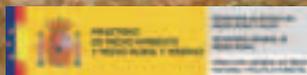


Seguimiento
de Aves

36

Las rapaces forestales en España

Población reproductora en
2009-2010 y método de censo



SEO/BirdLife
www.seo.org



Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo

Autores: David Palomino Nantón y Julieta Valls.

Fotografía de portada: Ángel Sánchez.

Fotografía de contraportada: Fernando Guerrero.

Maquetación: Espacio de ideas.

Coordinación de la colección: Juan Carlos del Moral (SEO/BirdLife).

Impresión: Netaigraf, S.L.L.

© Fotografías interior: Alberto Rodríguez, Ángel Sánchez, Francis Martín, Javier de la Puente, Javier Fernández, Manuel Estébanez y Tatavasco.

© Dibujos: Juan Varela Simó.

Cita recomendada:

Palomino, D. y Valls, J. 2011. *Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

© De la Edición: SEO/BirdLife

C/ Melquiades Biencinto, 34

28053 Madrid

Tel. 914 340 910 – Fax 914 340 911

seo@seo.org – www.seo.org

Reservados todos los derechos.

El texto puede ser utilizado libremente para trabajos y campañas de conservación, así como en el ámbito de la educación y de la investigación, siempre y cuando se indique la fuente de forma completa. El titular del copyright requiere que todo uso de su obra le sea comunicado con el objeto de evaluar su impacto. Para la reproducción del texto en otras circunstancias, o para uso en otras publicaciones, en traducciones o adaptaciones, debe solicitarse permiso. Correo electrónico: censos@seo.org. Para más información sobre los temas tratados en este documento, por favor envíe un mensaje a censos@seo.org.

I.S.B.N.: 978-84-937351-2-8

Depósito legal: M-18302-2011

Impreso en España / Printed in Spain - Abril de 2009



Las rapaces forestales en España

Población reproductora en
2009-2010 y método de censo

Autores: David Palomino y Julieta Valls.

Coordinación nacional del censo: Juan Carlos del Moral, David Palomino y Blas Molina
(SEO/BirdLife).

Publicado por:



SEO/BirdLife

Con la colaboración en la publicación de:



Con la colaboración en la financiación del censo:





ÍNDICE GENERAL

Prólogo	4
Agradecimientos	6
Introducción	7
Metodología	9
Muestreo de campo	9
Análisis estadístico	12
Presentación de resultados	21
Resultados	26
Abejero europeo	26
Milano negro	34
Milano real	47
Culebrera europea	58
Azor común	66
Gavilán común	74
Busardo ratonero	81
Aguililla calzada	89
Alcotán europeo	97
Metodología de censo recomendada	104
Estado de conservación	105
Resumen	106
Summary	108
Equipos de censo	109
Bibliografía	121
Anexos	131

PRÓLOGO

Tener la oportunidad de prologar una obra sobre rapaces españolas es un privilegio, sobre todo cuando es fruto del trabajo de numerosos ornitólogos, profesionales y aficionados, que han sumado esfuerzos desde todos los rincones del país coordinados por SEO/BirdLife. Poner a tantos colaboradores de acuerdo en el uso de una metodología común y comparable, realizar el trabajo de campo en tan sólo dos temporadas y publicar los resultados acto seguido tiene un enorme mérito que debemos agradecer a la más veterana organización dedicada al estudio y la conservación de las aves y sus hábitats en España. Esta monografía sobre las aves de presa forestales proporciona a la vez datos precisos sobre distribución y abundancias de nueve especies de rapaces pertenecientes a las familias *Accipitridae* y *Falconidae* (representada sólo por el alcotán) en todo el territorio nacional, incluyendo los archipiélagos canario y balear. A buen seguro, la información ahora presentada alimentará nuevos trabajos, tanto en el ámbito de la investigación, como en el de la conservación y el manejo de las especies estudiadas y de las masas forestales en las que habitan.

La historia reciente de las rapaces en España y Europa demuestra hasta qué punto es posible conservar biodiversidad en ambientes profundamente humanizados con voluntad y conocimiento. Si hasta los años setenta del pasado siglo la mayoría de las aves de presa eran perseguidas y se buscaba su eliminación en gran parte del continente por considerarlas enemigas del humano, los esfuerzos de algunos visionarios han conseguido que no hayamos perdido una sola especie, y que, de hecho, hayamos comenzado a recuperar poblaciones extintas. La percepción social de este grupo de aves ha cambiado completamente. Águilas, halcones y necrófagas son protagonistas de innumerables proyectos de reintroducción, reforzamiento o educación ambiental. Se les dedican centros de recuperación, se les proporciona alimentación suplementaria o se las cría en cautividad. Aunque aún planean amenazas, la situación actual de las rapaces lleva al optimismo. Las especies consideradas en este estudio han mejorado su estatus poblacional en los últimos años, si exceptuamos quizá al milano real. Y lo mismo puede decirse del resto de aves de presa no forestales.

Hoy en día es habitual observar rapaces en casi cualquier lado: milanos volando al borde la carretera, cernícalos y ratoneros posados en una cerca o en un poste junto a la carretera, o formaciones de buitres leonados incluso sobre zonas urbanas. No se esconden, no les persiguen. Pero documentar con estudios rigurosos dónde se encuentran y cuántas hay es una labor imprescindible. Como lo será repetir en el futuro este tipo de muestreos para detectar posibles cambios de

tendencia y ser capaces de reaccionar si alguna especie sufre declives significativos. Las rapaces son, en general, poco prolíficas y sus densidades, tratándose de predadores apicales en las cadenas tróficas, no son nunca muy elevadas, al menos en comparación a sus presas habituales. Lo comprobamos en este estudio. Apenas miles o decenas de miles de individuos según la especie distribuidos por todo el país, y es posible que se esté cerca de la capacidad de carga del medio para varias de esas especies. En otras palabras, no es esperable que pueda haber muchos más y es posible que en un pasado remoto no hubiera tampoco densidades muy diferentes para algunas de ellas.

Aunque reitero que la situación de muchas rapaces en España ha pasado en pocos años de crítica a saludable, no se debe ser complaciente. Las predicciones de los modelos actuales de cambio climático apuntan a efectos severos en las zonas mediterráneas. Gran parte del país parece abocado en pocas décadas a una agobiante aridez. Se predice, en consecuencia, una «huida» de especies hacia el norte y una pérdida neta de biodiversidad, particularmente en la avifauna. Cómo reaccionarán las rapaces está por ver, pero habría que considerar reajustes en su distribución y densidades.

Al hilo del comentario anterior, quisiera mencionar también que en el caso particular de las rapaces forestales, y en un análisis quizá simplista por mi parte, las áreas de mayor probabilidad de observación de todas las especies estudiadas se escoran hacia la zona atlántica y los macizos montañosos del norte –la región Eurosiberiana– y el interior peninsular. Si, como sugieren los autores, hay una correspondencia entre la probabilidad de observación y la existencia de parejas nidificantes, el eje Andalucía occidental-Galicia parece conformar un bastión esencial para nuestras rapaces de bosque. Si esa parte occidental del país, hoy la más húmeda junto a la cornisa cantábrica y los Pirineos, se hace más árida en consonancia con las predicciones de los modelos climáticos, los bosques se resentirán y, con ellos, las rapaces que los habitan.

Para terminar, quiero felicitar a los autores del trabajo por su esfuerzo y buen hacer. Mi reconocimiento también a todos los participantes en el trabajo de campo y sus coordinadores. Espero se sientan orgullosos por haber contribuido a una obra importante que, utilizando una aproximación científica y por tanto reproducible, aporta los mejores datos disponibles hasta la fecha sobre algunas de las rapaces ibéricas menos conocidas.

Juan José Negro
Vicedirector Científico de la Estación Biológica de Doñana

AGRADECIMIENTOS

Los dos autores de este trabajo, personalmente y en nombre de SEO/BirdLife, quieren dirigir el principal agradecimiento a todas las personas que trabajaron de forma voluntaria en este censo. Deseamos que los dos *árboles firmantes* de este trabajo no le impidan al lector ver el frondoso *bosque de participantes*, que año tras año contribuyen a que nuestras aves sean un poco más conocidas. Por tanto, muchas gracias a cada uno de los censadores, y un poco más particularmente a los coordinadores regionales que dedicaron su tiempo y esfuerzo a la organización de los voluntarios, la distribución del material, la recopilación de datos y la informatización de los mismos. Sin el trabajo de estas personas no es posible abordar actualmente un trabajo de estas características.

También fue clave para la buena consecución de este censo la labor desarrollada por las comunidades autónomas. Algunas participaron con su personal en la elaboración del trabajo de campo bajo la metodología propuesta por SEO/BirdLife, como Extremadura, La Rioja, Madrid y Murcia; Cantabria financió los muestreos en su región, para que fueran realizados por la oficina local de SEO/BirdLife en esta comunidad; otras realizaron censos alternativos con profesionales de su territorio o con personal propio de las respectivas administraciones autonómicas de medio ambiente, cediendo los datos para ser incorporados a los cómputos nacionales, como Islas Baleares o Castilla y León (a partir de un reciente estudio centrado en milano real). Otros organismos, como las guarderías de los parques nacionales de Cabañeros y de Picos de Europa, o la Agencia Estatal de Meteorología, proporcionaron datos y apoyo técnico fundamentales.

Las enseñanzas de Luis María Carrascal fueron (y serán) imprescindibles para que este tipo de trabajos sean cada vez más rigurosos. Mariano Velázquez informatizó con una gran rapidez y precisión enormes cantidades de fichas de campo. Como en otras ocasiones, también fue de gran ayuda el trabajo de Blas Molina, Juan Carlos del Moral y Ana Íñigo por sus correcciones propuestas, realizadas sobre las primeras versiones de esta monografía. Las oficinas regionales de SEO/BirdLife en Cantabria, Aragón y Canarias se mostraron particularmente activas en la organización de este censo. También agradecemos a Josefina Maestre su ayuda en la edición del libro.

INTRODUCCIÓN

Según los datos del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, los diversos tipos de bosques españoles, 27 categorías según Rodá *et al.* (2009), habrían incrementado su superficie en un 7,7% durante los últimos 15 años (véase el informe «Perfil Ambiental de España 2009» en www.mma.es). Esto, junto a los avances experimentados en España durante las últimas décadas en materia de conservación, tendría una evidente relación con que, como ya expusiera De Juana (2004) y corroborara recientemente SEO/BirdLife (2010), las especies de aves forestales experimenten una tendencia poblacional positiva en general (véase también Seoane y Carrascal, 2007). En el caso particular de las rapaces forestales diurnas, entendiéndolo como tal a las especies más directamente dependientes de los bosques para emplazar sus nidos y/o cazar sus presas, su mera adscripción taxonómica al orden de los falconiformes también resultaría potencialmente beneficiosa para su conservación, por tres razones principales (explicadas con más detalle en Simberloff, 1998, Caro y O'Doherty, 1999 o Walpole y Leader-Williams, 2002): 1) su protagonismo en campañas de concienciación ambiental como especies «bandera» (especies emblemáticas, cuyo mero carisma favorecería el interés del conjunto de la sociedad para protegerlas); 2) su trascendencia en estudios de investigación aplicada como especies «paraguas» (al preservar sus áreas vitales, habitualmente de gran extensión, también se beneficiarían muchos otros organismos que conviven dentro de esas áreas); o 3) sus cualidades como especies «indicadoras» (sus requerimientos ecológicos serían tan concretos que el estado de conservación de estas especies reflejaría el de todo el hábitat que ocupan).

Pero a pesar del gran número de recursos en conservación e investigación que canalizan las rapaces forestales diurnas, y los innegables logros en su conservación (Martínez-Abraín *et al.*, 2008), la información sobre sus patrones de distribución y abundancia a gran escala es sorprendentemente imprecisa. Resultan muy ilustrativos de este problema el progresivo descenso en el número de artículos de temática biogeográfica publicados en *Ardeola* (Barbosa y Moreno, 2004), el bajísimo número de tesis doctorales al respecto (Barbosa, 2000), y el bajo rendimiento curricular que los autores de este tipo de trabajos obtienen (Carrascal y Díaz, 1998). Como consecuencia, algunas iniciativas de conservación sobre estas especies pueden verse inadecuadamente orientadas con tan pocos estudios rigurosos sobre sus patrones macroecológicos (Martínez *et al.*, 2003).

La principal dificultad para realizar estudios de ámbito biogeográfico con rapaces forestales estriba en los enormes esfuerzos logísticos necesarios para alcanzar la

cobertura de muestreo mínima, pues son especies relativamente abundantes para tratarse de aves de tamaño medio y tienen una amplísima distribución por toda España. Hoy por hoy, parece evidente que sólo una entidad como SEO/BirdLife puede abordar este tipo de retos a escala nacional, gracias al apoyo de su numerosa, altruista y capacitada masa social. Por ello, durante las primaveras de 2009 y 2010, SEO/BirdLife promovió el muestreo de campo necesario para cuantificar por primera vez los tamaños poblacionales en toda España de las rapaces forestales diurnas durante el periodo reproductor, un criterio clave para valorar objetivamente su estado de conservación (UICN, 2001). También se realizó para cada especie un mapa predictivo de sus gradientes de distribución peninsulares con una resolución de 25 km², mejorando los mapas disponibles en el último atlas nacional de presencia-ausencia en 100 km² (Martí y del Moral, 2003). Y además, se pudieron calcular varias estimas de abundancia relativa y preferencias de hábitat de las rapaces, que ayudan a paliar la falta de datos cuantitativos con los que realizar comparaciones entre estudios. Las especies objetivo del trabajo fueron siete: abejero europeo (*Pernis apivorus*), culebrera europea (*Circaetus gallicus*), azor común (*Accipiter gentilis*), gavilán común (*Accipiter nisus*), busardo ratonero (*Buteo buteo*), aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*) y alcotán europeo (*Falco subbuteo*). Además, también se pudo actualizar la información para los milanos real (*Milvus milvus*) y negro (*Milvus migrans*), protagonistas de censos similares en 2004 y 2005, respectivamente (Cardiel, 2006; Palomino, 2006). Otras dos especies de rapaces diurnas de hábitos muy forestales, el buitre negro y el águila imperial ibérica, no fueron consideradas, pues de ellas sí se conocen estos aspectos biogeográficos con mucho detalle debido a su delicado estado de conservación (De la Fuente *et al.*, 2007; González *et al.*, 2008).

METODOLOGÍA

Muestreo de campo

Se plantearon dos metodologías de muestreo de campo, destinadas a proporcionar distintos tipos de información: prospecciones intensivas desde oteaderos y transectos extensivos desde automóvil (anexo I). Debido a la limitada disponibilidad de censadores, su distribución se organizó priorizando regiones con suficiente cobertura forestal como para ser potencialmente adecuadas para la nidificación de alguna de las siete especies focales, atendiendo a la información cartográfica disponible sobre bosques y rapaces en España (anexos II y III). Como en la gran mayoría de los estudios de seguimiento desarrollados desde SEO/BirdLife, la unidad de muestreo elegida para coordinar a los participantes de este trabajo y para realizar gran parte de los análisis fue la cuadrícula UTM de 10 km de lado, es decir, de 100 km² de superficie¹ (de ahora en adelante UTM 10x10 km). La figura 1 muestra la cobertura de muestreo lograda con uno u otro método (1.059 cuadrículas, el 56% de ellas cubiertas mediante ambos métodos, el 30% sólo mediante oteaderos y el 14% sólo mediante recorridos).



© Javier de la Puente

Bosque maduro de pinos (Pinus sylvestris).

¹ Algunas cuadrículas tienen menos de 100 km² de tierra debido a los dos cambios de huso geográfico peninsulares (del 29 al 30, y del 30 al 31), a ser costeras, o a limitar con Portugal o Francia; no obstante, este hecho se ha tenido en cuenta en todos los análisis.

