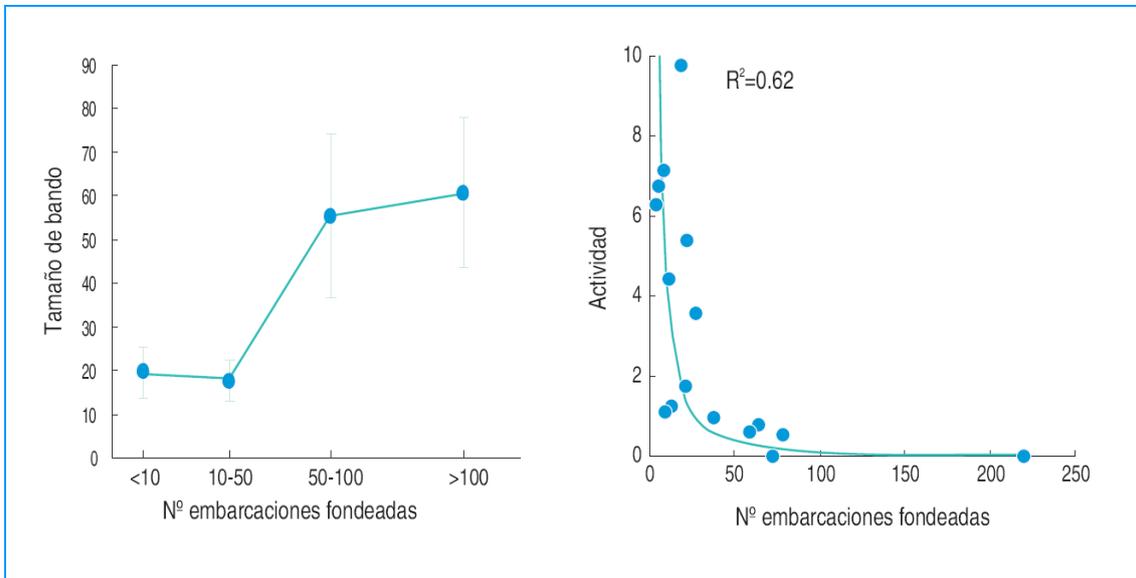
La probabilidad de que los cormoranes se vean afectados por las embarcaciones mientras se alimentan, no se reparte de manera uniforme por el espacio marítimo de las Cíes (localización: $p < 0.001$). Así, las perturbaciones se concentran en el entorno de A Porta (entre las islas de O Faro y San Martiño) y Punta Muxieiro (frente a la cara este de Monteagudo), que son las principales zonas ocupadas por los cormoranes y por las embarcaciones (Figura 35). Notablemente, las embarcaciones excluyen a los cormoranes del espacio marítimo. Cuando una embarcación se acerca a un grupo de cormoranes que están en el agua pescando, éstos suelen cesar su actividad, se agrupan y adoptan una postura típica de alerta. Si la aproximación continua el bando puede echar a volar hacia una zona más tranquila o bien directamente a un posadero. Siempre que un barco penetró en una cuadrícula ocupada por cormoranes se produjo una interacción con resultados negativos para los cormoranes (cese de actividad o exclusión). Por lo tanto, la escala de la perturbación está en torno a los 500 m.

Figura 35. Localización de las perturbaciones de las embarcaciones deportivas sobre los cormoranes en el espacio marítimo de las islas Cíes.



Además de registrar la localización espacial de las perturbaciones, estudiamos su efecto sobre el tamaño de los bandos y sobre sus tasas de alimentación. Como indicador de la presión náutica utilizamos el número de barcos fondeados. El tamaño de bando depende de la hora de alimentación ($F_{1,189} = 13,8$ $p < 0,001$) y del número de embarcaciones fondeadas ($F_{1,189} = 8,8$ $p = 0,003$). Así, a partir de 50 embarcaciones fondeadas el tamaño de bando se triplica (Figura 36). Esto indica que cuando hay mayor presión de turismo náutico los cormoranes comen en grupos más numerosos. Además, la actividad diaria de alimentación (medida como la media del número de cormoranes alimentándose por unidad de tiempo en cada grupo) se ve afectada por el número de embarcaciones presentes en el parque ($F_{1,14} = 5,624$, $p = 0,03$ Figura 36).

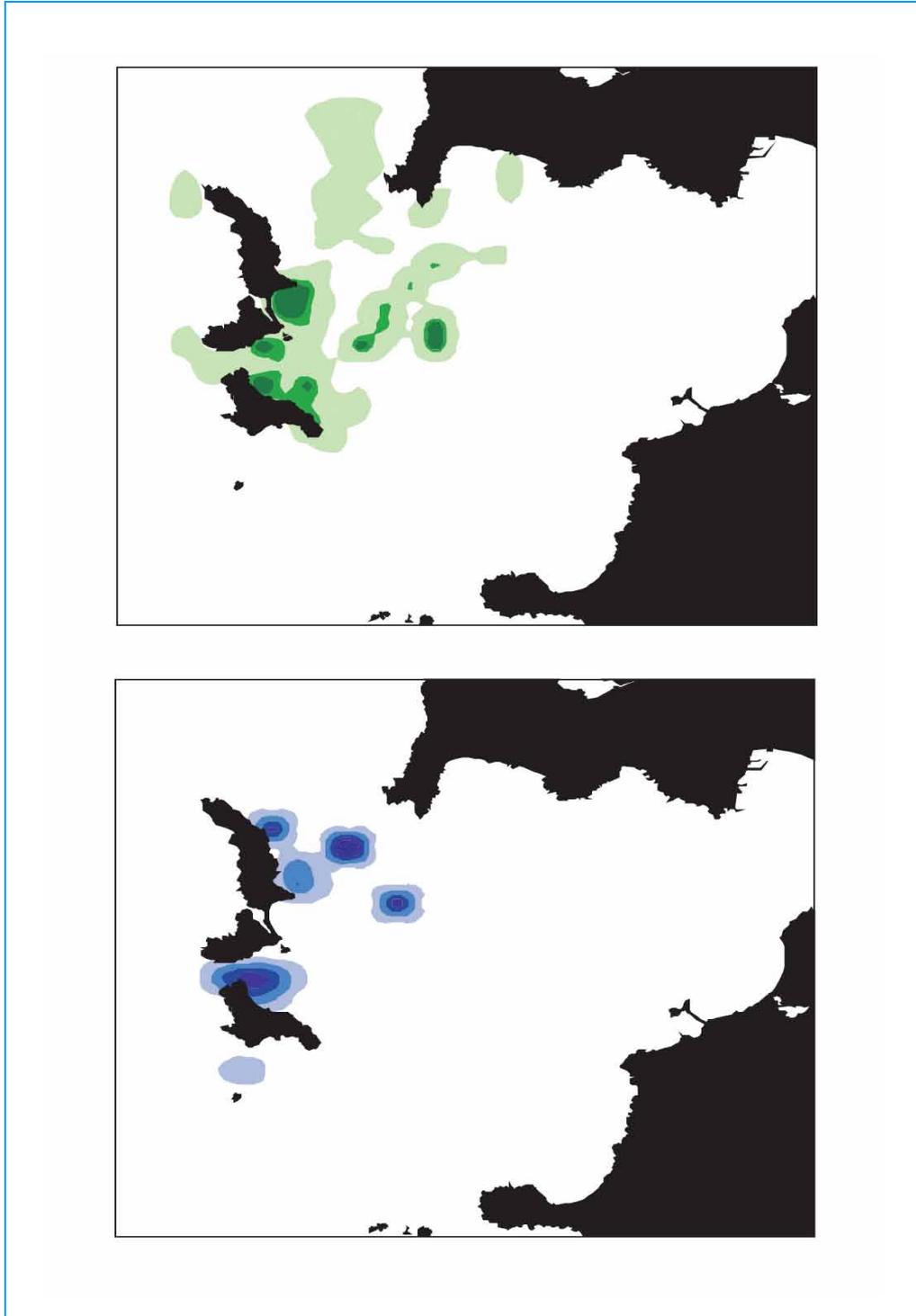
Figura 36. Efecto de la presencia de embarcaciones deportivas en las islas Cíes sobre la alimentación de los cormoranes. Derecha, efecto sobre el tamaño de bando; izquierda, efecto sobre la actividad (tasa de alimentación)



La actividad de alimentación cae rápidamente cuando el número de barcos fondeados es mayor de 30. En resumen, al aumentar la presión del turismo náutico, los cormoranes ven reducidas sus zonas de alimentación, ya que son excluidos por las embarcaciones, lo que conlleva un aumento del tamaño de bando, con mayor competencia y, por tanto, menor eficiencia en la alimentación.

La exclusión de los cormoranes de las áreas de alimentación se evidencia cuando se comparan las zonas usadas por los barcos y las usadas por los cormoranes, cuando la presión del turismo náutico es alta (Figura 37). Bajo esas condiciones, los cormoranes cambian sus patrones espaciales de alimentación y tienden a alimentarse en aquellas zonas menos frecuentadas por las embarcaciones ($p<0.001$). Es preciso señalar, además un importante efecto cinético de las planeadoras, motos de agua y otras embarcaciones susceptibles de navegar a gran velocidad. En estos casos, la velocidad de tránsito por el espacio marítimo es un factor muy importante y no sólo la densidad de embarcaciones. En repetidas ocasiones hemos observado como las embarcaciones rápidas acosan y persiguen a los bandos de cormorán que se encuentran en el mar, con el propósito de forzarlos a remontar el vuelo y disfrutar así del espectáculo que supone ver a las aves levantando del agua.

Figura 37. Distribución de barcos (verde) y cormoranes (azul) en los días con más de 50 barcos fondeados en las Islas Cíes según el estudio realizado en 2007





La presencia de embarcaciones impide a los cormoranes alimentarse

Como resultado de las molestias que sufren cuando se alimentan, es probable que los cormoranes aumenten su gasto metabólico diario (se desplazan más) y que disminuya la disponibilidad de alimento (**usan sitios subóptimos con mayor competencia, lo que se traduce en una menor eficacia alimentaria**) y, por tanto, cabe esperar un efecto negativo en el éxito reproductivo y la supervivencia (en especial de los juveniles).

Sobreexplotación pesquera

El cormorán moñudo consume algunas especies de peces que son objeto de pesquerías comerciales (Tabla 12), por lo tanto, se dan condiciones para que existan efectos de la pesca comercial sobre la disponibilidad de presas. Sin duda la especie más importante en su dieta es el lanzón o bolo (*Ammodytidae*). Como hemos visto en los capítulos anteriores, el predominio de los lanzones en la dieta de los cormoranes del Parque Nacional parece ser indicativo de un alto grado de dependencia de este recurso, al menos durante el periodo reproductivo. De hecho, el éxito reproductivo anual de los cormoranes de las islas Cíes correlaciona de manera significativa con la frecuencia numérica del lanzón en la dieta durante el periodo reproductivo (Velandó y Freire 1999; Velandó et al. 2005). Se desconoce el efecto del cormorán moñudo sobre las poblaciones de lanzón del Parque Nacional pero, sin embargo, sabemos que estos peces juegan un papel sumamente importante en la alimentación del cormorán. El lanzón también forma parte de la dieta de ácidos, gaviotas y de diferentes especies de peces y es muy probable que el lanzón sea una especie clave en las redes tróficas de los ecosistemas marinos del Parque

El principal arte para capturar lanzón es el boliche, que es un arte de pesca mixta entre arrastre y cerco. Según la legislación vigente, su uso está permitido entre los meses de julio y septiembre en horario exclusivamente diurno y mediante un Plan de Explotación autorizado por la Consellería de Pesca. En el Parque se utiliza, ocasionalmente, para la captura de lanzón destinado a cebo

vivo en otras pesquerías. En el Plan de Ordenación de los Recursos Pesqueros y Marisqueros de Galicia, (Xunta de Galicia, 1992) se recomienda que: “Debido precisamente a su importante papel para otras especies en la cadena trófica y la poca selectividad de los boliches, hay que cuestionarse seriamente la procedencia de autorizar su pesquería comercial. Es muy posible que sea desaconsejable su explotación al menos a gran escala.”

Tabla 12. Presas del cormorán moñado y su posible competencia con recursos pesqueros				
Alimento (taxón)	familia	nombre común (galego)	interés comercial	importancia dieta
<i>Ammodytidae</i>	<i>Ammodytidae</i>	bolo, farabolo	bajo	muy alto
<i>Atherina presbyter</i>	<i>Atherinidae</i>	piarda	bajo	alto
<i>Boops boops</i>	<i>Sparidae</i>	boga	muy bajo	medio
<i>Callionymus lyra</i>	<i>Callionymidae</i>	faneca brava	nulo	bajo
<i>Chelon labrosus</i>	<i>Cheloniidae</i>	muxo	nulo	bajo
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Moronidae</i>	robaliza	muy alto	bajo
<i>Ciliata mustela</i>	<i>Gadidae</i>	barbada	medio	bajo
<i>Micromesistius poutassou</i>	<i>Gadidae</i>	lirio	alto	muy bajo
<i>Pollachius spp.</i>	<i>Gadidae</i>	badexo	alto	muy bajo
<i>Trisopterus spp.</i>	<i>Gadidae</i>	faneca, fodón	alto	alto
<i>Gobiidae</i>	<i>Gobiidae</i>	lorcho, lorcha	nulo	alto
<i>Coris julis</i>	<i>Labridae</i>	Xulia	bajo	alto
<i>Labrus spp.</i>	<i>Labridae</i>	pinto, maragota	bajo	alto
<i>Symphodus spp.</i>	<i>Labridae</i>	vello	bajo	alto
<i>Sardina pilchardus</i>	<i>Clupeidae</i>	sardiña	alto	muy bajo
<i>Scomber scombrus</i>	<i>Scombridae</i>	rincha	alto	muy bajo
<i>Scorpaena sp.</i>	<i>Scorpaenidae</i>	cabracho	medio	muy bajo
<i>Trachurus trachurus</i>	<i>Carangidae</i>	xurelo	alto	muy bajo

En el año 2007, se pescaron cerca de 4.200 kilos de lanzón en la provincia de Pontevedra, con un precio medio de 1,57 euros/kg. Las capturas de lanzón han disminuido considerablemente en los últimos años (Figura 38); sin embargo, como no se ha documentado el esfuerzo realizado se desconoce si este descenso es debido a un menor interés por estas especies, o a un colapso de la pesquería. Los análisis de la pesquería de lanzón de la cofradía de Baiona sugieren un colapso de la pesquería a partir de 2003 (después del hundimiento del *Prestige*). La subida del precio en lonja (Figura 39), junto con la reducción de capturas sugiere una menor abundancia del lanzón en las Rías Baixas.

Figura 38. Evolución de la captura del lanzón en la provincia de Pontevedra. Datos de venta en lonja. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. Xunta de Galicia

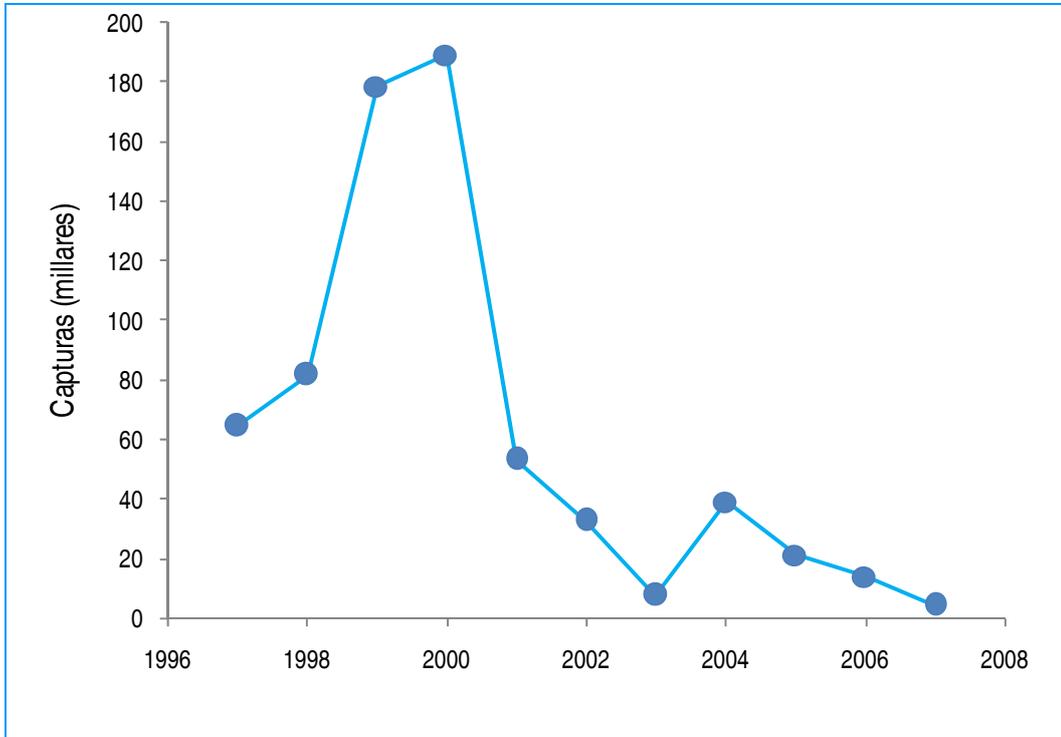
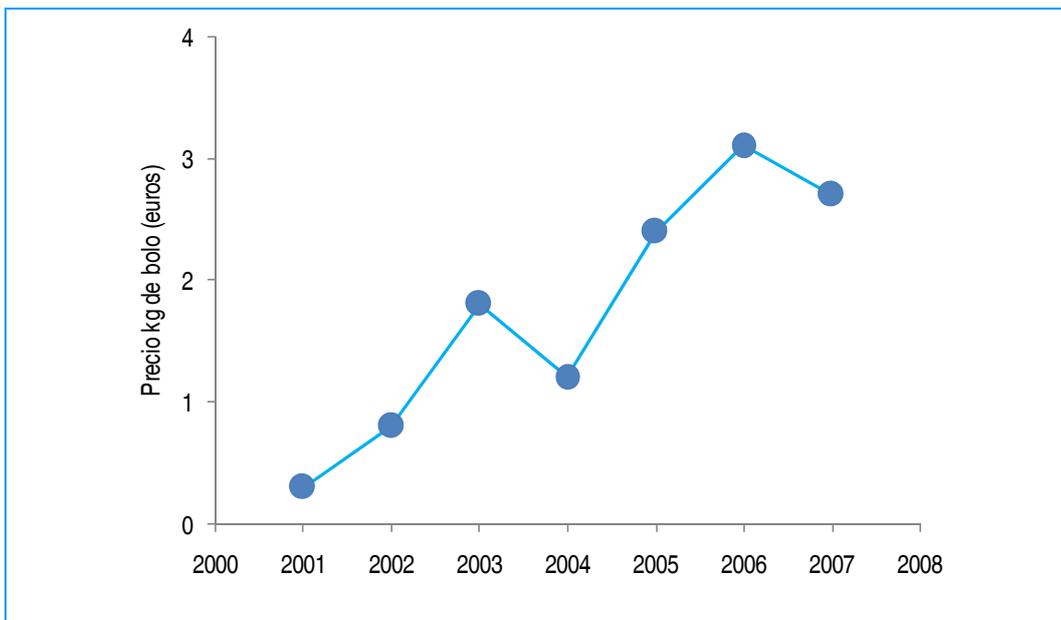


Figura 39. Evolución del precio del lanzón. Datos de venta en junio en la lonja de Aldán. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. Xunta de Galicia



Mortalidad por enmalle

Debido a sus hábitos alimentarios, los cormoranes corren un grave riesgo de quedar atrapados en las redes de pesca y morir ahogados. Las redes de materiales sintéticos son muy peligrosas para las aves marinas porque son prácticamente invisibles bajo el agua. Entre las aves marinas, los cormoranes y los álcidos, son los grupos que sufren mayores bajas debido a la mortalidad en artes de pesca de enmalle (Tasker et al. 2000, Sewell, 2007). Un análisis reciente, acerca del estado de conservación de las poblaciones de las islas Cíes (Velando y Freire 2002) aporta evidencias que indican que la baja tasa de supervivencia de adultos observada puede ser debida a una gran mortalidad en artes de pesca de enmalle.

Figura 40. Factores de mortalidad de la población de cormorán moñudo según la causa de muerte atribuida en las recuperaciones de aves anilladas en el Parque Nacional (N=33).

