

EL SEGUIMIENTO REMOTO DE LAS AVES MARINAS COMO HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN ADAPTATIVA EN LA RED DE PARQUES NACIONALES DE ESPAÑA

JOSÉ MANUEL REYES-GONZÁLEZ*, VIRGINIA MORERA-PUJOL, DAVID ABIZANDA,
SERGI TORNÉ, ADRIÀ COMPTE, JACOB GONZÁLEZ-SOLÍS

RESUMEN

Los impactos de las actividades humanas en los océanos son cada vez más evidentes. Para revertir sus efectos se han establecido diversas leyes y normativas, tanto a nivel europeo como estatal, que inciden en la necesidad de la gestión adaptativa y con un enfoque ecosistémico de los espacios protegidos. Una de las herramientas propuestas en este sentido es el uso de especies centinela, cuyo seguimiento a largo plazo permita la reevaluación constante de las medidas de gestión. En este trabajo proponemos el uso de las pardelas cenicientas *Calonectris diomedea* y *C. borealis* como centinelas para la gestión adaptativa, puesto que sus movimientos y comportamiento pueden reflejar el estado de salud de los ecosistemas marinos. Esta especie cría en 3 parques de la Red de Parques Nacionales: Cabrera, Timanfaya e Islas Atlánticas. En los tres parques monitorizamos las colonias de cría, registramos los movimientos de ejemplares adultos mediante la instrumentación con aparatos GPS, y estudiamos su ecología trófica mediante análisis convencional e isotópico de dieta. Nuestros resultados demuestran que los individuos que se reproducen en la Red utilizan de manera intensa y consistente en el tiempo, las aguas colindantes a los parques, tanto para descansar como para alimentarse, principalmente de peces pelágicos y cefalópodos. Sus movimientos se extienden también más allá de los límites de estos espacios protegidos, hasta enclaves de elevada productividad marina. Los resultados indican la necesidad de colaboración entre administraciones y gobiernos a diferentes escalas para llevar a cabo acciones de conservación adecuadas en especies altamente móviles, y señalan la utilidad del seguimiento remoto de aves marinas como herramienta para evaluar las acciones de gestión en el contexto de la planificación espacial marina.

Palabras clave: especies centinela, GPS, áreas marinas protegidas, análisis de isótopos estables, pardela cenicienta.

*Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals. Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Avda. Diagonal 643, 08028 Barcelona, España.

SEABIRD REMOTE TRACKING AS A TOOL FOR THE ADAPTIVE MANAGEMENT IN THE SPANISH NATIONAL PARK NETWORK

ABSTRACT

The footprint of human activities in the oceans is increasing. To reverse its negative effects, several laws and regulations have been established, both at European and States level. This legislative framework advocates the need for adaptive management in the context of ecosystem-based management to preserve protected areas. In this regard, sentinel species have been proposed as a tool, as their long-term monitoring may help to assess management measures. Here we propose the use of the Cory's Shearwater *Calonectris borealis* and the Scopoli's Shearwater *C. diomedea* as sentinel species for the adaptive management in the Spanish National Park Network, since their movements and behaviour can inform about the environmental status in Marine Protected Areas and marine ecosystems. These species breed in 3 parks of the National Park Network: Cabrera, Timanfaya and Islas Atlánticas. We carried out monitoring of adult breeders at the breeding colonies, recorded their movements through GPS tracking, and studied their trophic ecology using conventional and isotopic diet analyses. We found the individuals breeding in the Spanish National Park Network to intensively use waters adjoining the protected areas, for both resting and foraging. Their movements also extended beyond the limits of protected areas, distant areas with remarkable productivity and thus important at ecosystem scale. Our findings suggest the need for collaboration among administrations and governments at different scales to carry on proper conservation actions on highly mobile species, and point out the usefulness of seabird remote tracking as a tool to assess management actions in the context of marine spatial planning.

Keywords: sentinel species, GPS, Marine Protected Areas, stable isotopes analysis, Cory's and Scopoli's shearwaters.

INTRODUCCIÓN

Existen en la actualidad claras evidencias del grave impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas marinos, alterando diversos aspectos de su estructura y funcionamiento y comprometiendo su recuperación. La sobreexplotación pesquera y la pesca no selectiva, la contaminación y eutrofización, o las alteraciones del medio litoral son sólo algunas de las actividades que tienen importantes consecuencias negativas sobre los ecosistemas y la biodiversidad en los océanos (HALPERN *et al.*, 2008; HALPERN *et al.*, 2015). Con objeto de revertir esta tendencia e intentar recuperar el buen estado ambiental del medio marino, se han establecido en los últimos años varias normativas a nivel europeo, en especial la Directiva Marco de la Estrategia Marina (UE 2008; SARDÁ *et al.*, 2017). En el contexto español, la trasposición de esta normativa, la Ley de Protección del Medio Marino (41/2010), establece el marco regulatorio que deben seguir las directrices para la gestión del medio marino, remarcando en su artículo 4 la importancia de la gestión adaptativa y el enfoque ecosistémico para garantizar la consecución del buen estado ambiental del medio marino (B.O.E. 2010). La gestión desde un enfoque ecosistémico (*Ecosystem-based management*, *EBM* en inglés) requiere un profundo conocimiento de los ecosistemas (PIKITCH *et al.*, 2004; LESLIE *et al.*, 2007; CURTIN *et al.*, 2010; SARDÁ *et al.*, 2017). Además, la gestión adaptativa, para ser realmente eficiente, requiere de programas de monitorización a largo plazo, que permitan tomar datos de calidad de forma regular durante largos periodos de tiempo, con el fin de analizar y evaluar periódicamente la efectividad de las medidas de gestión aplicadas y adaptarlas en base a los resultados (SALAFSKY ET AL. 2001). En este sentido, se ha propuesto el uso de especies centinela, es decir, especies que pueden funcionar como indicadores de alerta temprana frente a cambios ambientales, como herramientas a integrar en la gestión adaptativa (DALE & BEYELER 2001; CONSTABLE & DOUST 2009). La monitorización de estas especies centinela puede ayudar al diseño de medidas específicas para la conservación y gestión del medio marino (HOOKER & GERBER 2004; SERGIO *et al.*, 2006). Los depredadores apicales destacan como especies centinela (AGUIRRE & TABOR 2004; SERGIO *et al.*, 2008), particularmente por su posición en la cúspide de las cadenas tróficas, que los hace altamente sensibles a las alteraciones y cambios del medio

marino, sean éstos de origen natural o antrópico (HEITHAUS *et al.*, 2008; PIATT *et al.*, 2007; WANLESS *et al.*, 2007; EINODER 2009). Las aves marinas poseen una serie de características que las hacen particularmente adecuadas para ser usadas como especies centinela: (i) integran procesos ecológicos que ocurren en niveles tróficos inferiores, (ii) a diferencia de otros depredadores marinos, son conspicuas y visibles fuera del agua, (iii) se alimentan en el mar, pero acuden a tierra para reproducirse, donde pueden ser monitorizadas, (iv) son coloniales y relativamente fáciles de muestrear para su estudio, y (v) sus movimientos y comportamiento responden de forma rápida a cambios ambientales en medios dinámicos (PARSONS *et al.*, 2008; GREMILLET 2010; OSWALD & ARNOLD 2012; ELLIOT & ELLIOT 2013). Actualmente es posible estudiar los movimientos de diferentes especies de aves marinas gracias al espectacular avance de los sistemas de seguimiento remoto (LÓPEZ-LOPEZ 2016). La disminución del peso y coste de los instrumentos, así como un aumento en su nivel de precisión espacial y cobertura temporal ha propiciado la explosión de estudios sobre movimiento animal mediante seguimiento remoto (KAYS *et al.*, 2015; WILMERS *et al.*, 2015).

Paralelamente al uso de técnicas de seguimiento remoto, el análisis de la dieta de los individuos instrumentados puede ayudar a realizar un seguimiento más detallado no sólo de las zonas de alimentación utilizadas, sino de los recursos que allí explotan. Ello nos aporta una visión más amplia del uso que hacen de las diferentes zonas marinas e incluso de las dinámicas de las especies presa, así como potencialmente de los riesgos a los que se exponen en cada una de las zonas. Tradicionalmente, dichos estudios de dieta se han realizado mediante el análisis de regurgitados y contenidos estomacales. Sin embargo, dichas técnicas implican importantes sesgos, por lo que en las últimas décadas se han desarrollado aproximaciones alternativas, como el análisis de isótopos estables, que pueden complementar el estudio convencional de la dieta (CONNAN *et al.*, 2014). Los tejidos de los consumidores integran los valores isotópicos de las presas que han consumido de forma predecible, lo que permite inferir diferentes aspectos de la ecología trófica de dicho consumidor durante el periodo de crecimiento del tejido analizado, como la amplitud del nicho trófico, su posición en la red trófica, o el origen de sus presas (BOECKLEN *et al.*, 2011). Tejidos con una rápida tasa de renovación,

como el plasma sanguíneo, arrojan información de la dieta del animal durante la semana previa al muestreo, mientras que las células sanguíneas nos proporcionarán información de la dieta durante las 2 a 3 semanas previas al muestreo.

El uso de las aves marinas como herramienta para la identificación, delimitación y gestión de espacios marinos protegidos, así como para evaluar la eficacia de su zonificación o la necesidad de su ampliación, es una tendencia creciente en todo el mundo (HYRENBACH *et al.*, 2000; PERÓN *et al.*, 2013; GRÉMILLET *et al.*, 2014). Además, las aves marinas en su conjunto sufren una tendencia regresiva global, con un 30% de las especies de aves marinas catalogadas como amenazadas (CROXALL *et al.*, 2012), por lo que todo conocimiento adquirido sobre su biología puede contribuir a desarrollar medidas para su conservación.

A pesar de lo expuesto, el seguimiento de aves marinas y su uso como especies centinela es todavía residual en el contexto de la gestión de espacios protegidos en España. La Red de Parques Nacionales (RPN) de España conforma un sistema integrado para la protección y gestión de espacios de excepcional valor, tanto por los sistemas naturales que engloban como por la biodiversidad que acogen. En la actual RPN existen tres Parques que incluyen colonias de cría de aves marinas pelágicas en el interior de sus límites: el PN marítimo terrestre del Archipiélago de Cabrera, el PN de Timanfaya, y el PN marítimo terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. La RPN cuenta además con la Reserva Nacional de Caza de las Islas Chafarinas, donde también existen importantes colonias de cría de aves marinas. Entre las especies que se reproducen, la pardela cenicienta atlántica *Calonectris borealis* y la pardela cenicienta mediterránea *C. diomedea* son las especies mejor representadas en la RPN, estando presentes en los tres parques mencionados. A pesar de la utilidad que la información derivada del seguimiento remoto puede tener en el marco de la gestión de estos espacios, según nuestro conocimiento los trabajos sobre los movimientos y el comportamiento de estas especies de aves marinas en la RPN son muy escasos. Con anterioridad al presente trabajo, tan sólo se habían realizado algunos trabajos en Timanfaya (SEO/BIRDLIFE 2014).

El presente estudio tiene como finalidad proporcionar información detallada sobre la distribución, los movimientos, los patrones de comportamiento y la ecología trófica de las poblaciones reproductoras de pardela cenicienta en el contexto de la RPN, proporcionando mapas y herramientas visuales para la gestión. Al mismo tiempo, pretende servir como caso de estudio para demostrar la utilidad del seguimiento remoto de las aves marinas como herramienta informativa para la gestión de espacios protegidos. Los objetivos específicos que se abordaron fueron: (i) caracterizar la distribución espacial, los patrones de movimiento y estrategias comportamentales de las pardelas cenicientas en la RPN durante la época de cría, (ii) evaluar la consistencia interanual de las áreas utilizadas, (iii) identificar las variables ambientales que modulan su distribución en el mar, y (iv) evaluar los recursos tróficos utilizados durante la época de cría.