El periodo de muestreo se extendió durante cinco meses (de marzo a julio, ambos inclusive) de dos primaveras consecutivas (2009 y 2010), intentando que las fechas prioritarias de censo se ajustasen en cada región peninsular a las fechas más apropiadas de nidificación de cada especie y descartando los datos tomados en periodos de muestreo durante los que podía asumirse que las especies no se hallaban mayoritariamente en pleno periodo de nidificación. Idealmente, cada muestreo debía repetirse dos o tres veces a lo largo de la primavera, para que al menos una de las visitas se ajustase a las distintas fenologías de las nueve especies consideradas.

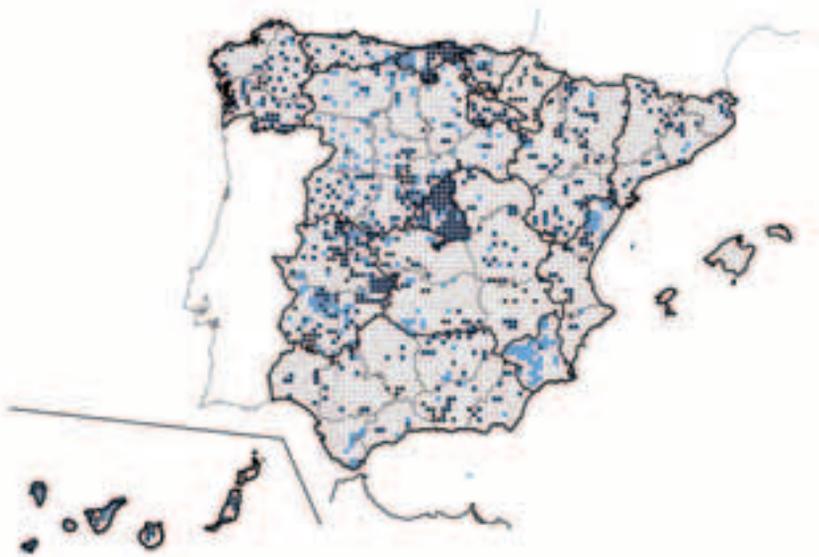


Figura 1. Cobertura de muestreo lograda en los muestreos de campo realizados durante las temporadas reproductoras de 2009 y 2010. En el archipiélago balear no se aplicó la metodología diseñada por SEO/BirdLife para cuantificar sus poblaciones de rapaces. Se distinguen en azul las cuadrículas muestreadas mediante oteaderos y con un punto negro las cubiertas mediante recorridos en automóvil.

Observaciones desde oteaderos

Mediante esta metodología (una variación de las estaciones puntuales; Bibby *et al.*, 2000; Bautista *et al.*, 2004; Palomino y Carrascal, 2007) se obtuvieron dos

tipos de datos: la frecuencia con que *realmente* se observa a cada especie en unidades de tiempo y área controlados (véase en anexo I la información solicitada para calcular el esfuerzo de muestreo), y una *estima* del número mínimo de territorios presentes en esa misma área.

Resumidamente, se pidió a los participantes en este muestreo que identificaran al menos tres puntos elevados, separados entre sí 5 kilómetros o más dentro de los límites de una UTM 10x10 km, desde donde se pudiera otear cómodamente un área extensa y potencialmente adecuada para las rapaces (típicamente en la ladera de una montaña, o en algún altozano destacado en zonas de llanura). Desde cada oteadero, a lo largo de un mínimo de 90 minutos por visita, los participantes anotaron los individuos observados de cada especie en intervalos de diez minutos. Con ello, la frecuencia relativa de aparición de cada especie en la zona controlada desde cada oteadero quedó expresada en forma de novenos (0 = la especie no apareció nunca; 0,11 = observada en un sólo intervalo de los nueve realizados; 0,22 = observada en dos intervalos de los nueve; y sucesivamente hasta 1 = observada en todos los intervalos).

Una vez completada la hora y media de muestreo, y teniendo en cuenta el comportamiento de las rapaces observadas, los participantes estimaron cuando fue posible el número de territorios de cada especie presentes dentro del área oteada, siguiendo unos criterios preestablecidos para todos (anexo I). Para caracterizar el área muestreada se anotaron las coordenadas geográficas del oteadero, la superficie aproximada cubierta desde él, y las proporciones de los tipos principales de ambientes presentes. La tabla 1 muestra las características básicas de los 2.614 oteaderos realizados, distribuidos en 914 cuadrículas UTM 10x10 km.

Horas muestreadas (y promedio por oteadero)	8.974 (3,4)
Km² muestreados (y promedio por oteadero)	29.877 (11,4)
% bosques maduros	41,0
% medios arbolados abiertos	20,7
% medios arbustivos	13,1
% medios herbáceos	8,1
% medios urbanos	0,9
% medios agrícolas	14,0
% embalses	0,7
% otros hábitats	1,5

Tabla 1. Características generales de los muestreos mediante oteaderos.

Recorridos en automóvil

Mediante esta metodología (Fuller y Mosher, 1981; Bibby *et al.*, 2000) se obtuvieron índices kilométricos de abundancia. Este método permite censar amplias superficies de terreno con un esfuerzo de prospección relativamente reducido, por lo que es particularmente adecuado para estudios de rapaces a escalas biogeográficas (*e. g.* De Juana *et al.*, 1988; Sunyer y Viñuela, 1996; Bustamante y Seoane, 2004; Cardiel, 2006; Palomino, 2006). No obstante, aunque este método de muestreo es muy adecuado para especies que campean regularmente en medios abiertos (como en el caso del ratonero, la calzada, la culebrera o los milanos), no es un buen método para especies que cazan en ambientes forestales más densos y mediante largas esperas desde posaderos (como el azor o el gavilán).

Los participantes seleccionaron UTM 10x10 km con una alta disponibilidad de carreteras comarcales o pistas de tierra transitables, en las que fuera posible circular a baja velocidad (unos 40 km/h) durante al menos 30 km, e intentando cubrir toda la cuadrícula más o menos uniformemente. Con ello, la frecuencia relativa de aparición de cada especie en cada cuadrícula se pudo expresar en relación a distancias controladas. Los recorridos acumulados supusieron 27.440 km, repartidos entre 713 cuadrículas UTM 10x10 km.

Censos directos de aguililla calzada y de milano real en Baleares

Las poblaciones en Mallorca y Menorca de estas dos especies fueron cuantificadas mediante la búsqueda directa de todos sus nidos (asumiendo que las parejas que pudieran pasar desapercibidas en este conteo suponen una fracción muy pequeña del total insular, y aún más despreciable respecto del total nacional). Este censo fue diseñado técnicamente y coordinado logísticamente por las administraciones responsables del archipiélago, y sus resultados fueron cedidos para completar la presente monografía (Viada y De Pablo, 2009; Adrover y Muñoz, 2010; De Pablo y Pons, 2010).

Análisis estadístico

Como paso previo a todos los análisis que se describen a continuación, se realizó un filtrado de los datos remitidos en el que se descartaron dos tipos de muestreos potencialmente negativos a la hora de realizar las estimas predictivas de cada especie. En primer lugar, agrupando los muestreos en diez quincenas (las transcurridas

entre los primeros y los últimos muestreos de campo, de marzo a julio, ambos inclusive), se descartaron los datos tomados en periodos de muestreo durante los que podía asumirse que las especies no se hallaban mayoritariamente en pleno periodo de nidificación, bien por ser aún muy pronto, o ya muy tarde, según una división subjetiva de la Península en tres tercios latitudinales, sur, centro y norte, de unos 270 km de amplitud. Los histogramas de frecuencia de observación de cada especie por tercios/quincenas fueron comparados con la información disponible sobre la fenología de nidificación de cada especie, muy particularmente de las migradoras transaharianas. Resumidamente, el grueso de los datos empleados finalmente correspondió a los muestreos realizados durante abril, mayo y junio, pero incluyendo también algunos datos de marzo correspondientes a zonas más meridionales y/o especies sedentarias de nidificación más temprana (p. ej. azor), y datos de julio en zonas más septentrionales y/o especies migradoras de nidificación tardía (p. ej. alcotán).

En segundo lugar, se descartaron los datos correspondientes a grupos de individuos excepcionalmente elevados (abejeros y milanos, fundamentalmente) relacionables con bandos migratorios, agregaciones en busca de alimento en vertederos cercanos o densas concentraciones de cría semicolonial. Estos datos incrementaron la varianza muestral desproporcionadamente, con lo que habrían sesgado severamente las estimas totales al alza, de haber sido considerados en los análisis estadísticos.

Algunos de los oteaderos (el 9%) y recorridos (el 13%) fueron muestreados durante las dos temporadas de campo en que se realizó este estudio (2009 y 2010), por lo que los valores de las rapaces se promediaron (previa ponderación por su intensidad de muestreo, en el caso de ser diferente cada año).

Patrones de distribución (mapas)

Los mapas de distribución a escala nacional se basaron en el principio general de que la frecuencia de aparición de una especie, medida como presencia-ausencia en múltiples unidades de esfuerzo controlado, guarda una estrecha relación con su abundancia absoluta real (Tellería, 1986). Es decir, que una variable de fácil registro por ornitólogos no profesionales, como es el número de veces que se detecta desde un oteadero la mera presencia de una especie en muchos intervalos de igual duración, es un muy buen indicador de si en esa zona realmente habitan muchos o pocos individuos. Por tanto, los mapas realizados representan gradientes en la frecuencia de observación de cada especie si

se muestrearán las cuadrículas en toda su extensión, estandarizando el esfuerzo invertido y corrigiendo las observaciones en función de las características ambientales de cada cuadrícula. A continuación se comentan los pasos seguidos para realizar los mapas de distribución de cada una de las especies.

Variable respuesta. Para cada una de las UTM 10x10 km se consideraron conjuntamente los datos de todos sus oteaderos, y se calculó la frecuencia de aparición de cada especie en los n intervalos de 10 minutos acumulados. Esto significa que en el caso típico de una cuadrícula con 3 oteaderos, cada uno visitado dos veces durante la primavera y durante hora y media cada vez, la frecuencia de aparición de las especies se expresaría en 54avos:

$$9 \text{ intervalos de } 10 \text{ min.} \times 2 \text{ visitas} \times 3 \text{ oteaderos} = 54 \text{ intervalos de } 10 \text{ min.}$$

En la práctica, algunos participantes realizaron un mayor o menor número de oteaderos, de visitas, o de horas de muestreo, por lo que en las alrededor de 880 cuadrículas consideradas (el número varió entre especies dependiendo de cuán apropiadas fueron las visitas para su fenología) se promediaron 56 intervalos de 10 min (desv. est. = 30,7; rango = 9-325).

Estas frecuencias de aparición brutas fueron estandarizadas a una hora de muestreo (6 intervalos), que fue la variable modelizada finalmente.

Variables predictoras. Las zonas muestreadas desde los oteaderos se caracterizaron mediante las 24 variables ambientales, obtenidas en el campo por los propios participantes o posteriormente calculadas mediante análisis espaciales a partir de mapas temáticos:

- 7 variables puramente geográficas (latitud, longitud, altitudes media, mínima y máxima, rango altitudinal y distancia a la costa), obtenidas a partir de un modelo digital de elevaciones en formato *raster* con una resolución de 200 m.
- 3 variables climatológicas (temperatura media y precipitación acumulada durante mayo de 2009, y porcentaje de días soleados de abril a junio, promediados a lo largo de varios años distintos).
- 10 categorías de hábitat generales (porcentajes de bosque –el total, y el de coníferas, caducifolios y encinas–, arbolado abierto, matorral, herbazal, cultivos, medios acuáticos y medios urbanizados).

- 2 síntesis paisajísticas (diversidad de hábitats de Shannon, e índice de complejidad estructural media de la vegetación: 0 = terrenos baldíos casi desprovistos de vegetación, 1 = pastos y cultivos herbáceos, 2 = medios predominantemente arbustivos, 3 = ambientes ecotónicos parcialmente arbolados, 4 = bosques maduros y extensos).
- 2 variables categóricas identificando las masas montañosas principales de España (por un lado cordilleras de más de 1.000 m, y por otro sierras de más de 1.400 m).

En el anexo II se pueden ver los mapas correspondientes a algunas de variables consideradas más destacables.

Análisis estadístico. Para cada especie, su frecuencia de aparición por hora de muestreo en las alrededor de 880 UTM 10x10 km muestreadas fue modelizada a partir de los 21 predictores ambientales, y extrapolada a las zonas no muestreadas mediante predicciones estadísticas con *boosted regression trees* (árboles de regresión impulsados; De'ath, 2007; Elith *et al.*, 2008; Seoane *et al.*, 2010; StatSoft, 2010). Estos análisis son una extensión de los árboles de regresión (véase más adelante), cuya enorme eficacia predictora se basa en dos cuestiones principales. Por una parte, en el principio de que fenómenos tan complejos como la distribución de una especie a escala biogeográfica se predicen mucho más acertadamente si se promedian un gran número de posibles modelos extremadamente sencillos, que si se emplea un único pero muy complejo modelo. Y por otra parte, en la posibilidad de incluir en los análisis estadísticos algoritmos de aprendizaje iterativo (*machine learning algorithms*), mediante los que los numerosos modelos a promediar, aunque muy sencillos, sean cada vez más y más precisos.

Brevemente, el procedimiento consiste en dividir al azar la muestra disponible en dos subconjuntos de datos, uno de análisis (70% de todas las muestras) y otro de test (30%). Con el subconjunto de análisis se generan sucesivos modelos (árboles de regresión; véase más adelante) explicando la frecuencia de observación de las aves, bajo la condición de que: a) cada nuevo modelo sea muy simple (identificando únicamente las dos o tres variables ambientales más influyentes cada vez); y b) que cada nuevo modelo corrija los errores de predicción cometidos por los anteriores (ponderando los desajustes entre los valores observados y los predichos en cada cuadrícula, para que los aciertos «pesen» más en los sucesivos modelos). A cada nuevo paso de este procedimiento iterativo se compara el ajuste entre las predicciones hechas en el subconjunto de análisis y los valores

del subconjunto de test (datos no empleados en la construcción de los modelos). El proceso se detiene en el momento en que un nuevo modelo, a pesar aumentar la complejidad del análisis, no reduce la variación residual en la submuestra de test. Para las especies aquí consideradas, el número de iteraciones necesarias antes de obtener el modelo óptimo estuvo entre 200 y 500. Considerando el efecto de cada variable ambiental en la frecuencia de observación de las rapaces según el modelo óptimo obtenido finalmente, los valores se extrapolan a las áreas no visitadas, pero de las que se conoce su configuración ambiental.

Todo este proceso se repitió doce veces por especie, cada vez con una división aleatoria de los datos en los subconjuntos de análisis y de test, y las predicciones de cada una de las doce pruebas fueron promediadas.

Representación gráfica mediante SIG. Para mejorar la resolución de los mapas predictivos en relación a la información existente, los modelos fueron realizados tomando como unidad muestral los datos de los oteaderos acumulados dentro de cada UTM 10x10 km (la superficie total cubierta promedió 34 km² por cuadrícula), pero fueron representados sobre cuadrículas UTM 5x5 km (de 25 km², por tanto más cercana a la escala real de muestreo), para las que se calcularon todas las variables predictoras consideradas en los datos de muestreo.

Estimas poblacionales

Número de territorios. Ante la evidente imposibilidad de poder cuantificar ninguna de las nueve especies consideradas mediante el conteo directo de todos los nidos existentes en España, el cálculo de sus poblaciones reproductoras sólo fue posible realizarlo a escala nacional mediante estimas estadísticas.