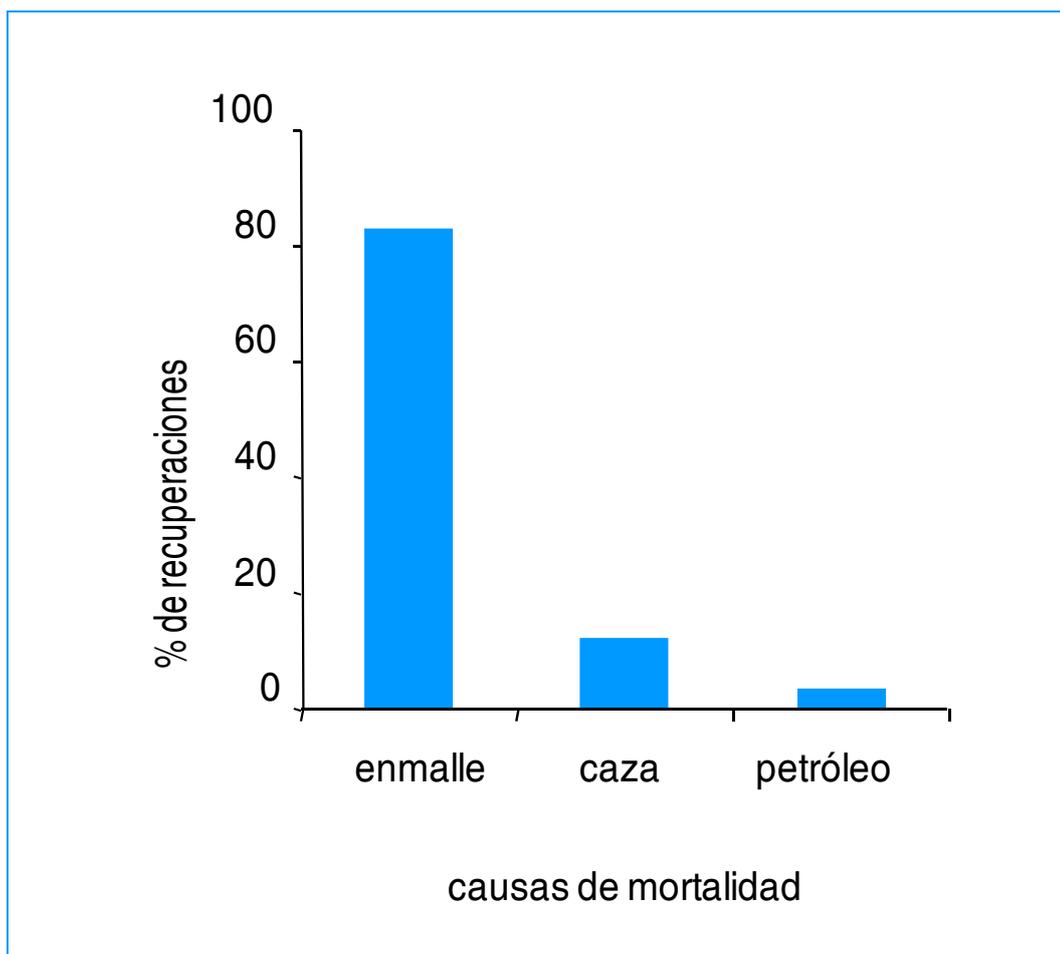
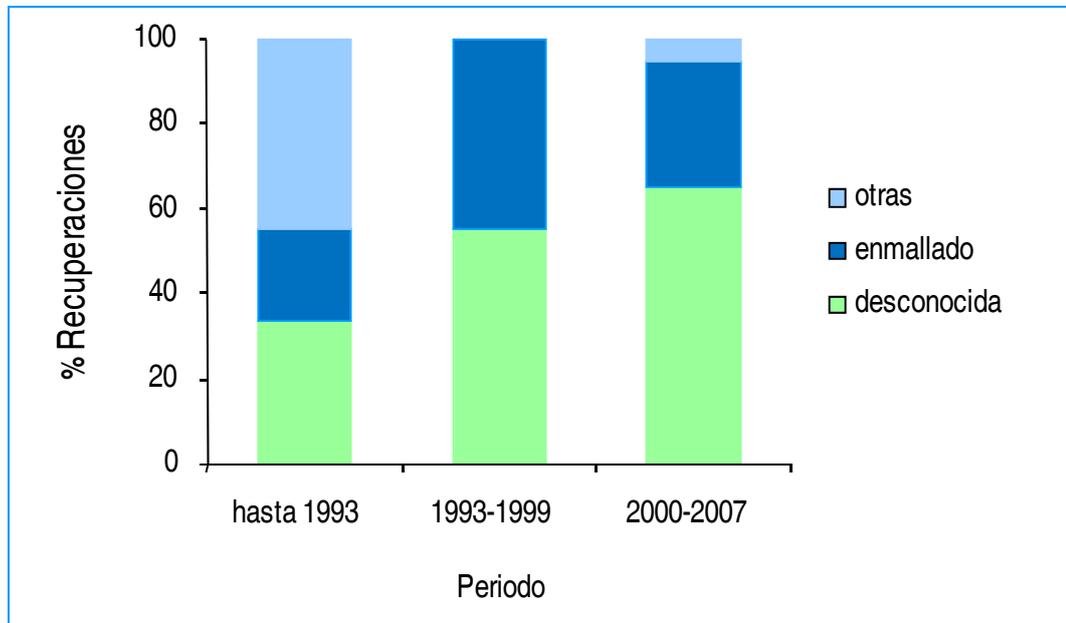


Figura 41. Importancia relativa de los factores de mortalidad de la población de cormorán moñudo del Parque Nacional en tres periodos consecutivos (1963-1992; 1993-1999; 2000-2007) según las causas de muerte atribuidas en las recuperaciones de cormoranes moñudos anillados en el Parque Nacional



Los datos de recuperaciones de aves anilladas muestran muy claramente que las capturas accidentales en artes de pesca constituyen la principal causa de mortalidad. De las 35 recuperaciones de cormoranes anillados en las colonias del Parque en las que se informa acerca de la posible causa de muerte, 30 figuran como enmallados en artes de pesca (se incluye 1 ejemplar muerto en trampa para otras especies), cuatro fueron cazados con arma de fuego y 1 muerto por petróleo (Figura 40). Si tenemos en cuenta que las cuatro anillas de los cormoranes cazados con arma de fuego se recuperaron en los años 1963 y 1964; entonces, todas las recuperaciones recientes con causas conocidas, menos una, se corresponden a aves que perecieron enmalladas (Figuras 40 y 41)

De las 30 recuperaciones de anillas de cormoranes anillados en el Parque que resultaron enmallados, únicamente cuatro se obtuvieron fuera del área de influencia del Parque (Ézaro, Fisterra, Muxía y A Coruña). Las aves son recuperadas en artes de enmalle, sobre todo en trasmallos, miños y betas. Además de capturas accidentales en redes caladas en el mar, existe otra práctica relativamente común en las Rías Baixas que provoca mortalidades catastróficas.



Las artes de enmalle son la principal causa de mortalidad de los cormoranes del Parque

Así, por ejemplo, el personal del Parque nos informó acerca de la muerte de varias decenas de cormoranes (más de 60) durante 2006 en abalos colocados en Ons y Onza. El abalo es una técnica de pesca de enmalle que consiste en cerrar pequeñas ensenadas de cabo a cabo por medio de una red calada verticalmente desde la superficie hasta el fondo. Para forzar a los peces contra la red se golpea la superficie del mar, lo cual puede asustar también a los cormoranes que eventualmente se encuentren en los posaderos que queden dentro del cerco. En los islotes de Sálvora, esta técnica es común y se han documentado decenas de cormoranes muertos en 2007 en un único lance.

Además del cormorán moñudo, otras dos especies de aves marinas buceadoras, el arao común (*Uria aalge*) y el alca (*Alca torda*), son relativamente abundantes en los ecosistemas marinos de Galicia. En ambos casos se trata de poblaciones invernantes numerosas. De las 106 recuperaciones de araos y alcas con anilla en la zona de influencia del Parque (costa de Galicia al sur del cabo de Corrubedo) el enmalle constituye, así mismo, la primera causa de muerte entre las 64 recuperaciones con causa de muerte conocida (N=30; 46,9%;). Si no se tiene en cuenta la mortalidad directa de alcas y araos atribuida a la marea negra del buque *Prestige*, el porcentaje representado por el enmalle alcanza el 61,3%. La población nidificante de arao en Galicia, que sumaba varios miles de parejas hace menos de 50 años, se encuentra virtualmente extinta. Un análisis retrospectivo reciente (Munilla et al. 2006), indica que la muerte de un número de adultos muy por encima de los valores habituales para la especie (mortalidad catastrófica) fue la causa más probable del declive y que es muy posible que gran parte de esa mortalidad sea achacable a las artes de enmalle.

Artes menores de pesca de enmalle que se emplean en Galicia

La pesca de bajura en Galicia emplea seis artes de enmalle: rascos, volantas, betas, trasmallos, miños y xeitos. El xeito es un arte de deriva que se cala en superficie o a profundidades variables y se emplea para la captura de peces pelágicos que forman bancos. Rascos, volantas y betas son artes fijas que constan de un solo paño y generalmente van calados al fondo. Trasmallos y miños también son artes fijas de fondo si bien constan de tres paños, el de en medio de malla más fina. El trasmallo se cala rodeando piedras y algas entre 2 y 30 m de profundidad, mientras que el miño, semejante al trasmallo pero de menor longitud y malla más grande, se cala en fondos limpios. En la Tabla 13 se indican de manera muy esquemática las principales directrices de uso de estos aparejos según el Decreto 424/93 “*polo que se aproba o regulamento da actividade pesqueira e das artes e aparellos de pesca permisibles en Galicia*” (DOG nº 13, 20 enero 1994).

Tabla 13. Principales artes de enmalle de Galicia y sus directrices de uso según el Decreto 424/93.

arte	tipo	paños	altura máxima(m)	longitud máxima (m)	calendario autorizado	ciclo de pesca	Observaciones
Rasco	fijo	1	2,5	1000-5000	todo el año	5 días	fondos > 40 m
Volanta	fijo	1	10	1000-5000	todo el año	5 días	
Beta	fijo	1	3	1500-4500	todo el año	diurna	
Trasmallo	fijo	3	2	1500-4500	todo el año	diurna	> 100 m de la costa
Miño	fijo	3	3	1500-4500	todo el año	24 horas	levante semanal
Xeito	deriva	1	16	1000	todo el año	5 días	

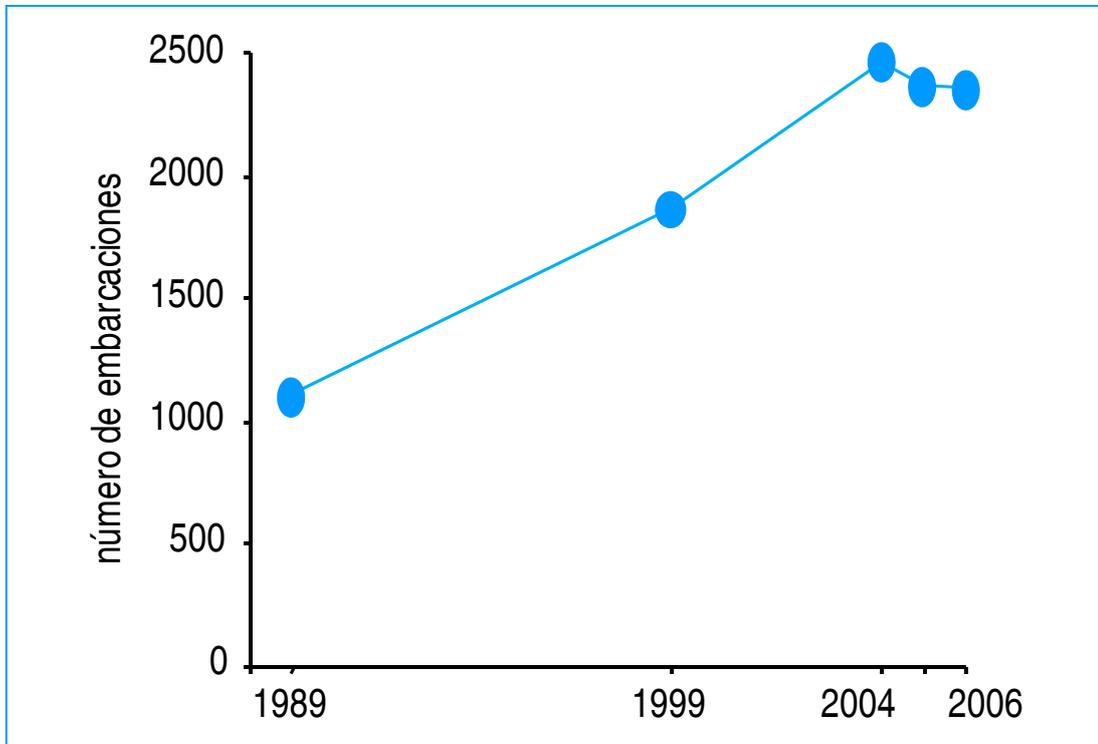
Según datos del “*Rexistro de Buques Pesqueiros da Comunidade Autónoma de Galicia*”, aproximadamente dos tercios de las cerca de 2400 embarcaciones de Galicia con licencia para artes menores de enmalle, operan en las rías de la zona de influencia del Parque (Tabla 14). En las dos últimas décadas el esfuerzo pesquero dedicado al enmalle ha experimentado un aumento considerable. El número de barcos de enmalle (una embarcación puede ser titular de un máximo de cinco licencias), pasó de 1091 a 2461 entre 1989 y 2004, un aumento porcentual del 125,6% al que corresponde una tasa media de incremento anual del 5,6% (Figura 42).

Tabla 14. Licencias para artes menores de enmalle según el Rexistro de Buques Pesqueiros da Comunidade Autónoma

Zona de producción	2004	%	2005	%	2006	%
Número de embarcaciones						
Vigo	440	17,9	425	18,0	419	17,9
Pontevedra	273	11,1	262	11,1	259	11,0
Arousa	875	35,6	824	35,0	800	34,1
PARQUE	1588	64,5	1511	64,1	1478	63,0
GALICIA	2461		2357		2347	
Número de licencias en Galicia						
betas	1103		1038		1020	
miños	1006		986		1005	
trasmallos	1253		1203		1190	
xeito	526		489		481	

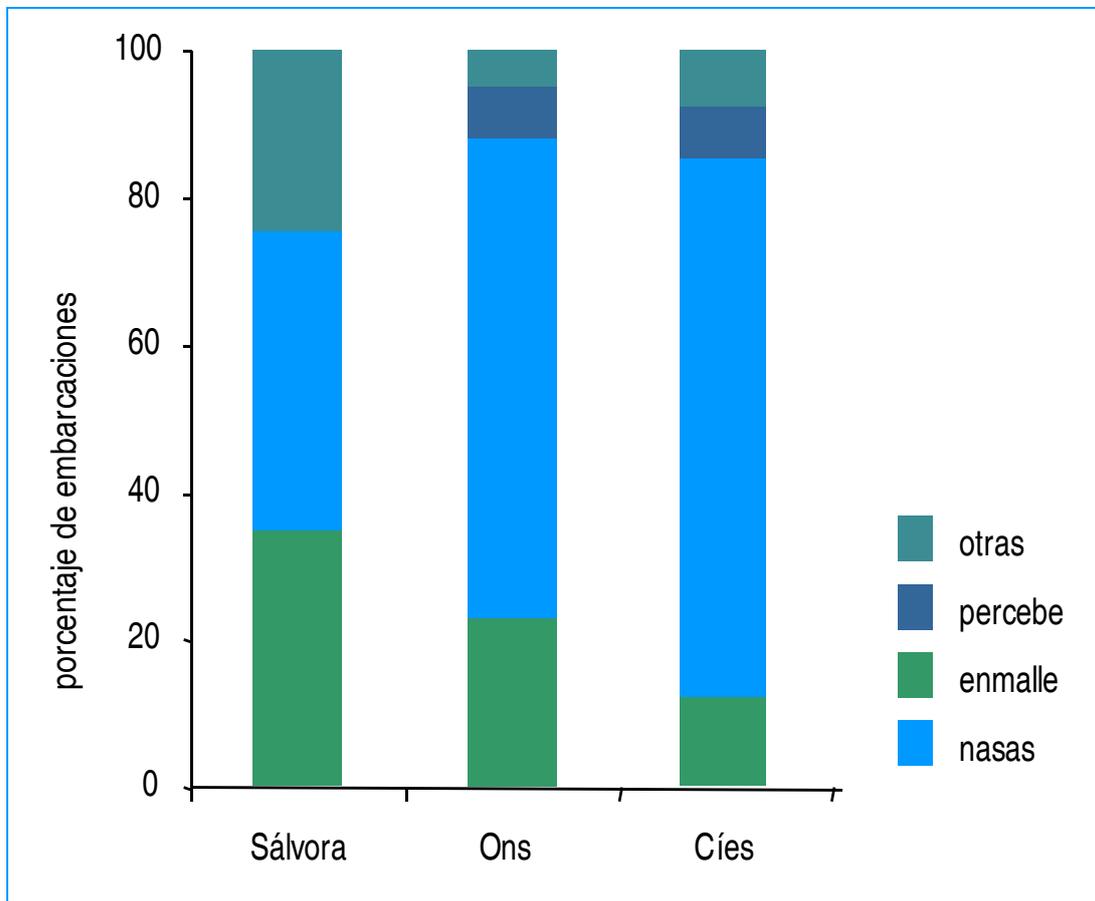
Un estudio del Centro de Investigaciones Submarinas (2006) registró, en 56 jornadas de campo, un total de 450 avistamientos de 235 embarcaciones de pesca que se encontraban faenando en aguas del Parque. Según estos datos, el esfuerzo pesquero parece repartirse de manera bastante equitativa entre los tres archipiélagos principales del Parque (33,6%; 37,1% y 29,3% de avistamientos en Cíes, Ons y Sálvora, respectivamente). El mayor esfuerzo corresponde a embarcaciones con nasas, especialmente en las aguas circundantes a la Isla de Ons e Islas Cíes. La importancia relativa del enmalle es baja, con sólo un 19% de los casos (45 embarcaciones) correspondían a artes de enmalle (betas, miños o trasmallos; no se observó ninguna de las otras artes de enmalle autorizadas). Axial mismo, el porcentaje varía en función de la isla considerada (Figura 43), con mayor esfuerzo de enmalle en el entorno de Ons y Sálvora.

Figura 42. Cambios temporales en el número de embarcaciones con licencias para artes menores de enmalle en Galicia. A partir del Rexistro de Buques Pesqueiros da Comunidade Autónoma de Galicia.



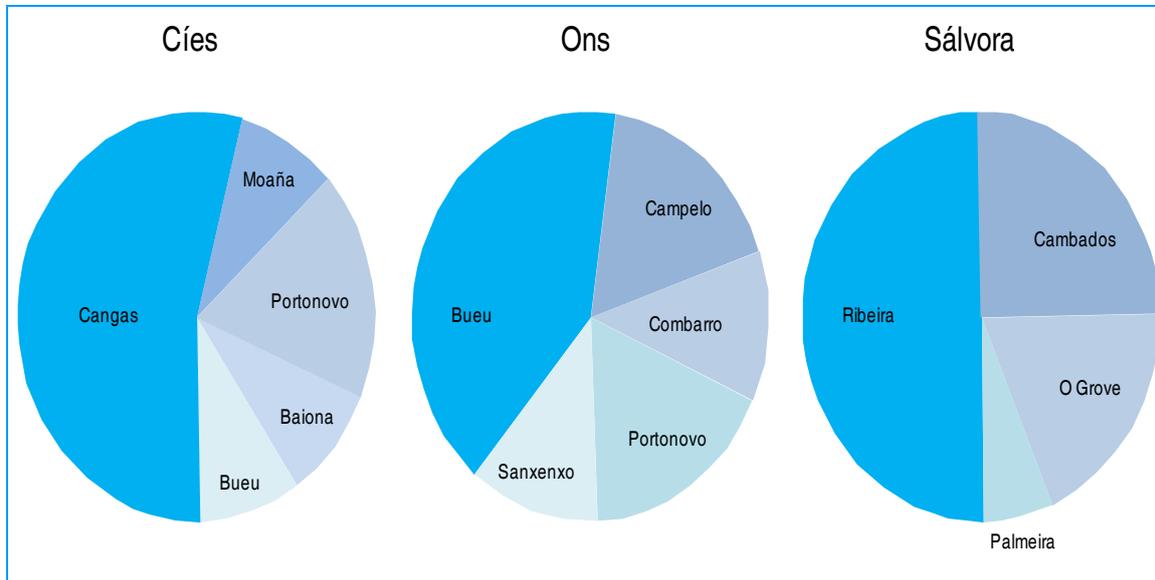
En las aguas del parque un 20% de las embarcaciones usan artes de enmalle

Figura 43. Reparto porcentual de las embarcaciones pesqueras avistadas en los tres archipiélagos del Parque Nacional (N=235) según el tipo de artes empleadas. A partir de CIS (2006).



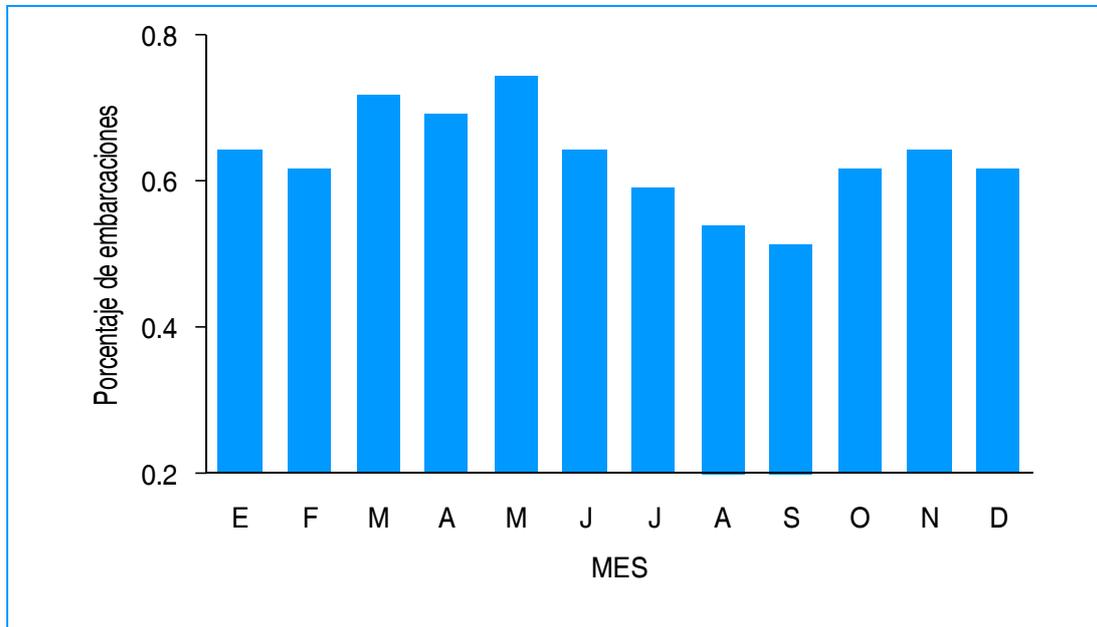
Según los datos del citado informe, el promedio diario de embarcaciones de enmalle que faenaron en aguas del Parque durante los 56 días del estudio fue de 0,80 (con una estima de 291 en todo el año), mientras que el promedio de maniobras diarias (aparejos largados o virados) correspondiente sería de 1,55. De los 44 barcos en los que se consiguió identificar el arte de enmalle, el 70% correspondieron a niños y el 30% a trasmallos. Las embarcaciones con artes de enmalle proceden de unos pocos puertos, con predominio de Cangas en el entorno de Cíes, de Bueu en el de Ons y de Ribeira en el de Sálvora (Figura 44).

Figura 44. Puerto de las embarcaciones de enmalle avistadas en los tres archipiélagos del Parque Nacional (N=42). A partir de CIS (2006).



En 2007, realizamos 39 entrevistas a patrones de embarcaciones con licencia de enmalle (11 betas, 16 niños, 6 trasmallos, 4 xeitos) con base en los puertos de las rías de Vigo, Pontevedra y Arousa. Los metros de red que se largan dependen de la eslora del barco ($r=0.57$). En promedio, se largan 3. 259 m de red en cada lance, por lo común, bastante cerca de la costa (de los 26´ respuestas obtenidas, 18 afirmaron largar a distancias inferiores a los 200 m) y, con mayor frecuencia, sobre fondos de arena (47%) o roca (26%). Estas entrevistas indican que el esfuerzo puede ser bastante constante a lo largo del año, de manera que el porcentaje de embarcaciones con licencia de enmalle que operan en un mes dado estaría situado en torno al 63% (Figura 45), aún así uno de los picos de uso del enmalle se produce durante la reproducción del cormorán (marzo-mayo) y durante la dispersión invernal (octubre-diciembre). Teniendo en cuenta los datos obtenidos en encuestas y avistamientos (CIS 2006), para un (3259 m de aparejo por lance y 1,55 lances de enmalle diarios) los cormoranes moñudos podrían encontrarse con una media diaria de 5064 m de redes de enmalle caladas en las aguas del Parque, lo que supone un total anual de 1849 km.