MATERIAL Y MÉTODOS

Especie modelo

La pardela cenicienta es un ave marina de hábitos pelágicos, de tamaño grande y alas largas y apuntadas. Se alimenta de pequeños peces epipelágicos y cefalópodos que encuentra fundamentalmente en zonas neríticas, aunque es también capaz de alimentarse en zonas estrictamente oceánicas. Forman colonias de cría en terrenos abruptos y acantilados costeros en islas e islotes. El período reproductor abarca desde mayo a octubre, criando un único pollo al año, aunque los adultos no intentan la reproducción todos los años. Los ejemplares migran hacia diferentes áreas de invernada del Atlántico para pasar el invierno (GONZÁLEZ-SOLÍS *et al.*, 2007; REYES-GONZÁLEZ *et al.*, 2018). Su estatus taxonómico se ha visto recientemente modificado, pasándose a considerar como dos especies diferenciadas a los taxones previamente considerados como subespecies (GÓMEZ-DÍAZ *et al.*, 2006; GÓMEZ-DÍAZ *et al.*, 2009; SANGSTER *et al.*, 2012): la pardela cenicienta atlántica *Calonectris borealis* y la pardela cenicienta mediterránea *C. diomedea*. *C. borealis* se reproduce principalmente en los archipiélagos e islotes macaronésicos, mientras que *C. diomedea* lo hace en los archipiélagos del Mediterráneo. Véase REYES-GONZÁLEZ & GONZÁLEZ-SOLÍS 2016a; REYES-GONZÁLEZ & GON-

ZÁLEZ-SOLÍS 2016b para una revisión completa y actualizada del conocimiento sobre la biología de ambas especies. Las poblaciones españolas están en regresión, aunque el declive es más acusado en *C. diomedea* (SANZ-AGUILAR *et al.*, 2016; GENOVART *et al.*, 2017), que figura como «Vulnerable» en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (B.O.E. 2011) y «En Peligro» en el Libro Rojo de las Aves de España (CARBONERAS 2004).

Zona de estudio

El trabajo de campo se llevó a cabo en colonias de cría localizadas en la RPN:

- PN Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera (en adelante CABR). En este archipiélago se reproduce la especie *C. diomedea*. Los marcajes se realizaron en las colonias situadas en los islotes de Na Pobra y Na Foradada, formado por malpaís sobre sustrato calizo. Las estimas más recientes indican entre 125 parejas (MAS & MUNTANER 2015) y 356 parejas (ARCOS *et al.*, 2009) en el PN.
- PN de Timanfaya (en adelante, TMFY). En este PN se reproduce la especie *C. borealis*. Los marcajes se realizaron en la colonia de El Mojón, situada en terrenos de malpaís volcánico y acantilado costero. La colonia cuenta con unas 650-750 parejas reproductoras estimadas (ARCOS *et al.*, 2009).
- PN Marítimo-Terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia (en adelante CIES). Este PN acoge un pequeño núcleo reproductor de la especie atlántica *C. borealis*. Se trata de una colonia de reciente aparición (desde 2008), formada de manera natural y situada sobre terreno granítico de elevada pendiente en el acantilado de Tropezas, isla de Monteagudo (Islas Cíes). Entre 2008 y 2013 no se localizaron más de 20 nidos aparentemente ocupados, y la reproducción sólo se confirmó en 2013 (MUNILLA *et al.*, 2013; MUNILLA *et al.*, 2016).

Muestreo de individuos e instrumentación

Los trabajos se realizaron en los meses de agosto y septiembre de 2015 y 2016 (en CIES únicamente en 2015),

coincidiendo con el periodo de cría y alimentación del pollo. El acceso a las colonias se realizó durante la noche, cuando los adultos retornan desde el mar para alimentar al pollo. Los individuos se capturaron a mano o mediante herramientas diseñadas al efecto. Todos los ejemplares adultos y pollos capturados fueron anillados y se tomaron medidas biométricas. En los nidos donde se preveía la posibilidad de recaptura se instrumentó a las aves adultas con registrador GPS (*Perthold Engineering* ©, Alemania) previamente adaptado para su impermeabilización. Los registradores GPS fueron programados para registrar una posición cada 5 minutos junto con la fecha y hora GMT. Nunca se instrumentaron simultáneamente los dos miembros de una misma pareja. El peso total de los aparatos utilizados (~20 g) se encuentra por debajo del umbral del límite de peso recomendado para la mayoría de las especies de aves marinas (3-5%; Phillips *et al.*, 2003). El aparato se colocó cerca del centro de gravedad del cuerpo, sobre la espalda del ave, adherido a las plumas mediante cinta adhesiva impermeable (TESA ©). Este método permite que el aparato se desprenda de forma natural al cabo de 2-3 semanas, en caso de que el ave no sea recapturada. Las aves instrumentadas fueron recapturadas tras un periodo mínimo de 6 días tras su equipamiento. Cuando un ave instrumentada era recapturada, se retiraba el registrador GPS, se la pesaba y se extraía mediante punción en el tarso de 2 ml de sangre para posteriores análisis. Los trabajos de campo e instrumentación con GPS contaron con las correspondientes autorizaciones de las administraciones y organismos competentes. Todos los animales fueron procesados de acuerdo con las pautas de buenas prácticas para la investigación animal de la legislación europea.

Procesamiento de datos y análisis de movimiento

Todos los análisis relativos al procesamiento de información y análisis espacial fueron realizados con funciones propias o de diferentes librerías en el entorno de programación R (R CORE TEAM 2018). Las trayectorias obtenidas fueron separadas por viaje de alimentación, i.e., considerando un viaje diferente cada vez que el animal marchaba al mar y retornaba a la colonia (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Para evaluar el esfuerzo de muestreo o grado de representatividad de la muestra se calculó la tasa de incremento del rango máximo de movimiento a

nivel poblacional (representado mediante contorno *kernel* 95%) en relación al incremento del número de ejemplares muestreados (ver una aproximación similar en LASCELLES *et al.*, 2016). Como parámetros descriptivos de los viajes de alimentación se calcularon la distancia total recorrida, la distancia máxima a la colonia, y la duración total del viaje. Dado el carácter multimodal de los viajes de alimentación, se calcularon también los valores medianos y sus respectivos intervalos de confianza al 95% mediante técnicas de remuestreo estadístico (*bootstrapping*). Para caracterizar la estrategia de alimentación se aplicó el método de agrupación jerárquica, utilizando como variables de entrada la distancia máxima y la duración total del viaje, ya que estas dos variables no están siempre correlacionadas. Para identificar los comportamientos individuales a lo largo de cada viaje se utilizó el algoritmo *EMbC* (GARRIGA *et al.*, 2016). En esencia, este algoritmo identifica 4 modos comportamentales básicos que permiten el etiquetado de las posiciones GPS en función de la velocidad y el ángulo de giro: descanso, búsqueda intensiva, búsqueda extensiva y reubicación (i.e. vuelo directo y sostenido). Para visualizar los ritmos diarios de comportamiento se utilizaron modelos generales aditivos mixtos, que permiten modelar efectos no lineales (*GAMM*, librería *mgcv* en R, WOOD & AUGUSTIN, 2002). Para comparar de forma sinóptica la importancia relativa de las aguas en el entorno de los PN, se calculó el porcentaje de tiempo invertido en cada modo comportamental en una rejilla circular de 100 km de radio desde cada colonia. Para caracterizar y cartografiar la distribución de las aves se calcularon las estimas de densidad de presencia mediante el método *Kernel* (*bivariate gaussian kernel*, WORTON 1989). Estas densidades se calcularon a escala poblacional para cada PN y también para cada modo comportamental, utilizando la librería *adehabitatHR* (CALENGE 2006), con un valor de ancho de banda $h=0,01$ y el sistema de referencia cartográfico en Datum WGS 1984. Los pasillos de vuelo entre las zonas de alimentación y las colonias se identificaron como secciones de las trayectorias individuales donde el comportamiento de reubicación tuvo al menos una duración continuada de 60 minutos. Para evaluar la consistencia interanual en las áreas utilizadas se calculó el índice de afinidad de *Bhattacharyya*, que puede tomar valores entre 0 (no existe solapamiento espacial) y 1 (solapamiento total entre ambas áreas). Se utilizó la función *kerneloverlap* del paquete *adehabita-*

tHR, aplicada sobre los contornos *kernel* 50% y 95%. Como paso previo a los cálculos de solapamiento, los contornos *kernel* fueron transformados a la proyección área-conservativa de Lambert centrada en la colonia correspondiente. Para evaluar la importancia relativa de las variables ambientales que modulan la distribución de las aves de cada PN se construyeron modelos de hábitat mediante el algoritmo de máxima entropía MAXENT (ELITH 2011). La selección de variables geográficas y ambientales de entrada se basó en referencias bibliográficas previas que indican su importancia para la distribución de aves marinas (LOUZAO *et al.*, 2011). Se utilizaron como variables estáticas (1) la distancia a la colonia, (2) la batimetría, y (3) la pendiente, y como variables dinámicas (4) la productividad primaria y (5) su gradiente, (6) la temperatura superficial del mar y (7) su gradiente, y (8) la intensidad del viento. Los gradientes de temperatura y productividad son indicadores de zonas de elevada productividad, como giros oceánicos, surgencias y frentes. Estos gradientes se calcularon estimando la tasa proporcional de cambio en una ventana móvil de 3 celdas de lado. Todas las variables fueron descargadas de la plataforma *ERDDAP* (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/>), como valores promedio mensual y con resolución espacial de celda de 0°04'. Previamente a la aplicación de MAXENT se evaluó la correlación entre las variables predictivas. Para ello se calculó el factor de inflación de varianza (VIF) con un valor umbral de 10 (función *vifstep* de la librería *usdm*, NAIMI *et al.*, 2014). Para todas las variables se consideró su influencia en la distribución de las aves tanto en términos lineales como cuadráticos. La importancia relativa de cada variable fue estimada mediante el test de *Jackknife*. La pardela cenicienta es un depredador de retorno obligado al nido durante el período de cría (*central place forager* en inglés). Incluir la distancia a la colonia como variable predictiva aporta indirectamente más peso al conjunto de posiciones ocurridas en las cercanías de cada colonia, viajes destinados en su mayoría a la alimentación del pollo. En consecuencia, se otorga menos peso a las posiciones correspondientes a los viajes de alimentación más largos, que corresponden a los episodios de alimentación de los adultos para autoabastecerse. Por ello, cuando la variable «distancia a la colonia» apareció como la variable más importante, se volvió a correr el algoritmo sin dicha variable para evaluar si la importancia de las demás variables cambiaba. La evaluación de la

consistencia temporal y la importancia relativa de las variables ambientales se realizó para TMFY y CABR.

Ecología trófica

La ecología trófica se investigó mediante análisis de dieta convencional y análisis de isótopos estables. Durante el muestreo de campo se recogieron las presas regurgitadas por las aves de forma espontánea. Estas muestras fueron preservadas para su posterior identificación utilizando claves de identificación de escamas y otolitos de peces y picos de cefalópodos. A partir de los regurgitados se evaluó el porcentaje de ocurrencia y la frecuencia de cada especie de presa identificada. Como técnica complementaria se utilizó el análisis de isótopos estables, concretamente carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en el plasma sanguíneo de las aves (CHEREL *et al.*, 2005). La tasa de renovación del plasma integra la dieta de los 4-10 días previos a la extracción de sangre, lo que corresponde aproximadamente con la duración promedio de un viaje de alimentación. Tras cada sesión de trabajo de campo, las muestras de sangre extraídas se centrifugaban para separar el plasma sanguíneo y tras ello eran congeladas. Posteriormente, las muestras de plasma fueron liofilizadas durante 24 h a una presión y temperatura cercanas a los 0mBar y -50 °C. Una vez secas, se procedió a la extracción lipídica. Las muestras liofilizadas y sin lípidos se trituraron y homogeneizaron, y de cada una se pesaron entre 0,25 y 0,30 mg de muestra en una microbalanza modelo Mettler Toledo MX5, que se colocaron en cápsulas de estaño que posteriormente se replegaron para su combustión. Mediante espectrometría de masas de flujo continuo (CF-IRMS) se obtuvieron los porcentajes de contenido y valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$). Los valores de isótopos se expresan en partes por millón (‰) de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\delta X = \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) * 1000$$

donde δX corresponde a $\delta^{13}\text{C}$ o $\delta^{15}\text{N}$, expresado en ‰ y R_{sample} corresponde a la proporción $\delta^{13}\text{C}/\delta^{12}\text{C}$ o $\delta^{15}\text{N}/\delta^{14}\text{N}$, relacionado con los valores estándar (Res-tándar). Los valores estándar son el Vienna-Pee Dee Belemnite (V-PDB) y el nitrógeno atmosférico (AIR) para carbono y nitrógeno respectivamente. Para calibrar el sistema y compensar cualquier desviación en