La tabla 2 muestra qué proporción de todos los muestreos desde oteaderos incluyeron la estima del número de territorios seguros de cada especie, pues se insistió en que sólo realizaran este ejercicio los participantes muy seguros de ello, y que se abstuvieran de hacerlo en caso de duda. Por tanto, los valores empleados en los análisis serían *a priori* muy conservadores y razonablemente ajustados a la realidad.

Desde cada uno de los oteaderos se controlaron 11,4 km² en promedio (rango = 0,8-28,3) por lo que los datos fueron estandarizados a territorios seguros por 5 km² para realizar los análisis. Mediante predicciones con *boosted regression trees*,

explicadas en el apartado anterior, se modelizó el número de territorios que correspondería a cada UTM 10x10 km de España, teniendo en cuenta sus distintas características ambientales, descritas anteriormente. Se añadió como predictor la frecuencia de observación por hora de cada especie, pues a escala macroecológica es lógico asumir que allí donde una especie sea más abundante en términos absolutos (mayor número de territorios seguros) lo debe ser también en términos relativos (mayor frecuencia de observación). Las predicciones se extrapolaron a escala de UTM 10x10 km para obtener los tamaños poblacionales provinciales, autonómicos y nacionales.

	Oteaderos totales	Oteaderos con estima de territorios	Territorios seguros	Territorios probables	Frecuencia de aparición
Abejero europeo	2.556	535 (21%)	62	103	1,9%
Milano negro	2.585	853 (33%)	396	509	14,3%
Milano real	2.595	529 (20%)	94	130	4,3%
Culebrera europea	2.597	827 (32%)	241	287	6,5%
Azor común	2.595	482 (19%)	150	154	1,4%
Gavilán común	2.595	585 (23%)	136	220	2,2%
Busardo ratonero	2.587	1.395 (54%)	666	807	17,8%
Aguililla calzada	2.597	1.012 (39%)	384	472	11,0%
Alcotán europeo	2.533	413 (16%)	56	76	1,5%

Tabla 2. *Parámetros de los muestreos desde oteaderos, diferenciados por especie. La frecuencia de aparición alude al número de cuadrículas UTM 10x10 km en las que se confirmó la mera presencia de la especie. Estos parámetros variaron entre especies debido a que no se utilizaron siempre los mismos oteaderos en los análisis de cada una (su inclusión dependió de haberse realizado o no de acuerdo con la fenología reproductora de cada especie).*

Hay que resaltar que la fiabilidad de los valores obtenidos depende del cumplimiento de dos supuestos: en primer lugar que las cuadrículas muestreadas constituyan una submuestra aleatoria del área de distribución de cada especie en España. O lo que es lo mismo, que no se hayan dejado sin muestrear zonas con densidades más altas o bajas de lo normal; de no ser así, se estaría sesgando (sub- o sobrestimando, respectivamente) la estima de las cuadrículas no muestreadas a partir de las sí muestreadas. En cualquier caso, la posibilidad de prospectar una cuadrícula estuvo muy predeterminada por la mera disponibilidad de colaboradores en cada localidad, por lo que esta condición quedó adecuadamente satisfecha. Además, la aleatoriedad de las localidades elegidas también se vio favorecida porque, aunque la visita a una mancha forestal concreta la

hubiera motivado la abundancia de una especie particular, ese mismo lugar no tuvo por qué ser también relevante para el resto de rapaces consideradas en este estudio.

En segundo lugar, se debe cumplir que los datos de campo proporcionados por los colaboradores sobre el número de territorios de las especies tengan un grado de precisión similar para todas las cuadrículas prospectadas. En este sentido, como ya se ha comentado, se puso mucho énfasis en que todos los colaboradores fuesen conscientes de la importancia de cumplir con el protocolo de muestreo establecido, para poder equiparar entre cuadrículas factores como el esfuerzo de muestreo, o los criterios para asignar el comportamiento de las aves detectadas a las categorías de reproducción consideradas.

En toda estima de poblaciones abundantes y distribuidas a gran escala, se ha de asumir prudentemente un inevitable margen de error en los cálculos, debido no sólo a las posibles deficiencias del muestreo realizado, sino también a la impredecibilidad natural de la abundancia exacta de las especies. Esta idea es más evidente si, como en este caso, se trata de una estima que promedia los resultados correspondientes a dos temporadas reproductoras distintas (2009 y 2010). Es fácil entender que, dependiendo de la cantidad y calidad del juego de datos de partida (los muestreos disponibles), las extrapolaciones que se efectúen para realizar las estimas totales serán más o menos ajustadas a la realidad. La manera más práctica de expresar este error es mediante intervalos de confianza en torno al valor poblacional estimado. Es decir, se puede proponer una estima *media* acompañada de sendos umbrales, mínimo y máximo, entre los cuales se puede asegurar que se halla el valor poblacional real, con un elevado grado de certeza.

Cuando los datos a promediar se ajustan a una distribución normal (es decir, cuando el histograma de densidades de cada especie es típicamente «acampanado»), su intervalo de confianza es simétrico respecto de la media observada, y se calcula de manera inmediata a partir de la desviación estándar de los valores. Sin embargo, el número de territorios seguros por cuadrícula no cumple con esta condición de normalidad: como es habitual en este tipo de estudios, el número de UTM 10x10 km donde la especie es escasa o inexistente es mucho mayor que el de elevadas abundancias. Por ello, los intervalos de confianza de las estimas medias se calcularon mediante una aproximación de remuestreo aleatorio con reemplazo de los datos originales (*bootstrapping*; Efron, 1981; Crowley, 1992; Davison y Hinkley, 2006). Este procedimiento

consiste en simular repetidamente la abundancia media que se obtendría al seleccionar aleatoriamente un número de muestras menor del realmente disponible, para obtener una distribución normal de posibles submedias en la que calcular un intervalo de confianza simétrico y verosímil.

Así, para todos los cálculos aplicados a escalas provincial, autonómica o nacional, los pasos seguidos han sido los siguientes:

- Selección al azar del 50% de las cuadrículas UTM 10x10 km.
- Estima de la densidad media de cada especie en este subconjunto aleatorio del 50% de las cuadrículas.
- Repetición de este procedimiento quinientas veces (un subconjunto aleatoriamente distinto cada vez) para conseguir quinientas medias parciales distintas.
- Identificación del intervalo de confianza al 90% de las quinientas medias parciales (selección del 25º valor menor y del 25º mayor).
- Multiplicación de los valores medio, mínimo y máximo obtenidos por la superficie total (provincial, autonómica o nacional).

Densidades poblacionales (abundancias absolutas areales). Considerando sólo las cuadrículas con más de 25 km² cubiertos desde sus oteaderos (promedio = 47,9 km²; máx. = 100 km²), se calcularon las densidades territoriales explícitamente observadas en el campo por los participantes (no las modelizadas). Para que estos valores fueran más ajustados a lo que es posible encontrar en la bibliografía sobre estudios locales, se consideró la suma de territorios seguros y probables, aunque estandarizados a 10 km².

Índices kilométricos (abundancias relativas lineales). Considerando únicamente las cuadrículas con más de 10 km cubiertos mediante sus recorridos en automóvil (promedio = 37,3 km; máx. = 85 km), se calcularon las abundancias relativas de cada especie por cada 10 km de transectos.

Preferencias biogeográficas

Para identificar qué variables ambientales tuvieron un mayor efecto sobre la frecuencia de observación por hora de las especies (a escala de UTM 10x10 km), se realizaron modelos descriptivos de los datos tomados desde los oteaderos con *regression trees* (árboles de regresión; De'ath y Fabricius, 2000; Stat-Soft, 2010).

Los árboles de regresión son un caso particular de los modelos generalizados aditivos, cuya ventaja principal sobre otras técnicas multivariantes estriba en que no asumen distribuciones canónicas de los datos (p. ej. Normal o Poisson), ni relaciones lineales entre las variables analizadas. Con ellos es posible afrontar la existencia de marcadas interacciones entre predictores, un problema muy habitual en estudios de aves a escalas geográficas con una gran heterogeneidad ambiental: una variable puede tener muy distintos efectos, o incluso opuestos, sobre la abundancia de una rapaz en función de qué condiciones previas definan otras variables ambientales.

Estos análisis operan a la manera de una clave dicotómica jerarquizada (lo que les confiere su apariencia ramificada cuando se representan gráficamente), identificando umbrales críticos para los descriptores ambientales que maximizan la frecuencia de observación de las rapaces y que van dividiendo la muestra total en subconjuntos (nodos) progresivamente más homogéneos. Para evitar un crecimiento excesivo de estos modelos, sólo se permitieron modelos de 6 niveles (*i.e.* un máximo de 5 dicotomías consecutivas), en los que cada nodo tuviese al menos 20 cuadrículas antes de su división y al menos 10 después de ella, y que se diesen reducciones significativas en la devianza residual (según pruebas de la χ^2).

Además de las variables ambientales ya comentadas anteriormente, se añadió como predictor binomial de la frecuencia de observación de las especies en las UTM 10x10 km muestreadas su presencia-ausencia en el último atlas de Martí y Del Moral (2003). En primer lugar, esta variable puede ser indicativa de hasta qué punto se han mantenido hasta hoy las condiciones ambientales generales que hace ya unos años favorecieron o limitaron la presencia de la especie. Por otra parte, desde un punto de vista más aplicado, futuros censos o acciones de gestión pueden identificar las zonas ocupadas por las especies de manera estable o, por el contrario, aquellas en las que su grado de presencia haya variado más sustancialmente en uno u otro sentido.

PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

Para cada una de las nueve especies, presentadas en orden taxonómico, se muestran los siguientes resultados acerca de sus poblaciones en España durante el periodo reproductor:

Mapa de distribución. Mediante un gradiente de colores, a escala de cuadrículas UTM 5x5 km, representa la frecuencia con la que se observaría en promedio a la especie si se la buscara durante un tiempo suficientemente largo. Por tanto, es una medida de su probabilidad de presencia que se puede expresar porcentualmente, y que es comparable con sus variaciones en abundancia absoluta a escala biogeográfica: las regiones de España donde más frecuentemente se detecte a una especie, en general serán también las que acojan sus mayores poblaciones. No obstante, esta idea no es aplicable entre distintas especies, pues la mayor o menor detectabilidad de cada una condiciona fuertemente su frecuencia de



© Tatavasco

El alcotán europeo es una de las especies menos conocidas de nuestras rapaces forestales.

observación en los muestreos, aun cuando puedan ser similarmente abundantes en términos absolutos (p. ej. el azor y la culebrera). Pero a la hora de interpretar los mapas es muy importante tener presente que no expresan las abundancias de ejemplares estrictamente nidificantes, aunque estén indudablemente relacionados con ellas. Así, estos modelos pueden también estar identificando zonas potencialmente adecuadas para acoger fracciones importantes de aves no reproductoras, sino divagantes, migrantes tardíos o tempranos, jóvenes del año, etc.

En los casos de ambos archipiélagos no ha sido posible modelizar sus patrones de distribución. En Baleares, donde sólo se reproducen el milano real y el aguililla calzada, los datos proceden de estudios ajenos a la metodología general adoptada por SEO/BirdLife para el resto de España (Viada y De Pablo, 2009; Adrover y Muñoz, 2010; De Pablo y Pons, 2010); en Canarias, donde sólo se reproducen el gavián y el ratonero, los datos recopilados fueron insuficientes (dificultades logísticas para muestrear todas las islas, distinta fenología de las especies, etc.).

Para Ceuta y Melilla tampoco se ha obtenido ningún dato, aunque de todas las especies consideradas en este trabajo, allí únicamente se observa como reproductor ocasional al gavián común (Jiménez y Navarrete, 2001; Martí y Del Moral, 2003).

Tamaño poblacional. En todos los casos se indica la estima nacional y, cuando fue posible, también las autonómicas y provinciales, pues esto permite que cada administración regional identifique claramente su grado de responsabilidad en la conservación de cada especie, y que pueda comparar cómo varía su abundancia relativa a lo largo del tiempo. Las estimas medias se acompañan de su intervalo de confianza al 90%. Estos valores representan el número de territorios seguros promedio para las dos temporadas reproductoras consideradas, de 2009 y 2010, y la horquilla dentro de la que debió estar el tamaño poblacional real con un elevado grado de certidumbre estadística. Aunque estas poblaciones mínima y máxima indican tamaños poblacionales teóricamente posibles, siempre será mucho más improbable que el valor poblacional real se halle más cercano de alguno de estos extremos que del valor medio estimado.

Es importante insistir en que el tamaño poblacional que se muestra no alude, como es habitual en otros trabajos similares, al número de parejas reproductoras o de nidos. Tal precisión sobre el estatus reproductor de los individuos observados en los muestreos se hallaba totalmente fuera del alcance de un estudio a

escala nacional y basado en participantes voluntarios. Por tanto, y aunque a efectos prácticos en este trabajo se comparen territorios con parejas de otros estudios, debe tenerse muy en cuenta que territorialidad no implica necesariamente nidificación (ni siquiera el mero emparejamiento del individuo territorial), aunque sean valores potencialmente relacionables.

Para facilitar la interpretación de las tablas, todos los valores mostrados han sido redondeados a la decena más cercana en el caso de estimas mayores de 100 aves. Debido al proceso de remuestreo iterativo empleado y a la desigual cobertura lograda en cada región, la suma de los valores medios obtenidos para cada una de las comunidades autónomas o provincias no debe ser igual al resultado para la estima nacional, aunque sí muy similar.

Densidad de territorios. La densidad media de las especies se expresa como número de territorios seguros y probables (el criterio más habitual en los estudios intensivos y locales, facilitando así la comparación entre trabajos distintos) por cada 10 km² de superficie. Para ofrecer datos suficientemente consistentes, únicamente se consideraron aquellas cuadrículas en las que la cobertura de muestreo superó los 25 km², y sólo se mostraron los valores obtenidos para las provincias o comunidades con un mínimo de 5 cuadrículas válidas. Además, se distinguieron dos tipos distintos de densidad media: la resultante de considerar todas las cuadrículas suficientemente muestreadas de una comunidad o provincia, independientemente de si en ellas apareció la especie o no, y la correspondiente a sólo las cuadrículas en las que se constató la presencia de la especie como nidificante potencial. Por último, se indicó la densidad máxima registrada en cada región (correspondiente a una única UTM 10x10 km), para destacar las densidades ecológicas máximas que la especie puede alcanzar en condiciones óptimas.

Índices kilométricos de abundancia (IKA). Se calcularon como número de aves observadas por cada 10 km de transecto en automóvil. Para ofrecer datos suficientemente consistentes, únicamente se consideraron aquellas cuadrículas en las que la cobertura de muestreo superó los 10 km², y sólo se mostraron los valores obtenidos para las provincias o comunidades con un mínimo de 5 cuadrículas válidas. Se distinguieron dos tipos distintos de IKA medio: el resultante de considerar todas las cuadrículas suficientemente muestreadas de una comunidad o provincia, independientemente de si en ellas apareció la especie o no, y el correspondiente a sólo las cuadrículas en las que se detectó a la especie en los recorridos.

Los IKA, por su sencillez metodológica y conceptual, constituyen una excelente herramienta de comparación entre distintos muestreos, y un buen punto de apoyo para confirmar o poner en duda las estimas poblacionales calculadas mediante oteaderos. No obstante, se debe tener muy en cuenta que mediante los IKA los ejemplares que se cuantifican pueden no equivaler a su población reproductora, pues dependiendo de muchos factores pueden incluir fracciones importantes de aves divagantes, migrantes tardíos o tempranos, jóvenes del año, etc.