Figura 45. Reparto mensual del uso de las artes de enmalle. A partir de 39 entrevistas realizadas en julio de 2007.



Según las entrevistas realizadas, el uso de las artes de enmalle en las rías de Vigo y Pontevedra está bastante localizado, aunque hay que tener presente que es muy probable que la información de las entrevistas sea incompleta. Así, en el entorno de las islas Cíes, es común el uso de artes de enmalle en zonas de cierta profundidad (>30 m), pero también muy cerca de la costa y en zonas en las que se alimenta el cormorán (Figura 46). El riesgo de mortalidad se concentra en A Porta (entre O Faro y San Martiño) y otras zonas con riesgo se distribuyen por la cara este de Monteagudo. Así, durante los 12 días de trabajo de campo dedicados al estudio del efecto del tráfico de embarcaciones sobre la población de cormorán moñudo en las islas Cíes, observamos 8 maniobras de artes de enmalle (6 largadas y 2 viradas) dentro de las aguas del Parque, la mayoría de ellas en el canal entre las islas de O Faro y San Martiño. En 7 casos había cormoranes (entre 65 y 120 aves) a menos de 500 m de distancia del lugar de la maniobra. En la Isla de Ons las zonas proclives para la alimentación del cormorán también son muy usadas para calar redes de enmalle (Figura 47).

Figura 46. Zonas de calado de los artes de enmalles (azul) en el entorno del Parque (y mapa de riesgos (rojo) para el cormorán moñudo en la Islas Cies. A partir de 39 entrevistas realizadas en julio de 2007. El mapa de riesgos asume que el riesgo es una combinación de la probabilidad de uso de las artes y de la probabilidad de alimentación en cada celda de 500 x 500 m.

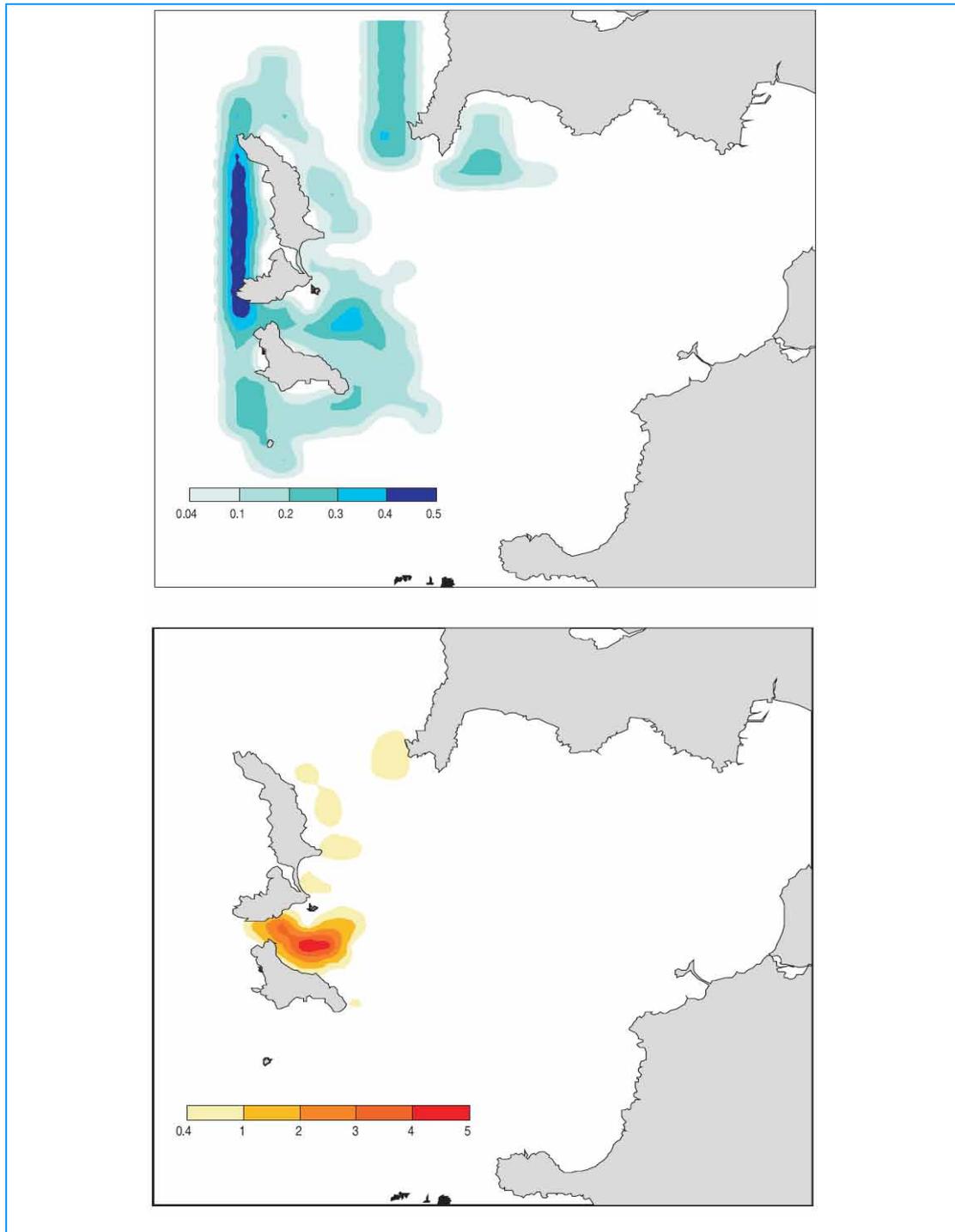
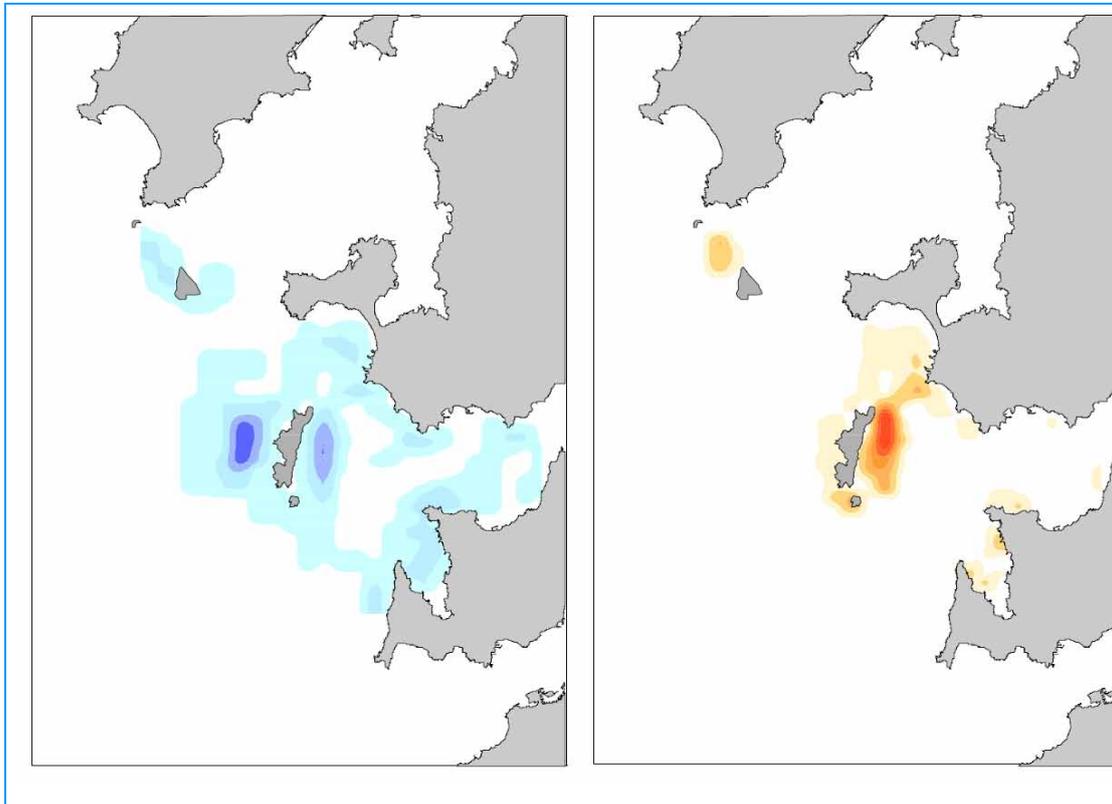


Figura 47. Zonas de calado de los artes de enmalles (azul) en el entorno del Parque (y mapa de riesgos (rojo) para el cormorán moñudo en las Rías de Pontevedra y Arousa. A partir de 39 entrevistas realizadas en julio de 2007. El mapa de riesgos asume que el riesgo es una combinación de la probabilidad de uso de las artes y de la probabilidad de alimentación en cada celda.



En cuanto al patrón de mortalidad con la edad, los cormoranes jóvenes mueren principalmente en los primeros meses de independencia, que coincide con uno de los picos de uso del enmalle en las Rías Baixas (Figura 45). Potts (1969) señala que el periodo de mortalidad debe reflejar el estrés alimentario. La técnica de pesca empleada por los cormoranes necesita de un aprendizaje por lo que existen diferencias en la eficacia dependientes de la edad (Morrison et al., 1978). Al independizarse, los cormoranes son poco eficientes en la obtención de alimento y, además, existe una gran competencia entre los pollos nacidos cada año, por lo que pueden sufrir mayor mortalidad. Por otra parte, la falta de experiencia puede hacer que los jóvenes sean más proclives a quedar enmallados. En los adultos existe una mortalidad alta en el periodo nupcial, que puede reflejar los costos asociados a la cría, así como un aumento de la actividad pesquera en primavera.

Contaminación por hidrocarburos: Impacto del derrame del *Prestige*

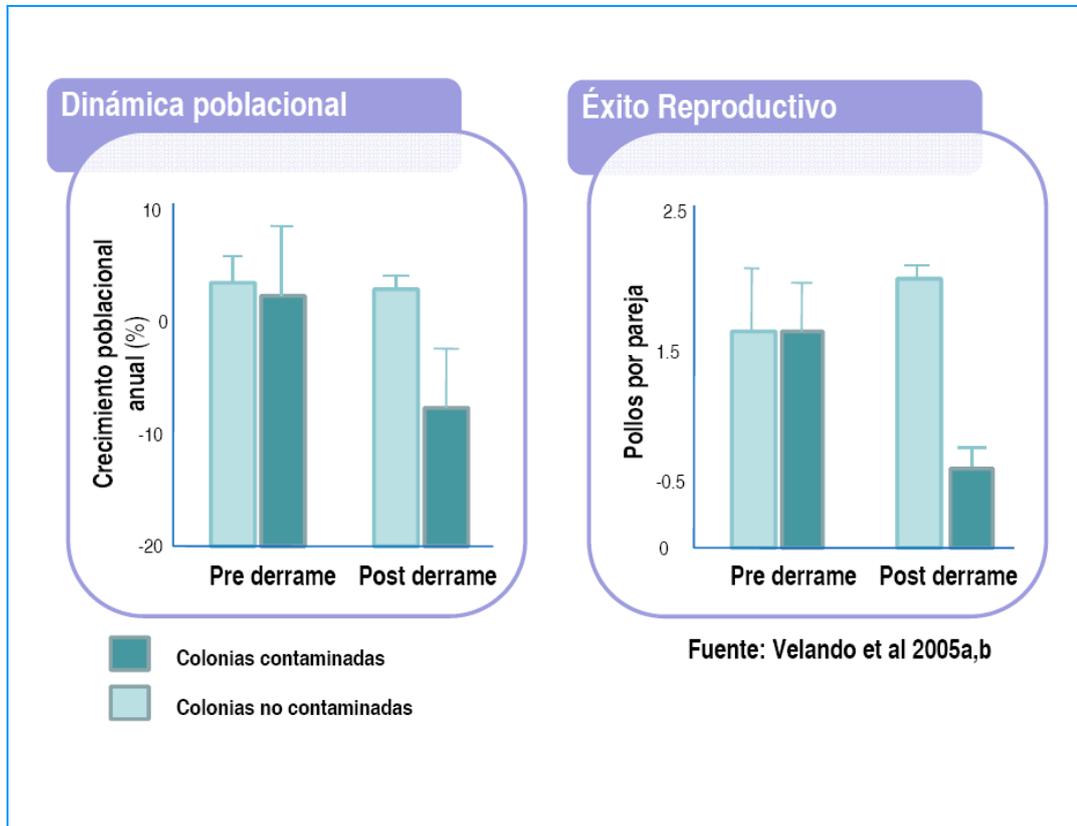
Los accidentes de buques petroleros suelen llevar asociados episodios de mortandad masiva de aves marinas, y despiertan gran preocupación social y científica. No obstante, los efectos de las mareas negras no tienen únicamente consecuencias directas a corto plazo, sino que pueden mantenerse muchos años después del vertido. Así, por ejemplo, nueve años después del accidente del *Exxon Valdez* en Alaska, la contaminación seguía afectando a las poblaciones de pato arlequín (*Histrionicus histrionicus*) y arao colombino (*Cephus columba*). Los efectos indirectos de las mareas negras incluyen efectos derivados de la acción de la contaminación sobre la disponibilidad de presas y efectos subletales debidos a la incorporación de hidrocarburos en la red trófica. Las especies costeras y residentes en las zonas del vertido son las más susceptibles a presentar efectos retardados, ya que, generalmente, su hábitat resulta muy afectado y quedan expuestos al fuel que se incorpora continuamente en la red trófica. La marea negra del *Prestige* supuso la liberación de una ingente cantidad de fuel al medio marino (c. 70.000 toneladas).

Efecto a nivel poblacional

El *Prestige* tuvo un efecto sobre las poblaciones de cormorán moñudo del Parque. El principal problema para detectar efectos de los accidentes de petróleo sobre las poblaciones de aves marinas es que éstas presentan variaciones espaciales y temporales, por diferentes motivos, que son independientes del accidente. La existencia de un seguimiento de más 15 años sobre las poblaciones de cormorán moñudo en zonas contaminadas y no contaminadas nos ha permitido diseñar un estudio replicado a nivel temporal y espacial. Así, comparando la dinámica poblacional antes y después de la marea negra, fue posible distinguir los efectos del derrame del *Prestige* de la variación natural.



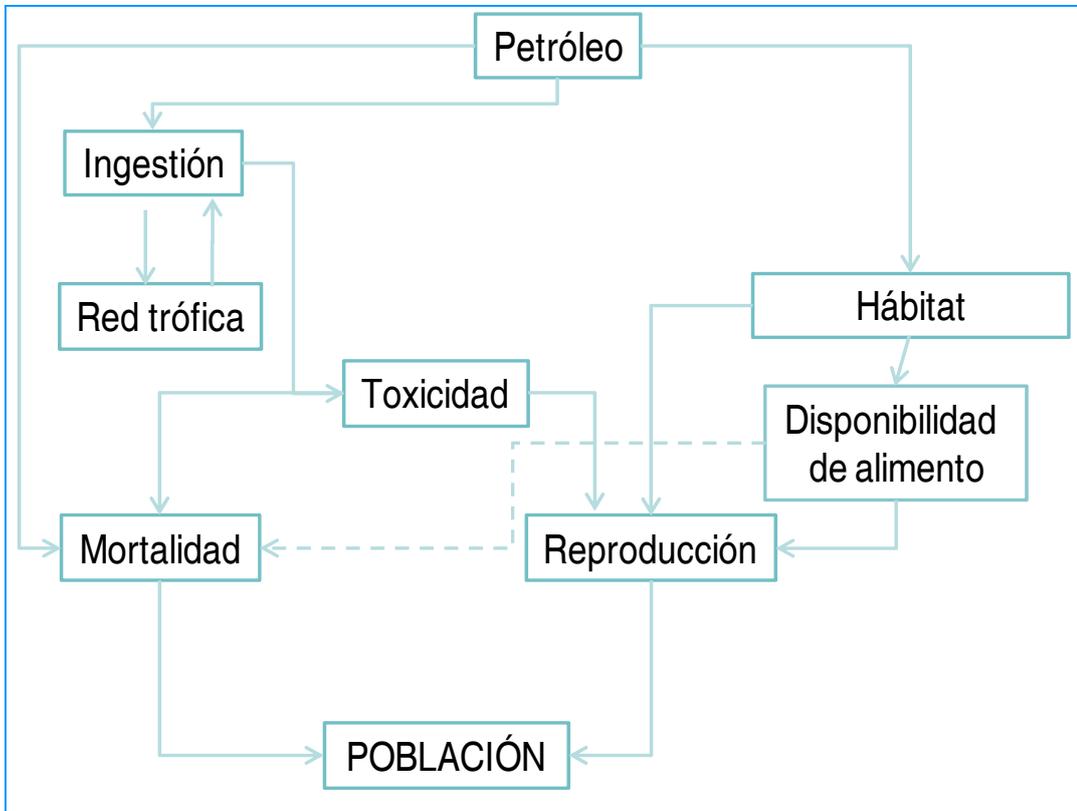
Figura 48. Efecto a nivel poblacional del derrame del *Prestige* sobre las poblaciones de cormorán moñudo.



Por medio de ese diseño, se evidenció que las colonias afectadas por el derrame mostraron un declive mayor (10%) que las colonias no contaminadas (Velando et al. 2005b; Figura 43). Esto indica que el vertido del *Prestige* afectó a los cormoranes moñudos a nivel de población. Estos efectos también fueron evidentes en el éxito reproductivo; así, después del *Prestige* el éxito reproductivo de las colonias afectadas sufrió un declive del 50% (Figura 48).

Los mecanismos por los que las mareas negras afectan a las poblaciones incluyen tanto los efectos a corto plazo, principalmente derivados de la pérdida de efectivos, como efectos aplazados, normalmente de naturaleza indirecta. En el caso del vertido del buque *Prestige* se han documentado tres tipos de efectos sobre las poblaciones de cormorán moñudo (Figura 49): i) la mortalidad directa, que tiene efectos a corto plazo; ii) los efectos subletales; y, iii) efectos sobre la disponibilidad de alimento. Los dos últimos tipos de efectos se manifiestan con retraso en las poblaciones y pueden perdurar en el tiempo.

Figura 49. Diagrama de los posibles efectos de la contaminación por hidrocarburos en las poblaciones de aves marinas, documentados para las poblaciones de cormorán moñudo en el Parque.



Mortalidad directa

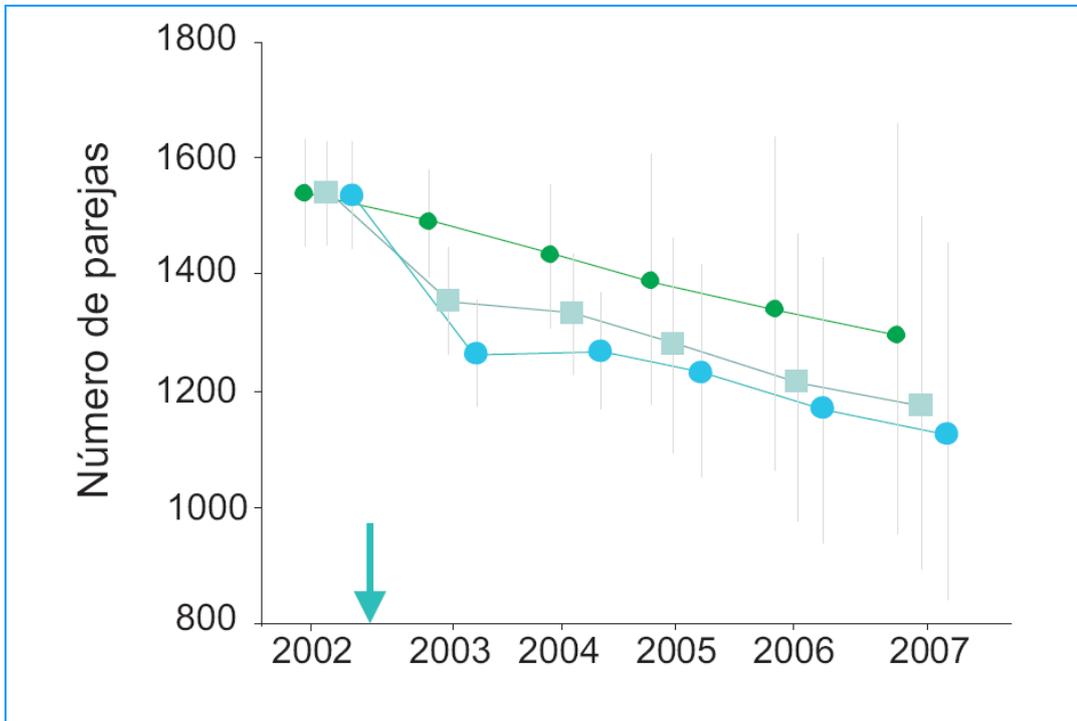
En las Rías Baixas se localizaron relativamente pocos cormoranes afectados por la marea negra desencadenada por el *Prestige* (Tabla 15). Las bajas de cormoranes debidas a la mortalidad por el contacto directo con el petróleo apenas representaron un 2% de la población estimada (Velandó et al. 2005).

Tabla 15. Recuperaciones de cormoranes moñudos durante el derrame del buque *Prestige* (Velandó et al. 2005).

tramo de costa	nº de cormoranes petroleados	% de la población
Rías Baixas	112	2
Costa da Morte	141	15
Rías Altas	11	2
Sin localizar	76	
Total	340	5

Sin embargo, los efectos de la mortalidad directa pueden producir efectos complejos en las poblaciones. En el caso de los cormoranes afectados por el derrame, la mortalidad estuvo muy sesgada hacia las hembras. Este efecto añade, a los efectos poblacionales causados por la disminución de efectivos reproductores, los efectos de una disminución en el número de parejas nidificantes, ya que un gran número de machos no podrán encontrar pareja (Martínez-Abraín, et al. 2006). Según esto, la mortalidad sesgada hacia las hembras, se suma al efecto poblacional y explicaría una disminución del 11% en la población de cormorán moñudo del Parque Nacional debido a la mortalidad directa a corto plazo provocada por el *Prestige* (Figura 50).