el tiempo, se insertaron patrones estándares internacionales, previamente pesados, cada 12 muestras. Los análisis replicados de los patrones estándar indicaron un error de muestreo de $\pm 0.1\text{‰}$ para el isótopo de carbono y $\pm 0.2\text{‰}$ para el de nitrógeno, aunque probablemente esos valores estén subestimados para compuestos orgánicos complejos como el plasma (ROSCALES *et al.*, 2016). Durante el periodo de muestreo de pardelas también se recogieron presas potenciales desembarcadas en los puertos pesqueros de Lanzarote y Mallorca. De estas presas, y de las obtenidas de los regurgitados con los que se realizó el análisis tradicional de dieta, también se midieron los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en músculo, siguiendo el protocolo descrito previamente. Las distintas presas se agruparon en grupos funcionales que representaban las potenciales fuentes de alimento para las pardelas de cada PN. Los valores medios y los errores estándar de los valores isotópicos para cada grupo funcional permiten representar las distintas fuentes potenciales en el espacio bidimensional isotópico (isoespacio) de los dos elementos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$), junto con los consumidores (Figura 8). La estima de la contribución relativa de cada grupo funcional de presas a la dieta de las aves se hizo mediante modelos bayesianos de mezcla isotópica (librería *simmr* de R) (PARNELL 2016). Es necesario que las firmas isotópicas de las presas potenciales estén bien repartidas en este isoespacio. Si todos los componentes de la dieta se han tenido en cuenta como fuentes de alimento potenciales, éstas deberán formar un polígono en el isoespacio, dentro del cual se encontrarán los consumidores. Tras los análisis, la geometría de las presas que obtuvimos de este muestreo demostró que no son apropiadas para una reconstrucción de dieta en las poblaciones de pardela y condiciones analizadas, por lo que nos limitamos a usar los valores isotópicos de carbono y nitrógeno del plasma de las aves para estudiar la posición trófica y tamaño de nicho trófico. Para ello se dibujaron elipses estándar (el equivalente bivalente de la desviación estándar) en el isoespacio para cada uno de los años en las dos colonias muestreadas, y estimamos su tamaño y posición en el isoespacio usando el paquete SIBER en R (JACKSON *et al.*, 2011). El tamaño de las elipses estándar, calculado mediante métodos bayesianos, se relaciona con el tamaño de nicho isotópico, el cual se puede usar como aproximación del nicho trófico de una población.

RESULTADOS

Representatividad del muestreo

En conjunto, en los 2 años y 3 localidades se realizaron 215 noches de trabajo de campo. En CABR se anillaron y tomaron medidas biométricas de 62 adultos y 25 pollos en 2015, y de 43 adultos y 26 pollos en 2016, junto con la lectura de anilla y control de 75 aves que ya estaban anilladas. Se instrumentaron 48 y 45 ejemplares en 2015 y 2016, respectivamente, recuperándose los aparatos en 41 y 45 ejemplares. En TMFY se anillaron 67 individuos adultos y 37 pollos entre 2015 y 2016, además de localizar a otras 18 aves que ya estaban anilladas. Se instrumentaron 36 y 33 ejemplares en 2015 y 2016,

respectivamente, recuperándose en 29 y 33 ejemplares. En CIES, dado el reducido tamaño poblacional de la colonia, y las dificultades logísticas derivadas de su localización, topografía, y meteorología local, únicamente se trabajó durante 2015. Se procesaron un total de 12 individuos, de los cuales 5 ya portaban anilla metálica. Se confirmó la presencia de pollo en 11 nidos. Se instrumentaron 7 aves, recuperándose el aparato en 4 individuos, aunque uno de los aparatos no registró información. En total se registraron 347 viajes de alimentación en TMFY, 551 en CABR, y 16 en CIES, y un total de 359.751 posiciones (tabla 1). El análisis de representatividad del tamaño muestral señaló que se alcanzó un tamaño muestral representativo para CABR y TMFY en 2015 y 2016, pero no en el caso de CIES (Figura 1).

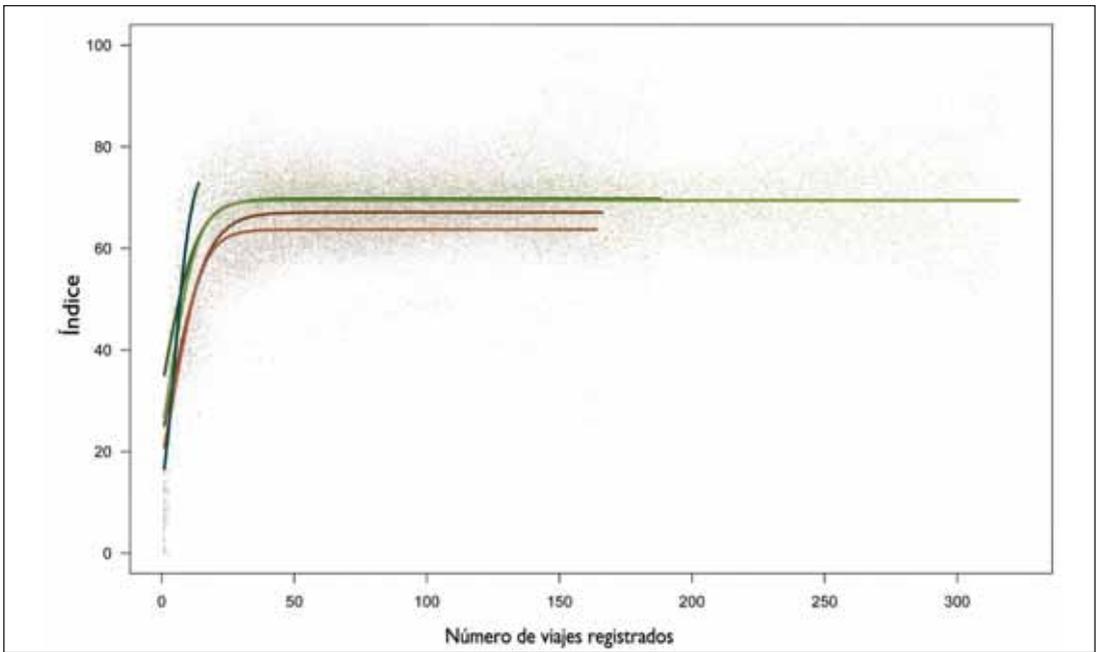


Figura 1. Grado de representatividad de la muestra estudiada. Cada color identifica un PN y año diferente (verde oscuro: CABR 2015; verde claro: CABR 2016; marrón claro: TMFY 2015; marrón oscuro: TMFY 2016; azul: CIES). Cada curva representa la tasa de incremento del rango máximo de movimiento a nivel poblacional conforme se incrementa el número de viajes registrados. Cuando una curva se estabiliza en el eje Y, indica que el tamaño muestral es suficientemente representativo del comportamiento de la población muestreada.

Figure 1. Representativeness of the sample gathered in the study. Each colour identifies a different year and National Park: CABR 2015 (dark green), CABR 2016 (light green), TMFY 2015 (light brown), TMFY 2016 (dark brown) and CIES (blue). Each curve represents the increment in maximum movement range for each group at a population level, as sample size is increased sequentially. When the curves stabilise at a value in the Y axis, indicates that the sample size is representative enough of the movement behaviour of the sampled population.

Distribución espacial y patrones de comportamiento

Los viajes más largos fueron realizados por las aves de TMFY, seguidos de CIES y CABR, mientras que los de mayor duración fueron llevados a cabo por ejemplares de CIES (Figura 2, tabla 2). En los 3 PN las aves llevaron a cabo una estrategia bimodal de sus viajes de alimentación, realizando secuencias de varios viajes cortos, en las que se intercalaban de forma menos frecuente viajes largos (Figura 3). Los individuos de CABR utilizaron intensamente como áreas de alimentación las aguas de la plataforma al sur y oeste de Mallorca. Además, en sus viajes largos se distribuyeron desde las costas de Barcelona

por el norte hasta el golfo de Valencia por el sur, si bien se alimentaron principalmente frente a las costas del Garraf (Barcelona), y en los bordes de la plataforma del delta del Ebro (Figuras 4A, 4B). Algún ejemplar se desplazó hasta la costa norteafricana. En el entorno inmediato y próximo al PN (100 km de radio) las aves de CABR explotaron como zona de alimentación el área localizada en dirección NE desde los islotes del norte del PN, coincidiendo con las aguas y el borde del talud del SE de Mallorca (Figura 5A). Por su parte, los individuos de TMFY explotaron intensamente en sus viajes de alimentación cortos las aguas que rodean Lanzarote y Fuerteventura. También se desplazaron hacia el norte del archipiélago

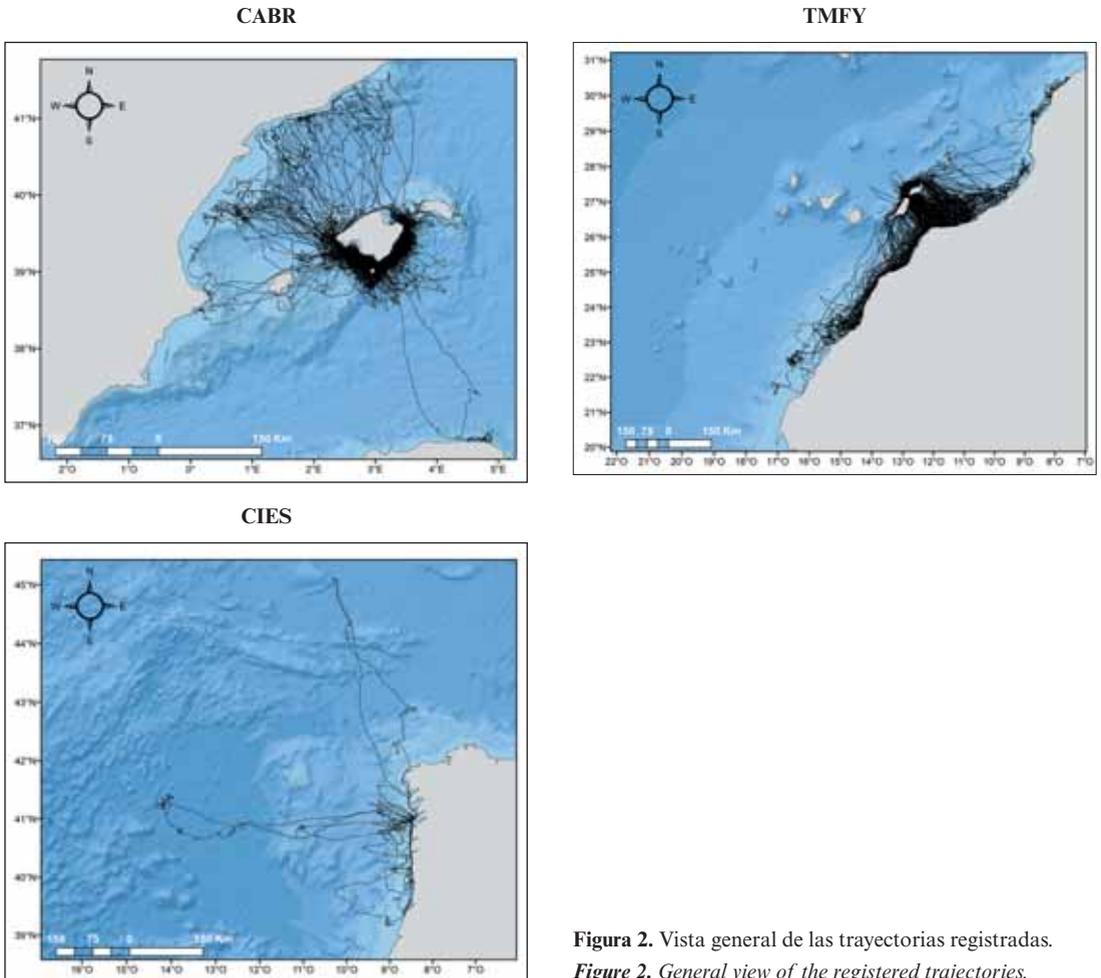


Figura 2. Vista general de las trayectorias registradas.
Figure 2. General view of the registered trajectories.

go canario, al banco de la Concepción y los montes submarinos que se encuentran al norte de los islotes del archipiélago Chinijo. Realizaron también viajes de alimentación más largos, hasta la plataforma africana, llegando por el norte hasta el cabo de Aguer, en Marruecos, y hacia el sur, hasta Cabo Bojador y Cabo Dajla (Figuras 4C, 4D). En un radio de 100 km desde la colonia de cría, el descanso y la búsqueda de

alimento se concentraron cerca del PN y al norte y oeste de Lanzarote (especialmente en 2015), mientras que el comportamiento de desplazamiento se concentró al sur (estrecho de la Bocaina) en 2015, y al norte en 2016 (Figura 5B). Por último, las pardelas de la pequeña colonia de CIES se desplazaron mayoritariamente por el entorno de las Rías Baixas, sobre la plataforma continental de Galicia y de Portugal,

		Posiciones	Individuos	Viajes
TMFY	2015	39.249	29	176
	2016	117.373	33	171
CABR	2015	82.730	32	219
	2016	112.041	45	332
CIES	2015	8.358	3	16

Tabla 1. Cantidad de datos obtenidos mediante seguimiento remoto por PN y año.