Tendencia general. Considerando la escasa información disponible para estas especies acerca de sus variaciones poblacionales a lo largo de los años a escalas espaciales amplias, se intenta interpretar sus posibles tendencias demográficas en España. No obstante, debe tenerse en cuenta que esta valoración es meramente orientativa y que sólo podrá confirmarse o desmentirse a partir de futuros datos comparables.

Preferencias biogeográficas. La variable respuesta empleada para examinar qué condiciones ambientales favorecen o limitan a cada especie más significativamente, fue su frecuencia de observación (la misma que para los mapas de distribución). El dendrograma o gráfico en árbol resultante de los *regression trees* consta de varios elementos, que se explican brevemente para facilitar su interpretación. A partir del conjunto inicial de todas las cuadrículas UTM 10x10 km muestreadas mediante oteaderos, los sucesivos nodos (representados como cajas en los gráficos, y numerados en su esquina superior izquierda para su identificación) definen pares de posibles frecuencias de observación para la especie, confiriéndole su apariencia ramificada. Cada nodo se rige por un criterio o condición umbral: el valor concreto de alguno de los predictores considerados que permite dividir las muestras en dos subconjuntos tan diferentes entre sí como es posible en términos de la variable respuesta. Cada criterio se identifica con el nombre de la variable predictora a la que hace referencia y muestra la condición que opone a las cuadrículas de muestreo reunidas en cada rama de la dicotomía (el número de muestras reunidas en cada subconjunto se indica en la esquina superior derecha). La frecuencia de observación en cada nodo se indica en su interior como porcentaje, especificándose las puntas terminales del dendrograma en las que la especie alcanza sus valores máximo (verde) y mínimo (rojo) una vez cumplidas todas las condiciones previas.

En los textos que comentan estos resultados, se intenta contextualizarlos en relación a la información existente al respecto en cada caso, si bien únicamente cuando ésta es mínimamente objetiva y reciente. En caso contrario, se

ha evitado deliberadamente mostrar cuantificaciones poco rigurosas o basadas en metodologías mal explicadas, cuando no en meras suposiciones personales. Esta medida tiene que ver sobre todo con valoraciones del tamaño poblacional que supuestamente tendrían estas especies en provincias concretas o, incluso, en comunidades autónomas enteras. Así, el único trabajo que ofrece estimas poblacionales objetivas metodológicamente y mapas de distribución detallados para todas las especies de rapaces forestales durante el periodo reproductor, es el atlas de las aves nidificantes de Cataluña (Estrada *et al.*, 2004). No obstante, siempre que ha sido posible se han considerado las estimas de algunos otros trabajos (informes técnicos o artículos científicos), particularmente los relativos a comunidades autónomas o provincias «pequeñas», donde metodologías intensivas basadas en equiparar los *nidos detectados* de una especie conspicua con su *censo poblacional absoluto* pueden asumirse como razonablemente creíbles.

Desgraciadamente, los tamaños poblacionales a escala nacional propuestos en el último atlas (Martí y Del Moral, 2003) se basan en criterios muy subjetivos, y a todas luces están fuertemente infravalorados, debido a la falta de datos de campo precisos y la imposibilidad de realizar tratamientos analíticos adecuados. En cambio, sus mapas sí constituyen un buen referente de comparación visual con los mapas del presente trabajo (anexo III), aunque ha de tenerse en cuenta que aquéllos expresan datos de mera presencia-ausencia, recopilados a lo largo de casi 20 años y a una resolución de 100 km², mientras que éstos muestran distintos niveles de abundancia relativa, a lo largo de 2 años y a una escala de 25 km². Los datos publicados en Martí y Del Moral (2003) fueron reinterpretados en clave semicuantitativa por Carrascal (2006; anexo IV), constituyendo el único trabajo cartográfico disponible sobre gradientes de abundancia peninsular de estas especies, pero a costa de perder resolución espacial: sus mapas se muestran a escala de 2.500 km².

Como referentes geográficos más inmediatos a España, el último atlas de las aves nidificantes en Portugal (Equipa Atlas, 2008) y, sobre todo, el libro sobre las rapaces nidificantes en Francia de Thiollay y Bretagnolle (2004) son muy útiles para valorar la congruencia de los mapas y tamaños poblacionales obtenidos para España en esta monografía.

Por último, el anexo V resume los tamaños poblacionales por especie en cada una de las comunidades autónomas, para facilitar comparaciones generales entre especies y regiones.

RESULTADOS

ABEJERO EUROPEO (*Pernis apivorus*)

Distribución

Como se aprecia en la figura 2, el área de distribución del abejero durante su periodo de reproducción potencial está muy claramente delimitada, siendo casi la misma que se mostrara como presencia-ausencia en el último atlas nacional de Martí y Del Moral (2003; anexo III), así como en su equivalente semicuantitativo de Carrascal (2006; anexo IV). Así, ocupa de manera más o menos uniforme la amplia franja septentrional de carácter biogeográfico atlántico, cantábrico o pirenaico que se extiende desde Galicia hasta Cataluña. En esta última comunidad autónoma, su distribución según este estudio es muy concordante con la que ya modelizaran Estrada *et al.* (2004). De acuerdo con esta distribución general tan explícitamente septentrional, el abejero es una de las especies diagnósticas de las regiones ornitogeográficas definidas en Carrascal y Lobo (2003).



© Manuel Estébanez

El abejero europeo es la más escasa de las rapaces forestales ibéricas tratadas en esta monografía.

Por otra parte, en el tercio medio de la Península el abejero aparece a lo largo de todo el Sistema Central, desde cuyo extremo occidental (donde es particularmente frecuente en los valles del Jerte y del Ambroz) se extiende hacia el sur por las comarcas orientales cacereñas. Entre medias de estas dos grandes áreas del norte y centro peninsular se halla un núcleo poblacional importante en la sierra de Urbión, al sur de La Rioja. Por último, la sierra de Albarracín y sus inmediaciones, entre Guadalajara, Cuenca y Teruel, constituye una región particularmente interesante, en el sentido de que la presencia del abejero no fue citada allí en el último atlas nacional a pesar de su aparente relevancia, quizá por una baja intensidad de prospección.

En el resto de España no se han identificado otros núcleos poblacionales destacados, aparte de localidades muy puntuales como por ejemplo las observadas al oeste de Salamanca y Zamora (que son adyacentes a las provincias portuguesas donde el abejero es allí más frecuente; Equipa Atlas, 2008), o en la comarca de Montes de Toledo. En cualquier caso convendría confirmar su presencia como nidificante en muchas de las zonas que alberguen más dudas en uno u otro sentido, pues se trata de una especie de hábitos muy discretos incluso allí donde es frecuente, con lo que el avistamiento de ejemplares en zonas y/o fechas distintas de las más habituales *a priori* puede haber llevado a confundir ejemplares divagantes y territoriales.

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 3 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 1.850 territorios seguros (1.710-1.960). A una escala espacial similarmente amplia, en Francia se estimaron 10.600-15.000 parejas (Thiollay y Bretagnolle, 2004). La diferencia entre los valores de ambos países es perfectamente razonable si se tiene en cuenta que el abejero en Francia está mucho más extendido que en España: allí es una de las rapaces más comunes del país, y su población es claramente la más numerosa de toda Europa occidental (BirdLife International, 2004).

A escala autonómica, más del 80% de toda la población de España se repartiría entre Galicia (unos 710 territorios estimados), Castilla y León (510 territorios) y Asturias (280). Desafortunadamente, las pocas estimas previas disponibles a escala autonómica se basan en criterios metodológicos que no son fácilmente

comparables con los de este trabajo. Una excepción sería el caso de la estima para Cataluña de Estrada *et al.* (2004), de 100-170 parejas y que es netamente superior a la aquí obtenida de 39-64. Las diferencias entre ambas estimas no serían tan elevadas como para concluir que se haya producido un declive poblacional obvio, debido a: a) la dificultad de muestreo de esta especie, que la predispone a que sus estimas sean imprecisas; b) las diferencias metodológicas entre ambos trabajos, como por ejemplo respecto a qué avistamientos pueden equipararse a ejemplares reproductores al margen de los nidos propiamente dichos; y c) la variabilidad demográfica natural esperable para una subpoblación que en cualquier caso sería pequeña y geográficamente marginal. No obstante, se debe reconocer que, al igual que en el caso de Cataluña, muchas de las estimas autonómicas previas ofrecen valores superiores a las del presente trabajo, como Cantabria o Madrid (Roviralta *et al.*, 2004; Fombellida *et al.*, 2007; aunque Galicia dispone de una estima por debajo de la presente; Vidal y Salvadores, 2004). Probablemente la dificultad para detectar a esta especie entre ornitólogos no profesionales haya repercutido a la baja en sus análisis, por lo que convendría asumir que los datos aquí obtenidos reflejan sólo valores mínimos del tamaño poblacional del abejero europeo.

Las densidades reales que se pudieron calcular con suficiente precisión durante los muestreos estandarizados fueron muy pocas, y posiblemente no sean muy representativas de su situación en España, pero son útiles dentro de la enorme escasez de datos demográficos que padece la especie. Así, de las 525 cuadrículas suficientemente muestreadas en España, la presencia de abejeros con comportamiento territorial se constató en sólo 51, donde promedió una densidad de 0,4 territorios/10 km². Sus máximos locales se registraron en Castilla y León con 1,2 territorios/10 km², seguida por Extremadura (0,9 territorios/10 km²) y Cantabria (0,7 territorios/10 km²; un valor dentro del rango registrado para localidades adecuadas del norte de España: 0,2-1,5 parejas/10 km²; Martínez *et al.*, 1995; Consultora de Recursos Naturales, 2003; Fernández *et al.*, 2003; Fombellida *et al.*, 2007; Pina, 2007). En Galicia, a pesar de ser la comunidad autónoma que acoge la mayor fracción poblacional de España, no se han detectado densidades particularmente elevadas (menos de 0,5 territorios/10 km² como máximo; aunque en Villarino *et al.*, 2002 los valores estimados para la comarca de La Limia son aún menores), quizá debido a que se reparta muy homogéneamente en casi la totalidad de las cuatro provincias (Vidal y Salvadores, 2004).

Los transectos desde automóvil no son particularmente adecuados para esta especie (la búsqueda de panales la realizaría volando a baja altura o incluso

caminando (Cramp y Simmons, 1979; Ferguson-Lees y Christie, 2001) y sólo han permitido calcular los valores de abundancias lineales de algunas regiones (tabla 3). De hecho, en la bibliografía previa los IKA son casi inexistentes para el abejero (Vázquez, 2004), por lo que los datos aquí expuestos por ahora no permiten más comentarios.

Tendencia general

Hasta la fecha esta especie no ha podido analizarse mediante el programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011). En el programa de seguimiento de la migración de aves planeadoras en el Estrecho de Gibraltar (MIGRES; Programa MIGRES, 2009) se aprecia un aumento global en el paso postnupcial de abejeros europeos desde 1998. A escala autonómica, buena parte de algunos aparentes incrementos peninsulares (Roviralta *et al.*, 2004; Vidal y Salvadores, 2004; y véase también Equipa Atlas, 2008 para Portugal) se deben atribuir a un mayor esfuerzo de prospección, un factor muy importante en una especie tan poco detectable y de fácil confusión con el busardo ratonero. En cualquier caso, Fernández y Gainzarain (2006) registran un incremento areal en el área de ocupación de la especie en el País Vasco y en Navarra entre 1982 y 2001 (aunque sólo es estadísticamente significativo en la primera comunidad), al igual que Estrada *et al.* (2004) para Cataluña citan un incremento del 43% en el área de ocupación de la especie con respecto a la década de 1980. Por tanto, la información demográfica disponible a escalas espaciales amplias, aunque escasa, indicaría un posible aumento poblacional.

Preferencias biogeográficas

La figura 3 ilustra el árbol de regresión obtenido para el abejero a escala nacional según los datos recogidos desde los oteaderos de muestreo. El hecho de que el primer determinante para haberlo observado entre las 873 cuadrículas acumuladas mediante oteaderos sea simplemente si la especie fue o no citada en el último atlas (nodos 2 y 3), indicaría que las características básicas de su distribución no han variado sustancialmente desde entonces. Al margen de esto, el abejero fue registrado con su máxima probabilidad (13,4%; nodo 7) en el conjunto de cuadrículas cuya cobertura de arbolado caducifolio superó el 26%, pero siempre que además dispusiera de más de un 12% de cobertura agrícola, una configuración ambiental que en el norte de España es rápidamente identificable con

las campiñas (véase al respecto Estrada *et al.*, 2004, Carrascal, 2006; Fombellida *et al.*, 2007 o Tapia *et al.*, 2008a).

Por el contrario, la presencia del abejero fue casi mínima en cuadrículas donde no se detectara en el último atlas y las precipitaciones primaverales se hallaran por debajo de 80 mm, (0,9%; nodo 8; véase Carrascal, 2006). A pesar de ello, en algunas sierras dentro de estas características generales, la especie también pudo alcanzar puntualmente una muy alta probabilidad de observación (7,6% pero en sólo 10 cuadrículas serranas del centro peninsular; nodo 11).



Figura 2. Mapa predictivo de la distribución peninsular del abejero europeo durante el periodo reproductor de 2009-2010.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	11	(5-17)	30 (0)	–	–	2.949	77 (4)	–
Almería	0	–	6 (0)	–	–	411	9 (0)	–
Cádiz	0	–	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	0	–	0 (0)	–	–	245	6 (0)	–
Granada	1	(0-2)	1 (0)	–	–	626	19 (4)	–
Huelva	2	(0-5)	0 (0)	–	–	232	8 (0)	–
Jaén	7	(2-11)	17 (0)	–	–	909	18 (0)	–
Málaga	0	–	2 (0)	–	–	95	3 (0)	–
Sevilla	0	–	2 (0)	–	–	431	14 (0)	–
Aragón	37	(25-49)	53 (0)	–	–	2.343	69 (4)	–
Huesca	31	(21-42)	11 (0)	–	–	747	21 (1)	–
Teruel	1	(0-2)	25 (0)	–	–	854	26 (2)	–
Zaragoza	4	(0-8)	17 (0)	–	–	742	22 (1)	–
Asturias	280	(250-300)	14 (0)	–	–	538	15 (0)	–
Cantabria	68	(56-81)	13 (6)	0,21 (0,46)	0,71	1.167	33 (9)	0,07 (0,24)
Castilla y León	510	(450-560)	117 (15)	0,06 (0,46)	1,19	3.417	88 (7)	0,02 (0,27)
Ávila	30	(20-41)	13 (3)	–	–	533	16 (2)	–
Burgos	70	(53-85)	14 (1)	–	–	255	6 (0)	–
León	260	(220-290)	14 (3)	–	–	333	7 (1)	–
Palencia	56	(41-70)	9 (1)	–	–	178	4 (0)	–
Salamanca	19	(9-28)	19 (1)	–	–	898	24 (2)	–
Segovia	14	(4-23)	16 (3)	–	–	698	19 (1)	–
Soria	25	(16-35)	5 (0)	–	–	182	4 (1)	–
Valladolid	2	(0-4)	13 (0)	–	–	297	7 (0)	–
Zamora	39	(22-58)	14 (3)	–	–	44	1 (0)	–

Tabla 3. Parámetros poblacionales calculados para el abejero europeo durante el periodo reproductor de 2009-2010. Para facilitar su interpretación, los territorios estimados han sido redondeados a la decena más próxima siempre que superaron el centenar.