Figura 50. Efecto de la mortalidad directa producida por el derrame del buque *Prestige* sobre la población de cormorán moñudo del Parque Nacional. Círculos verdes: evolución de la población según la dinámica pre-vertido; Cuadrados azules: evolución de la población teniendo en cuenta la mortalidad debida al vertido; Círculos azules: evolución de la población en función del sesgo en la mortalidad debido al vertido (Martínez-Abraín et al. 2006).



Efectos subletales

Los efectos subletales son aquellos que se producen por la incorporación de hidrocarburos en la red trófica y que merman la salud de los animales. Son efectos aplazados que pueden tener consecuencias importantes a largo plazo. Las aves marinas son aves de larga vida y superpredadores en las redes tróficas marinas, donde ocupan posiciones apicales. Si además tenemos en cuenta que los hidrocarburos sufren procesos de bioacumulación cuando se incorporan a las redes tróficas, es presumible que el efecto de la contaminación en las poblaciones de aves marinas persista durante varios años.

Dadas las características de la marea negra del *Prestige*, los principales impactos se produjeron a medio y largo plazo, y la mayor parte de los contaminantes se incorporaron con la alimentación. La bioacumulación hace referencia a un hecho aparentemente paradójico que se puede observar en los ecosistemas: los niveles orgánicos de contaminantes se incrementan en general conforme aumenta el nivel trófico, a pesar de que son los niveles inferiores

(productores, detritívoros, herbívoros) los que interaccionan directamente con los contaminantes. En resumen, si consideramos en conjunto todos los factores anteriores, son los organismos grandes de niveles tróficos superiores (predadores) los candidatos a presentar mayores niveles de bioacumulación (siempre que su capacidad de detoxificación sea limitada o el grado de exposición muy alto).

El *Prestige* afectó a las zonas de alimentación del cormorán y los resultados de nuestros estudios señalan que los cormoranes continúan ingiriendo hidrocarburos con la dieta. Esto se ilustra, claramente, en la Figura 51 en la que se muestran los niveles de hidrocarburos en sangre de los cormoranes en el Parque Nacional en el año 2004, (dos años después del vertido), comparados con una colonia que no resultó afectada.

Figura 51. Niveles de hidrocarburos policíclicos aromáticos (PHAs) en los cormoranes moñudos del Parque Nacional en el año 2004, comparados con los niveles encontrados en una colonia no afectada por el derrame del buque *Prestige*

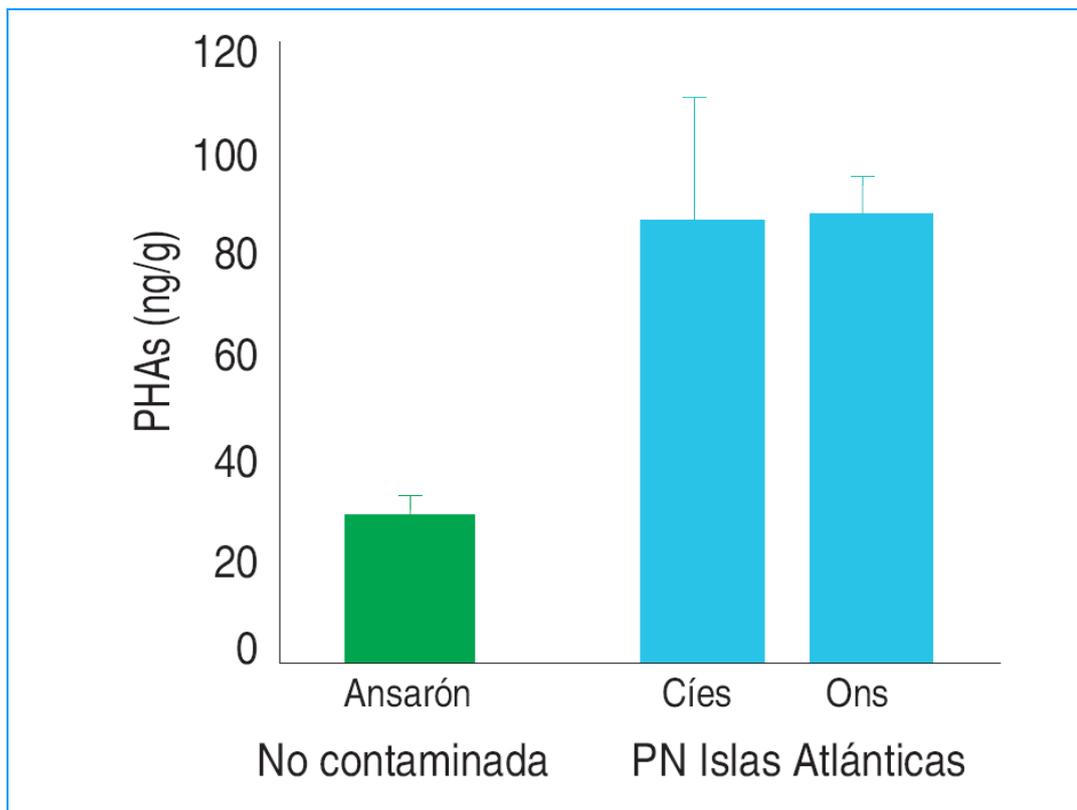


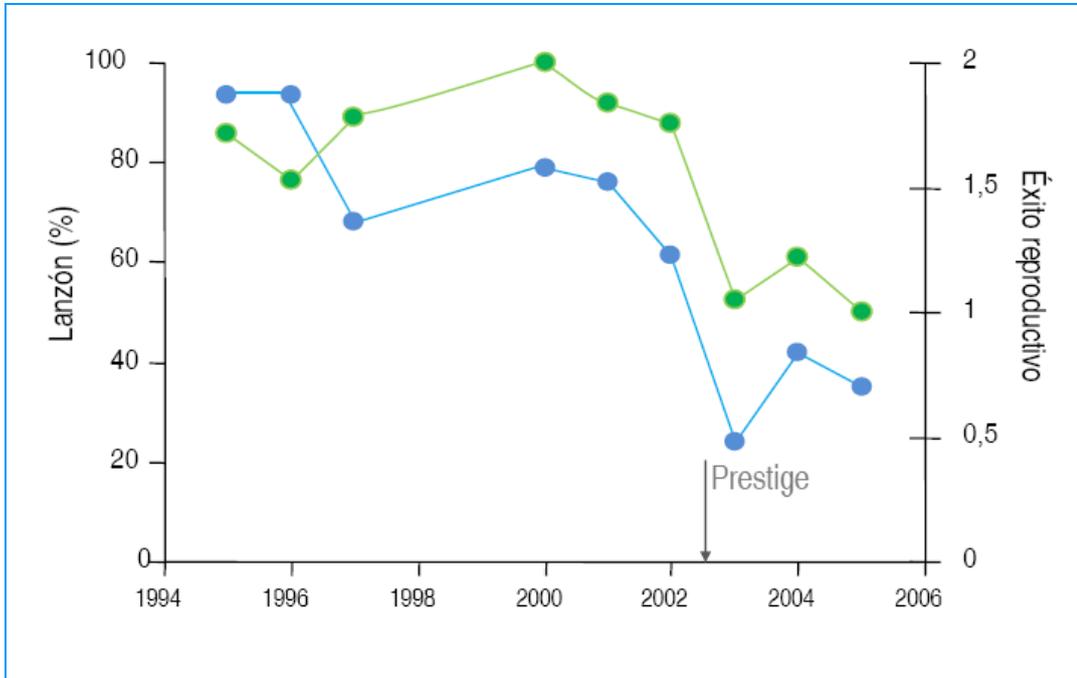
Figura 52. Zonas afectadas por la marea negra del *Prestige* en la ría de Vigo



Efectos en la disponibilidad de alimento

Los cormoranes de las islas Cíes se alimentan en arenales de baja profundidad situados en las cercanías de las islas (Velandó et al., 2005). El vertido del *Prestige* afectó a las zonas de alimentación de los cormoranes (Figura 52), por lo que era esperable un efecto indirecto de los efectos adversos del vertido sobre sus presas. El cormorán se alimenta casi exclusivamente de peces bentónicos de fondos arenosos y rocosos por lo que la presencia de fuel en los fondos pudo afectar a la abundancia de estos peces, lo que redundó en mayores dificultades para que la población de cormorán moñudo se recupere. Golet et al. (2002) encontraron que las poblaciones de arao colombino (que también se alimenta casi exclusivamente de lanzones) no consiguieron recuperarse una década después del vertido del *Exxon Valdez* debido a la reducción en la disponibilidad de lanzones atribuible al vertido petrolífero y a la exposición continuada al petróleo residual.

Figura 53. Relación entre el éxito reproductivo anual (azul) del cormorán moñudo en las islas Cíes y la presencia del lanzón en la dieta (verde) en las Islas Cíes.



Un estudio reciente (Velando et al. 2005), señala que la disponibilidad de alimento para los cormoranes en las islas Cíes, se redujo después del *Prestige*. Las capturas de lanzón en la crofada de Baiona (la única con autorización para el uso de boliche en la ría de Vigo), indicaron una reducción del 50% en el rendimiento de la pesquería después del accidente del *Prestige*. Durante los tres años siguientes al *Prestige* la presencia de lanzones en la dieta de los cormoranes disminuyó, en promedio, un 50% lo que ha provocado un descenso paralelo en el éxito reproductivo (Figura 53).

En conjunto, los datos señalan apuntan hacia un efecto indirecto y persistente del *Prestige* sobre la reproducción del cormorán moñudo, mediado por la disminución de las poblaciones de los peces que constituyen su alimento preferido (los lanzones).



El derrame del Prestige afectó al lanzón, la principal presa del cormorán, lo que se tradujo en una disminución del éxito reproductivo.

Cuadro 2. Factores limitantes analizados y su efecto en la población de cormorán moñudo del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia.

Factor	Efecto	Donde	Parámetro poblacional
Factores Naturales			
1. Hábitat de reproducción	Leve Nulo	Área de cría	Reclutamiento
2. Climatología adversa	Moderado	Áreas de alimentación	Reproducción
3. Disponibilidad de alimento	Moderado	Áreas de alimentación	Reproducción
4. Depredadores (Gaviotas)	Nulo		
5. Depredadores (visón)	Moderado	Área de cría	Supervivencia Supervivencia
6. Depredadores (gato)	Alto	Área de cría	Reclutamiento
Acción Humana			
6. Turismo a pie	Nulo		
8. Pesca con “boliche” Sobreexplotación pesquera	Leve	Áreas de alimentación	Reproducción
7. Turismo náutico	Moderado	Áreas de alimentación	Reproducción
8. Pesca de enmalle	Alto	Áreas de alimentación	Supervivencia
9. Contaminación (Prestige)	Alto	Áreas de alimentación	Reproducción ¿Supervivencia?

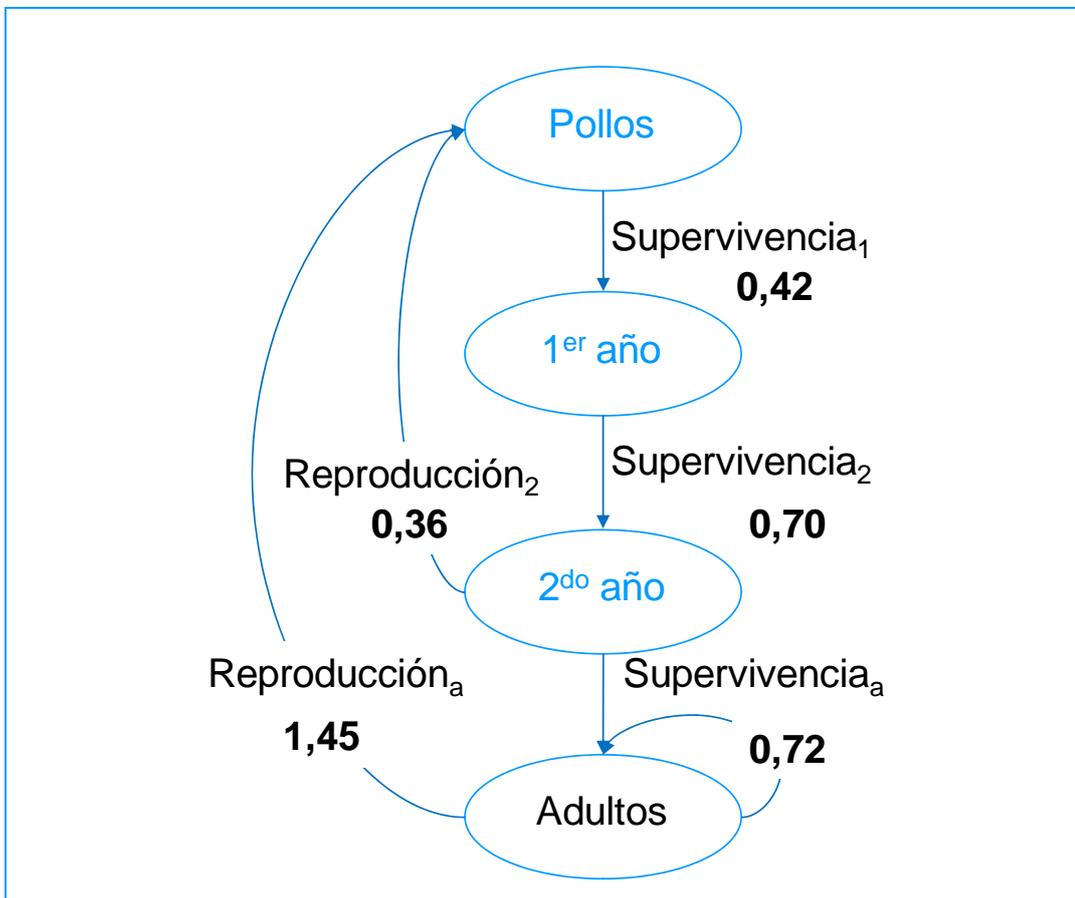
Evaluación

Una correcta evaluación debe tener en cuenta el estado de conservación de una especie y su dinámica poblacional. En el capítulo 5 se estableció el estado de conservación del cormorán moñudo en el Parque Nacional a partir del cambio en el número de parejas reproductoras a lo largo del tiempo, según los resultados de los censos disponibles. En este capítulo se combina esta información con un estudio de la dinámica poblacional. Según los censos, la población ha sufrido un fuerte declive en los últimos años (-26,12% entre 2004 y 2007). No obstante, el seguimiento de la isla de O Faro, que fue censada prácticamente cada año, entre 1992 y 2007, sugiere un descenso continuado, entre 1992 y 2001 (5%) y un descenso mucho más marcado (-22,76 %) a partir de entonces. El análisis de los censos de otras colonias dentro del Parque señaló que la población disminuye y que hay zonas que presentan fuertes oscilaciones.



El marcaje individual permite obtener, mediante métodos de captura-recaptura, estimas de los principales parámetros demográficos

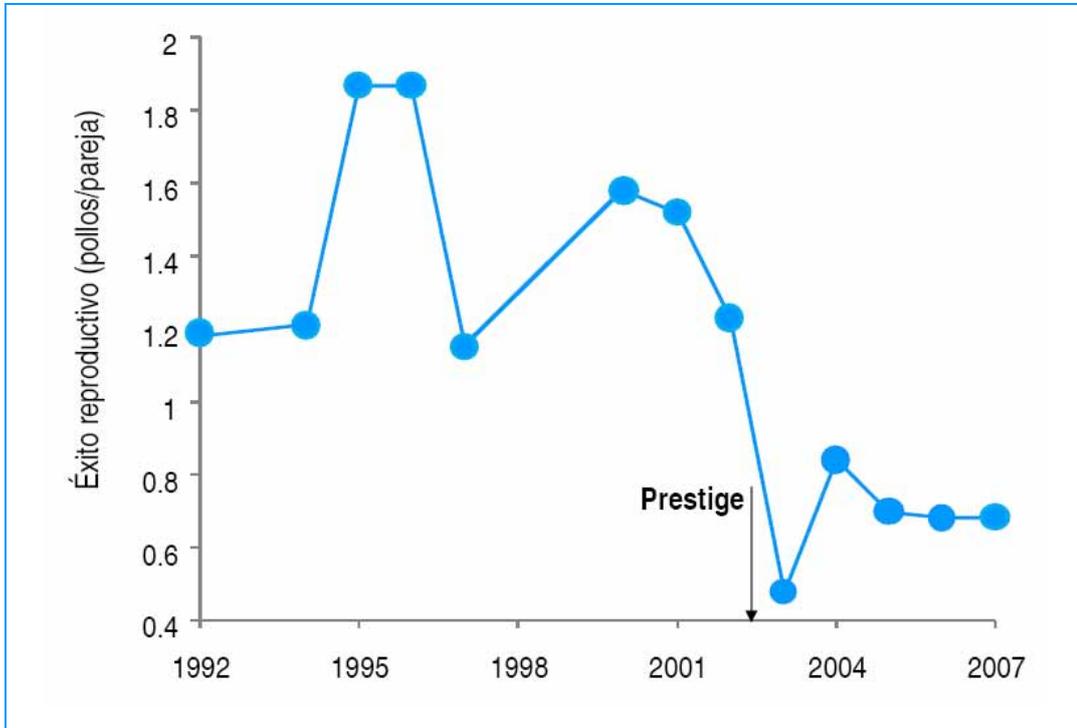
Figura 54. Esquema simplificado del ciclo de vida del cormorán moñudo en el Parque Nacional, se indican los valores medios estimados para los principales parámetros demográficos durante el periodo 1994-1997 para la isla de O Faro, Cíes. Fuente: Velando y Freire 2002.



Un método complementario de evaluación, consiste en el estudio de los parámetros demográficos (Figura 54). Entre 1994 y 1997, se estimó el valor de la mayoría de los parámetros poblacionales del cormorán en el Parque (supervivencia por edades, reclutamiento, emigración e inmigración; Capítulo 2; Tabla 4) mediante el marcaje individual de cormoranes con anillas de colores provistas de un código alfanumérico junto con métodos analíticos de captura-recaptura. Además, el seguimiento de nidos en parcelas seleccionadas permitió conocer el éxito reproductivo anual.

Tras aplicar un modelo matricial a los parámetros demográficos obtenidos, se estimó que la tasa de declive anual de la población se encontraba cerca del -3%. Por consiguiente, ambos métodos (censos y análisis demográfico), coincidieron en señalar que la población se encontraba en declive y que tenía problemas de conservación.

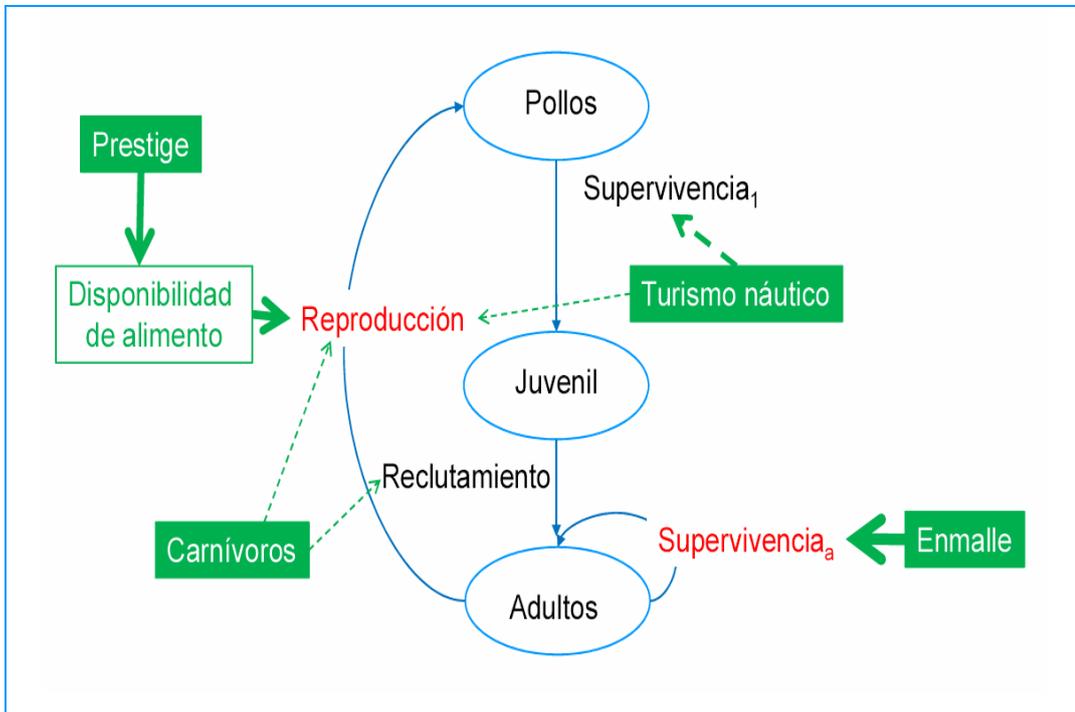
Figura 55. Éxito reproductivo anual del cormorán moñudo en la isla de O Faro entre 1992 y 2007 estimado en parcelas fijas de seguimiento anual.



El único parámetro estimado a partir de 1997 ha sido el éxito reproductivo anual. Desde el año 2003 el éxito reproductivo ha caído bruscamente (una reducción de más del 50%) y actualmente es, en promedio, de 0,68 pollos por pareja (Figura 55). La proyección en la matriz poblacional de este nuevo dato predice un declive del -11% anual, que es inferior al que reflejan los datos de los censos de las islas Cíes. Es muy probable, por tanto, que otros parámetros poblacionales hayan cambiado en los últimos años. En el siguiente apartado se explora que parámetros pueden haber cambiado y que factores son los más plausibles para explicar estos cambios.

En resumen, tanto los resultados de los censos como de las matrices poblacionales indican que **la población del Parque presenta una tasa de declive muy elevada** (-11%, -25% de declive anual).

Figura 56. Efecto de los factores limitantes en el ciclo vital del cormorán moñudo. En rojo los parámetros poblacionales menos “saludables”.



Diagnosis

Los resultados de la evaluación del estado de conservación señalan una preocupación por la “salud” de la población. En este apartado se pretende diagnosticar las causas que han llevado a la población al estado en el que se encuentra actualmente. El diagnóstico es inherentemente comparativo, busca respuestas satisfactorias a preguntas del tipo: ¿por qué ahora se encuentra en declive y antes no? o bien, ¿por qué esta población tiene problemas de conservación y en cambio otras no? Los diagnósticos se expresan, por lo tanto, en términos de diferencias en los parámetros demográficos. En este análisis, se determinarán los parámetros que tienen mayor influencia en el declive, y se identificarán los factores limitantes que inciden sobre ese parámetro (Figura 56).