Table 1. Sample size for each National Park and year, recorded through GPS tracking.

			Distancia total recorrida (km)	Distancia máxima (km)	Duración total (horas)
CABR	Media \pm d.t.	2015	215'61 \pm 14'89	45'41 \pm 3'22	34'75 \pm 2'25
		2016	223'46 \pm 12'09	58'49 \pm 3'06	28'99 \pm 1'36
	Mediana (IC 95%)	2015	142'29 (131'81 - 159'63)	32'36 (27'69 - 35'42)	22 (21'15 - 22'75)
		2016	153'75 (139'27 - 162'27)	42'79 (36'76 - 47'07)	19'43 (19'01 - 19'92)
	Valor máximo	2015	1594'03	269'14	280'44
		2016	1452'51	306'47	167'93
TMFY	Media \pm d.t.	2015	508'02 \pm 41'47	140'91 \pm 10'85	47'8 \pm 3'88
		2016	525'41 \pm 40'21	151'02 \pm 11'88	46'23 \pm 3'56
	Mediana (IC 95%)	2015	273'83 (216'96 - 390'18)	109'48 (44'39 - 144'98)	21'6 (19'25 - 30'93)
		2016	336'7 (223 - 455'61)	116'36 (63'29 - 152'53)	21'34 (19'3 - 38'53)
	Valor máximo	2015	2757'29	831'16	232'5
		2016	2842'00	715'01	246'9
CIES	Media \pm d.t.	2015	538'24 \pm 130'83	149'90 \pm 38'30	48'89 \pm 10'54
	Mediana (IC 95%)	2015	269'50 (199'36 - 701'02)	88'43 (53'90 - 168'89)	24'89 (17'59 - 67'16)
	Valor máximo	2015	1731'08	514'25	165'49

Tabla 2. Estadísticos descriptivos obtenidos mediante técnicas de remuestreo estadístico de los viajes de alimentación por PN y año.

Table 2. Descriptive parameters of the foraging trips for each Park and year, obtained through bootstrapping techniques. From left to right: total distance travelled, maximum distance & total time. For each park and year, each row shows average \pm SE, median and CI 95%, and maximum value recorded.

llegando hasta 200 km al sur de Vigo. También realizaron viajes de alimentación de gran magnitud, hacia el noroeste y el oeste, hasta unos 500 km de distancia de la colonia, en aguas plenamente oceánicas (Figura 4E). Exceptuando las aguas inmediatas a la colonia, las aves no utilizaron de forma destacada ninguna zona particular en un radio de 100 km desde la colonia (Figura 5C).

En lo que se refiere a los patrones de actividad y comportamiento diario, las aves mostraron un patrón similar en las tres colonias y sin diferencias remarcables entre años (Figura 6). El descanso tiene lugar mayoritariamente durante la noche y en las horas centrales del día (esto último especialmente en CBR). El desplazamiento tiene lugar mayoritariamente durante las primeras horas del día y las últimas horas de la tarde. Los picos de búsqueda

extensiva de alimento coinciden con los valles en el comportamiento de descanso, en torno a las 10 a.m. y las 9 p.m. Por último, el comportamiento de búsqueda intensiva de alimento mantiene unos niveles más o menos similares a lo largo del día, presentando cierto aumento en torno a las 14:00 (algo antes en CBR 2016) (Figura 6).

Consistencia interanual y características del hábitat

La magnitud del solapamiento entre áreas utilizadas a escala poblacional en 2015 y 2016 fue similar en ambos parques, siendo alrededor del 50% para el núcleo central de la distribución (*kernel 50%*) y alrededor del 75% para las áreas de distribución general (*kernel 95%*) (tabla 3). En cuanto a la modelización de hábitat, en 2015, la variable distancia a la colonia

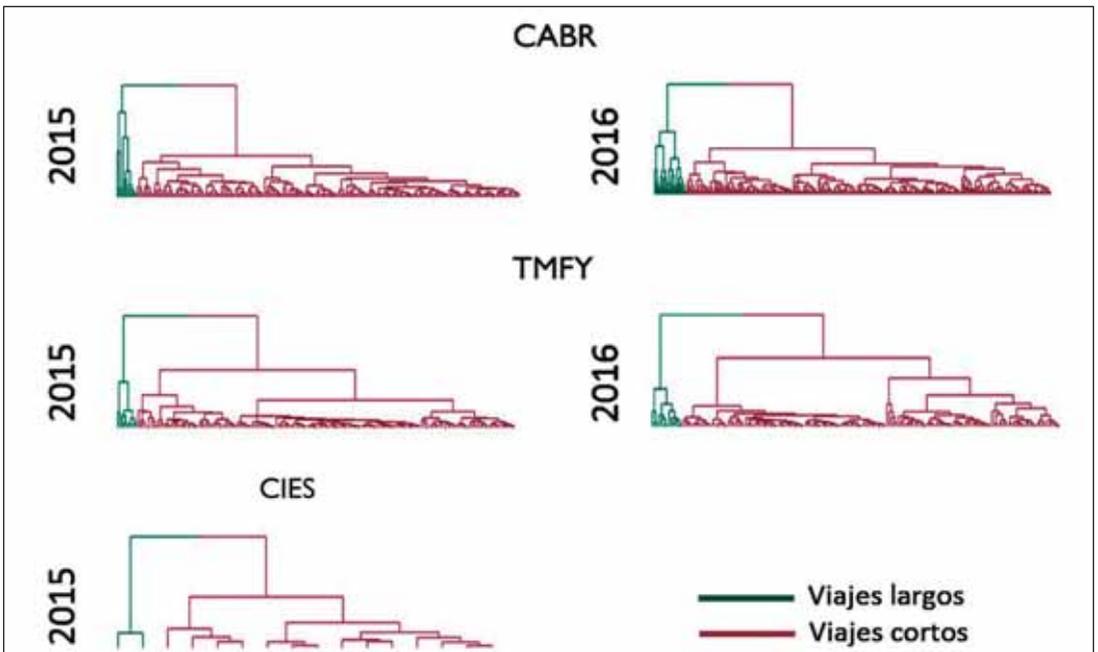


Figura 3. Dendrogramas de clasificación jerárquica basados en las variables “Duración del viaje” y “Distancia máxima”, para cada colonia y año. Cada una de las ramas terminales representa un viaje de alimentación. En todos los casos se observa la clara separación en dos tipologías de viaje, indicando la existencia de una estrategia de alimentación bimodal: viajes largos y viajes cortos, siendo los segundos más frecuentes en las tres poblaciones.

Figure 3. Hierarchical classification dendrograms based on trip duration and maximum distance for each Park and year. Each of the terminal branches represents a foraging trip. In all cases, the division in two types of trip was clear, indicating the existence of a dual foraging strategy: long and short trips, being the latter more frequent in the three Parks.

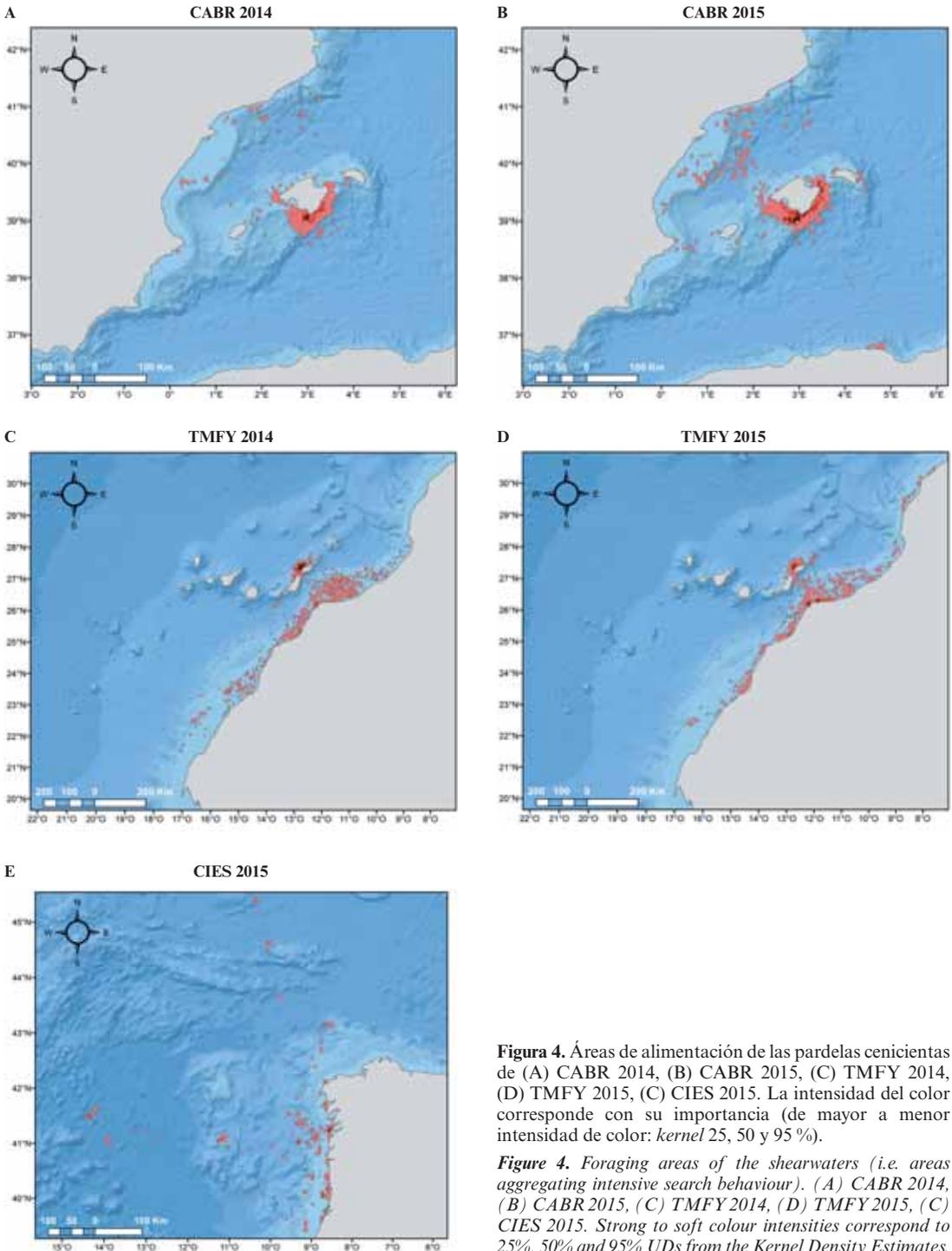
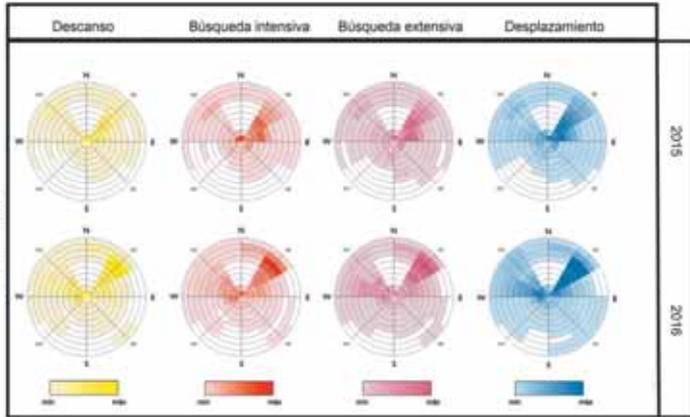


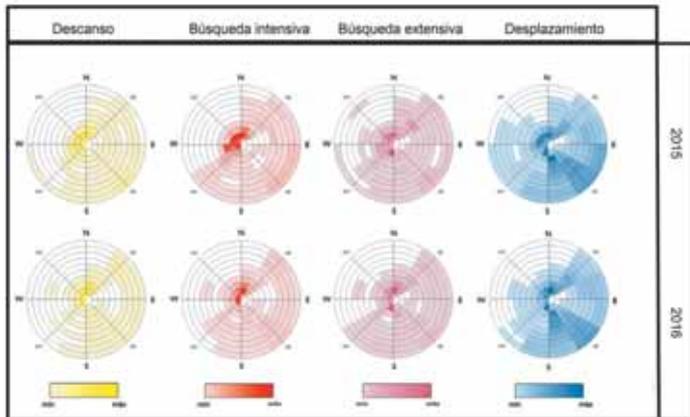
Figura 4. Áreas de alimentación de las pardelas cenicientas de (A) CABR 2014, (B) CABR 2015, (C) TMFY 2014, (D) TMFY 2015, (E) CIES 2015. La intensidad del color corresponde con su importancia (de mayor a menor intensidad de color: *kernel* 25, 50 y 95 %).