* Tanto en las densidades de territorios (expresadas por áreas de 10 km²) como en los índices lineales de abundancia (expresados por recorridos de 10 km) se distinguen los valores medios obtenidos para todas las unidades muestrales (cuadrículas UTM 10x10 km) disponibles en cada región, de los obtenidos considerando únicamente las cuadrículas en las que se constató la presencia de la especie (entre paréntesis). Sólo se ofrecen los valores medios en los que el tamaño muestral disponible fue de al menos 5 cuadrículas (umbral establecido subjetivamente para evitar promedios basados en muy pocos datos). En el caso de las densidades territoriales también se muestra el máximo valor registrado, que correspondería al de una única cuadrícula concreta.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Castilla-La Mancha	38	(27-48)	59 (0)	–	–	2.976	76 (3)	–
Albacete	2	(0-4)	3 (0)	–	–	586	14 (0)	–
Ciudad Real	1	(0-2)	21 (0)	–	–	526	14 (0)	–
Cuenca	17	(10-23)	15 (0)	–	–	746	16 (2)	–
Guadalajara	16	(9-23)	8 (0)	–	–	551	15 (1)	–
Toledo	1	(0-2)	12 (0)	–	–	566	17 (0)	–
Cataluña	52	(39-64)	28 (3)	–	–	1.383	35 (5)	0,09 (0,32)
Barcelona	18	(10-27)	10 (1)	–	–	468	11 (1)	–
Gerona	10	(4-15)	6 (1)	–	–	212	6 (4)	0,33 (0,50)
Lérida	20	(12-27)	5 (1)	–	–	397	11 (0)	–
Tarragona	5	(0-7)	7 (0)	–	–	307	7 (0)	–
Com. Valenciana	1	(0-2)	22 (0)	–	–	881	25 (2)	–
Alicante	0	–	3 (0)	–	–	146	3 (0)	–
Castellón	1	(0-2)	12 (0)	–	–	275	10 (2)	–
Valencia	0	–	7 (0)	–	–	460	12 (0)	–
Extremadura	43	(29-58)	81 (10)	0,05 (0,42)	0,87	4.187	113 (17)	0,04 (0,23)
Badajoz	8	(2-13)	50 (4)	–	–	2.125	59 (8)	0,02 (0,17)
Cáceres	36	(23-51)	31 (6)	0,11 (0,57)	0,87	2.062	54 (9)	0,05 (0,29)
Baleia	710	(670-750)	20 (7)	0,12 (0,36)	0,46	2.602	66 (14)	0,07 (0,43)
La Coruña	170	(140-190)	0 (0)	–	–	303	9 (1)	–
Lugo	280	(260-300)	8 (5)	0,21 (0,34)	0,46	603	16 (4)	–
Orense	170	(150-190)	4 (1)	–	–	994	24 (9)	0,11 (0,28)
Pontevedra	93	(80-110)	8 (1)	–	–	703	17 (0)	–
La Rioja	21	(13-29)	14 (4)	–	–	614	17 (3)	–
Madrid	9	(4-14)	49 (3)	–	–	1.937	57 (2)	–
Murcia	8	(5-14)	16 (0)	–	–	138	3 (0)	–
Navarra	30	(18-44)	1 (0)	–	–	623	17 (1)	–
País Vasco	36	(15-50)	8 (3)	–	–	470	12 (3)	0,06 (0,24)
Álava	8	(3-16)	4 (3)	–	–	171	6 (3)	0,12 (0,24)
Guipúzcoa	14	(4-24)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	12	(4-18)	4 (0)	–	–	299	6 (0)	–
Total	1.850	(1.710-1.960)	525 (51)	0,04 (0,42)	1,19	26.225	688 (74)	0,03 (0,29)

Tabla 3 (continuación). *Parámetros poblacionales calculados para el abejero europeo durante el periodo reproductor de 2009-2010. Para facilitar su interpretación, los territorios estimados han sido redondeados a la decena más próxima siempre que superaron el centenar.*

MILANO NEGRO (*Milvus migrans*)

Distribución

En la figura 4 se puede apreciar que el milano negro se concentra muy claramente en la mitad occidental de la Península, particularmente en las provincias de Zamora, Salamanca y Cáceres, y en las adyacentes a ellas (también las portuguesas; Equipa Atlas, 2008). Este patrón ya era muy evidente en los trabajos previos existentes (Martí y Del Moral, 2003, así como en su equivalente semicuantitativo de Carrascal, 2006; anexos III y IV; Palomino, 2006) De acuerdo con la relevancia de Castilla y León, el milano negro es una de las especies diagnósticas de las regiones ornitogeográficas de la meseta norte peninsular definidas en Carrascal y Lobo (2003). Desde este gran centro de distribución se adentra en numerosas provincias del interior peninsular, llegando a ser relativamente frecuente en zonas de Burgos, Soria, Madrid, Ciudad Real, etc. En el norte de España aparece de manera más discontinua en comarcas del centro de Galicia y de la costa cantábrica, mientras que en el sur de España se distribuye principalmente a lo largo de las regiones andaluzas más atlánticas, principalmente en Huelva (también destacada en los modelos para parte de Andalucía de Bustamante y Seoane, 2004), y se adentra hacia el interior sevillano por el bajo Guadalquivir, pero siendo globalmente raro en el resto de provincias de esta comunidad.



© Alberto Rodríguez

Los despojos y carroñas suponen una importante fuente de alimento para el milano negro, por lo que frecuenta muladares y basureros, alcanzando elevadas abundancias.

En la mitad oriental de la Península, poco favorable para el milano negro, la depresión del Ebro sería el área de mayor continuidad y relevancia, aunque en algunas localidades del litoral mediterráneo, dentro de su escasez, sería más fácilmente observable durante el periodo reproductor que lo indicado en el atlas nacional de Martí y Del Moral (2003; tratándose quizá de ejemplares divagantes, migrantes tardíos, etc.). En Cataluña, su distribución actual sería muy similar a la modelizada por Estrada *et al.* (2004): dos focos disyuntos correspondientes al suroeste de Lérida y al este de Gerona.

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 4 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 13.060 territorios seguros (12.740-13.390). En comparación con las 10.300 parejas (9.460-10.930) estimadas durante 2005 (Palomino, 2006) el actual tamaño poblacional es ligeramente superior, una diferencia perfectamente razonable considerando que: a) los métodos empleados son muy diferentes, con el consiguiente margen de variación entre ambas estimas; y b) aparentemente, los programas de seguimiento a gran escala SACRE y MIGRES muestran una tendencia muy positiva en el número de milanos negros detectados durante la última década (véase más adelante) por lo que actualmente sería probable un número de ejemplares algo superior que en 2005.

La estima proporcionada para Francia, de 19.300-24.600 parejas (Thiollay y Bretnolle, 2004), es claramente mayor que la española, a pesar de que allí está ausente de amplias áreas que suponen alrededor de la tercera parte del país. Esto invitaría aún más a suponer que las estimas por encima de 10.000 parejas del anterior censo nacional de 2005 y del presente no están sobreestimando el tamaño poblacional español. A falta de datos más actualizados del resto de poblaciones europeas de milanos negros, la española sería una de las más importantes a escala continental (BirdLife International, 2004).

A escala autonómica, las estimas obtenidas en el censo nacional de 2005 (Palomino, 2006) guardan una correlación entre los tamaños poblacionales medios calculados entonces y los actuales de casi el 76% (figura 5 y tablas 5 y 6). De manera similar, a escala provincial también se da una elevada correlación entre ambos estudios del 62%, y en muchos de los casos donde se observan diferencias aparentemente relevantes entre ambos estudios sus respectivos

intervalos de confianza se solapan o están muy cercanos (por ejemplo, provincias con grandes tamaños poblacionales de milanos como Badajoz, Cáceres, Navarra, Salamanca, Sevilla o Zaragoza). Por tanto, teniendo en cuenta las muchas diferencias entre ambos trabajos (distintas coberturas de muestreo, métodos de campo y técnicas de análisis), sería muy improbable que los resultados fuesen tan similares estando alguno de ellos muy equivocado. En el caso de Cataluña, sin datos durante el censo de 2005, se pueden comparar los datos del presente trabajo, de 68-120 territorios seguros, con los proporcionados en Estrada *et al.* (2004) de unas 80-100 parejas, evidenciando también un elevado grado de coincidencia. No obstante, hay que reconocer que algunos casos concretos merecen ser revisados, en la medida en que han registrado variaciones especialmente significativas y con intervalos de confianza muy distantes entre 2005 y el presente trabajo (p. ej. Asturias, La Rioja, Álava o Castilla-La Mancha, particularmente Toledo o Cuenca). En cualquier caso, las comunidades autónomas que acogerían mayores fracciones poblacionales serían Castilla y León (unos 4.290 territorios estimados), Extremadura (2.310), Andalucía (1.470) y Aragón (1.140), acumulando en total más del 70% de toda la población de España.

Gracias a sus hábitos semicoloniales, el milano negro tiene facilidad para alcanzar elevadas densidades locales, y varias provincias acogieron valores destacables, si bien hay que aclarar que el número de cuadrículas suficientemente bien muestreadas a este respecto no fue muy grande, y que algunas poblaciones excepcionalmente densas, como las del Parque Regional del Sureste de Madrid (Frías *et al.*, 2009) o la del Parque Nacional de Doñana (Sergio *et al.*, 2005), no fueron incluidas. Así, considerando las cuadrículas donde se confirmó su reproducción durante los muestreos, la especie promedió 1,8 territorios/10 km² en Zamora (con máximos locales de hasta 8,9); 1,5 territorios/10 km² en Salamanca (y máximos de 4,4); 1,1 territorios/10 km² en Badajoz (máximos de 2,9); o 1,0-1,1 territorios/10 km² en Segovia y Cáceres (máximos de 3,0-3,2). No se han encontrado otros valores de densidad de nidificantes con los que comparar estos valores (en Palomino, 2006, la información dada hace referencia a individuos totales, incluyendo ejemplares flotantes, divagantes, etc.).

Los índices kilométricos de abundancia calculados mediante los transectos en automóvil (tabla 4) de este trabajo pueden ser comparados con los obtenidos durante el censo nacional de 2005. Así, en la figura 6 se observa la alta correlación existente a escala autonómica entre ambos estudios, si bien en Extremadura y

Galicia se habrían detectado actualmente valores menores. A escala provincial, destacarían mucho los fuertes incrementos de Cuenca y Toledo (65-100% mayores actualmente), que confirmarían los también muy superiores valores obtenidos en términos de territorios estimados para las provincias castellano-manchegas. En sentido contrario, Sevilla habría experimentado un acusado descenso en esta medida de abundancia relativa, que también se reflejaría en una estima menor del número de parejas/territorios. Globalmente, el milano negro promedió 0,96 aves/10 km en las 688 cuadrículas muestreadas en toda España, ascendiendo a 1,75 considerando aquéllas en las que apareció (el 55%). En Cantabria y Extremadura promedió sus abundancias autonómicas más elevadas (2,1-2,4 aves/10 km), seguidas de Madrid y Castilla y León (1,2-1,3 aves/10 km). Salamanca y Cáceres destacaron por encima de todas las demás provincias, promediando 2,5-3,8 aves/10 km (ambas fueron también las más densamente ocupadas en el censo de 2005, junto a La Rioja, insuficientemente muestreada en el presente estudio).



© Ángel Sánchez

El milano negro es una especie marcadamente oportunista, capaz de alimentarse de muy diversas presas.

Tendencia general

Asumiendo una comparación directa entre los datos de 2005 (10.300 parejas; Palomino, 2006) y los de 2009-2010 (13.060 territorios seguros), el milano negro sería actualmente alrededor de un 27% más abundante. Los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), avalarían que la especie experimente un incremento en el conjunto de España desde 1998, de manera que a pesar de las sucesivas fluctuaciones, globalmente hoy sería un 56% más abundante que entonces (figura 7). Esta tendencia creciente es muy clara en las zonas norte y este del país donde la especie es más escasa, y más moderada en Andalucía, mientras que en la zona centro que acoge el grueso de su población se mantiene más estable. El programa de seguimiento de la migración de aves planeadoras en el Estrecho de Gibraltar (MIGRES; Programa MIGRES, 2009) también detecta un progresivo incremento en el paso postnupcial de milanos europeos, del 11,2% anual entre 1998 y 2009. En Portugal se considera que mantiene estable su área de distribución (Equipa Atlas, 2008). A escala autonómica, Fernández y Gainzarain (2006) en el País Vasco y Estrada *et al.* (2004) en Cataluña, detectan incrementos muy acusados en el área de ocupación de la especie desde los años 80. Por tanto, toda la información demográfica disponible, coincide en que la especie experimenta un evidente aumento poblacional a escala nacional, algo que ya se sospechaba tras su primer censo nacional (Palomino, 2006).

Preferencias biogeográficas

La figura 8 ilustra los patrones de preferencias ambientales del milano negro a escala nacional, analizando las 876 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. El principal determinante de su frecuencia de aparición tuvo que ver con cuestiones puramente topográficas, de manera que la especie fue mucho más abundante en cuadrículas de poco relieve (menos de 240 m de rango altitudinal; nodos 2 y 3). Esto es muy congruente con la preferencia de la especie por las zonas llanas y/o localizadas a poca altitud identificada en otros trabajos a escala biogeográfica (Estrada *et al.*, 2004 y Carrascal, 2006). Al margen de esto, la probabilidad de observación del milano negro estuvo siempre muy relacionada con que ya fuese detectada su presencia en el último atlas, tanto en las zonas más adecuadas por ser poco montañosas, como en las menos óptimas. Además de todo esto, las condiciones bajo las que alcanza su máxima frecuencia relativa en el presente muestreo (78,3%; nodo 9), se localizaron en latitudes por

encima de los 39,5° N y con un elevado grado de insolación primaveral de más del 65% de los días despejados (esta última variable, que también favoreció al milano bajo otro tipo de condiciones en el nodo 21, ya fue citada como relevante por Carrascal, 2006).

No obstante, en el modelo del presente trabajo se puede apreciar que la especie puede llegar a ser bastante abundante bajo otras condiciones ambientales muy distintas, en relación con su relativa plasticidad ecológica (véase una síntesis general de la especie en Palomino, 2009), y como también indicaría la relativa disparidad de patrones descritos en los trabajos biogeográficos previos existentes (Bustamante y Seoane, 2004; Estrada *et al.*, 2004; Palomino, 2006; Palomino y Carrascal, 2007).

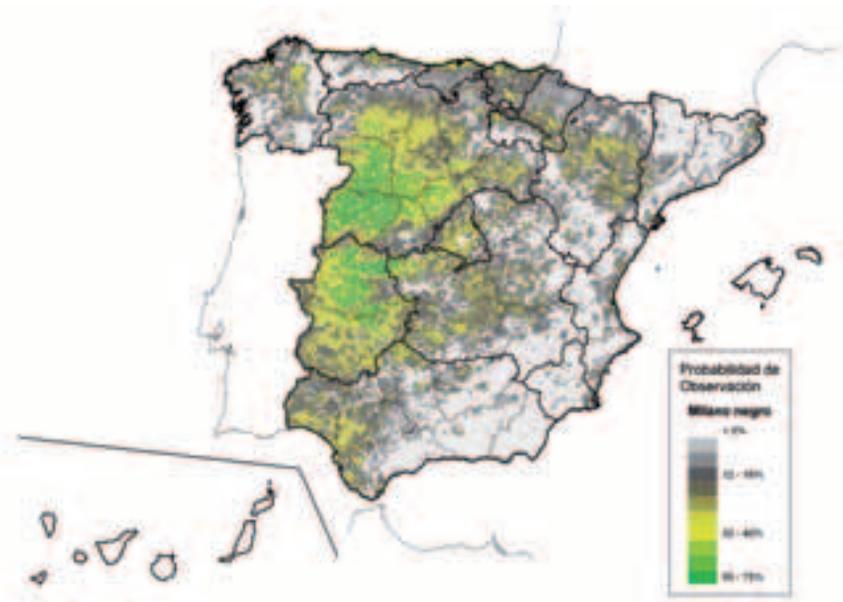


Figura 4. Mapa predictivo de la distribución peninsular del milano negro durante el periodo reproductor de 2009-2010.