Así, para diagnosticar los parámetros poblacionales que explicarían el declive de la población, se han realizado simulaciones de la población mediante modelos matriciales, y se han comparado los resultados obtenidos con los datos aportados por los censos. Para integrar los cambios en los parámetros demográficos con sus factores causales se ha tenido en cuenta cuáles podrían ser los principales parámetros afectados por los factores limitantes revisados en el capítulo anterior (Figura 56). La integración de los factores de amenaza en los

modelos poblacionales constituye un paradigma adecuado ya que permite una evaluación integrada de todo el conjunto de factores. Para este análisis se han considerado los periodos previos y posteriores al derrame del petrolero *Prestige*.

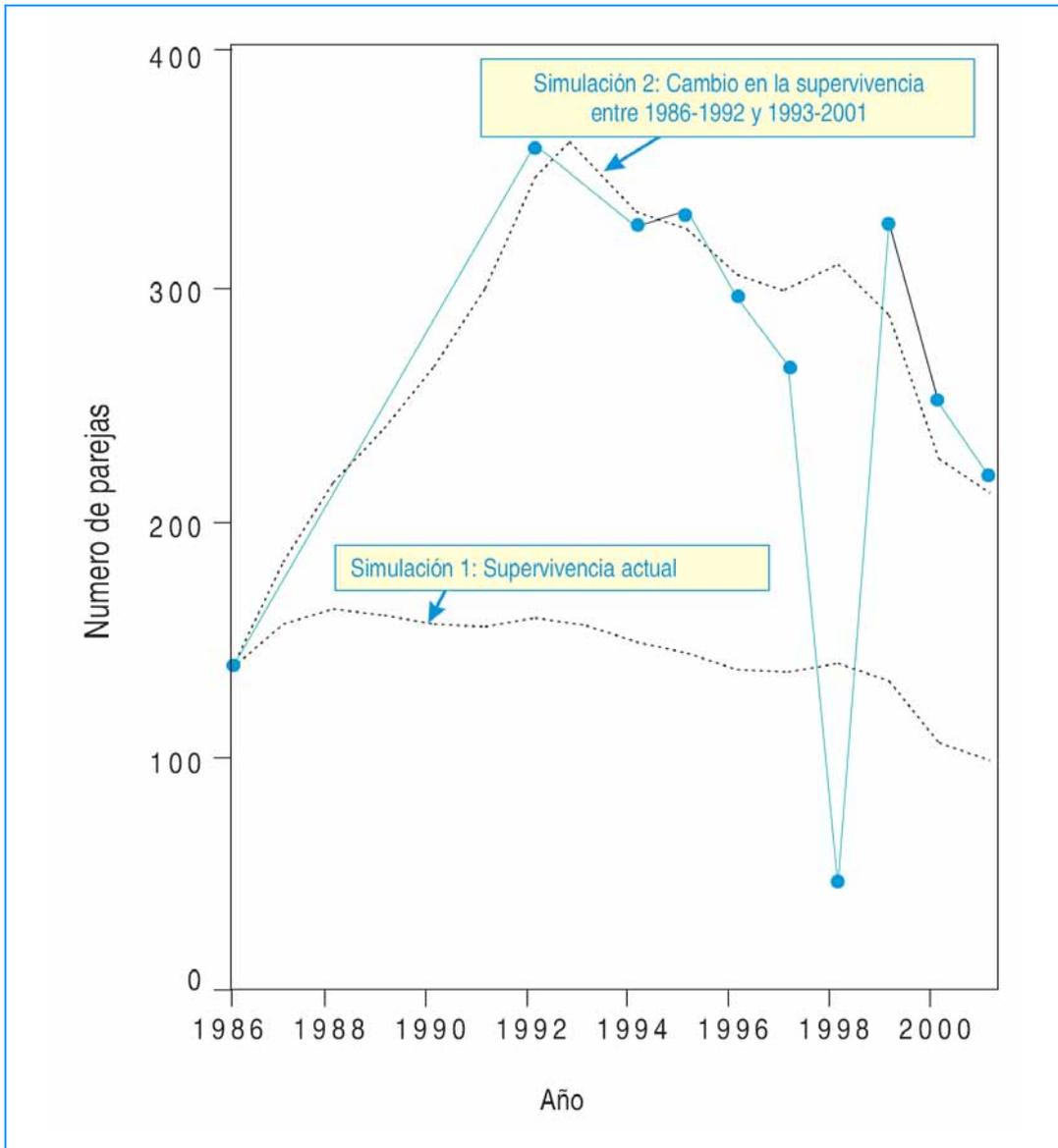
Periodo 1992-2002

La comparación de los parámetros demográficos de los cormoranes de las islas Cíes en el periodo 1994-2001, con los de poblaciones de Gran Bretaña, (poblaciones saludables) puso de manifiesto la existencia de importantes diferencias (Tabla 4; Capítulo 2). El éxito reproductor anual en Cíes fue bastante alto (1,00-1,83 juveniles por pareja), comparado con el estimado en colonias británicas (cerca de un pollo por pareja en la mayoría de las colonias, siendo el valor máximo registrado 1,4 pollos por pareja; Potts et al. 1980; Aebischer 1986). En cambio, la supervivencia de los adultos en Cíes (0,72), era muy baja en comparación con los valores de las islas Británicas (0,88, sin grandes cambios durante un periodo de 24 años; Harris et al. 1994). Este análisis sugiere que la supervivencia de los adultos en el Parque se encontraba en niveles preocupantes.

Para comprobar si los parámetros demográficos actuales explicaban la evolución histórica de la población de las islas Cíes, se realizó un análisis retrospectivo. Los resultados de las simulaciones de este análisis revelaron que, si bien los parámetros estimados reproducían satisfactoriamente la evolución de la población a partir de 1993, no eran adecuados para el periodo comprendido entre 1986 y 1992. Las simulaciones señalaban que tuvo que producirse un cambio en los parámetros demográficos, probablemente de la supervivencia, entre ambos periodos (Figura 57). Más concretamente, la hipótesis sugería que las causas de mortalidad cambiaron a principios de la década de 1990.



Figura 57. Resultados de las simulaciones de la dinámica poblacional del cormorán moñudo en la isla de O Faro, islas Cíes, entre 1986 y 2001, según el éxito reproductivo estimado. La línea continua y la de puntos representan las estimas de parejas reproductoras. Se muestra el resultado de dos simulaciones: (1) tamaño poblacional estimado con los parámetros del periodo 1994-1997; y (2) tamaño poblacional estimado asumiendo una reducción de un 16% en la supervivencia a partir de 1992 (ver Velando & Freire 2002).



Aunque no existen datos previos relevantes sobre las causas de mortalidad del cormorán moñudo, es posible explorar las premisas de la hipótesis planteada usando la información disponible sobre otras aves buceadoras con hábitos similares, como son los álcidos. La proporción de alcas y araos anillados que se

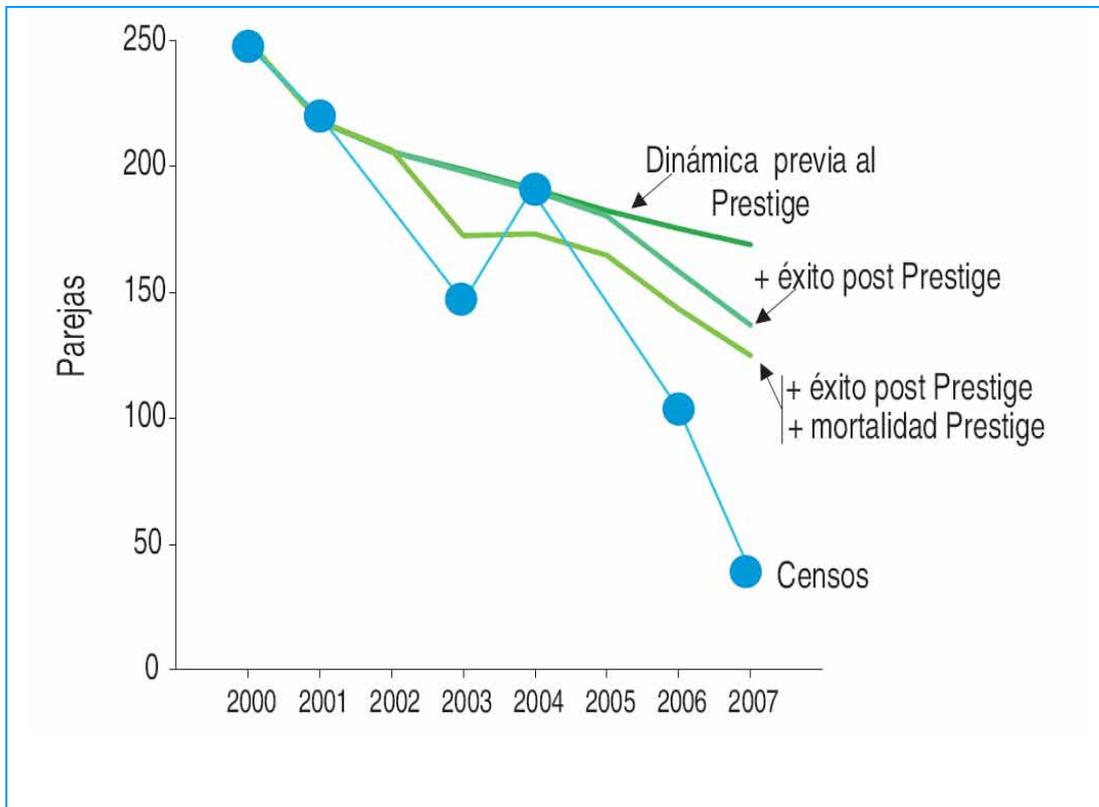
recuperaron ahogados en artes de enmalle, aumentó del 35% en los años ochenta, al 60% en el periodo 1995-1999 (Velando y Freire 2002), lo que sugiere un aumento del esfuerzo de la pesquería de enmalle en el segundo periodo. Los datos apoyan esta hipótesis puesto que el número de barcos dedicados al enmalle en Galicia aumentó un 70% en los años noventa, lo que seguramente se tradujo en un mayor número de redes en el mar (ver Figura 42; Capítulo 6). Es muy probable que ese aumento provocase una mayor mortalidad de adultos de cormorán a partir de los años noventa, tal y como indicaban los resultados los modelos de simulación (Velando & Freire 2002).

En resumen, los análisis realizados sugieren que **la principal causa del declive de los cormoranes moñudos durante el periodo 1992-2001 fue un aumento de la mortalidad de adultos, motivada probablemente por un incremento de las capturas accidentales en artes de pesca.**



Los parámetros poblacionales actuales son tan bajos que no auguran la persistencia de los cormoranes en el Parque Nacional.

Figura 58. Resultados de las simulaciones de la dinámica poblacional del cormorán moñado en la isla O Faro, islas Cíes entre 2000 y 2007.



Periodo 2002-2007

Como se ha señalado anteriormente, la población del Parque mostró un descenso muy marcado después del año 2002 (del -22,76 % en la isla de O Faro). Este descenso puede deberse a uno o varios de los siguientes mecanismos:

- (1) el efecto del *Prestige* sobre la reproducción (Figura 55)
- (2) los efectos de la mortalidad directa provocada por el *Prestige* (incluyendo el sesgo en la proporción de sexos; ver Capítulo 6)
- (3) que el resto de parámetros poblacionales (supervivencia o reclutamiento) hayan cambiado en el último lustro.

Para comprobar si alguno de estos parámetros explicaba la evolución histórica de la población se realizó un análisis retrospectivo de la población de la isla de O Faro, por ser la colonia que cuenta con el seguimiento más detallado. Se realizaron tres modelos de simulación con estocasticidad demográfica:

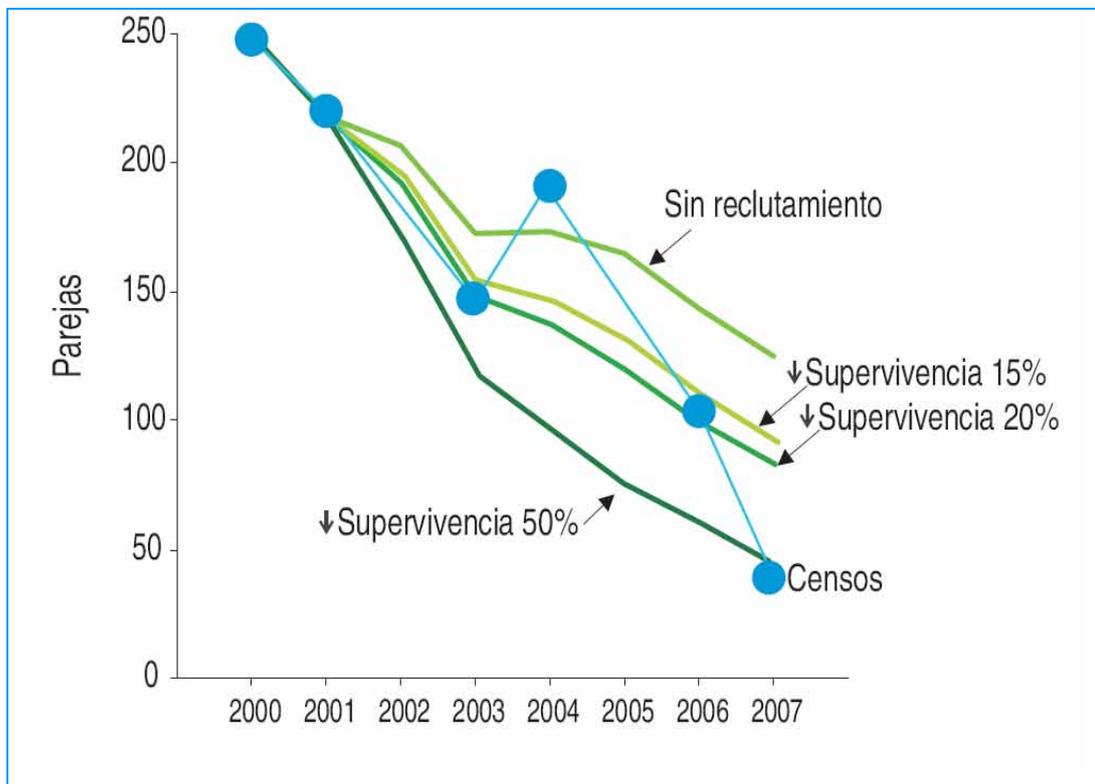
- 1) con los parámetros poblacionales previos al *Prestige*;
- 2) incorporando el éxito reproductivo anual observado (Figura 55);
- 3) incorporando, los efectos de la mortalidad directa.

Los resultados de las simulaciones revelaron que, si bien los parámetros previos al *Prestige* reproducen satisfactoriamente la evolución de la población hasta 2002 no son adecuados para el periodo entre 2003 y 2007 (Figura 58). Es interesante señalar como el repunte en el número de parejas en 2004, coincide con la subida que experimenta el éxito reproductor (Figura 55), lo que podría indicar mejores condiciones relativas para la cría en ese año y un mayor reclutamiento. Por otro lado, los resultados indican que el efecto del bajo éxito reproductor de los últimos años es más importante que la mortalidad sesgada de adultos. En cualquier caso, los efectos documentados del *Prestige* (disminución en el éxito reproductivo y mortalidad) solo explicarían un descenso del 9,4% anual, considerablemente menor que el observado.

Para averiguar hasta que punto una reducción en la tasa de reclutamiento o en la supervivencia podrían explicar la trayectoria poblacional indicada por los censos, se realizaron simulaciones de la dinámica poblacional en las que, además de incluir los efectos ya comentados del *Prestige*, se plantearon dos supuestos: (1) que no hubo reclutamiento después del año 2002; y, (2) que hubo una reducción en la supervivencia.

Los resultados de las simulaciones señalan que una disminución del reclutamiento, por sí sola, no puede explicar la trayectoria poblacional observada (Figura 59). Esto indica que además de disminuir el reclutamiento, tuvo que producirse un aumento en la mortalidad. Así, una reducción de la supervivencia entre el 15 y el 20% podría explicar la evolución de la población hasta 2006, pero no la fuerte caída en 2007. Para replicar el censo del 2007 sería necesario un aumento del 50% en la mortalidad; sin embargo este escenario no reproduce satisfactoriamente los resultados de los censos previos al 2007. Por consiguiente, **el escenario más probable consiste en un aumento de la mortalidad combinado con un aumento de la proporción de no reproductores** (individuos que se saltan temporadas de cría), especialmente en 2007.

Figura 59. Trayectorias poblacionales según los modelos de simulación de la dinámica poblacional del cormorán moñudo en la isla de O Faro, asumiendo que no hubo reclutamiento y en distintos escenarios de reducción de la supervivencia, incluyendo los efectos documentados del *Prestige* (bajo éxito reproductivo y mortalidad sesgada)



Un futuro seguimiento de la población podría corroborar y cuantificar esta hipótesis. Aunque con los datos actuales es difícil cuantificar la magnitud del aumento en la mortalidad, ésta podría haberse producido por: 1) efectos subletales y retardados del *Prestige*; 2) un aumento de la mortalidad en el enmalle; 3) una combinación de ambas. El número licencias de enmalle ha experimentado un aumento considerable en el último lustro (ver capítulo 6), lo que podría suponer un mayor riesgo de muerte accidental para los cormoranes.

En resumen, los modelos de simulación muestran claramente que los parámetros poblacionales del cormorán moñudo en el Parque Nacional han empeorado en los últimos años. En la evaluación realizada en el año 1998 ya se señalaba que la mortalidad de adultos en el Parque era muy preocupante, y que la población se encontraba en riesgo de declive continuado. Los resultados actuales sugieren que **la situación se ha agravado**, y que, además de una mortalidad preocupante, los cormoranes sufren una mala reproducción.

En este capítulo se enumeran las medidas de conservación prioritarias que permitirían asegurar la persistencia a largo plazo del cormorán moñudo en el Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia. En primer lugar se realiza un análisis de viabilidad de la población y su proyección en el tiempo en función de las distintas medidas de conservación (incluyendo la no intervención). En un segundo apartado se presenta una relación detallada de las medidas que podrían garantizar la adecuada conservación del cormorán moñudo en el Parque, agrupadas según el factor de amenaza. En total, se han tenido en cuenta 4 factores de amenaza principales (carnívoros terrestres, pesca de bajura, turismo náutico y contaminación por petróleo) junto con sus respectivos agentes y procesos.

Prognosis

Para diseñar las estrategias de conservación más adecuadas, se analizó en primer lugar la sensibilidad de la tasa de crecimiento de la población de las islas Cíes a los cambios en los parámetros demográficos. Los resultados señalan que la población es especialmente sensible a la supervivencia de los adultos puesto que pequeños cambios en este parámetro tienen una gran influencia en el crecimiento poblacional.

Asimismo se realizaron proyecciones de la población en seis escenarios de manejo, (Tabla 14; Figura 60):

- i) situación actual;
- ii) situación previa;
- iii) aumento de la supervivencia de los juveniles;
- iv) aumento del éxito reproductivo;
- v) aumento de la supervivencia de los adultos;
- vi) aumento del éxito reproductivo y de la supervivencia.

Las proyecciones tienen en cuenta la variabilidad demográfica y ambiental. No se ha incluido como variable la proporción de eventos de no reproducción y, en consecuencia, las simulaciones asumen que todos los adultos se reproducen cada año. El único factor limitante manejable y que tal vez pueda afectar al reclutamiento, es la presencia de carnívoros en las colonias.

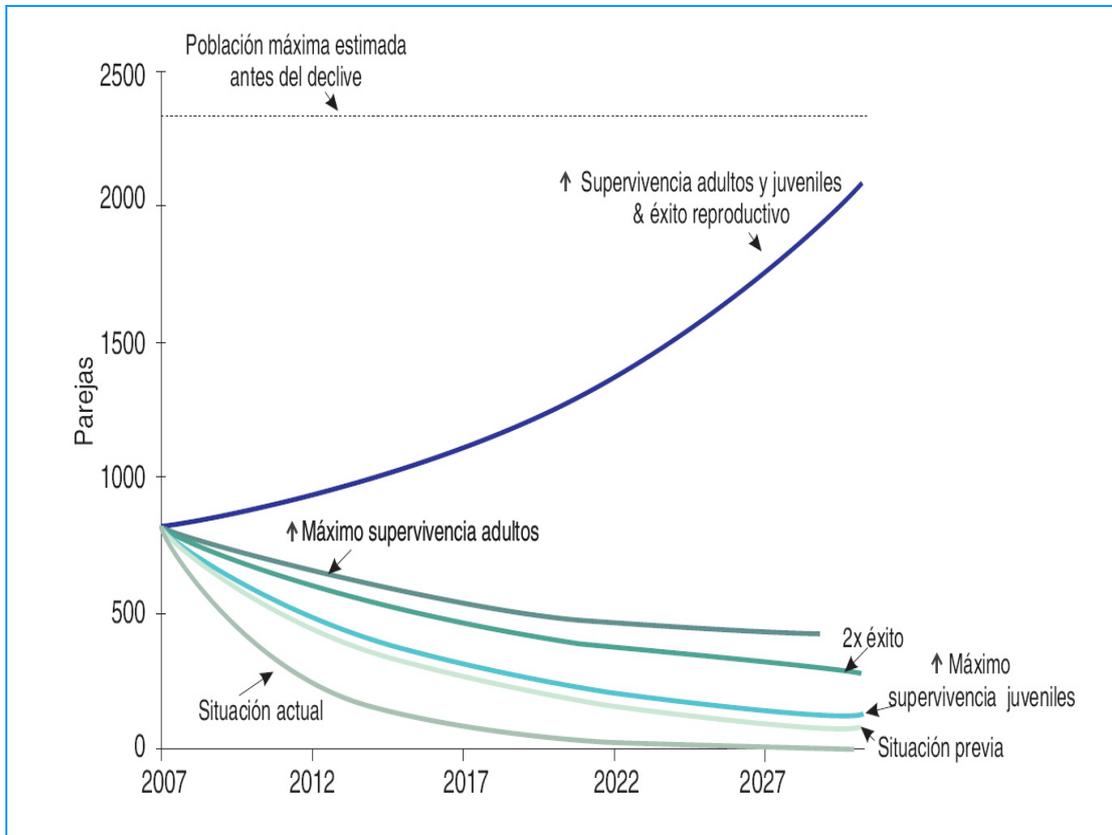
Lo primero que revelan las simulaciones es que la población, hoy por hoy, posee un alto riesgo de extinción en los próximos 50 años. Así, en la situación actual, con un éxito reproductivo de 0,68 y una reducción del 15% en la supervivencia de adultos, la probabilidad de extinción es muy preocupante (96.5%). Incluso en la situación más optimista (asumiendo que no hubo un cambio en la supervivencia de los adultos y que por tanto los censos solo indican que un buen número de cormoranes no se reproducen), el riesgo de extinción se mantiene muy elevado. Consecuentemente, la decisión de no actuar conllevaría una alta probabilidad de extinción de los cormoranes del Parque Nacional en menos de 50 años. A continuación se realizaron modelos de simulación variando este último escenario (escenario 2; Tabla 16). Se realizaron simulaciones, cambiando sólo uno de los parámetros, para ver la probabilidad de éxito de cada medida de conservación. Es decir, se analizó el efecto de medidas encaminadas a mejorar la supervivencia de juveniles (escenario 3), el éxito reproductivo (escenario 4), la supervivencia de adultos (escenario 5) y por último una acción combinada para mejorar el éxito reproductivo y la supervivencia, tanto de adultos y juveniles (escenario 6).