Figure 4. Foraging areas of the shearwaters (i.e. areas aggregating intensive search behaviour). (A) CABR 2014, (B) CABR 2015, (C) TMFY 2014, (D) TMFY 2015, (E) CIES 2015. Strong to soft colour intensities correspond to 25%, 50% and 95% UD from the Kernel Density Estimates.

A



B



C

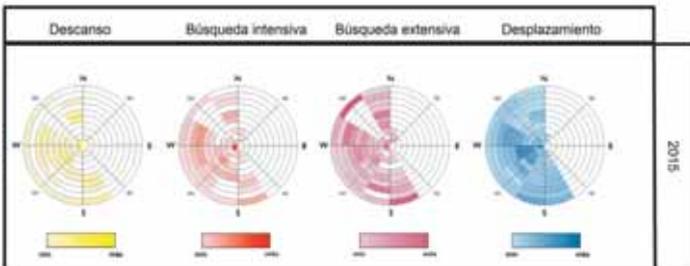


Figura 5. Diagramas circulares que representan de forma sinóptica la importancia relativa de cada sector para cada modo comportamental en un área de 100 km de radio alrededor de cada PN. Cada color representa un modo comportamental. Una mayor intensidad del color refleja una mayor inversión de tiempo. (A) CABR; (B) TMFY; (C) CIES.

Figure 5. Circular plots representing the relative importance of each sector for each of the behavioural modes in a circular grid of 100 km radius of each Park. Each colour represents a behavioural mode, and more intense colours reflect a greater time spent in such sector. (A) CABR; (B) TMFY; (C) CIES.

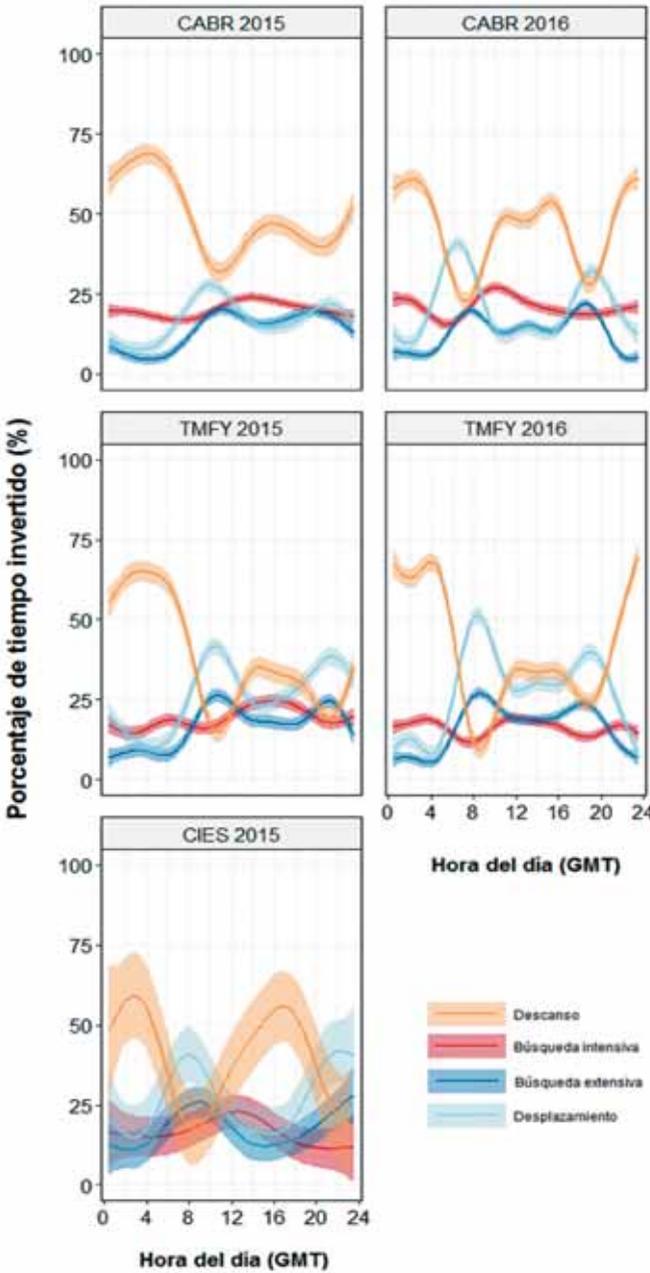


Figura 6. Modelos GAMM ilustrando el tiempo invertido para cada uno de los 4 modos comportamentales identificados mediante el algoritmo EMbC (GARRIGA et al., 2017). Cada caja corresponde a un PN y año. Cada color identifica un modo comportamental, donde cada línea central oscura representa el promedio poblacional y la zona sombreada el intervalo de confianza 95%, para cada comportamiento a lo largo del día. Nótese que el menor tamaño muestral en CIES produce mayor incertidumbre y por tanto mayores intervalos de confianza.

Figure 6. GAMM models illustrating the time invested in each of the 4 behavioural modes obtained through the EMbC algorithm (GARRIGA et al., 2017). Each box corresponds to a Park-year group, and each colour identifies a behavioural mode, where the darker central line is the mean and the shaded area the 95% Confidence Interval for each behaviour throughout the day. The smaller sample size in CIES causes wider confidence intervals.

y la batimetría fueron las variables más importantes en explicar la distribución de las aves de CABR, con una relación negativa (a mayor distancia y profundidad, menor probabilidad de presencia). En 2016, sin embargo, el viento también jugó un papel fundamental. Cuando suprimimos del modelo la distancia a la colonia, la importancia relativa del viento pasó a ser muy relevante en los dos años (con relación positiva para valores intermedios de intensidad y negativa para valores muy bajos o muy altos), aunque su importan-

cia se duplica en 2016 respecto a 2015. En el caso de TMFY, la profundidad fue la variable más importante (mayor probabilidad de presencia a menor profundidad), mientras que el resto de las variables, incluida la distancia a la colonia, prácticamente no tuvieron influencia. Por último, en la población de CIES, la distancia a la colonia fue también la variable más importante, si bien al eliminar esta variable el gradiente de profundidad resultó ser la más importante, seguida de la temperatura y del viento (tabla 4).

Índice de afinidad de <i>Bhattacharyya</i>	CABR				TMFY			
	2015 <i>kernel</i> 50%	2015 <i>kernel</i> 95%	2015 <i>kernel</i> 50% Descanso	2015 <i>kernel</i> 50% Búsqueda intensiva	2015 <i>kernel</i> 50%	2015 <i>kernel</i> 95%	2015 <i>kernel</i> 50% Descanso	2015 <i>kernel</i> 50% Búsqueda intensiva
2016 <i>kernel</i> 50%	0'64				0'53			
2016 <i>kernel</i> 95%		0'71				0'74		
2016 <i>kernel</i> 50% Descanso			0'60				0'48	
2016 <i>kernel</i> 50% Búsqueda intensiva				0'57				0'51

Tabla 3. Valores de solapamiento entre las áreas usadas en 2015 y 2016, calculados mediante el índice de afinidad de *Bhattacharyya*. Se recogen en esta tabla los valores de solapamiento para la distribución general (contornos *kernel* 50% y 95%) y para los contornos *kernel* 50% de los modos comportamentales «Descanso» y «Búsqueda intensiva».

Table 3. Overlap values between areas used in 2015 and 2016, obtained through the *Bhattacharyya* affinity index. Table shows the values for the overlap of the 50% and 95% Utilisation Distributions of all the positions, and the values for the overlap of 50% Utilisation Distributions of resting and intensive search behavioural modes.

	CABR				TMFY		CIES	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2015
Distancia a la colonia	55'6	33'5	-	-	7'7	3'5	96'5	-
Profundidad	40'6	33'3	58'3	37'3	90'9	96	-	-
Pendiente	2'1	0'9	4'3	0'4	0'3	0'2	2'5	64
Productividad primaria	0	0	0	0	0	0	0	0
Gradiente de productividad primaria	0	0'8	0	0'4	0'1	0	0	0'5
Temperatura superficial	0	0'8	11'3	3'1	0'1	0'2	0'3	21'4
Gradiente de temperatura superficial	0	0	1'8	0	0	0	0	0'5
Viento	1'6	30'7	24'3	58'8	0'8	0	0'7	14'1

Tabla 4. Importancia relativa (en %) de cada una de las variables consideradas sobre la distribución de la pardela cenicienta para cada PN y año. Las columnas sombreadas corresponden a los modelos donde se excluyó la variable *distancia a la colonia*.

Table 4. Relative importance (%) of each of the variables considered on the distribution of shearwaters for each Park and year. In CABR and CIES, models were run twice, with and without distance to the colony as predictor, to correct for the higher leverage of locations near the colony due to the greater number of short trips performed by the breeding birds.

Ecología trófica

A partir de los regurgitados se pudo identificar alrededor del 50% de los ítems. Los peces de hábitos epipelágicos fueron dominantes (géneros *Sardina* y *Trachurus* en CBR, y género *Scomber* en TMNF, tabla 5). En TMFY se identificó un género de pez bentónico, *Lepidotrigla* sp. Los cefalópodos fueron minoritarios (porcentajes de ocurrencia y frecuencia menor del 10%, tabla 5).

Los resultados fueron similares los dos años. Los valores isotópicos para CBR fueron en general más bajos tanto para $\delta^{13}\text{C}$ como para $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 8). Los tamaños de las elipses fueron similares entre años tanto en CBR como en TMFY, y mayores en TMFY que en CBR (Tabla 7, figura 9). Además, las posiciones de las elipses fueron también similares en los dos años para los dos parques, existiendo un solapamiento mayor entre años para CBR (Tabla 7, figura 9).

	CABR		TMFY	
	Ocurrencia	Frecuencia	Ocurrencia	Frecuencia
<i>Trachurus</i> sp.	16'67	14'29	3'85	4'08
<i>Scomber</i> sp.	0,00	0,00	34'62	40'82
<i>Sardina</i> sp.	33'33	51'43	7'69	8'16
<i>Lepidotrigla</i> sp.	0,00	0,00	3'85	2'04
Otros peces	44'44	31'43	65'38	40'82
Cefalópodos	5'56	2'86	7'69	4'08

Tabla 5. Análisis taxonómico (al máximo nivel identificado) de los contenidos estomacales regurgitados. Se muestran porcentaje de ocurrencia y frecuencia de aparición.

Table 5. Taxonomical analysis of the regurgitated stomach contents. Percentage of occurrence and frequency are shown.

	Año	Número de individuos	Número de muestras	Carbono ($\delta^{13}\text{C}$) Media \pm d.t.	Nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) Media \pm d.t.
CABR	2015	46	69	-19'31 \pm 0'30	9'65 \pm 0'56
	2016	60	99	-19'57 \pm 0'29	9'70 \pm 0'63
TMFY	2015	30	33	-18'71 \pm 0'95	12'35 \pm 0'61
	2016	35	44	-18'59 \pm 0'85	12'22 \pm 0'44

Tabla 6. Valores isotópicos de Carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y Nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$). Se indica también el número de individuos y el número de muestras de plasma sanguíneo que fueron analizadas de cada PN y año.

Table 6. Isotopic values (mean \pm SE) of carbon and nitrogen in plasma. Sample size and number of individuals sampled is also indicated for each park and year.