Las rapaces forestales en España

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kiló-metros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	1.470	(1.370-1.580)	30 (0)	–	–	2.949	77 (21)	0,19 (0,42)
Almería	3	(0-7)	6 (0)	–	–	411	9 (0)	–
Cádiz	110	(77-130)	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	230	(190-280)	0 (0)	–	–	245	6 (3)	–
Granada	66	(43-89)	1 (0)	–	–	626	19 (0)	–
Huelva	480	(440-520)	0 (0)	–	–	232	8 (5)	0,28 (0,39)
Jaén	230	(190-280)	17 (0)	–	–	909	18 (3)	–
Málaga	13	(4-23)	2 (0)	–	–	95	3 (1)	–
Sevilla	350	(300-390)	2 (0)	–	–	431	14 (9)	0,69 (0,92)
Aragón	1.140	(1.060-1.220)	53 (1)	–	–	2.343	69 (31)	0,56 (0,92)
Huesca	440	(390-500)	11 (0)	–	–	747	21 (15)	0,95 (1,13)
Teruel	180	(140-210)	25 (0)	–	–	854	26 (4)	–
Zaragoza	520	(470-570)	17 (1)	–	–	742	22 (12)	0,65 (1,15)
Asturias	230	(200-270)	14 (1)	–	–	538	15 (4)	–
Cantabria	280	(270-300)	13 (10)	0,90 (1,17)	2,64	1.167	33 (29)	2,35 (2,68)
Castilla y León	4.290	(4.170-4.400)	117 (74)	0,75 (1,18)	8,86	3.417	88 (74)	1,30 (1,43)
Ávila	390	(360-420)	13 (10)	0,57 (0,74)	1,59	533	16 (14)	1,72 (1,97)
Burgos	560	(520-600)	14 (4)	–	–	255	6 (3)	–
León	670	(630-720)	14 (7)	0,33 (0,66)	1,18	333	7 (7)	0,76 (0,76)
Palencia	360	(350-370)	9 (6)	0,26 (0,38)	0,75	178	4 (3)	–
Salamanca	750	(710-790)	19 (16)	1,47 (1,74)	4,38	898	24 (23)	3,81 (3,81)
Segovia	310	(290-320)	16 (9)	0,58 (1,03)	3,02	698	19 (16)	1,84 (2,19)
Soria	360	(320-410)	5 (2)	–	–	182	4 (1)	–
Valladolid	350	(320-380)	13 (6)	0,35 (0,75)	1,27	297	7 (6)	0,79 (0,92)
Zamora	550	(510-600)	14 (14)	1,83 (1,83)	8,86	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	1.190	(1.090-1.300)	59 (8)	0,09 (0,66)	1,97	2.976	76 (24)	0,24 (0,70)
Albacete	50	(29-70)	3 (0)	–	–	586	14 (3)	–
Ciudad Real	410	(350-460)	21 (1)	–	–	526	14 (3)	–
Cuenca	240	(200-280)	15 (2)	–	–	746	16 (7)	0,09 (0,21)
Guadalajara	190	(160-220)	8 (1)	–	–	551	15 (3)	–
Toledo	300	(250-340)	12 (4)	–	–	566	17 (8)	0,74 (1,47)
Cataluña	95	(68-120)	28 (4)	–	–	1.383	35 (7)	0,18 (0,43)
Barcelona	9	(4-15)	10 (0)	–	–	468	11 (0)	–
Gerona	20	(8-32)	6 (2)	–	–	212	6 (4)	–
Lérida	52	(27-75)	5 (1)	–	–	397	11 (2)	–
Tarragona	13	(0-25)	7 (1)	–	–	307	7 (1)	–

Tabla 4. Parámetros poblacionales calculados para el milano negro durante el período reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Com. Valenciana	82	(61-110)	22 (1)	–	–	881	25 (0)	–
Alicante	11	(5-17)	3 (0)	–	–	146	3 (0)	–
Castellón	50	(30-67)	12 (1)	–	–	275	10 (0)	–
Valencia	20	(11-29)	7 (0)	–	–	460	12 (0)	–
Extremadura	2.310	(2.240-2.380)	81 (40)	0,49 (0,99)	3,23	4.187	113 (100)	2,08 (2,29)
Badajoz	1.220	(1.150-1.280)	50 (25)	0,52 (1,05)	2,89	2.125	59 (50)	1,63 (1,80)
Cáceres	1.100	(1.050-1.140)	31 (15)	0,43 (0,89)	3,23	2.062	54 (50)	2,52 (2,72)
Galicia	660	(600-730)	20 (3)	–	–	2.602	66 (27)	0,43 (0,80)
La Coruña	230	(190-270)	0 (0)	–	–	303	9 (3)	–
Lugo	250	(220-290)	8 (3)	–	–	603	16 (10)	1,36 (2,17)
Orense	140	(112-170)	4 (0)	–	–	994	24 (11)	0,16 (0,34)
Pontevedra	36	(19-52)	8 (0)	–	–	703	17 (3)	–
La Rioja	150	(130-170)	14 (0)	–	–	614	17 (3)	–
Madrid	330	(300-360)	49 (14)	0,13 (0,45)	1,47	1.937	57 (35)	1,20 (1,93)
Murcia	34	(18-48)	16 (1)	–	–	138	3 (0)	–
Navarra	450	(430-470)	1 (1)	–	–	623	17 (12)	0,94 (1,32)
País Vasco	340	(310-360)	8 (7)	0,51 (0,58)	1,09	470	12 (12)	0,74 (0,74)
Álava	150	(140-160)	4 (4)	–	–	171	6 (6)	0,83 (0,83)
Guipúzcoa	77	(63-90)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	110	(90-130)	4 (3)	–	–	299	6 (6)	0,65 (0,65)
Total	13.060	(12.740-13.390)	525 (165)	0,30 (0,96)	8,86	26.225	688 (379)	0,96 (1,75)

Tabla 4 (continuación). Parámetros poblacionales calculados para el milano negro durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.



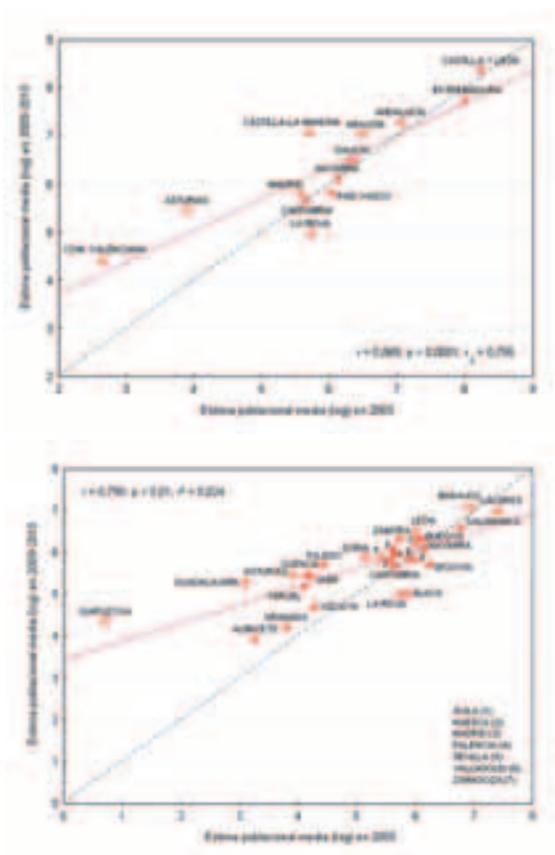


Figura 5. Relación (arriba autonómica; abajo provincial) entre los tamaños poblacionales del milano negro en el último censo nacional de 2005 y los obtenidos en el presente trabajo, previa transformación logarítmica (valores reales: tablas 5 y 6). La línea discontinua señala el eje de perfecta correlación. Para las comunidades o provincias no representadas, el tamaño poblacional no pudo ser estimado en 2005.

	2005 (parejas)	2009-2010 (territorios)	Porcentaje de cambio
Castilla y León	3.737	4.287	↑ (15%)
Extremadura	2.995	2.311	↓ (23%)
Andalucía	1.149	1.473	↑ (>25%)
Castilla-La Mancha	297	1.186	↑ (>100%)
Aragón	650	1.135	↑ (>50%)
Galicia	560	664	↑ (19%)
Navarra	457	451	sin cambios
País Vasco	411	337	↓ (18%)
Madrid	258	327	↑ (>25%)
Cantabria	283	284	sin cambios
Asturias	48	233	↑ (>100%)
La Rioja	304	145	↓ (>50%)
Comunidad Valenciana	13	82	↑ (>100%)

Tabla 5. Comparación autonómica entre los tamaños poblacionales medios del milano negro en el último censo nacional de 2005 y los obtenidos en el presente trabajo.



© Manuel Estébanez

El milano negro parece experimentar un incremento poblacional en los últimos años.

	2005 (parejas)	2009-2010 (territorios)	Porcentaje de cambio
Badajoz	1.014	1.215	↑ (20%)
Cáceres	1.606	1.098	↓ (>25%)
Salamanca	863	746	↓ (14%)
León	406	674	↑ (>50%)
Burgos	441	560	↑ (>25%)
Zamora	304	550	↑ (>50%)
Zaragoza	402	519	↑ (>25%)
Navarra	457	451	sin cambios
Huesca	271	444	↑ (>50%)
Ávila	280	386	↑ (>25%)
Palencia	218	361	↑ (>50%)
Soria	170	361	↑ (>50%)
Valladolid	350	346	sin cambios
Sevilla	407	345	↓ (15%)
Madrid	258	327	↑ (>25%)
Segovia	504	307	↓ (>25%)
Toledo	82	296	↑ (>100%)
Cantabria	283	284	sin cambios
Cuenca	62	237	↑ (>100%)
Asturias	48	233	↑ (>100%)
Jaén	66	231	↑ (>100%)
Guadalajara	21	194	↑ (>100%)
Teruel	59	177	↑ (>100%)
Álava	348	151	↓ (>50%)
La Rioja	304	145	↓ (>50%)
Vizcaya	70	110	↑ (>50%)
Guipúzcoa	1	77	↑ (>100%)
Granada	44	66	↑ (>25%)
Albacete	25	50	↑ (>50%)

Tabla 6. Comparación provincial entre los tamaños poblacionales medios del milano negro en el último censo nacional de 2005 y los obtenidos en el presente trabajo.

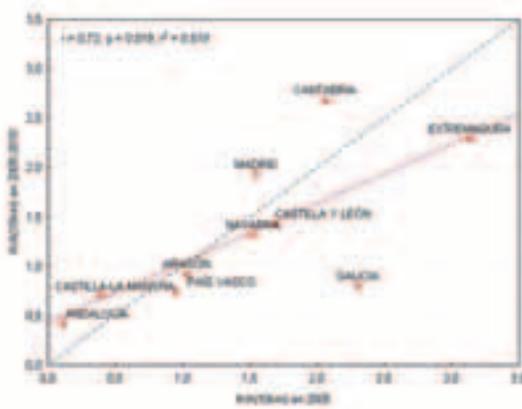


Figura 6. Relación entre los índices kilométricos de abundancia autonómicos medios del milano negro en el último censo nacional de 2005 y los obtenidos en el presente trabajo, expresados como aves/10 km. La línea discontinua señala el eje de perfecta correlación. Para las comunidades no representadas, el tamaño poblacional no pudo ser estimado en alguno de los dos años.

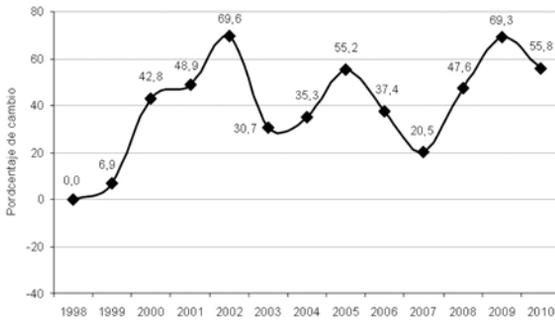


Figura 7. Tendencia poblacional del milano negro en España obtenida a partir de los datos SACRE (Escandell, 2011). Para cada año, se indican los porcentajes de cambio que habría mostrado la especie con respecto a 1998.

MILANO REAL (*Milvus milvus*)

Distribución

Como se muestra en la figura 9, la distribución en España del milano real durante el periodo reproductor se halla muy localizada en el suroeste de Castilla y León (Zamora, Salamanca y Ávila) y en Extremadura (en Portugal, dentro de su escasez, las áreas adyacentes a estas regiones españolas constituyen allí sus principales poblaciones; Equipa Atlas, 2008). Secundariamente, en el norte de Madrid, en la desembocadura del Guadalquivir, y en algunas comarcas de Castilla-La Mancha y de Aragón también se le observa de manera habitual. De acuerdo con esta distribución general, el milano real es una de las especies diagnósticas de las regiones ornitogeográficas de la meseta norte peninsular definidas en Carrascal y Lobo (2003).

La distribución modelizada en este trabajo, muestra algunas diferencias con respecto a los patrones de presencia-ausencia mostrados en el último atlas nacional (Martí y Del Moral, 2003; y por extensión también con su equivalente semicuantitativo de Carrascal, 2006; anexos III y IV), principalmente acerca de su mayor probabilidad de presencia durante el periodo reproductor en amplias zonas del interior de Castilla-La Mancha y en Cádiz. En Cataluña, donde es muy escasa pero se halla en expansión, la comparación con Estrada *et al.* (2004) muestra que en el presente modelo tendría una mayor probabilidad de aparición en las comarcas del sur de Lérida que en las del norte.

En Baleares, donde no ha podido modelizarse su distribución, se sabe que en Mallorca se halla muy localizado en el centro de la Sierra de Tramuntana (más raramente en otros puntos de la isla), y en Menorca en localidades de ambos extremos longitudinales de la isla (Martí y Del Moral, 2003; Adrover y Muñoz, 2010; De Pablo y Pons, 2010).

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 7 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie durante el periodo reproductor. La estima nacional asciende a una media de 3.980 territorios seguros (3.810-4.150). Este tamaño poblacional es netamente mayor que el del segundo censo nacional de 2004: unas 1.990-2.180 parejas (Cardiel, 2006; aunque este trabajo no incluyó la relevante población de

Andalucía), pero enormemente coincidente con el estimado en el primer censo nacional de 1994: unas 3.330-4.050 parejas (Viñuela, 1999). Estos resultados permitirían suponer que una cierta recuperación de la población nacional durante los últimos cinco años, sería la responsable de que actualmente se observe un número de ejemplares algo superior que en 2004. Además, hay que considerar que las dos últimas estimas proporcionadas para Francia, de 3.000-3.900 parejas (Thiollay y Bretagnolle, 2004) y de 2.340-3.020 (Aebischer, 2009) serían similares a la española, a pesar de que allí es una especie rara y muy localizada a unas pocas regiones de todo el país.

En cualquier caso, no se debe olvidar que las coberturas y metodologías de muestreo y análisis difieren mucho entre este estudio y los dos censos anteriores, principalmente: a) muestreo sobre todo tipo de hábitats arbolados *vs.* muestreo centrado en hábitats potencialmente adecuados para esta especie; b) densidades reproductoras calculadas mediante la observación directa de aves con comportamiento territorial desde oteaderos fijos *vs.* densidades reproductoras calculadas mediante la observación de las aves detectadas en recorridos desde automóvil; y c) estima predictiva multivariante del tamaño poblacional *vs.* extrapolación directa del tamaño poblacional considerando la superficie potencialmente ocupable. En cualquier caso, no cabe duda de que la población española de milanos reales sería una de las más importantes a escala continental (BirdLife International, 2004; Aebischer, 2009).