Tabla 16. Resultados de los modelos de simulación de la trayectoria poblacional según distintos escenarios. Se muestran las medidas de conservación propias de cada escenario según los parámetros poblacionales afectados por los distintos factores limitantes (ver Figura 58).

Escenarios	Crecimiento anual	Probabilidad de extinción	Factor de manejo
1) Situación actual:			
- Éxito reproductivo 2003-2007 (0,68)	-22%	96.5%	No se actua
- Reducción 15% en la supervivencia de adultos			
2) Situación previa:			
- Éxito reproductivo 2003-2007 (0,68)	-11%	52.2%	No se actua
- Resto de parámetros periodo 1994-1999			
3) Aumento de la supervivencia de juveniles			
- Éxito reproductivo 2003-2007 (0,68)	-10%	38.9%	Reducción de molestias de embarcaciones
- Supervivencia juvenil, máxima registrada (0,51)			
4) Aumento del éxito reproductivo			
- Éxito reproductivo doble (1,36)	-6%	12.1%	Reducción de molestias de embarcaciones y erradicación de carnívoros
- Resto de parámetros periodo 1994-1999			
5) Aumento de la supervivencia de adultos			
- Éxito reproductivo 2003-2007 (0,68)	-5%	10.3%	Reducción del enmalle
- Supervivencia adulta, máxima registrada (0,85)			
5) Aumento del éxito reproductivo y supervivencia			
- Éxito reproductivo doble (1,36)	+3%	0%	Reducción del enmalle, y molestias de embarcaciones.
- Supervivencia juvenil, máxima registrada (0,51)			Erradicación de carnívoros
- Supervivencia adulta, máxima registrada (0,85)			

Figura 60. Proyección de la población de cormorán moñudo en el Parque en función de distintos escenarios de manejo (ver Tabla 14).



Asimismo, los resultados de las simulaciones señalan que una única medida de conservación no sería suficiente para garantizar la recuperación de la población de cormoranes del Parque. Aunque desde luego la probabilidad de extinción se vería reducida, en todos los casos esta probabilidad sería superior al 10% en los próximos 50 años. Tan solo la adopción de varias medidas de manejo que combinen la reducción de la mortalidad de adultos y juveniles, con un reforzamiento del éxito reproductivo, permiten el crecimiento poblacional. Aún así, la población tardaría en recuperarse más de 30 años.

Las medidas que más atenúan el declive poblacional son aquellas que combaten la mortalidad de adultos, pues conseguirían frenar el declive hasta el -5% anual. Los modelos demográficos de simulación señalan las prioridades de manejo; por lo tanto, las medidas encaminadas a reducir la mortalidad en artes de pesca deben ser priorizadas.

Medidas de Conservación

Las medidas pertenecen a tres categorías cualitativas: gestión, seguimiento e investigación y han sido clasificadas, por orden de prioridad, como sigue:

Urgentes (U): Medidas que resultan ineludibles para evitar que desaparezca la población de cormorán moñudo del Parque. Se trata, básicamente, de actuaciones que han de llevarse a cabo inmediatamente con el objeto de invertir el declive de la población y eliminar los factores de amenaza más graves.

Necesarias (N): Medidas para atajar amenazas que a medio plazo, podrían llegar a comprometer la conservación del cormorán moñudo en el Parque, ya sea porque actúan directamente o bien porque podrían comprometer el éxito de las medidas urgentes. Dentro de esta categoría se incluye, asimismo, la información que resulta imprescindible para apoyar la gestión. Su plazo de ejecución no debería de superar los 5 años.

Recomendadas (R): Medidas que contribuyen a mejorar el estado de conservación del cormorán moñudo en Parque y su área de influencia y que llenan lagunas de conocimiento sobre la biología y ecología de la especie. En un horizonte de 10 años.

Factor de amenaza: pesca de bajura

Proceso: los cormoranes mueren ahogados en aparejos de pesca

Agente: artes de enmalle (betas, miños y trasmallos)

Parámetros poblacionales afectados:

- supervivencia de adultos reproductores
- supervivencia de juveniles

Medidas de gestión

- U.** Prohibición de la pesca con enmalle en aguas del Parque Nacional, a profundidades menores de 30 metros. Es preciso evitar a toda costa que los cormoranes mueran ahogados al quedar enmallados en artes de pesca caladas dentro del Parque. La pesca con artes de enmalle en el Parque es una actividad marginal con escaso rendimiento económico si la comparamos con otras pesquerías como el pulpo y el marisqueo de percebe, almeja o navaja. Emplea aparejos sintéticos no selectivos que nada tienen que ver con los usos tradicionales.
- N.** Disminuir el riesgo de captura accidental en las principales zonas de alimentación del cormorán moñudo que se encuentran fuera del Parque. Las medidas concretas se establecerán en función de los resultados de estudios de seguimiento de la pesquería de enmalle en estas zonas. En la costa de Washington se modificaron las redes de enmalle con alertas visuales y sonoras, que redujeron en un 40% el enmalle accidental de ácidos sin que disminuyeran las capturas de peces comerciales (Melvin et al. 1999).
- R.** Eliminación de posibles redes perdidas. Es posible que existan redes de enmalle perdidas o abandonadas en aguas del Parque que actúen como trampas permanentes.

Investigación necesaria

- N.** Proyectos de investigación sobre la captura accidental de aves marinas en la pesquería de enmalle de bajura de Galicia. Variaciones espaciales y temporales. Factores que inciden en el enmalle de aves marinas.
- R.** Estudios aplicados para diseñar metodologías que permitan disminuir la captura accidental de cormoranes en artes de enmalle, sin que se vea afectado, el

rendimiento pesquero del arte. Se desconoce si métodos como las alertas visuales y acústicas son efectivos con el cormorán moñudo.

Efectos indirectos positivos previstos

Estas medidas supondrían una contribución relevante para disminuir la mortalidad de otras aves marinas buceadoras en el Parque y en su área de influencia, fundamentalmente alcas y araos invernantes. Así mismo, se disminuiría el riesgo de captura accidental de cetáceos y quizás de especies de otros grupos como tortugas marinas. Dado que las artes de enmalle son muy poco selectivas, se esperarían efectos positivos sobre las poblaciones de algunas de las especies de peces más sensibles a la sobrepesca, incluyendo varias de alto valor comercial. Estos efectos podrían ser patentes tanto en aguas del Parque como en aguas próximas.

Factor de amenaza: pesca de bajura

Proceso: competencia por los amodítidos

Agente: pesquería de bolo

Parámetros poblacionales afectados:

- éxito reproductor
- supervivencia de juveniles

Medidas de gestión

- U.** Prohibición cautelar de la pesca comercial de bolos en las islas Cíes. Varias evidencias indican que la marea negra del buque *Prestige* afectó gravemente a este recurso. Es muy probable, asimismo, que la contaminación que afectó a los fondos de arena de la banda de tierra de Cíes, que constituyen el hábitat preferente de los ammodítidos, sea persistente a medio plazo debido a la presencia de bolsas de petróleo residual.

Investigación necesaria

- N.** Es necesario determinar las condiciones de explotación sostenible de los bolos en las Rías Baixas con el fin de elaborar un plan específico de explotación de este recurso que tenga en cuenta su importancia en las redes tróficas de los ecosistemas marinos. Regulación mediante manejo adaptativo.

- N. Estudios sobre la biología y ecología de los Ammoditydae en las Rías Baixas.
- R. Estudio sobre la dieta del cormorán moñudo fuera del periodo reproductor (septiembre-marzo).

Efectos indirectos positivos previstos

La recuperación de las poblaciones de bolo y su explotación sostenible es previsible que afecte a las especies que utilizan este recurso para su alimentación (en función de su grado de dependencia del mismo). Cabe citar a muchas de las aves marinas que se encuentran en las aguas costeras de Galicia, incluyendo la pardela balear (*Puffinus yelkouan*), el alca y el arao así como peces de alto valor comercial como el rodaballo o la lubina.

Factor de amenaza: carnívoros terrestres

Proceso: posible depredación de huevos, pollos y adultos.

Agente: Gato (*Felis catus*)

Parámetros poblacionales afectados:

- éxito reproductor
- supervivencia de adultos reproductores
- reclutamiento

Medidas de gestión

- U. Erradicación de los gatos cimarrones y asilvestrados en todas las islas del Parque Nacional. Elaboración y ejecución del Plan correspondiente.
- U. Declaración del Parque Nacional como zona libre de gatos.
- N. Control de los gatos domésticos en la isla de Ons. En caso de que no fuese posible erradicar los gatos domésticos de la isla de Ons, será preciso establecer un control estricto de estos animales. Se procederá al registro de todos los gatos domésticos de la isla de Ons, deberán ser esterilizados y deberán llevar collar y cascabel.

Investigación necesaria

Existen suficientes experiencias de eliminación de gatos en islas, por lo que la erradicación completa de estos animales con métodos éticos y compasivos no debiera suponer mayores dificultades si se mantiene un esfuerzo continuado.

Efectos indirectos positivos previstos

Se esperarían efectos positivos sobre las poblaciones de otras aves marinas y acuáticas nidificantes y, en general, para gran parte de las poblaciones de aves terrestres de las islas. La calidad del hábitat de nidificación de muchas especies mejoraría notablemente y es posible que se produzcan recolonizaciones de especies muy sensibles a la depredación por carnívoros. La desaparición de este predador introducido puede tener efectos notables análogos sobre las poblaciones de anfibios y reptiles.

Factor de amenaza: carnívoros terrestres

Proceso: posible depredación de huevos, pollos y adultos.

Agente: Visón americano (*Mustela vison*)

Parámetros poblacionales afectados:

- éxito reproductor
- supervivencia de adultos reproductores
- reclutamiento

Medidas de gestión

- U.** Erradicación completa del visón americano. Elaboración y ejecución del Plan correspondiente.
- U.** Dispositivos permanentes de captura en los islotes susceptibles de actuar como cabeza de puente en una eventual entrada de visones desde las poblaciones de la costa.
- N.** Control de la densidad de las poblaciones de visón americano susceptibles de constituir fuentes de inmigrantes, especialmente las que ocupan el litoral del tercio occidental de la península del Barbanza. Este tipo de medidas preventivas son muy eficaces (véase Pitt y Witmer 2007).

Investigación necesaria

Existen suficientes experiencias de eliminación de gatos en islas, por lo que la erradicación completa de estos animales con métodos éticos y compasivos no debiera suponer mayores dificultades si se mantiene un esfuerzo continuado.

- R.** Estudios sobre la biología y ecología de las poblaciones de este mustélido en los ecosistemas costeros.

Efectos indirectos positivos previstos

Se esperarían efectos positivos sobre las poblaciones de otras aves marinas y acuáticas nidificantes y, en general, para gran parte de las poblaciones de aves terrestres de la isla de Sálvora.

Factor de amenaza: turismo náutico

Proceso: los cormoranes son excluidos de las mejores zonas de alimentación.

Agente: embarcaciones de recreo

Parámetros poblacionales afectados:

- éxito reproductor
- supervivencia de juveniles

Medidas de gestión

- U.** Delimitación de canales de navegación en las aguas de las islas Cíes (banda de tierra), donde el problema parece revestir mayor gravedad, y limitación de la velocidad de navegación. Estas medidas se aplicarían a todas las embarcaciones a motor.
- N.** Establecer un límite de fondeos diarios en Cíes y en Ons por debajo del nivel de riesgo para el cormorán.
- N.** Delimitación de canales de navegación en las aguas del Parque y limitación de la velocidad de navegación.
- R.** Prohibición del fondeo de embarcaciones de recreo en la isla de San Martiño durante el periodo de cría de los pollos (junio-agosto).
- R.** Información a los navegantes acerca de la pertinencia de las regulaciones en el uso náutico.

Investigación necesaria

- U.** Se desconoce el patrón de utilización del medio marino en las zonas de alimentación de los cormoranes de Ons y Sagres.
- R.** Son necesarios estudios para profundizar en el conocimiento de las interacciones entre los cormoranes y el turismo náutico.

Efectos indirectos positivos previstos

Otras especies de aves marinas que rehúyen la presencia humana, podrían utilizar con más frecuencia las zonas en las que el uso recreativo náutico es más intenso. Los visitantes contarían con mayores oportunidades de contemplar a las aves marinas en su medio.

Factor de amenaza: contaminación por petróleo

Proceso: contacto directo con manchas de petróleo en el mar

Agente: mareas negras

Parámetros poblacionales afectados:

- supervivencia de adultos
- supervivencia de juveniles
- proporción de sexos

Medidas de gestión

- U.** Redacción de un protocolo de actuación en relación a la población de cormoranes moñudos del Parque en una situación de crisis por marea negra.

Investigación necesaria

- R.** Son necesarios estudios para estimar la tasa de recaptura de los cormoranes petroleados

Factor de amenaza: presencia humana

Proceso: molestias en colonias

Agente: público en general y pescadores

Parámetros poblacionales afectados:

- éxito reproductor
- reclutamiento

Medidas de gestión

- N.** Señalización de las zonas de reserva tanto en Ons y Cíes.
- R.** Vigilancia de la presencia humana durante la época de cría (febrero-junio)
- R.** Reducir al mínimo la presencia humana en la colonia de Sagres

Factor de amenaza: presencia humana

Proceso: molestias en colonias

Agente: investigadores, técnicos, fotógrafos y cámaras

Parámetros poblacionales afectados:

- éxito reproductor
- reclutamiento

Medidas de gestión

- R.** Minimizar la presencia humana en las colonias de nidificación más vulnerables (nidos bajo rocas y bloques de piedra, principalmente en Cíes y Sagres). Solo deberían autorizarse proyectos en los que el acceso a las colonias esté plenamente justificado y bajo supervisión científica directa. Los contenidos de diferentes proyectos no deberían de solaparse.

Un Plan de Seguimiento consiste en tomar medidas de ciertas variables (los indicadores) mediante observaciones sistemáticas, con el fin de comprobar si se cumplen los objetivos del Plan de Conservación. Por lo tanto, proporciona datos que permiten un análisis comparativo del estado de conservación de la población y es la forma de evaluar si la población responde a las medidas de manejo. Son aconsejables los métodos comparables con la información previa disponible y con los resultados de otras poblaciones (por ejemplo, de otros espacios protegidos en Europa con colonias de cormorán moñudo).

Resulta obvio que cualquier conjunto de medidas debe contar con mecanismos de auditoría capaces de determinar si se están alcanzando los objetivos: por ejemplo, si se han erradicado los gatos o si, efectivamente, los patrones respetan la normativa prevista para reducir el impacto negativo de las embarcaciones de recreo sobre los cormoranes. Téngase en cuenta que varias de las medidas propuestas consisten en labores de vigilancia y policía. El Plan de Seguimiento da por supuesto que las medidas correctoras se están aplicando correctamente y con éxito razonable. Se centra en medir los parámetros poblacionales afectados por los factores de amenaza y en el seguimiento de las medidas de conservación.

Seguimiento del Estado de Conservación

El Plan de Seguimiento que proponemos puede resolverse con un esfuerzo anual equivalente a unas 60 jornadas de trabajo, repartidas a lo largo de menos de 30 días (la mayoría de los trabajos es conveniente que se realicen por parejas). Se ha procurado minimizar el grado de molestias a los cormoranes y, en particular, el tiempo de permanencia en las colonias, mediante métodos que permiten obtener, simultáneamente, datos de diferente naturaleza (Tabla 17).

Tabla 17. Resumen de los métodos de seguimiento del Plan de Conservación

METODOLOGÍA	SEGUIMIENTO
Censo de Nidificantes	tamaño de la población reproductora reparto espacial de la población reproductora
Seguimiento de Parcelas Seleccionadas	reproducción dieta
Lectura de Anillas	supervivencia estructura de la metapoblación
Observaciones	uso del medio marino

Seguimiento del tamaño de la población reproductora

Evalúa: tendencia de la población y posibles cambios en la distribución espacial de los nidos.

Variables indicadoras:

- número de nidos ocupados por sector
- tasa de crecimiento anual instantánea

Metodología: censos completos de la población reproductora según la metodología indicada en este documento. Cartografía de la distribución espacial de los nidos referida a los sectores de censo.

Calendario: última semana de abril y primera de mayo.

Periodicidad: anual

Seguimiento de la reproducción

Evalúa: éxito reproductor.

Variables indicadoras:

- fecha de puesta del primer huevo
- número de pollos que echan a volar por nido

Metodología: observaciones sistemáticas del contenido de los nidos construidos en parcelas fijas seleccionadas. Los sitios de nido se marcarán al principio de cada temporada. Las parcelas de seguimiento serán las mismas que las empleadas en este trabajo con el fin de disponer de series temporales tan

largas como sea posible: Cíes (Gavotos, Faro, Percha); Ons (Fontenova, Altar, Centolo); Sagres (Sagres de Fóra).

Calendario: al menos tres visitas durante la estación reproductora (última semana de marzo – primera semana de julio); una de ellas coincidirá con el censo de reproductores.

Periodicidad: anual

Seguimiento de los parámetros poblacionales

Evalúa: supervivencia e inmigración, reclutamiento, emigración e inmigración

Variables indicadoras:

- tasa de supervivencia de juveniles (0-3 años)
- tasa de supervivencia de adultos (>3 años)
- tasa de reclutamiento a la colonia original
- tasa de emigración entre las colonias del Parque
- tasa de inmigración de colonias ajenas al Parque

Metodología: protocolo de observaciones sistemáticas mediante telescopio de cormoranes marcados individualmente con anillas de PVC. Marcaje de juveniles con anillas de PVC.

Calendario: todo el año

Periodicidad: anual

Seguimiento de la dieta

Evalúa: dieta del cormorán moñudo durante la reproducción.

Variables indicadoras:

- frecuencia de aparición de los principales tipos de alimento

Metodología: análisis del contenido en egagrópilas recogidas en las parcelas de seguimiento de la reproducción.

Calendario: coincidiendo con las visitas previstas para el seguimiento de la reproducción.

Periodicidad: anual

Seguimiento del uso del medio marino

Evalúa: uso del espacio marino, particularmente zonas de alimentación

Variables indicadoras:

- mapa de intensidad de uso del medio marino
- interacciones entre embarcaciones y cormoranes en el agua

Metodología: Seguimiento de las interacciones de cormoranes y embarcaciones tal y como se ha detallado en el capítulo 6.

Calendario: periodo estival, otros periodos vacacionales en los que es previsible un tráfico elevado en aguas del Parque.

Periodicidad: anual

Seguimiento de las Medidas de Conservación

En esta sección se presenta una relación detallada el seguimiento de las medidas de conservación señaladas en el capítulo anterior. El seguimiento de las medidas de conservación permite conocer el grado de cumplimiento de las mismas. Las medidas han sido clasificadas por orden de prioridad según se detalla en el capítulo anterior

Medida de conservación: regulación de las artes de enmalle

Medidas de evaluación y seguimiento:

- U.** Evaluación y seguimiento de la captura accidental de cormoranes y otras aves marinas en las principales zonas de alimentación del cormorán moñudo fuera y dentro del Parque.
- N.** Evaluación del cumplimiento de la prohibición de uso de artes de enmalle en el parque

Medida de conservación: regulación de la pesquería del bolo

Medidas de evaluación y seguimiento:

- N.** Seguimiento de las poblaciones de ammodítidos en aguas del Parque, mediante muestreos directos.

- N. Seguimiento de la pesquería de ammodítidos en aguas del Parque y en su zona de influencia. Capturas y ventas en lonja. Rendimiento de la pesquería por unidad de esfuerzo.

Medida de conservación: erradicación de carnívoros

Medidas de evaluación y seguimiento:

- N. Medidas de seguimiento incluidas dentro del Plan de erradicación que podrían consistir en transectos a lo largo de las colonias. Es aconsejable una red de estaciones con dispositivos de atracción de carnívoros terrestres y cámaras fotográficas automáticas, para detectar la entrada de nuevos ejemplares.
- R. Estima de parámetros poblacionales básicos de las poblaciones de visón del área de influencia del Parque susceptibles de constituir fuentes de inmigrantes.

Medida de conservación: mitigación de las molestias del turismo náutico

Medidas de evaluación y seguimiento:

- N. Seguimiento de las interacciones de cormoranes y embarcaciones tal y como se ha detallado en el capítulo 6, con el ajuste consiguiente de las medidas previstas.



- Aebischer, N.J. (1986) Retrospective investigation of an ecological disaster in the Shag, *Phalacrocorax aristotelis*: a general method based on long term marking. *J. Anim. Ecol.* 55, 613-619.
- Aebischer, N.J. (1993) Immediate and delayed effects of a gale in late spring on the breeding of The Shag *Phalacrocorax aristotelis*. *Ibis* 135, 225-232.
- Aebischer, N.J. (1995) Philopatry and colony fidelity of Shags *Phalacrocorax aristotelis* on the east coast of Britain. *Ibis* 137, 11-28.
- Aebischer, N.J. y Wanless, S. (1992) Relationships between colony size and environmental conditions for Shags *Phalacrocorax aristotelis* on the Isle of May, Scotland. *Bird Study* 39, 43- 52.
- Aebischer, N.J.; Potts, G.R. y Coulson, J.C. (1995) Site and mate fidelity of Shags *Phalacrocorax aristotelis* at two British colonies. *Ibis* 137, 19-28.
- Alvarez, D. (1998). The diet of shags *Phalacrocorax aristotelis* L. in the Cantabrian sea (North of Spain) during the breeding season. *Seabird* 20: 22-30.
- Álvarez, D. (2003). Reproducción del Cormorán Moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en Asturias en 1997: censo de colonias, distribución espacial y fenología reproductiva. *El Draque*, 4: 3-11.
- Álvarez, D. y Velando, A. (2007) El Cormorán moñudo en España y Gibraltar. Población en 2006-2007 y método de censo. SEO/Birdlife. Madrid
- Amudnsen, T. y Stokland, J.G. (1988) Adaptive significance of asynchronous hatching in the shag: A test of the brood reduction hypothesis. *J. Anim. Ecol.* 57, 329-334.
- Amudnsen, T y Stokland, J.G. (1990) Egg size and parental quality influence nestling growth in the shag. *Auk*, 107, 410-413
- Andrews, J. y Carter, S. (1993) Britain's Birds in 1990-91: The conservation and monitoring review. B.T.O./ N.C.C. Thetford.
- Anonimo (1986) Censo de aves marinas nidificantes. Asociación Asturiana de Amigos de la Naturaleza. Informe inédito.
- Antunes Morais (1995) Aspectos da ecología reproductora do Corvo Marinho de Crista (*Phalacrocorax aristotelis*) na Ilha Berlenga. *Chioglossa Volumen especial* 1, 7-12.