	TMFY		CABR	
	2015	2016	2015	2016
SEAc	1'73	1'20	0'53	0'50
SEAb	1'40	1'29	0'42	0'55
IC95% SEAb	(1'00 - 2'02)	(0'96 - 1'75)	(0'33 - 0'53)	(0'45 - 0'67)
Superposición (media \pm d.t.)	0'24 \pm 0'17		0'45 \pm 0'12	

Tabla 7. Valores descriptivos de la amplitud del nicho isotópico de cada población y año. La interpretación de estos valores se indica en el pie de la figura 9.

Table 7. Descriptive values of isotopic niche for each Park and year. Their interpretation can be found in Figure 8.

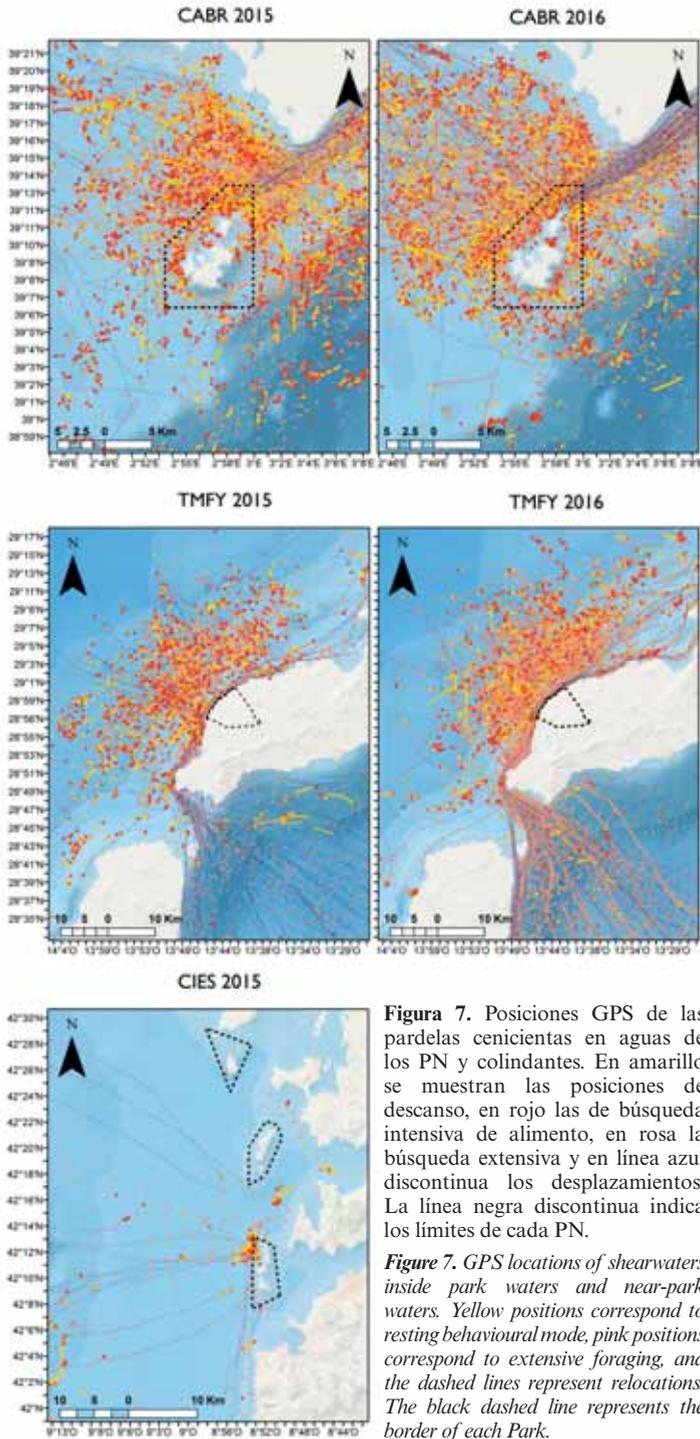


Figura 7. Posiciones GPS de las pardelas cenicientas en aguas de los PN y colindantes. En amarillo se muestran las posiciones de descanso, en rojo las de búsqueda intensiva de alimento, en rosa la búsqueda extensiva y en línea azul discontinua los desplazamientos. La línea negra discontinua indica los límites de cada PN.

Figure 7. GPS locations of shearwaters inside park waters and near-park waters. Yellow positions correspond to resting behavioural mode, pink positions correspond to extensive foraging, and the dashed lines represent relocations. The black dashed line represents the border of each Park.

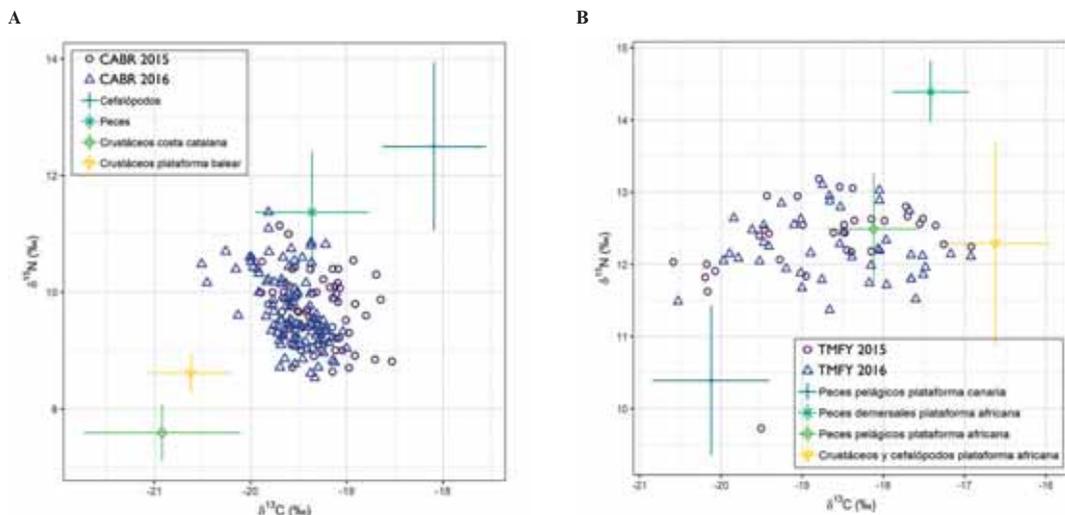


Figura 8. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las poblaciones de (A) CABR y (B) TMFY. En el gráfico se representan mediante cruces los valores medios ($\pm\text{SE}$) de las presas potenciales. Los círculos corresponden a muestras de plasma sanguíneo de aves muestreadas en 2015 y los triángulos a muestras de 2016. Las presas obtenidas de los regurgitados y recogidas por los pescadores locales fueron agrupadas en grupos funcionales, y representadas en el espacio bidimensional generado por los valores de los dos isótopos. La disposición de las presas en este espacio bidimensional no permitió realizar modelos de reconstrucción de dieta fiables.

Figure 8. Isotopic mean values ($\pm\text{SD}$) of potential prey, and values for each individual shearwater, of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values for (A) CABR and (B) TMFY. The potential prey obtained from fisheries, and those obtained from the regurgitates were grouped by functional groups and represented in the bidimensional space generated by the isotopic ratios of both elements. The geometry of the sources prevents us from running diet reconstruction models with enough confidence.

DISCUSIÓN

En este trabajo se presentan por primera vez datos sobre los movimientos, comportamiento, y estrategias de alimentación de la pardela cenicienta en la RPN. El número de individuos muestreado en cada colonia fue suficiente como para considerarlo representativo y por tanto extrapolar los resultados a nivel poblacional. En el caso de CIES no se alcanzó un tamaño muestral representativo, a pesar de que los datos obtenidos provenientes de 3 individuos instrumentados suponen un tercio del total de individuos reproductores de esta incipiente colonia.

Ecología espacial y comportamiento

Las pardelas cenicientas de la RPN se comportaron de manera similar a las de otras colonias previamente estudiadas en España (REYES-GONZÁLEZ *et al.*, 2018). Durante la fase de cuidado del pollo las aves de los tres parques realizaron frecuentes viajes

a aguas cercanas y de corta duración, que intercalan con viajes largos, menos frecuentes. Esta estrategia bimodal coincide con la descrita para otras poblaciones de pardela cenicienta (PAIVA *et al.*, 2010) y otras especies de procelariformes (SHOJI *et al.*, 2015), denominada estrategia dual de búsqueda de alimento (en inglés, *dual foraging strategy*). Dicha estrategia permite a los individuos aportar los recursos necesarios para el crecimiento del pollo, mediante viajes cortos a aguas relativamente próximas a la colonia, que son alternados con viajes más largos a zonas más productivas –y normalmente alejadas–, donde alimentarse e intentar compensar el desgaste producido por las tareas de alimentación del pollo (WEIMERSKIRCH *et al.*, 1993; PHILLIPS *et al.*, 2017). En el caso de CABR, la costa catalana, incluyendo la plataforma del delta del Ebro, es una zona altamente productiva que las aves utilizan en sus viajes largos. La distancia a la colonia y la profundidad determinan la distribución de las aves de esta colonia, en buena medida debido

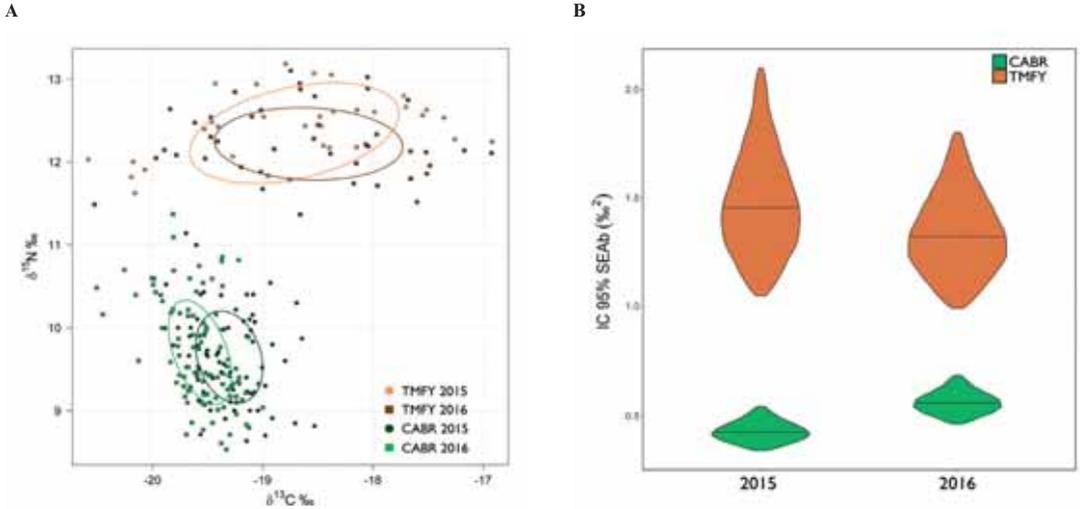


Figura 9. El gráfico de la izquierda (A) muestra el diagrama de dispersión de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Cada punto corresponde a una muestra de plasma sanguíneo de pardela cenicienta. Las elipses representan el valor de la elipse estándar, el equivalente bivariente a la desviación estándar y que representa su dispersión en un espacio bidimensional. Estas elipses sirven como aproximación a la anchura de nicho trófico para cada población y año, y su solapamiento interanual es una medida de consistencia trófica en el tiempo. En el gráfico de la derecha (B), los gráficos de violín muestran la distribución posterior de la medida bayesiana de amplitud de nicho, que corresponde al valor SEAb de la Tabla 7 y a sus intervalos de credibilidad. El gráfico muestra el Intervalo de credibilidad 95% del tamaño de las elipses, y el valor medio está representado con una línea horizontal. Estos valores se obtuvieron mediante un modelo de cadenas de Markov Monte Carlo de 2 cadenas de 20.000 iteraciones cada una, descartando las 1000 primeras iteraciones y reteniendo solamente una de cada 10 iteraciones (*thinning*) para evitar la autocorrelación. Los valores similares de los dos violines de cada PN reflejan consistencia temporal en el tamaño de nicho isotópico.