A escala autonómica, las distintas estimas realizadas para el presente estudio guardan una correlación mayor con las obtenidas en el primero de los dos censos nacionales, de 1994 (Viñuela, 1999), que con el de 2004 (Cardiel, 2006): 58% y 19%, respectivamente (figura 10; tabla 8). Teniendo en cuenta esto, las dos mayores poblaciones de España, que corresponderían a Castilla y León (unos 1.780 territorios seguros; 45% del total nacional) y Extremadura (870; 22%), se habrían recuperado durante los últimos años hasta tener actualmente casi los mismos tamaños registrados en 1994; Andalucía (500 territorios), Castilla-La Mancha (350) o Madrid (140) acogerían tamaños poblacionales considerables tras un sensible incremento; por el contrario Aragón (120 territorios) habría experimentado un declive notable. En el caso de Navarra, serían necesarios más muestreos de los aquí logrados antes de valorar si su muy baja estima se debería a un desplome poblacional o a imprecisiones analíticas (esto último, lo más probable; véanse comentarios sobre los IKA más adelante). El resto de autonomías, con tamaños poblacionales de menor entidad, no habrían experimentado variaciones destacadas.

De 525 cuadrículas en toda España donde se pudo cuantificar la densidad territorial de las rapaces, sólo se confirmó la presencia del milano real en 67 (el 13%), promediando entonces 0,6 territorios/10 km². En Salamanca y Zamora, sus dos bastiones poblacionales en la Península, alcanzó sus mayores abundancias, con promedios de 0,8-1,4 territorios/10 km² en las cuadrículas donde se confirmó su presencia. Estos valores serían claramente superiores a los registrados en los anteriores censos nacionales de 1994 (0,2-0,7 parejas/10 km²; Viñuela, 1999) y 2004 (0,2-0,3 parejas/10 km²; Cardiel, 2006), por lo que el incremento en estas abundancias relativas, directamente tomadas en el campo por los participantes, apoyarían los aparentes incrementos en tamaños poblacionales totales, calculados mediante modelizaciones. Respecto a las densidades medias para Extremadura, la comparación con los resultados de 1994 (no se proporcionan estos datos para 2004) resulta en mayores valores actuales para Badajoz (de 0,2 parejas/10 km² se habría pasado a 0,5 territorios/10 km²) y similares para Cáceres (en ambos casos en torno a 0,3 territorios/10 km²). En Madrid, una comunidad autónoma particularmente bien cubierta mediante este tipo de censos por ser pequeña y con muchos ornitólogos, y que acoge una fracción poblacional significativa, la densidad media se habría duplicado con respecto a los datos de 1994 (de 0,14 parejas/10 km² a 0,28 territorios/10 km²), aunque no los máximos locales (1,3 parejas frente a 0,5 territorios), lo que quizá podría estar indicando una distribución actual del milano real menos concentrada frente a la de entonces. Para el censo de 2004 no se proporcionan estos datos para Madrid. En cualquier caso, hay que insistir en que las diferencias metodológicas entre los censos disponibles obligan a interpretar con cautela los resultados expuestos, dado el comprometido estado de conservación de la especie durante la última década.

Según los pocos índices kilométricos de abundancia que se han podido calcular (tabla 7) los mayores valores se alcanzaron en Navarra: 0,7 aves/10 km como promedio de todos los muestreos realizados. Estos valores son iguales a los obtenidos en 1994 y en 2004, por lo que podrían confirmar la estabilidad de la población Navarra y que la bajísima estima poblacional de este trabajo se debe a la pésima cobertura de los muestreos mediante oteaderos en Navarra y sus alrededores. Respecto a las dos mayores poblaciones autonómicas de España, en Castilla y León la importantísima población de Salamanca mostraría valores por encima de los de 2004, mientras que en ambas provincias de Extremadura los IKA aún se hallan lejos de los alcanzados en 1994 (para 2004 no se dispone de datos). Por último, la destacable población de Madrid rondaría los valores obtenidos durante 1994, algo por encima o por debajo de ellos dependiendo de

si se comparan todas las cuadrículas muestreadas o sólo aquellas en las que apareció el milano real.

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), la especie experimenta un declive muy marcado en el conjunto de España a largo plazo. Así, actualmente sería un 33% más escaso que en 1998 (figura 11). Este declive sería particularmente preocupante en la zona norte del país: un 76% más escaso que en 1998, si bien en estas provincias sus poblaciones serían marginales con respecto en el contexto nacional; en cambio, sus núcleos poblacionales principales del centro peninsular (en Castilla y León, Extremadura o Madrid), mostrarían un declive mucho menos acusado del 7%. Más aún, se puede observar que la tendencia poblacional seguida por estas poblaciones desde los preocupantes datos obtenidos en el segundo censo nacional de 2004 (Cardiel, 2006) sería estable o incluso ascendente, tras alcanzar su mínimo en 2006. Estos datos apoyarían el hecho de que en el presente estudio se hayan detectado valores sensiblemente superiores a los encontrados 5-6 años atrás.

El área de ocupación de la pequeña población portuguesa también se ha reducido con respecto a décadas atrás (Equipa Atlas, 2008). En cambio, a escala autonómica, Fernández y Gainzarain (2006) en el País Vasco y Estrada *et al.* (2004) en Cataluña detectan incrementos muy acusados en el área de ocupación de la especie desde los años 80, si bien ambas poblaciones serían muy marginales en el contexto peninsular. Según las conclusiones generales de un reciente congreso internacional sobre la especie, mantendría actualmente en Europa un tamaño poblacional similar al de 1995 en torno a 18.000-25.000 parejas (Aebischer, 2009), que en relación a la evolución de sus principales poblaciones europeas se resumiría con un lento declive en Francia (2.300-3.000 parejas), una notable estabilidad en Alemania (10.400-13.100 parejas), y un continuo crecimiento en Suiza, Suecia o Gran Bretaña (4.200-4.900 parejas, en total).

Por tanto, aunque la delicada situación atravesada durante la pasada década aconseja mucha prudencia, a la vista de la información disponible el milano real podría estar recuperando los niveles poblacionales previos a su reciente declive.

Preferencias biogeográficas

La figura 12 ilustra los patrones de preferencias ambientales del milano real a escala nacional, analizando las 878 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. Globalmente, se le detectó ocho veces más frecuentemente en las cuadrículas que ya ocupara según el último atlas nacional de Martí y Del Moral (2003), algo muy esperable teniendo en cuenta su localizada distribución peninsular y fácil detectabilidad. Las zonas globalmente más adecuadas para esta especie correspondieron a cuadrículas por debajo de 230 m de rango altitudinal y temperaturas menores de 15 °C (nodo 6). Si además el porcentaje de días primaverales soleados fue mayor del 62%, la frecuencia con que apareció en los muestreos fue máxima (casi del 60%; nodo 11). La preferencia por lugares con una mayor diversidad de hábitats del interior peninsular (nodo 13) coincidiría con descripciones previas de paisajes heterogéneos, de carácter ecotónico, donde los parches forestales se alternen con otros más abiertos (Seoane *et al.*, 2003; Estrada *et al.*, 2004 y Carrascal, 2006).

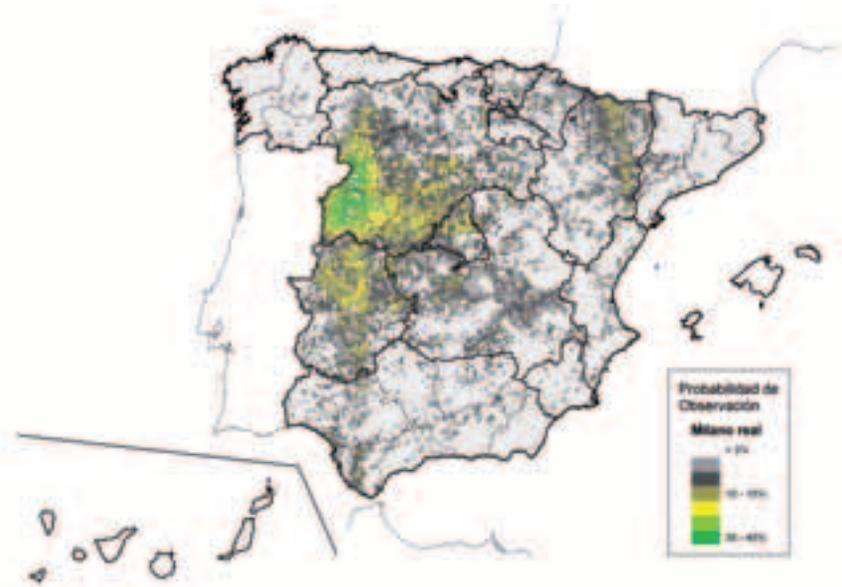


Figura 9. Mapa predictivo de la distribución peninsular del milano real durante el periodo reproductor de 2009-2010.

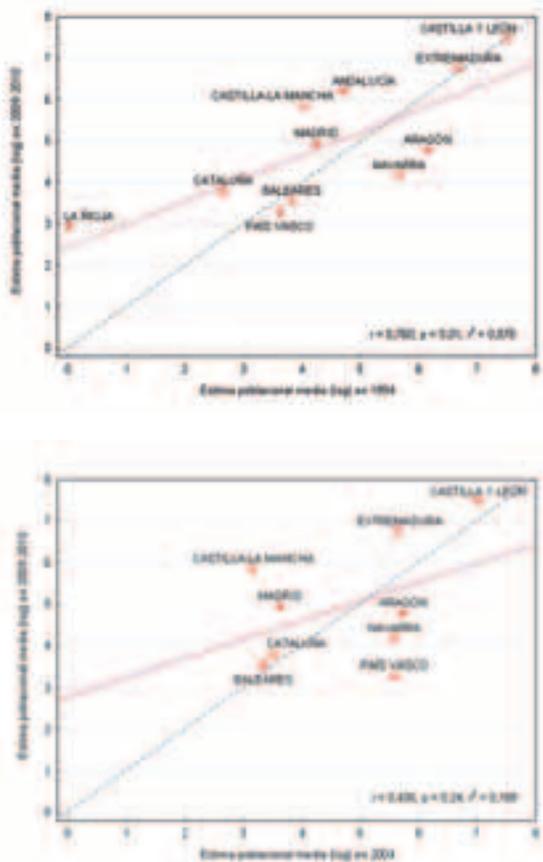


Figura 10. Relación entre los tamaños poblacionales del milano real en el presente trabajo y los dos censos nacionales de 1994 (arriba) y 2004 (abajo), previa transformación logarítmica (valores reales: tabla 8). La línea discontinua señala el eje de perfecta correlación. Para las comunidades no representadas, el tamaño poblacional no pudo ser estimado en alguno de los estudios.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	500	(460-540)	30 (0)	–	–	2.949	77 (0)	–
Almería	3	(0-6)	6 (0)	–	–	411	9 (0)	–
Cádiz	24	(14-33)	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	94	(80-110)	0 (0)	–	–	245	6 (0)	–
Granada	2	(0-4)	1 (0)	–	–	626	19 (0)	–
Huelva	100	(80-120)	0 (0)	–	–	232	8 (0)	–
Jaén	59	(45-74)	17 (0)	–	–	909	18 (0)	–
Málaga	16	(9-24)	2 (0)	–	–	95	3 (0)	–
Sevilla	200	(190-220)	2 (0)	–	–	431	14 (0)	–
Aragón	120	(100-150)	53 (0)	–	–	2.343	69 (17)	0,13 (0,39)
Huesca	60	(47-74)	11 (0)	–	–	747	21 (9)	0,30 (0,59)
Teruel	5	(0-10)	25 (0)	–	–	854	26 (1)	–
Zaragoza	55	(37-74)	17 (0)	–	–	742	22 (7)	0,08 (0,25)
Asturias	0	–	14 (0)	–	–	538	15 (0)	–
Cantabria	3	(0-6)	13 (1)	–	–	1.167	33 (1)	–
Castilla y León	1.780	(1.650-1.880)	117 (37)	0,26 (0,83)	2,39	3.417	88 (57)	0,55 (0,75)
Ávila	270	(260-300)	13 (8)	0,29 (0,47)	1,12	533	16 (15)	0,78 (0,83)
Burgos	110	(92-130)	14 (0)	–	–	255	6 (0)	–
León	130	(110-150)	14 (1)	–	–	333	7 (2)	–
Palencia	78	(57-98)	9 (2)	–	–	178	4 (2)	–
Salamanca	590	(540-630)	19 (11)	0,82 (1,41)	2,39	898	24 (19)	1,60 (1,94)
Segovia	170	(150-190)	16 (5)	0,20 (0,64)	1,41	698	19 (16)	1,01 (1,20)
Soria	66	(53-78)	5 (1)	–	–	182	4 (1)	–
Valladolid	76	(56-98)	13 (0)	–	–	297	7 (1)	–
Zamora	280	(240-320)	14 (9)	0,49 (0,76)	1,50	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	350	(310-400)	59 (2)	–	–	2.976	76 (11)	0,03 (0,28)
Albacete	2	(0-5)	3 (0)	–	–	586	14 (1)	–
Ciudad Real	140	(110-160)	21 (0)	–	–	526	14 (1)	–
Cuenca	2	(0-5)	15 (1)	–	–	746	16 (3)	–
Guadalajara	40	(29-51)	8 (0)	–	–	551	15 (1)	–
Toledo	170	(150-200)	12 (1)	–	–	566	17 (5)	0,08 (0,24)
Cataluña	44	(27-61)	28 (1)	–	–	1.383	35 (4)	–
Barcelona	11	(0-21)	10 (0)	–	–	468	11 (1)	–
Gerona	1	(0-2)	6 (0)	–	–	212	6 (1)	–
Lérida	30	(17-44)	5 (1)	–	–	397	11 (2)	–
Tarragona	1	(0-2)	7 (0)	–	–	307	7 (0)	–

Tabla 7. Parámetros poblacionales calculados para el milano real durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles. ** La estima poblacional de Baleares procede de Adrover y Muñoz (2010) y De Pablo y Pons (2010).

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Com. Valenciana	19	(10-28)	22 (0)	–	–	881	25 (0)	–
Alicante	9	(3-15)	3 (0)	–	–	146	3 (0)	–
Castellón	3	(0-5)	12 (0)	–	–	275	10 (0)	–
Valencia	7	(0-15)	7 (0)	–	–	460	12 (0)	–
Extremadura	870	(820-920)	81 (16)	0,08 (0,40)	1,04	4.187	113 (54)	0,19 (0,36)
Badajoz	370	(340-410)	50 (8)	0,09 (0,54)	1,04	2.125	59 (22)	0,11 (0,28)
Cáceres	490	(460-530)	31 (8)	0,07 (0,27)	0,52	2.062	54 (32)	0,27 (0,45)
Galicia	17	(3-32)	20 (0)	–	–	2.602	66 (1)	–
La Coruña	0	–	0 (0)	–	–	303	9 (0)	–
Lugo	10	(0-19)	8 (0)	–	–	603	16 (0)	–
Orense	7	(0-15)	4 (0)	–	–	994	24 (1)	–
Pontevedra	0	–	8 (0)	–	–	703	17 (0)	–
Islas Baleares	34 (censo absoluto)			sin datos**		sin datos**		
La Rioja	18	(12-24)	14 (2)	–	–	614	17 (1)	–
Madrid	140	(120 -160)	49 (7)	0,04 (0,28)	0,45	1.937	57 (26)	0,28 (0,61)
Murcia	19	(10-28)	16 (0)	–	–	138	3 (0)	–
Navarra	65	(54-78)	1 (1)	–	–	577	16 (9)	0,74 (1,31)
País Vasco	26	(16-36)	8 (0)	–	–	470	12 (3)	–
Álava	25	(17-32)	4 (0)	–	–	171	6 (2)	–
Guipúzcoa	1	(0-2)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	0	–	4 (0)	–	–	299	6 (1)	–
Total	3.980	(3.810-4.150)	525 (67)	0,08 (0,63)	2,39	26.179	688 (184)	0,19 (0,71)

Tabla 7 (continuación). *Parámetros poblacionales calculados para el milano real durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles. ** La estima poblacional de Baleares procede de Adover y Muñoz (2010) y De Pablo y Pons (2010).*

	1994 (parejas)	2004 (parejas)	2009-2010 (territorios)
Aragón	464	308	120
Andalucía	108	sin datos	500
Baleares	45	27	34
Castilla y León	1.837	1.102	1.780
Castilla-La Mancha	55	22	350
Cataluña	13	32	44
Extremadura	780	282	870
La Rioja	0	sin datos	18
Madrid	68	36	140
Navarra	285	263	65
País Vasco	36	14	26

Tabla 8. Comparación autonómica de los tamaños poblacionales medios del milano real según los datos disponibles en los dos censos nacionales y en el presente trabajo.