- Arcea Xestión de Recursos Naturais S.L. (2005). Estudio de la población de aves invernantes y/o nidificantes del Parque Nacional marítimo-terrestre de las islas Atlánticas de Galicia (enero 2004-enero 2005). Informe inédito. Parque Nacional
- Ashcroft, R.E. (1979) Survival rates and breeding biology of Puffins on Skomer islands, Wales. *Ornis Scand.* 10, 100-110.
- Ash, J. (1951) The effect of snow-storm on breeding birds. *British Birds* 44, 57-59.
- Ashmole, N.P. (1963) The regulation of numbers of tropical oceanic birds. *Ibis* 103, 458-473.
- Ashmole, N.P. (1971) Seabird ecology and the marine environment. En Farner, D.S. y King, J.R. (Editores), *Avian Biology*, Vol I, 224-271. New York. Academic Press.
- Bárcena, F. (1977) Colonia de aves marinas de las islas Cíes. Madrid; ICONA (Naturalia Hispanica 9)
- Bárcena, F.; Teixeira, A.M. y Bermejo, A. (1984) Breeding seabirds populations of the Atlantic sector of the Iberian Peninsula. ICBP Technical Publication 2, 335-345.
- Bárcena, F.; De Souza, J.A.; Fernandez de la Cigoña, E. y Dominguez, J. (1987) Las colonias de aves marinas de la costa occidental de Galicia. Características, Censo y evolución de sus poblaciones. *Ecología* 1, 187-209.
- Barrett, R.T. (1989) The effect of egg harvesting on the growth of chicks and breeding success of the Shag *Phalacrocorax aristotelis* on Bleiksøy, North Norway. *Ornis Fennica* 66, 117-122.
- Barrett, R..T. (1991) Shags (*Phalacrocorax aristotelis* L.) as potential samplers of juvenile saithe (*Pollachius virens* L.) stocks in Northern Norway. *Sarsia* 76, 153-156
- Barrett, R.T. y Schei, P.J. (1977) Changes in the breeding distribution and numbers of cliff- breeding seabirds in S r-Varanger, North Norway. *Astarte* 10, 29-35.
- Barrett, R.T. y Vader, W. (1984) The status and conservation of breeding seabirds in Norway. ICBP Technical Publication 2, 323-333.
- Barrett, R.T.; Strann, K.-B. y Vader, W. (1986) Notes on the eggs and chicks of North Norway Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Seabird* 9, 73-83.
- Barrett R.T. y Furness R.W. (1990) The prey and diving depths of seabirds on Hørnøy, North Norway after a decrease in the Barents Sea Capelin stocks. *Ornis Scandinavica* 21, 179-186
- Barret, R.T.; Røvn, N.; Loen, J. y Montevicchi, W.A. (1990). Diets of shags *Phalacrocorax aristotelis* and cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. *Marine Ecology-Progress Series* 66, 205-218.
- Bauza (1962) Contribución al estudio de los otolitos de peces. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (B)* 60: 5-26.
- Benito, J.L.; Ballesteros, F.; Gil, J. y Gonzalez-Quirós, P. (1993) Situación, problemática y conservación del cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en el litoral asturiano. *Alytes* 6, 11-21.
- Bernis, F. (1948) Las aves de las islas Sisargas en junio. *Bol.R. Soc. Española Hist. Nat. XXLVI* (9-10), 647-684.

- Bernis, F. (1968) Aves Migradoras ibéricas. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Bernstein, N.P. y Maxon, S.J. (1982) Behaviour of the Antarctic blue-eyed shag *Phalacrocorax atriceps brandfieldensis*. *Notornis*, 29, 197-207
- Bernstein, N.P. y Maxon, S.J. (1984) Sexually distinct daily activity patterns of blue-eyed shags in Antarctica. *The Condor* 86, 151-156.
- Bernstein, N.P. y Maxon, S.J. (1985) Reproductive energetics of blue-eyed shags in Antarctica. *Wilson Bull.* 97, 450-462.
- Berry, H.H. (1976) Physiological and behavioural ecology of the Cape Cormorant *Phalacrocorax capensis*. *Madoqua* 8, 59-62.
- Birkhead, T.R. y Furness, R.W. (1985) Regulation of seabirds populations. En *Behavioural Ecology*. Sibly, R.M. y Smith, R.H. Blackwell Scientific Publications, pp. 145-167
- Blackwell, B.F. y Sinclair, J.A. (1995) evidence of secondary consumption of fish by double-crested cormorants. *Marine Ecology Progress Series* 123, 1-4.
- Boekelheide, R.J. y Anley, D.G. (1989) Age, resource availability, and breeding effort in Brandt's Cormorant. *Auk* 106, 389-401.
- Buckley, P.A. y Dower, R. (1992) Modelling metapopulation dynamics for single species of seabird. En *Wildlife 2001: populations*. D.R. McCullough y Barrett R.H. (Editores) 563-585. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Cadiou, B. (1994) Un évènement rarissime: L'Élevage de deux nichées avec succès par un couple de cormorans huppés *Phalacrocorax aristotelis*. *Alauda* 62(3), 134-135.
- Cairns, D.K. (1987) Seabirds as indicators of marine food supplies. *Biol. Oceanogr.* 5, 261- 271.
- Cairns, D.K. (1992) Bridging the gap between ornithology and fisheries science: the use of seabird data in stock assessment models. *Condor* 94, 811-842.
- Callejo, A.; G. de la Torre, F.; Guitián, J.; López, B.; Guitián, P.; Bermejo, T. (1986) Contribución al conocimiento faunístico de las islas Cíes y Ons. Xunta de Galicia. Informe no publicado.
- Carballeira, A.; Devesa, C.; Retuerto, R.; Santillaán, E. y Uceda, F. (1983) Bioclimatología de Galicia. Fundación Pedro Barrié de la Maza. A Coruña.
- Carss, D.N. (1993) Shags *Phalacrocorax aristotelis* at cage fish farms in Argyll, Western Scotland. *Bird Study* 40, 203-211.
- Carter, H.R. y Hobson, K.A. (1988) Creching behavior of brand's cormorant chicks. *Condor* 90, 395-400.
- Causax, R.J. y Barrera-Oro, E.R. (1993) The diet of blue-eyed shag, *Phalacrocorax atriceps brandfieldensis* feeding in the Bransfield Strait. *Antarctic Science* 5, 335-338.
- Centro de Investigaciones Submarinas (2006) Elaboración de un sistema de ordenación de recursos marinos en el Parque Nacional marítimo-terrestre de las islas atlánticas de Galicia. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Informe no publicado

- Clobert, J.; Lebreton, J.D. y Allainé, D. (1987) A general approach to survival rate estimation by recaptures or resightings of marked birds. *Ardea* 75, 133-142.
- Clobert, J. y Lebreton, J. D. (1991) Estimation of demographic parameters in bird population dynamics. En *Bird population studies: their relevance to conservation and management*. C. M. Perrins; Lebreton, J.D. y G. Hirons (Editores). Oxford University Press, Oxford.
- Clutton-Brock, T.H. (1988) *Reproductive success: studies of individual variation in contrasting breeding systems*. University of Chicago Press. Chicago.
- Craik, C. (1997) Long-term effects of North American Mink *Mustela vison* on seabirds in western Scotland. *Bird Study* 44, 303-309.
- Crampp, S. y Simmons, E.L. (1977) *The birds of the Western Palearctic*. Vol I. Oxford University Press, Oxford, London, and New York.
- Crawford, R.J.M.; Shelton, P.A.; Batchelor, A.L. y Clinning, C.F. (1980) Observations on the mortality of juvenile Cape Cormorants *Phalacrocorax capensis* during 1975 and 1979. *Fish. Bull. S. Afr.* 13: 69-75.
- Crawford, R.J.M. y Dyer, B.M. (1995). Responses by four seabirds species to a fluctuating availability of Cape Anchovy *Engraulis capensis* off South Africa. *Ibis* 137, 329-339.
- Croxall (1987) *Seabirds: feeding ecology and the role in marine ecosystems*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, England.
- Croxall, J.P y Prince, P.A. (1980) Food, feeding ecology and ecological segregation of seabirds at South Georgia. *Com. Nat. Fr. Recherch. Antarct.* 51, 501-509.
- Croxall, J.P.; Prince, P.A. y Ricketts, C. (1985); Relationships between prey life cycles and the extent, nature and timing of seal and seabird predation in the Scotia Sea. pp 516-533. En Siegfried, W.R; Condy, P.R. y Laws, R.M. (Editores). *Antarctic nutrient food cycles and food webs*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Croxall, J.P. y Rothery, P. (1991) Population regulation of seabirds: implications of their demography for conservation. pp 272-296 en *Bird population studies: relevance to conservation and management*. C.M. Perrins, J.D. Lebreton y G.M. Hirons (editores). Oxford University Press, Oxford.
- Cooper, J. (1985). Diving patterns of Cormorants Phalacrocoridae. *Ibis*, 128, 562-570.
- Cooper, J. (1986) Biology of the Bank Cormorant, Part 4: Nest construction and characteristics. *Ostrich* 57, 170-179.
- Coulson, J.C. (1968) Differences in the quality of birds nesting in the centre and on the edges of a colony. *Nature* 217, 478-479
- Coulson, J.C. (1971) Competition for breeding sites causing segregation and reduced young production in colonial animals. En den Boer, P.J. y Gradwell, G. R. (eds) *Dynamic of populations*, 257-268. Wageningen. Centre for Agricultural Publishing and Documentation.

- Coulson, J.C. (1983) The changing status of the Kittiwake *Rissa tridactyla* in the British Isles, 1969-1979. *Bird Study* 30, 9-16.
- Coulson, J.C. (1991) The population dynamics of culling herring gulls and lesser blackbacked gulls. En *Bird population studies: their relevance to conservation and management*. C. M. Perrins; Lebreton, J.D. y G. Hirons (Editores). 479-497 Oxford University Press, Oxford.
- Coulson, J.C. y Brazendale, M.G. (1968) Movements of cormorants ringed in the British Isles and evidence of colony specific dispersal. *British Birds* 61, 1-21.
- Coulson, J.C. y Nève de Mévergnies, G. (1992) Where do young kittiwakes *Rissa tridactyla* breed, philopatry or dispersal? *Ardea* 80, 187-197.
- Coulson, J.C. y White, E. (1956) A study of colonies of the kittiwake *Rissa tridactyla* (L.). *Ibis* 98, 63-79.
- Coulson, J.C. y Wooller, R.D. (1976) Differential survival rates among breeding kittiwake gulls *Rissa tridactyla* (L.). *J. Anim. Ecol.* 45, 205-213.
- Coulson, J.C.; Potts, G.R.; Deans, J.R. y Fraser, S.M. (1968) Exceptional mortality of shags and other seabirds caused by paralytic poison. *British Birds* 61, 381- 404.
- Coulson, J.C.; Potts, G.R. y Horobin, J. (1969) Variation in the eggs of the shag *Phalacrocorax aristotelis*. *Auk* 86, 232-245.
- Chesney, E.J. e Iglesias, J. (1979) Seasonal distribution, abundance and diversity of demersal fishes in the inner ría de Arosa. Northwest Spain. *Estuar. And coast. Mar. Scienc.* 8, 227-239.
- Danchin, E. (1992a) The importance of models to study the demography of wild bird populations. *Ardea* 80, 157-160.
- Danchin, E. y Monnat, J.-Y. (1992) Population dynamics modelling of two neighbouring kittiwake *Rissa tridactyla* colonies. *Ardea* 80, 171-180.
- Danchin, E.; González-Davila, G. y Lebreton, J.D. Estimating bird fitness correctly by using demographic models. *Avian Biology* 26, 67-76.
- Daunt, F., Wanless, S., Harris, M.P. y Monaghan, P. (1999) Experimental evidence that age-specific reproductive success is independent of environmental effects. *Proc. R. Soc. Lond. B* 266, 1489-1493.
- Daunt, F., Afanasyev, V., Silk, J.R.D. & Wanless, S. (2006) Extrinsic and intrinsic determinants of winter foraging and breeding phenology in a temperate seabird. *Behav. Ecol Sociobiol.* 59, 381-388.
- Daunt, F.; Afanasyev, A.; Adam, A.; Croxall, J.P. y Wanless, S. (2007) From cradle to early grave: juvenile mortality in European shags *Phalacrocorax aristotelis* results from inadequate development of foraging proficiency. *Animal behaviour* 3: 371-374
- Davis, L.S. (1982) Creeching behaviour of Adelie Penguin chicks (*Pygoscelis adeliae*). *N.Z.J. Zool* 9, 279-286.
- Davis, L.S. (1988) Coordination of incubation routines and mate choice in Adelie Penguins (*Pygoscelis adeliae*). *Auk* 105, 428-432.

- Debout, G. (1985). Quelques données sur la nidification du Cormoran huppé (*Phalacrocorax aristotelis*) à Chausey, Manche. *Alauda* 53, 161-166.
- Demetiev, G.P. y Gladkov, N.A. (1951) Birds of the Soviet Union. Israel Program for Scientific Translation. Jerusalem.
- De Pablos, F y Catxot, S. (1992) El cobmarí (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) a Menorca: recompte de parelles reproductores i paràmetres reproductius. *Anuari Ornitològic de les Balears* 1991: 13-16. GOB. Palma de Mallorca.
- de Pablo, F. (2005) El cormorán moñudo en Menorca. Año 2005. Societat Ornitològica de Menorca. Conselleria de Medi Ambient (Govern Balear). Informe inédito
- del Hoyo, J.; Elliott, A. y Sargatal, J. (1992) Handbook of the Birds of the World. Vol.1. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dickman, C.R. (1996) Overview of the impacts of feral cats on Australian native fauna. Australian Nature Conservation Agency
- Docampo, F. y Velando, A. (1995) Comentarios sobre el origen y cambios de la población nidificante de gaviota tridactila (*Rissa tridactyla*) en la Península Ibérica. *Actas do Segundo Congreso Galego de Ornitoloxía*. Santiago de Compostela. Munilla, I. y Mouriño, J. (Eds.) pp. 139-151.
- Duffy, D.C. (1983) Competition for nesting space among Peruvian Guano birds *Auk* 100, 680-688.
- Duffy, D.C. y Laurenson, L.J.B. (1983) Pellets of Cape Cormorants as indicators of diet. *Condor* 85, 305-307.
- Duffy, D.C. y Jackson, S. (1986). Diet studies of seabirds: A review of methods. *Colon. Waterbirds* 9, 1-17.
- Dunn, E.H. (1975) Caloric intake of nestling Double-crested Cormorants. *Auk* 92, 553-565.
- Dunn, E.H. (1975) Caloric intake of nestling double-crested cormorants. *Auk* 92: 553-565.
- Elkins, N (1988) *Weather and Bird Behaviour*. 2nd Ed. Calton: T & Poyser.
- Evans, P.G.H. (1984) Status and conservation of seabirds in Northwest Europe (excluding Norway and the USSR) ICBP Technical Publication 2, 293-321.
- Fernandez, L. (1994) Alimentación de los peces demersales en la ría de Arousa: influencia del cultivo del mejillón. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal e Biología Vegetal. Universidade da Coruña.
- Forbes, L.S. y Kaiser, G.W. (1994) Habitat choice in breeding seabirds: when to cross the information barrier. *Oikos* 70, 377-384.
- Furness, R.W. y Monaghan P. (1987) *Seabird Ecology*. Blackie. Chapman & Hall. New York.
- García, L., Viada, C., Moreno-Opo, R., Carboneras, C., Alcalde, A. y González, F. (2003) Impacto de la marea negra del *Prestige* sobre las aves marinas. SEO/Birdlife.
- Gilbert, G., Gibbons, D. W. y Evans, J. (1998) *Bird Monitoring Methods*. The Royal Society for the Protection of Birds. U.K

- Gill, F.B. (1994) Ornithology. Second Edition. W.H. Freeman and Company. New York.
- Galbraith, H.; Russell, S. y Furness, R.W. (1981) Movements and mortality of Isle of May Shags as shown by ringing recoveries. *Ring and Migration* 3, 181-189.
- Galbraith, H.; Baillie, R.; Furness, R.W. y Russell, S. (1986) Regional variations in the dispersal of shags *Phalacrocorax aristotelis* in northern Europe. *Ornis Scandinavica* 17, 68-74.
- Grau, C.R. (1996) Nutritional needs for egg formation in the Shag *Phalacrocorax aristotelis*. *Ibis* 138, 756-764.
- Graves, J. y Ortega-Ruano, J.E. (1992) Shags on the Isle of May: who mates with whom? *Scottish Birds* 16, 236-239.
- Graves, J. y Ortega-Ruano, J.E. (1994) Patterns of interaction in the courtship behaviour of shags (*Phalacrocorax aristotelis*). *Etología* 4, 1-9
- Graves, J.; Hay, R.T.; Scallan, M. y Rowe, S. (1992) Extra-pair paternity in the shag, *Phalacrocorax aristotelis* as determined by DNA. *Journal of Zoology* 226, 399-408.
- Graves, J.; Ortega-Ruano, J. y Slater, J.B. (1993 a) Extra-pair copulations and paternity in shags: do females choose better males? *Proc. R. Soc. Lond.* 253, 3-7.
- Graves, J.; Ortega-Ruano, J. y Slater, J.B. (1993 b) Sex ratio of chicks in the Shag *Phalacrocorax aristotelis* determined by a female-specific band in DNA fingerprinting. *Ibis* 135, 470-472
- Golet GH, Seiser PE, McGuire AD, Roby DD (2002) Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Mar Ecol Prog Ser* 241:287-304
- Guerra, A. y Pérez-Gándaras (1987) Especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo. Resultados preliminares. Instituto de Investigaciones Marinas Vigo (mimeo) 246-288.
- Guyot, I. (1985) La reproduction du Cormoran Huppé *Phalacrocorax aristotelis* en Corse. In *Oiseaux Marins nicheurs du Midi et de la Corse*. Annales du CROP 2. Aix-En-Provence.
- Guyot, I. (1988) Relationships between shag feeding areas and human fishing activities in Corsica (Mediterranean Sea) En Tasker, M.L. (Editor) *Seabird Food and Feeding Ecology*. Proc. 3rd Int. Conf. Seabird Group. 22-23. Sandy, Seabird Group.
- Guyot, I. (1990) Le cormoran huppe en corse: Biologie et interactions avec la peche professionnelle. *Trav. sci. Parc. Nat. rég. Rés. nat. Corse* 28, 1-40.
- Guyot, I. (1993) Breeding distribution and numbers of Shag (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) in the Mediterranean. In *Estatus y Conservación de Aves Marinas: 37-45*. Actas del II Simposio de Aves Marinas. J.S. Aguilar, X. Montbailliu y A. M. Paterson (Eds.). SEO, Madrid.
- Härkönen (1986) Guide to the Otoliths of the Bony Fishes of Northeast Atlantic. Danbiu Aps Hellerup, Denmark 256 pp.
- Harris, M.P. y Riddiford, N.J. (1989) The food of some young seabirds on Fair Isle in 1986- 88. *Scottish Birds* (1989) 15, 119-125.

- Harris, M.P. y Forbes, R. (1987) The effect of date on counts of nests of Shags *Phalacrocorax aristotelis*. Bird Study 34, 187-190.
- Harris, M.P. y Wanless, S. (1991) The importance of the lesser sandeel *Ammodytes marinus* in the diet of shag *Phalacrocorax aristotelis*. Ornis Scand. 22, 375-382.
- Harris, M.P. y Wanless, S. (1993). The diet of Shags *Phalacrocorax aristotelis* during the chick-rearing period assessed by three methods. Bird Study 40, 135-139.
- Harris, M.P. y Wanless, S. (1996) Differential responses of Guillemot *Uria aalge* and Shag *Phalacrocorax aristotelis* to a late winter wreck. Bird Study 43, 220-230.
- Harris, M. P.; Russell, S. M. y Wanless, S. (1994a) Post fledging survival to breeding age of Shags *Phalacrocorax aristotelis* in relation to year, date of fledging and brood size. J. Avian Biol. 25, 268-274.
- Harris, M.P; Buckland, S.T.; Russell, S.M. y Wanless, S. (1994b) Year-and age-related variation in the survival of adult european Shags over a 24-year period. The Condor 96, 600- 605.
- Hinde, R.A. (1956) The biological significance of the territories of birds. Ibis 98, 340-369.
- Houllier, F. Y Lebreton, J.D. (1986) A renewal-equation approach to the dynamics of stage- grouped populations. Mathl Biosci. 79, 185-197.
- Hoyt, D.G . (1979) Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. Auk 96, 73-77.
- Iglesias, J. (1981) Spatial and Temporal Changes in the Demersal Fish Community of the ría de Arosa (NW Spain). Marine Biology 65, 199- 208.
- Iglesias, J. y González-Gurriarán, E. (1984) Primeros datos sobre la megafauna bentónica de la ría de Pontevedra: Peces demersales y crustáceos decápodos (Brachyura). Cuadernos da Area de Ciencias Mariñas, Seminario de Estudos Galegos 1, 303-319.
- Igual, J.M., MG Forero, T Gomez, JF Orueta, D Oro. (2006). Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. Animal Conservation 9: 59–65
- IUCN (2001) Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- IUCN (2003) Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ii + 26 pp.
- Jackson, D.B. (2001) Experimental removal of introduced hedgehogs improves wader nest success in the Western Isles, Scotland. Journal of Applied Ecology 38: 802–812
- Jehl, J.R. y Hussell, D.J.T. (1966) Effects of weather on reproductive success of birds at Churchill, Mantoba, Arctic 19, 185-191.
- Jobling, M. y Breiby, A. (1986) The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. Sarsia 71, 265-274.