Figure 9. (A) $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ biplot of the plasma isotopic values. Each point on the plot corresponds to a blood sample. The ellipses represent the Standard Ellipse Area, the bivariate equivalent to the standard deviation, that represents their spread in the bidimensional space. They serve as proxy of the niche width for each population and year, and their overlap represents a measure of trophic consistency between years. (B) Violin plots representing the posterior distribution of the ellipses sizes, calculated using Bayesian methods (SEAb value in table 7). The violins represent the 95% credibility intervals for each year, with the horizontal line representing the median value. The posterior distributions were obtained through Markov chain-Monte Carlo procedures with 20.000 iterations. Similar values of the two violins from the same colony indicate consistency among years in the isotopic niche size.

al intenso uso de las aguas sobre la estrecha franja de plataforma continental que rodean al archipiélago balear. En el caso de TMFY, la colonia se sitúa a unos 100 km de la plataforma continental africana. Las aguas de la plataforma del nordeste africano son extremadamente ricas en nutrientes y alimento, especialmente en verano, gracias al sistema de afloramiento de aguas frías de la costa sahariana promovido por los vientos alisios (ARÍSTEGUI *et al.*, 2009). La cercanía de este afloramiento a la colonia promueve que muchos individuos visiten la zona más próxima de la plataforma incluso en viajes de pocos días. Cuando realizan viajes de varios días, llegan por el norte hasta el cabo de Aguer, en

Marruecos, y hacia el sur, hasta Cabo Bojador y Cabo Dajla, probablemente explotando las diferentes plumas de productividad que se generan en cada uno de estos cabos, por la acción combinada de la topografía costera con las corrientes submarinas y los alisios (NIETO *et al.*, 2012). Las aves de CIES explotan las ricas aguas de la costa gallega, en el entorno de las Rías Baixas, pero también aguas portuguesas, a más de 200 km al sur desde la colonia. Estas aguas frías, que ascienden desde el fondo, y la pendiente progresiva del borde continental en la zona, influyen decisivamente en la presencia de la especie en la zona. Además, en sus viajes largos las aves realizaron desplazamientos de gran extensión,

visitando zonas plenamente oceánicas próximas a la dorsal centro-atlántica, a zonas que parecen corresponder con montes submarinos. En lo relativo al solapamiento espacial de las zonas utilizadas entre años, los resultados indican que aproximadamente la mitad del área utilizada cada año en CABR y TMFY puede cambiar respecto al anterior, lo que apunta a la necesidad de una monitorización a largo plazo que permita conocer en detalle la variabilidad interanual en las áreas utilizadas, y adaptar las medidas de gestión a estos cambios.

Ecología trófica

Los regurgitados analizados indican que, durante el período de cría y alimentación del pollo, las pardelas cenicientas de CABR y TMFY se alimentan mayoritariamente de peces epipelágicos y en menor medida de cefalópodos, en coincidencia con estudios previos (e.g. GRANADEIRO *et al.*, 1998). La dependencia de estas especies de gran interés comercial podría estar teniendo un efecto en la dinámica poblacional de estas aves, dada la tendencia generalizada a la sobreexplotación de estos recursos pesqueros (GRÉMILLET *et al.*, 2018), particularmente en el Mediterráneo. En TMFY se identificó, además, la presencia de *Lepidotrigla* sp, un género de peces de hábitos bentónicos. Su presencia sugiere que las aves podrían estar alimentándose en cierto grado de descartes pesqueros, dado que estas especies no son accesibles a las pardelas de forma natural. En CABR y TMFY un elevado porcentaje de muestras no pudieron ser identificadas más allá de la Clase Actinopterygios (peces). Esto, junto con la digestión diferencial de los restos duros de las especies consumidas, conlleva un elevado grado de incertidumbre en los resultados (ALONSO *et al.*, 2014). Para complementar la reconstrucción de dieta, estudiamos el nicho isotópico de las dos poblaciones durante los dos años de muestreo. Los valores isotópicos basales en el Mediterráneo y el Atlántico difieren tanto para el $\delta^{13}\text{C}$ como para el $\delta^{15}\text{N}$ (GRAHAM *et al.*, 2010), lo que no nos permite comparar niveles tróficos ni origen de los componentes de la dieta entre los dos PN basándonos simplemente en los valores de los consumidores. Las elipses estándar, sin embargo, nos sirven de medida de la amplitud de nicho isotópico para cada año y población, lo cual nos permite discutir cam-

bios y diferencias en los nichos tróficos. El tamaño de las elipses sugiere que las aves de TMFY tienen un nicho trófico mucho mayor que las de CABR. Esto concuerda con la mayor diversidad de especies encontradas en los regurgitados de los individuos de ambas poblaciones, y sugiere que la dieta de los individuos de TMFY es mucho más variada que la de los individuos de CABR. Para cada PN, los valores de ambos años, tanto isotópicos como de amplitud de nicho, son similares, sugiriendo que la ecología trófica de las poblaciones es consistente, al menos entre los dos años analizados. El valor de solapamiento entre las elipses de 2015 y 2016 es mayor para CABR que para TMFY, indicando de nuevo que la dieta de las aves de CABR es menos variada, no sólo entre individuos en un mismo año –generando así un nicho trófico más estrecho–, sino también entre años, produciendo nichos similares para ambos años.

Aplicaciones a la gestión

En el contexto limitado de la RPN, las aves utilizan las aguas en el interior de los PN o colindantes (Figura 7) de manera regular, por lo que medidas destinadas a garantizar su bienestar dentro y en el entorno de los PN, especialmente en las zonas donde las pardelas se concentran y descansan en el mar, serían beneficiosas para la especie. La ampliación de los límites marinos de protección, considerando estas áreas, permitiría una gestión adecuada de las actividades humanas, como el control de las molestias por parte de embarcaciones de recreo o el riesgo de interacción con barcos de pesca. Una zonificación temporal, al menos durante la época de cría, ayudaría en el mismo sentido. Debe tenerse en cuenta, no obstante, la limitación en cuanto al número de colonias de estudio en el caso de CABR, puesto que se llevó a cabo únicamente en dos pequeñas colonias del norte del archipiélago. Existen colonias al sur de la isla principal que potencialmente podrían ocupar espacios al sur del espacio protegido, y que no están siendo utilizados por las aves que crían en los islotes del norte. Los extensos movimientos de las pardelas que se reproducen en la RPN trascienden ampliamente la escala de los PN. Los movimientos de estas aves están orientados a explotar recursos dinámicos a media o gran escala, traspasando los límites de las áreas protegidas. Ello pone en evidencia la necesidad de un enfoque ecosistémico a mayor escala para su conservación, que tenga en cuenta lo

que ocurre más allá de los límites de estos espacios protegidos. Para garantizar el buen estado de estas poblaciones sería necesaria la colaboración entre el OAPN y el resto de las administraciones implicadas en la gobernanza de las áreas usadas por las aves fuera de la RPN (YORIO 2009). La estructura gubernamental, disponibilidad de recursos para la gestión, y el grado de protección que otorgan los PN suponen un escenario particularmente útil para promover la puesta en marcha de programas de monitorización a largo plazo. Este trabajo propone integrar en dichos programas el uso del seguimiento remoto de aves marinas como herramienta para la gestión adaptativa en la RPN. Disponer de una serie temporal sobre los movimientos y comportamiento de las aves marinas aportaría conocimientos útiles para mejorar las medidas de gestión y conservación de estas especies. Los datos aquí aportados pueden considerarse como la primera piedra de este proceso.

AGRADECIMIENTOS

Queremos aprovechar estas líneas para agradecer a todas las personas que permitieron llevar a cabo el trabajo de campo con éxito. A todo el personal de Parques Nacionales, en especial a Luis Pascual y Fermín, del PN de Timanfaya, a Ricardo Álvarez y el resto del personal del PN de Islas Atlánticas de Galicia, y a Joan, Pere, Joan Bover, Eduardo, Jorge, Dani, Ángel y Toni Calafell, en el PN de Cabrera. Miguel McMinn también nos facilitó valiosa información al inicio de los trabajos en Cabrera. También debemos agradecer a todas las personas que participaron en algún momento en el trabajo de campo en los diferentes parques o en alguna de las diversas fases y actuaciones del proyecto: Gustavo Tejera, Lluís Coll, Yaiza Parra, Elisa Miquel, Jacinto Martínez, Neus Matamalas, Aïda Sabaté, Álvaro Barros, Paula Rodríguez y Marta Cruz.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIRRE, A.A.; TABOR, G. M. 2004. Introduction: marine vertebrates as sentinels of marine ecosystem health. *EcoHealth*, 1(3): 236-238.
- ALONSO, H.; GRANADEIRO, J. P.; WAAP, S.; XAVIER, J.; SYMONDSON, W. O.; RAMOS, J. A.; CARRY, P. 2014. A holistic ecological analysis of the diet of Cory's shearwaters using prey morphological characters and DNA barcoding. *Molecular Ecology*, 23(15): 3719-3733.
- ARCOS, J. M.; BÉCARES, J.; RODRÍGUEZ, B.; RUIZ, A. 2009. *Áreas importantes para la conservación de las aves marinas en España*. Madrid: LIFE04NAT/ES/000049 - Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).
- ARÍSTEGUI, J.; BARTON, E. D.; ÁLVAREZ-SALGADO, X. A.; SANTOS, A. M. P.; FIGUEIRAS, F. G.; KIFANI, S.; DEMARCQ, H. 2009. Sub-regional ecosystem variability in the Canary Current upwelling. *Progress in Oceanography*, 83(1-4): 33-48.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. *Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels. Results from the global procellariiform tracking workshop*. Cambridge, UK: BirdLife International.
- B.O.E. 2010. Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. B.O.E 317, de 30 de diciembre de 2010. Referencia: *BOE-A-2010-20050*.
- B.O.E. 2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. B.O.E. 46, de 23 de febrero de 2011. Referencia: *BOE-A-2011-3582*.
- BOECKLEN, W.J.; YARNES, C.T.; COOK, B.; JAMES, A.C. 2011 On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 42: 411-440.
- CALENGE, C. (2006) The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 516-519.

- CARBONERAS, C. 2004. Pardela Cenicienta *Calonectris diomedea diomedea*. En: MADROÑO, A.; GONZÁLEZ, C.; ATIENZA, J.C. 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 39-43. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
- CHEREL, Y.; HOBSON, K. A.; WEIMERSKIRCH, H. 2005. Using stable isotopes to study resource acquisition and allocation in procellariiform seabirds. *Oecologia*, 145(4): 533-540.
- CONNAN, M.; MCQUAID, C. D.; BONNEVIE, B. T.; SMALE, M. J.; CHEREL, Y. 2014. Combined stomach content, lipid and stable isotope analyses reveal spatial and trophic partitioning among three sympatric albatrosses from the Southern Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 497: 259-272.
- CONSTABLE, A. J.; DOUST, S. 2009. *Southern Ocean Sentinel-an international program to assess climate change impacts on marine ecosystems: report of an international Workshop*. Hobart, April 2009. ACE CRC, Commonwealth of Australia, and WWF-Australia, 4.
- CROXALL, J. P.; BUTCHART, S. H.; LASCELLES, B. E. N.; STATTERSFIELD, A. J.; SULLIVAN, B. E. N.; SYMES, A.; TAYLOR, P. H. I. L. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22(1): 1-34.
- CURTIN, R.; PRELLEZO, R. 2010. Understanding marine ecosystem based management: a literature review. *Marine Policy*, 34(5): 821-830.
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1(1): 3-10.
- EINODER, L. D. 2009. A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. *Fisheries Research*, 95(1): 6-13.
- ELITH, J.; PHILLIPS, S. J.; HASTIE, T.; DUDÍK, M.; CHEE, Y. E.; YATES, C. J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity & Distribution*, 17: 43-57.
- ELLIOTT, J. E.; ELLIOTT, K. H. 2013. Tracking marine pollution. *Science*, 340(6132): 556-558.
- EU MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, 164: 19-40.
- GARRIGA, J.; PALMER, J. R.; OLTRA, A.; BARTUMEUS, F. 2016. Expectation-maximization binary clustering for behavioural annotation. *PLoS One*, 11(3), e0151984.
- GENOVART, M.; DOAK, D. F.; IGUAL, J. M.; SPONZA, S.; KRALJ, J.; ORO, D. 2017. Varying demographic impacts of different fisheries on three Mediterranean seabird species. *Global Change Biology*, 23(8): 3012-3029.
- GÓMEZ-DÍAZ, E.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; PEINADO, M. A.; PAGE, R. D. 2006. Phylogeography of the *Calonectris* shearwaters using molecular and morphometric data. *Molecular phylogenetics and evolution*, 41(2): 322-332.
- GÓMEZ-DÍAZ, E.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; PEINADO, M. A. 2009. Population structure in a highly pelagic seabird, the Cory's shearwater *Calonectris diomedea*: an examination of genetics, morphology and ecology. *Marine Ecology Progress Series*, 382: 197-209.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; CROXALL, J.P.; ORO, D.; RUIZ, X. 2007. Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 297-301.
- GRAHAM, B.S.; KOCH, P.L.; NEWSOME, S.D.; MCMAHON, C.R.; AURIOLES-GAMBOA, D. 2010. Using isoscapes to trace the movements and foraging behavior of top predators in oceanic ecosystems. En: WEST, J.B.; BOWEN, G.J.; DAWSON, T.(Eds.) *Isoscapes: understanding movement, pattern, and process on Earth through isotope mapping*. pp. 299-318. New York: Springer.

- GRANADEIRO, J. P.; MONTEIRO, L. R.; FURNESS, R. W. 1998. Diet and feeding ecology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in the Azores, north-east Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 166: 267-276.
- GRÉMILLET, D.; CHARMANTIER, A. 2010. Shifts in phenotypic plasticity constrain the value of sea-birds as ecological indicators of marine ecosystems. *Ecological Applications*, 20(6): 1498-1503.
- GRÉMILLET, D.; PÉRON, C.; PONS, J. B.; OUNI, R.; AUTHIER, M.; THÉVENET, M.; FORT, J. 2014. Irreplaceable area extends marine conservation hotspot off Tunisia: insights from GPS-tracking Scopoli's shearwaters from the largest seabird colony in the Mediterranean. *Marine biology*, 161(11): 2669-2680.
- GRÉMILLET, D.; PONCHON, A.; PALECZNY, M.; PALOMARES, M. L. D.; KARPOUZI, V.; PAULY, D. 2018. Persisting Worldwide Seabird-Fishery Competition Despite Seabird Community Decline. *Current Biology*, 28(24): 4009-4013.
- HALPERN, B. S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; KAPPEL, C. V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J.F.; CASEY, K.S.; EBERT, C.; FOX, H.E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H.S.; MADIN, E.M.P.; PERRY, M.T.; SELIG, E.R.; SPALDING, M.; STENECK, R.; WATSON, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865): 948-952.
- BENJAMIN S. HALPERN, MELANIE FRAZIER, JOHN POTAPENKO, KENNETH S. CASEY, KELLE KOENIG, CATHERINE LONGO, LOWNDES, J.S.; ROCKWOOD, R.C.; SELIG, E.R.; SELKOE, K.A.; WALBRIDGE, S. 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6: 7615.
- HEITHAUS, M. R.; FRID, A.; WIRSING, A. J.; WORM, B. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in ecology & evolution*, 23(4): 202-210.
- HOOKE, S.K.; GERBER, L.R. 2004. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. *AIBS Bulletin*, 54: 27-39.
- HOOKE, S. K.; CAÑADAS, A.; HYRENBACH, K. D.; CORRIGAN, C.; POLOVINA, J. J.; REEVES, R. R. 2011. Making protected area networks effective for marine top predators. *Endangered Species Research*, 13(3): 203-218.
- HYRENBACH, K. D.; FORNEY, K. A.; DAYTON, P. K. 2000. Marine protected areas and ocean basin management. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 10(6): 437-458.
- JACKSON, A.L.; INGER, R.; PARNELL, A.C.; BEARHOP, S. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER - Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595-602.
- KAYS, R.; CROFOOT, M.C.; JETZ, W.; WIKELSKI, M. 2015. Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science*, 348, aaa2478.
- LASCELLES, B. G.; TAYLOR, P. R.; MILLER, M. G. R.; DIAS, M. P.; OPPEL, S.; TORRES, L.; HEDD, A.; LE CORRE, M.; PHILLIPS, R.A.; SHAFFER, S. A.; WEIMERSKIRCH, H.; SMALL, C. 2016. Applying global criteria to tracking data to define important areas for marine conservation. *Diversity and Distributions*, 22(4): 422-431.
- LESLIE, H. M.; MCLEOD, K. L. (2007). Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(10): 540-548.
- LÓPEZ-LÓPEZ, P. 2016. Individual-Based Tracking Systems in Ornithology: Welcome to the Era of Big Data. *Ardeola*, 63: 103-136.
- LOUZAO, M.; PINAUD, D.; PÉRON, C.; DELORD, K.; WIEGAND, T.; WEIMERSKIRCH, H. 2011. Conserving pelagic habitats: seascape modelling of an oceanic top predator. *Journal of Applied Ecology*, 48(1): 121-132.

- MAS, R.; MUNTANER, J. 2015. Recomples i èxit reproductor de les colònies de Viroto gros (*Calonectris diomedea diomedea*) a l'arxipèlag de Cabrera (1972-2014) i de l'illot des Pantaleu (2000-2013). *Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears*, 2015: 249-254.
- MUNILLA, I.; VELANDO RODRÍGUEZ, A.; GENOVART, M. 2013. Procesos de colonización y agregación social en la pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*) en Galicia. *Memorias de investigación en Parques Nacionales: 2010-2013*. OAPN.
- MUNILLA, I.; GENOVART, M.; PAIVA, V. H.; VELANDO, A. 2016. Colony foundation in an oceanic seabird. *PloS one*, 11(2): e0147222.
- NAIMI, B.; HAMM, N. A.; GROEN, T. A.; SKIDMORE, A. K.; TOXOPEUS, A. G. 2014. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, 37(2): 191-203.
- NIETO, K.; DEMARCQ, H.; MCCLATCHIE, S. 2012. Mesoscale frontal structures in the Canary Upwelling System: New front and filament detection algorithms applied to spatial and temporal patterns. *Remote Sensing of Environment*, 123: 339-346.
- OSWALD, S. A.; ARNOLD, J. M. 2012. Direct impacts of climatic warming on heat stress in endothermic species: seabirds as bioindicators of changing thermoregulatory constraints. *Integrative Zoology*, 7(2): 121-136.
- PAIVA, V. H.; GERALDES, P.; RAMÍREZ, I.; GARTHE, S.; RAMOS, J. A. 2010. How area restricted search of a pelagic seabird changes while performing a dual foraging strategy. *Oikos*, 119(9): 1423-1434.
- PARNELL, A. 2016. *simmr: A Stable Isotope Mixing Model*. R package version 0.3. <https://CRAN.R-project.org/package=simr>
- PARSONS, M.; MITCHELL, I.; BUTLER, A.; RATCLIFFE, N.; FREDERIKSEN, M.; FOSTER, S.; REID, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8): 1520-1526.
- PÉRON, C.; GRÉMILLET, D.; PRUDOR, A.; PETTEX, E.; SARAUX, C.; SORIANO-REDONDO, A.; AUTHIER, M.; FORT, J. 2013. Importance of coastal Marine Protected Areas for the conservation of pelagic seabirds: The case of Vulnerable yelkouan shearwaters in the Mediterranean Sea. *Biological conservation*, 168: 210-221.
- PHILLIPS, R.A.; LEWIS, S.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; DAUNT, F. 2017. Constraint, compromise and carry-over: causes and consequences of individual variability and specialization in foraging and migration patterns of seabirds. *Marine Ecology Progress Series*, 578: 117-150.
- PIATT, J. F.; HARDING, A. M. A.; SCHULTZ, M.; SPECKMAN, S. G.; VAN PELT, T. I.; DREW, G. S.; KETTLE, A.B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Marine Ecology Progress Series*, 352: 221-234.
- PIKITCH E. K.; SANTORA, C.; BABCOCK, E. A.; BAKUN, A.; BONFIL, R.; CONOVER, D. O.; DAYTON, P.; DOUKAKIS, P.; FLUHARTY, D.; HENEMAN, B.; HOUDE, E. D.; LINK, J.; LIVINGSTON, P.A.; MANGEL, M.; MCALLISTER, M.K.; POPE, J.; SAINSBURY, K.J. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305: 346-347.
- R CORE TEAM 2018. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- REYES-GONZÁLEZ, J. M.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. 2016. Pardela cenicienta mediterránea - *Calonectris diomedea*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. SALVADOR, A.; MORALES, M.B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- REYES-GONZÁLEZ, J. M.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J. 2016. Pardela cenicienta atlántica - *Calonectris borealis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. SALVADOR, A.; MORALES, M.B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>

- REYES-GONZÁLEZ, J. M.; ZAJKOVÁ, Z.; MORERA-PUJOL, V.; DE FELIPE, F.; MILITÃO, T.; DELL'ARICIA, G.; RAMOS, R.; IGUAL, J. M.; ARCOS, J. M. Y GONZÁLEZ-SOLÍS, J. 2017. *Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas de pardela cenicienta*. Monografía n.º 3 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid. <https://doi.org/10.31170/0056>
- ROSCALES, J. L.; GONZÁLEZ-SOLÍS, J.; ZANGO, L.; RYAN, P. G.; JIMÉNEZ, B. (2016). Latitudinal exposure to DDTs, HCB, PCBs, PBDEs and DP in giant petrels (*Macronectes* spp.) across the Southern Ocean. *Environmental research*, 148: 285-294.
- SALAFSKY, N.; MARGOLUIS, R.; REDFORD, K.H. (2001). *Adaptive management: a tool for conservation practitioners*. Washington, D.C.: Biodiversity Support Program Publications, The World Wildlife Fund.
- SANGSTER, G.; COLLINSON, J.M.; CROCHET, P.A.; KNOX, A.G.; PARKIN, D.T.; VOTIER, S.C. 2012. Taxonomic recommendations for British birds: eighth report. *Ibis*, 154(4): 874-883.
- SANZ-AGUILAR, A.; IGUAL, J. M.; TAVECCHIA, G.; GENOVART, M.; ORO, D. 2016. When immigration mask threats: The rescue effect of a Scopoli's shearwater colony in the Western Mediterranean as a case study. *Biological Conservation*, 198: 33-36.
- SARDÁ, R.; REQUENA, S.; DOMINGUEZ-CARRIÓ, C.; GILI, J.M. 2017. Ecosystem-Based Management for Marine Protected Areas: A Systematic Approach, 145-162. In: GORIUP, P.D. (Ed.) *Management of Marine Protected Areas: A Network Perspective*. John Wiley & Sons.
- SEO/BIRDLIFE. 2014. *Trabajo de aves marinas durante el Proyecto LIFE+ INDEMARES: Pasos hacia una red de ZEPA marinas consistente y bien gestionada. Informe de síntesis*. Proyecto LIFE07NAT/E/000732.
- SERGIO, F.; NEWTON, I. A. N.; MARCHESI, L.; PEDRINI, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, 43(6): 1049-1055.
- SERGIO, F.; CARO, T.; BROWN, D.; CLUCAS, B.; HUNTER, J.; KETCHUM, J.; MCHUGH, K.; HIRALDO, F. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39: 1-19.
- SHOJI, A.; ARIS-BROUSO, S.; FAYET, A.; PADGET, O.; PERRINS, C.; GUILFORD, T. 2015. Dual foraging and pair-coordination during chick provisioning by Manx shearwaters: empirical evidence supported by a simple model. *Journal of Experimental Biology*, jeb-120626.
- WANLESS, S.; FREDERIKSEN, M.; DAUNT, F.; SCOTT, B. E.; HARRIS, M. P. 2007. Black-legged kittiwakes as indicators of environmental change in the North Sea: evidence from long-term studies. *Progress in Oceanography*, 72(1): 30-38.
- WEIMERSKIRCH, H.; SALAMOLARD, M.; SARRAZIN, F.; JOUVENTIN, P. 1993. Foraging strategy of wandering albatrosses through the breeding season: a study using satellite telemetry. *The Auk*, 325-342.
- WILMERS, C.C.; NICKEL, B.; BRYCE, C.M.; SMITH, J.A.; WHEAT, R.E.; YOVOVICH, V. 2015. The golden age of bio-logging: how animal-borne sensors are advancing the frontiers of ecology. *Ecology*, 96(7): 1741-1753.
- WOOD S.N.; AUGUSTIN N.H. 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecological Modelling*, 157: 157-177.
- WORTON, B. J. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, 70(1): 164-168.
- YORIO, P. 2009. Marine protected areas, spatial scales, and governance: implications for the conservation of breeding seabirds. *Conservation Letters*, 2(4): 171-178.