- Johansen, O. (1975) The relation between breeding grounds and wintering grounds in Norway as shown by ringing recoveries. *Sterna* 14, 1-21.
- Johnsgard, P.A. (1993). *Cormorants, Darters, and Pelicans of the World*. Smithsonian Institution Press. Washington.
- Johnstone, I.G.; Harris, M.P; Wanless, S y Graves, J.A. (1990) The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study* 3, 5-11.
- Kennedy, R.J. (1970) Direct effects of rain on birds: a review. *Br. Birds* 63, 401-414.
- Kennedy, M.; Gray, R.D. & Spencer H.G. (2000) The Phylogenetic Relationships of the Shags and Cormorants: Can Sequence Data Resolve a Disagreement between Behavior and Morphology? *Molecular Phylogenetics and Evolution* 17: 345-359
- Kharitonov, S.P. y Siegel-Causey, D. (1990) Colony formation in seabirds. *Curr. Ornithol.* 5, 223-271.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers. New York.
- Krebs, J.R. y Davies, N.B. (1993) *An introduction to behavioural ecology*. 3er ed. Blackwell Science. Oxford.
- Kury, C.R. y Gochfeld, M. (1975) Human interference and gull predation in cormorants colonies. *Biological Conservation* 8, 23-34.
- Lack, D. (1954) *The natural regulation of animal numbers*. Clarendon Press. Oxford
- Lack, D. (1966) *Population Studies of Birds*. Clarendon Press. Oxford.
- Lack, D. (1967) Interrelationships in breeding adaptation as shown by marine birds. *Proc. 14 th Int. Ornith. Congr.* 1967, 3-42.
- Lack, D. (1968) *Ecological Adaptations for Breeding in Birds*. Methuen. London.
- Lebreton, D.J. y Clobert, J. (1991) Bird population dynamics management, and conservation: The role of mathematical modelling. En *Bird population studies: their relevance to conservation and management*. C. M. Perrins; Lebreton, J.D. y G. Hiron (Editores). 105-125. Oxford University Press, Oxford.
- Lebreton, J.D.; Burnham, K.P.; Clobert, J. y Anderson, D.R. (1992) Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62, 67-118.
- Leger, C. y McNeil, R. (1985) Nest attendance and care of young in Double-Crested Cormorants. *Colonial Waterbirds* 8, 96-103.
- Leger, C. y McNeil, R. (1987a) Choix de l'implacement des nids de cormorant a aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) aux iles de la madeleine, Quebec. *Can. J. Zool* 65, 24-34
- Leger, C. y McNeil, R. (1987b) Brood size and chick position as factors influencing feeding frequency, growth and survival of nesting Doble-crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*). *Cand. Fiel. Nat.* 101, 351-361.

- Lens, S. (1986) Alimentación del pejerrey, *Atherina presbyter* Cuvier, en la Ría de Arosa. Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 3, 11-36.
- Lockley, R.M. (1939). Notes on the birds of the islands of Berlengas (Portugal), The Desertas and Baixo (Madeira) and the Salvages. Ibis 94, 144-157.
- López Veiga, E.C.; Labarta, E.; Alonso Allende, J.M.; Pérez Gándaras, G y Tourón, J. (1976). Distribución y abundancia de especies bentónicas de Galicia. Resultados de la campaña Galicia I (Sep 1974). Res. Exp. Cient. B/O "Cornide" Supl. Inv. Pesq. 42, 1-20.
- López Veiga, E.C.; Vázquez, A.; Labarta, E.; Alonso Allende, J.M.; Fuertes, J.R.; Pérez Gándaras, G y Tourón, J. (1977). Análisis de la pesquería demersal de Galicia II (Ag-Sep. 1975). Res. Exp. Cient. B/O "Cornide". 6, 65-133.
- Lumsden, W.H.R. y Haddow, A.J. (1946) The food of the shag (*Phalacrocorax aristotelis*) in the Clyde sea area. J. Anim. Ecol. 15, 35-42.
- Lloyd, C.S. (1984) A method for assessing the relative importance of seabird breeding colonies. Biological Conservation 28, 155-172.
- Lloyd, C.S.; Tasker, M.L. y Partridge, K.E. (1991) The status of seabirds in Britain and Ireland, T & A.D. Poyser. London.
- MacArthur, R.H. y Wilson, E.O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- Macer, C.T. (1966) Sandeels (Ammodytidae) in south-west North Sea, their biology and fishery. Fishery investigation series 2, (24), 1-55.
- Mangel, M. y Tier, C. (1993) Dynamics of metapopulations with demographic Stochasticity and Environmental Catastrophes. Theor. Pop. Biol. 44, 1-31.
- Mangel, M. y Tier, C. (1994) Four factors every conservation biologist should know about persistence. Ecology 75, 607-614.
- Maout, J. (1990) Etat actuel des populations d'oiseaux marins de Bretagne. Penn ar Bed 21, 1-9.
- Martínez-Abraín, A. Velando, A. Genovart, M. . Gerique, C Bartolomé, M. A. Villuendas, E. Sarzo, B. y Oro, D. (2006) Sex-specific mortality of European shags during an oil spill: demographic implications for the recovery of colonies. Marine Ecology Progress Series 318: 271-276
- Mavor, R.A.; Parsons, M.; Heubeck, M. y Schmitt, S. (2006) Seabird numbers and breeding success in Britain and Ireland, 2005. UK Nature Conservation No. 30.
- McNeil, R. Y Leger, C. (1987) Nest site quality and reproductive success of early- and late- nesting Double-crested Cormorants. Wilson Bull. 99, 262-267.
- Melvin, EF Parrish, JK Conquest LL 1999. Novel Tools to Reduce Seabird Bycatch in Coastal Gillnet Fisheries - Conservation Biology 13, 1386-1397
- Mills, D. (1969) The food of the shag in Loch Ewe, Ross-shire. Scottish Birds 5, 264-268.

- Mitchell, I. Ratcliffe, N., Newton S. y Dunn TE (2004) Seabird Populations of Britain and Ireland. Poyser.
- Monaghan, P.(1992). Seabirds and sandeels: the conflict between exploitation and conservation in the North sea. *Biodiver. Conserv.* 1, 98-111.
- Monaghan, P. (1996) Relevance of the behaviour of seabirds to the conservation of marine environments. *Oikos* 77, 227-237.
- Montevecchi, W.A. y Myers, R. A. (1995) Prey harvests of seabird reflect pelagic fish and squid abundance on multiple spatial and temporal scales. *Marine Ecology Progress Series*, 117, 1-9.
- Morrison, M.L.; Slack, R.d. y Shanley, E. Jr. (1978) Age and foraging ability relationships of Olivaceous Cormorants. *Wilson Bull.* 78, 175-190.
- Munilla, I.; Mouriño, J; Alonso P. y López, B. (1992) Censo de la población nidificante y primeros datos sobre la fenología de la reproducción del cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en la islas Cíes. Xunta de Galicia. Informe no publicado.
- Munilla, I.; Mouriño, J; Alonso P. y López, B. (1995) Algunos datos sobre la biología de la reproducción del cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en las islas Cíes, Pontevedra (N.O. de Iberia). *Actas do Segundo Congreso Galego de Ornitología.* pp 31-38; Munilla I. y Mouriño, J. (Editores). Universidad de Santiago. Santiago de Compostela.
- Munilla, I.; Romero, R. y Giménez De Azcárate, J. (1997). El visón americano en Galicia. En, Palazón, S. y Ruíz Olmo, J. (coordinadores): *El Visón Europeo (Mustela lutreola) y el Visón Americano (Mustela vison) en España.* Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 133 pp.
- Munilla, I.; Díez, C. Y Velando, A. (2007) Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. *Biological Conservation* 137: 359-371.
- Muntaner J. y Aguilar J.S. (1995) Situación y conservación del cormorán moñudo del Mediterraneo (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) en España. *Quercus* 116,0-0.
- Muntaner, J. (2004). Cormorán moñudo *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*. En, A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 62-65. Dirección General para la Biodiversidad-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Nordström, M., Högmänderb, J. Laine, J. Nummelinc, J., Laanetud N. y Korpimäkia, E. (2003). Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. *Biological Conservation*, 109 (3)
- Olsthoorn, J.C.M. y Nelson, J.B. (1990) The availability of breeding sites for some British seabirds *Bird Study* 37, 145-164.
- Orizaola, G.; Bahillo, M. y Valle, A. (1994) Estimación de la población reproductoras de aves marinas en Cantabria. *Boletín del GIAM* 18, 11-12.
- Oro, D. y A. Martínez-Abraín. (2007). Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Animal Conservation* 10: 117–126

- Ortega-Ruano, J. y Graves, J. (1991) Reverse mounting during the courtship of the European Shag (*Phalacrocorax aristotelis*). *Condor* 93, 859-863.
- Palazón, S.; Ruíz Olmo, J.; Munilla, I.; Romero, R. y Giménez De Azcárate, J. (1997). Distribución y evolución de las granjas de visón americano en España. En, Palazón, S. y Ruíz Olmo, J. (coordinadores): El Visón Europeo (*Mustela lutreola*) y el Visón Americano (*Mustela vison*) en España. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 133 pp.
- Pasquet, E. y Monnat, J.Y. (1990) Dispersion géographique des Cormorans huppés juvéniles de la mer Celtique. *L'Oiseau et R.F.O.* 60, 94-109.
- Pierce, G.J. y Boyle, P.R.(1991) A review of methods for diet analysis in piscivorous marine mammals. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*29, 409-486
- Pearson. T.H. (1968) The feeding biology of sea-bird species breeding on the Farne islands, Northumberland. *J. Anim. Ecol.* 37, 53-102.
- Pereira, P. (2006) Estudio de la metodología para el control de la población de visón americano en el archipiélago de Sálvora en el Parque Nacional Islas Atlánticas de Galicia. Informe no publicado
- Perrins, C. M. (1970) The timing of birds' breeding season. *Ibis* 112, 242-255.
- Perrins, C.M. y Birkhead, T.R. (1983) *Avian Ecology*. Blackie, Glasgow y Londres
- Pitt , W.C y Witmer, G.W (2007) *Invasive Predators: a synthesis of the past, present, and future. En Predation in Organisms.* (Editor: Elewa, A.M.T.) Springer.
- Post, W, y Seals, C.A. (1991) Breeding biology of a newly-established Double-crested Cormorants populations in South Carolina, USA. *Colonial Waterbirds.* 14, 34-38.
- Potts. G.R. (1968) Success of eggs of the shag on the Farne islands, Northumberland, in relation to their content of Dieldrin and DDE. *Nature* 217. 1282-1284.
- Potts, G.R. (1969) The influence of eruptive movements, age, population size and other factors on the survival of the Shag (*Phalacrocorax aristotelis*). *J. Anim. Ecol.* 38, 53-102
- Potts, G.R.; Coulson, J.C. y Deans, I.R. (1980) Population dynamics and breeding success of the Shag, *Phalacrocorax aristotelis*, on the Farne islands, Northumberland. *J. Anim. Ecol.* 49, 465-484.
- Rae, B.B. (1969) The food of cormorants and shags in scottish estuarine and coastal waters. *Mar. Res. Dep. Agric. Fish. Scotl* 1, 1-16.
- Reary, P.J. (1973). Some aspects of the biology of the sandeel, *Ammodytes tobianus* L., In Langstone Harbour, Hampshire. *J. Mar biol. Ass. U.K.* 53, 325-346.
- Romero, R. (2007) La nutria (*Lutra lutra* L.) en Galicia: Distribución geográfica y ecología trófica de las poblaciones costeras. Tesis Doctoral. Universidade de Santiago de Compostela.
- Rodríguez Silvar, J. (1977) Distribución y cría del cormorán moñudo, *Phalacrocorax aristotelis* (L.) en las costas gallegas. Tesina de Licenciatura. Fac. Biología. Universidad de Santiago, 78 pags.

- Rodríguez Silvar, J. y Bermejo, A. (1977) Distribución y censo de las colonias de cormorán moñudo *Phalacrocorax aristotelis* (L.) en las costas de Galicia. *Ardeola* 23, 3-25.
- Rossi, R.E.; Mulla, D.J.; Journel, A.G. y Franz, E.H. (1992) Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs* 62, 277-314.
- Røv, N. (1990) Population studies of shags *Phalacrocorax aristotelis* in Norway) NINA Forskningsrapport 7, 1-28.
- Sewell, J.; Harris, R.; Hinz, H.; Votier, S. y Hiscock, H. (2007) An assessment of the impact of selected fishing activities on european marine sites and a review of mitigation measures. *Seafish Technology*. The Marine Biological Association and the University of Plymouth
- Shaw, P. (1985) Age-differences within breeding pairs of blue-eyed shags *Phalacrocorax atriceps*. *Ibis*, 127, 537-543.
- Shaw, P. (1986) Factors affecting the breeding performance of Antarctic blue-eyed shags (*Phalacrocorax atriceps*). *Ornis Scand.* 17, 141-150.
- Sibley, C.G. y Monroe, B.L. Jr (1990) Distribution y taxonomy of birds of the world. Yale University Press, New Haven.
- Siegel-Causey, D. (1988) Phylogeny of Phalacrocoracidae. *Condor* 90, 885-905
- Siegel-Causey, D. y Hunt, G.L., Jr. (1981) Breeding-site selection and colony formation in double-crested and pelagic cormorants. *Auk* 103, 230-234.
- Snow, B. (1960) The breeding biology of the shag *Phalacrocorax aristotelis* on the island of Lundy, Bristol Channel. *Ibis* 102, 554-575.
- Snow, B. (1963) The behaviour of the shag. *British Birds* 56, 77-103, 164-186
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. (1995) *Biometry*. Third Edition. W.H. Freeman and Company. New York.
- Solorzano, M.R.; Rodríguez, J.L.; Iglesias, J. Pereira, F.X. y Álvarez, F. (1988). Inventario dos peixes do litoral galego (Pisces: Cyclostomata, Chondrichthyes, Osteichthyes) *Cadernos da Área de Ciencias Biolóxicas, (Inventarios) Seminario de Estudos Galegos Vol IV, Do Castro (ed) O Castro-Sada, A Coruña.*
- Steven, J. (1933) The food consumed by shags and cormorants around shores of Cornwall (England). *J. Mar. Biol. Ass. Uk.* 19, 277-292.
- Stokland, J.N. y Amundsen, T. (1988) Initial size hierarchy in broods of the shag: relative significance of egg size and hatching asynchrony. *Auk* 105, 308-315.
- Swann, R.L. y Ramsay, A.D.K. (1979) An analysis of Shag recoveries from North West Scotland. *Ring and Migration* 2, 137-143.
- Swann, R.L.; Aiton, D.G.; Carruthers, J.; Graham, R.J. y Ramsay, A.D.K. (1994) An analysis of Shag *Phalacrocorax aristotelis* ring recovery and breeding success data during a period of population change on the Isle of Canna. *Seabird* 16, 50-56.

- Taith, W. C. (1924). The birds of Portugal. H. F. & G. Witherby, London, 260 pags.
- Tasker, M. L., Camphuysen, C. J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W. A., y Blaber, S. J. M. (2000) The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 531–547.
- Teixeira, A. M. (1983) Seabirds breeding at the Berlengas, forty-two years after Lockley's visit. *Ibis*: 417-420.
- Teixeira, A.M. (1984) Aves marinhas nidificantes no litoral Português. *Bol. Liga para a Protecção da Natureza*, N. 18, 3ª serie, 105-115
- Teixeira, A. M.; Oliveira, L. F. y Escudeiro, J.P. (1983) Sobre a nidificação do Corvo marinho de crista *Phalacrocorax aristotelis* nos cabos da Roca (38° 47'N 09° 30'W) e Espichel (38° 25'N 09° 13'W). *Cyanopica* 3, 108-111.
- Van Doben, W.H. (1991) The food of the Cormorant: 51 rear later. En. van Eerden, M.R y Zijlstra, M. (Editores). *Proceedings of the 1989 Workshop on Cormorants Phalacrocorax carbo*. pp 156-165. Rijkswaterstaat Directorate Flevoland. Lelystad.
- van Tets, G.F. (1965) A comparative study of some social communication patterns in the Pelecaniformes. *Am. Ornith. Union. Ornith. Monogr.* Nº2.
- van Tets, G.F. (1976) Australasia and the origin of shags and cormorants, *Phalacrocoracidae*. *Proc. 16th Int. Orn. Congr.*, 121-124.
- Velando, A. (1996) Estatus y biología reproductora de las poblaciones de cormorán moñudo *Phalacrocorax aristotelis* en el Atlántico Ibérico. Tesis de Licenciatura. Universidade da Coruña.
- Velando, A. (1997) Ecología y comportamiento del cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en las islas Cíes y Ons. Tesis Doctoral Universidad de Vigo.
- Velando, A. (2000). The importance of the hatching date on dominance of young shags. *Animal Behaviour* 60:181-185.
- Velando, A. (2001) Postfledging crèche behaviour in European shag. *J. Ethology* 19: 116-122
- Velando, A. (2005). Planes de conservación de especies amenazadas. In: F. Rodríguez [Ed.]. Galicia. Ecología. Tomo XLV: Conservación. Hercules de Ediciones, A Coruña.
- Velando, A y Freire, J. (1999) Intercolony and seasonal differences in the breeding diet of European shags on the Galician coast (NW Spain). *Marine Ecology Progress Series* 188: 225-236.
- Velando, A. y Freire, J. (1999) Coloniabilidad y conservación de aves marinas: El caso del cormorán moñudo. *Etologia* 7: 55-62
- Velando, A. y Alvarez, D. (2004). Cormoran moñudo, *Phalacrocorax aristotelis aristotelis*. In A. Madroño, C. Gonzalez & J.C. Atienza [eds.], *Libro Rojo de las Aves de España*. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/Birdlife, Madrid. pp 60-62
- Velando, A. y Freire, J. (2001). Can the central-periphery distribution become general in seabird colonies? Nest spatial pattern in the European Shag. *Condor* 103: 544-554

- Velando, A. y Freire, J. (2002). Population modelling of European shag at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation*: 107: 59-69.
- Velando, A. y Freire, J. (2003). Nest-Site Characteristics, Occupation and Breeding Success in the European Shag. *Waterbirds* 26: 473-483
- Velando, A., Ortega-Ruano, J.E. & Freire, J. (1999) Chick mortality in European shag *Stictocarbo aristotelis* related to food limitations during adverse weather events. *Ardea* 87: 51-59.
- Velando, A., Docampo, F. y Alvarez, D. (1999) Status of European shag population on the Atlantic coast of Iberian peninsula. *Atlantic Seabird* 1: 105-114.
- Velando, A., Graves, J. y Freire, J. (2000) Sex-specific growth in the European Shag *Stictocarbo aristotelis*, a seabird with size dimorphism. *Ardea* 88: 127-136
- Velando, A., Graves, J. y Ortega-Ruano, J.E. (2002) Sex ratio in relation to timing of breeding, and laying sequence in a dimorphic seabird. *Ibis* 144: 9-16.
- Velando, A., Munilla, I. y Leyenda, P.M. (2005) Short-term indirect effects of the Prestige oil spill on a marine top predator: changes in prey availability for European shags. *Marine Ecology Progress Series* 302: 263-274
- Velando, A., Álvarez, D., Mouriño, J., Arcos, y F., Barros, A. (2005) Population trends and reproductive success of European Shag following the Prestige oil spill in the Iberian Peninsula. *Journal of Ornithology* 146: 116-120
- Vilas, F.; Nombela, M.A.; García-Gil, E.; García-Gil, I.; Alejo, I.; Rubio, B. y Pazos, O. (1995) Cartografía de sedimentos submarinos. ría de Vigo. Xunta de Galicia, Consellería de Pesca, Marisqueo e Acicultura. Madrid.
- Vilas, F.; García-Gil, E.; García-Gil, S.; Nombela, M.A.; Alejo, I.; Rubio, B. y Pazos, O. (1996) Cartografía de sedimentos submarinos. ría de Pontevedra. Xunta de Galicia, Consellería de Pesca, Marisqueo e Acicultura. Madrid.
- Visbeck, MH, Hurrell, JW, Polvani, L Cullen, HM (2001) The North Atlantic Oscillation: Past, present, and future *Proceedings of the National Academy of Sciences*,
- Walsh, P. y Brindley, E. (1994) Great Britain and Ireland seabird Breeding success in 1993. *The Seabird Group, Newsletter* 68, 3-6.
- Wanless, S y Kinnear, P.K. (1988) Recent changes in the numbers of some cliff-nesting seabirds on the isle of May. *Bird Study* 35, 181-190.
- Wanless, S.; Harris, M.P. y Morris, J.A. (1991a) Foraging range and feeding locations of shags (*Phalacrocorax aristotelis*) during chick rearing. *Ibis* 133, 37-42.
- Wanless, S; Burger, A.E. y M.P. Harris (1991b) Diving depths of shags *Phalacrocorax aristotelis* breeding on Isle of May. *Ibis* 133, 37-42.
- Wanless, S; Harris, M.P. y Russell, S. (1993a) Factors influencing food-load sizes brought in by shags *Phalacrocorax aristotelis* during chick rearing. *Ibis* 135, 19-24.

- Wanless, S; Corfield, T.; Harris, M.P.; Buckland, S.T. y Morris, J.A. (1993b) Diving behaviour of the shag *Phalacrocorax aristotelis* in relation to water depth and prey size. *J. Zool., Lond.* 231, 11-25.
- Watanuki, Y., Daunt, F., Takahashi, A., Wanless, S. y Sato, K. (2008) Microhabitat use and prey capture of a bottom feeding top predator, the European Shag, shown by camera loggers. *Marine Ecology Progress Series* 356: 283–293
- Wilson, R.P. y Wilson, M.T. (1989). Foraging behaviour in four sympatric cormorants. *J. Anim. Ecol.* 57, 943-955
- Winslade, P. (1974a) Behavioural studies on the lesser sandeel *Ammodytes marinus* (Raitt) I. The effect of food availability on activity and role of olfaction in food detection. *J. Fish Biol* 6, 565-576.
- Winslade, P. (1974a) Behavioural studies on the lesser sandeel *Ammodytes marinus* (Raitt) I. The effect of light intensity on activity. *J. Fish Biol* 6, 577-586.
- Wittenberger, J.F. y Hunt, G.L.Jr (1985) The adaptative significance of coloniality in birds. En *Avian Biology* Vol VIII pp 1-78. Farmer, D.S.; King, J.R. y Parkes, K.C. (Editores). Academic Press. New York.
- Young, J.G. (1990) Shags up-ending and fishing together on foot. *British Birds* 83, 279.