© Ángel Sánchez

El milano real es una de nuestras rapaces de plumaje más vistoso.

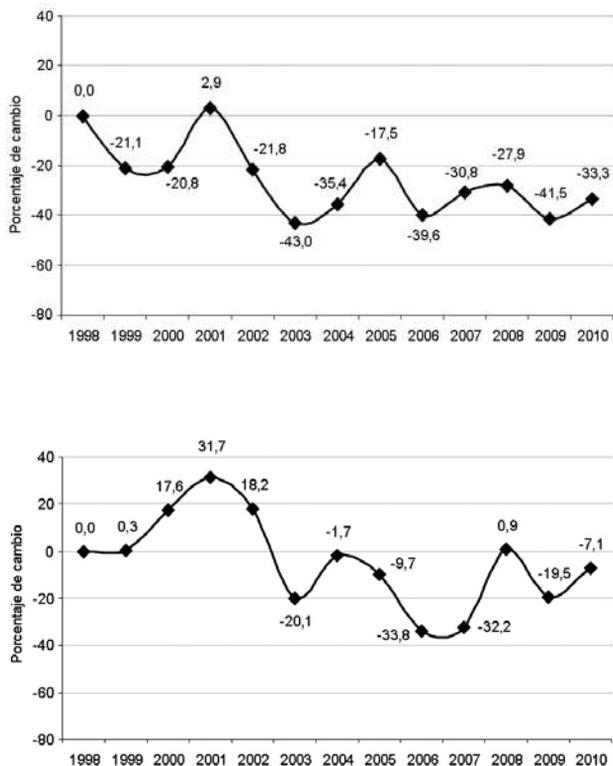


Figura 11. Tendencias poblacionales del milano real en el conjunto de España (arriba) y en la zona centro del país (abajo), donde se localizan la gran mayoría de sus efectivos nacionales, obtenida a partir de los datos SACRE (Escandell, 2011). Para cada año, se indican los porcentajes de cambio que habría mostrado la especie con respecto a 1998.

CULEBRERA EUROPEA (*Circaetus gallicus*)

Distribución

En la figura 13 se observa que la culebrera se halla muy bien distribuida por toda la Península (como también ocurre en Portugal; Equipa Atlas, 2008), con la excepción de los marcados vacíos del centro de las mesetas norte y sur, y de la depresión del Guadalquivir. Su mayor frecuencia de aparición correspondió a la provincia de Cáceres, particularmente a sus comarcas orientales, y a las áreas adyacentes del noreste pacense y del oeste de Toledo y de Ciudad Real. Otras regiones destacables serían, a grandes rasgos, las sierras entre las provincias de Cádiz y Málaga y las del norte de Andalucía (también identificadas en los modelos para parte de esta comunidad de Bustamante y Seoane, 2004), el conjunto de Castellón y de Tarragona, el Prepirineo de Huesca y Lérida y la Cordillera Cantábrica.

Globalmente, sus patrones de distribución son muy concordantes con los de presencia-ausencia mostrados en el último atlas de Martí y Del Moral (2003, y también con su equivalente semicuantitativo de Carrascal, 2006; anexos III y IV), si bien se dan algunas variaciones apreciables, como una presencia mayor y más regular tras el presente estudio en varias provincias (por ejemplo: Toledo, Murcia o, sobre todo, Almería; aunque en esta última provincia Eguía *et al.*, 1994, registraron densidades enormes antes de publicarse el último atlas). Con respecto a la modelización para Cataluña de Estrada *et al.* (2004), aparentemente la diferencia más destacable sería que en el presente estudio se le identifica una mayor probabilidad de ser observada en las comarcas barcelonesas más meridionales (Garraf, Alto Penedés, etc.).

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 9 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 10.380 territorios seguros (10.230-10.550), cuyo único referente objetivo de comparación sería la estima francesa de Thiollay y Bretagnolle (2004): 2.400-2.900 parejas. La diferencia, aunque notable, es bastante razonable si se tiene en cuenta que Francia, siendo de una extensión total similar a la de España, solo alberga poblaciones significativas en un cuarto de todo el país. En cualquier caso, la población española de culebreras sería con toda probabilidad la más importante a escala continental (BirdLife International, 2004).

A escala autonómica, mientras que Estrada *et al.* (2004) estimaron unas 300-400 parejas reproductoras en Cataluña y se la consideraba en indudable expansión, en el presente trabajo se calculan 660-730 territorios seguros. Por tanto, ambos valores serían bastante coherentes asumiendo una clara tendencia poblacional positiva. Para el resto de comunidades autónomas no existen estimas objetivas metodológicamente comparables con las empleadas en el presente trabajo. No obstante, en Cantabria, una comunidad autónoma «pequeña» y con arraigada tradición ornitológica, donde metodologías basadas en equiparar los *nidos detectados* de una rapaz conspicua con su *censo poblacional absoluto* puede resultar relativamente creíble, Fombellida *et al.* (2007) estimaron 92-95 territorios, frente a los 94-130 aquí calculados. Al margen de esto, las comunidades autónomas de mayor tamaño tienden a ser también las que acogen mayores fracciones poblacionales: Castilla-La Mancha (unos 1.800 territorios estimados), Castilla y León



© Ángel Sánchez

Casi uniformemente blanca en vuelo, la culebrera europea es muy fácilmente identificable.

(1.760), Andalucía (1.620) y Aragón (1.340), que acumularían más del 60% de toda la población española.

Globalmente, Castellón acogió las densidades más destacadas de culebrera: promedió 0,9 territorios/10 km² en toda la provincia, llegando a 1 territorio/10 km² al considerar únicamente aquellas cuadrículas en las que se dató su presencia como nidificante potencial (más del 90%), y superando localmente los 2 territorios/10 km². Otras provincias en las que superó una media de 0,5 territorios/10 km² cuando estuvo presente fueron Murcia (con máximos locales de 1,7 territorios/10 km², muy cercanos a los 1,4 de Sánchez-Zapata y Calvo, 1999), La Rioja, Badajoz, León o Cantabria (aunque para esta última comunidad ninguna densidad comarcal superó las 0,5 parejas/10 km² en Fombellida *et al.*, 2007). En el caso del País Vasco, donde se dispone de bastantes valores de densidad, los ahora obtenidos (0,6 territorios/10 km² cuando estuvo presente; máximo de 0,9) concuerdan muy bien con el conjunto de los previamente existentes (0,1-1,1 parejas/10 km²; Martínez *et al.*, 1995; Consultora de Recursos Naturales, 2003; Fernández *et al.*, 2003; Pina, 2007).

En la tabla 9 se muestran sus índices lineales de abundancia según los transectos desde automóvil realizados. La culebrera promedió 0,16 aves/10 km en las 688 cuadrículas muestreadas en toda España, ascendiendo a 0,34 aves/10 km considerando aquéllas en las que apareció (el 46%). Sus mayores abundancias se repartieron entre comunidades autónomas tan dispares como Extremadura, Comunidad Valenciana o La Rioja (promedios autonómicos totales de 0,25-0,28 aves/10 km). La importante población de Castilla y León habría ofrecido en este trabajo resultados similares a los de otros muestreos independientes pero muy cercanos en el tiempo (IBERIS, 2008), mientras que en Castilla-La Mancha sería ahora bastante más abundante que durante 2000 (Castaño, 2002; ESPARVEL, 2000). En Lugo también se han detectado más culebreras actualmente que las calculadas diez años atrás por Vázquez (2004).

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), la especie se mantiene estable en el conjunto de España desde 1998, aunque en Andalucía podría estar experimentando un declive muy acusado. En cambio, el programa de seguimiento de la migración de aves planeadoras en el Estrecho de Gibraltar (MIGRES; Programa MIGRES,

2009) detecta un progresivo incremento anual en el paso postnupcial de culebreras europeas del 6,6% entre 1998 y 2009. En Portugal se considera segura la expansión de su área de distribución (Equipa Atlas, 2008). A escala autonómica, Estrada *et al.* (2004) en Cataluña detectaron un incremento del 56% en el área de ocupación de la especie desde la década de 1980. Por tanto, puesto que la información demográfica disponible a escalas espaciales amplias es relativamente dispar, lo más prudente es esperar a tener más datos antes de concluir cuál es su tendencia general.



© Alberto Rodríguez

Los nidos de culebrera europea son relativamente pequeños para una rapaz de su talla.

Preferencias biogeográficas

La figura 14 ilustra los patrones de preferencias ambientales de la culebrera a escala nacional, analizando las 878 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. La cobertura de encinar fue el primer determinante de su frecuencia relativa de aparición, pues se la observó con el doble de frecuencia en las localidades donde esta categoría forestal superó el 14% (nodos 2 y 3). A pesar de ello,

entre las localidades más adecuadas para la especie (nodo 7) en cuadrículas localizadas a menos de 750 m de altitud media, con precipitaciones primaverales por encima de 8 mm, y menos del 44% de superficie agrícola, las culebreras se vieron más frecuentemente cuando el encinar no excedió del 24% (nodo 10; aunque nótese que por encima de este umbral siguió siendo frecuente). Esta relevancia del encinar, en la distribución biogeográfica de la culebrera ha sido identificada explícitamente por algunos estudios previos (Estrada *et al.*, 2004; Fombellida *et al.*, 2007), y cabe relacionarlo también con otros en los que se describen efectos referentes a monte bajo y matorral, pues la distinción a escalas de paisaje entre estadios arbustivos o arbóreos de la encina en la práctica es muy difícil de establecer (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Campos, 2001; Carrascal, 2006; Moreno-Rueda y Pizarro, 2007). Otro aspecto destacable del modelo obtenido es que la culebrera, aún pudiendo tolerar niveles altos de actividad agrícola, en general preferiría ocupar regiones moderadamente cultivadas (nodos 8-9 y 20-21; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Estrada *et al.*, 2004; Carrascal, 2006; y véase también la revisión general sobre la ecología de la especie de Ontiveros, 2005).

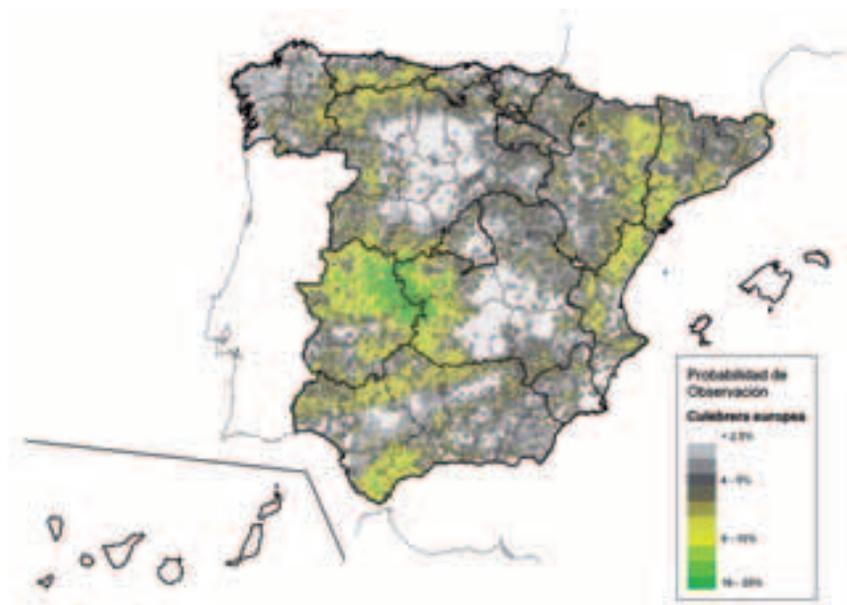


Figura 13. Mapa predictivo de la distribución peninsular de la culebrera europea durante el periodo reproductor de 2009-2010.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	1.620	(1.560-1.680)	30 (13)	0,16 (0,37)	0,64	2.949	77 (45)	0,22 (0,32)
Almería	170	(150-190)	6 (2)	–	–	411	9 (5)	0,15 (0,27)
Cádiz	150	(130-170)	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	220	(200-240)	0 (0)	–	–	245	6 (4)	–
Granada	250	(240-270)	1 (0)	–	–	626	19 (10)	0,18 (0,34)
Huelva	200	(180-220)	0 (0)	–	–	232	8 (2)	–
Jaén	260	(250-280)	17 (8)	0,18 (0,38)	0,59	909	18 (11)	0,12 (0,18)
Málaga	150	(130-170)	2 (0)	–	–	95	3 (3)	–
Sevilla	210	(180-240)	2 (1)	–	–	431	14 (10)	0,27 (0,32)
Aragón	1.340	(1.280-1.400)	53 (9)	0,06 (0,36)	0,58	2.343	69 (21)	0,17 (0,54)
Huesca	410	(370-440)	11 (2)	–	–	747	21 (5)	0,23 (0,82)
Teruel	520	(490-550)	25 (1)	–	–	854	26 (7)	0,12 (0,45)
Zaragoza	410	(380-440)	17 (6)	0,14 (0,39)	0,58	742	22 (9)	0,15 (0,35)
Asturias	240	(210-260)	14 (6)	0,09 (0,21)	0,28	538	15 (6)	0,22 (0,55)
Cantabria	110	(94-130)	13 (8)	0,38 (0,61)	1,41	1.167	33 (6)	0,06 (0,33)
Castilla y León	1.760	(1.680-1.830)	117 (46)	0,14 (0,37)	1,65	3.417	88 (32)	0,10 (0,24)
Ávila	210	(190-230)	13 (5)	0,05 (0,14)	0,19	533	16 (10)	0,17 (0,27)
Burgos	260	(240-290)	14 (8)	0,22 (0,39)	0,80	255	6 (2)	–
León	310	(280-340)	14 (8)	0,30 (0,53)	1,65	333	7 (4)	–
Palencia	90	(69-110)	9 (2)	–	–	178	4 (1)	–
Salamanca	290	(270-320)	19 (6)	0,13 (0,40)	0,87	898	24 (7)	0,06 (0,21)
Segovia	110	(84-130)	16 (3)	–	–	698	19 (3)	–
Soria	280	(260-290)	5 (3)	–	–	182	4 (2)	–
Valladolid	32	(21-43)	13 (1)	–	–	297	7 (2)	–
Zamora	180	(160-200)	14 (10)	0,25 (0,34)	0,60	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	1.800	(1.750-1.860)	59 (24)	0,11 (0,28)	0,87	2.976	76 (34)	0,16 (0,34)
Albacete	290	(280-310)	3 (0)	–	–	586	14 (4)	–
Ciudad Real	430	(400-450)	21 (9)	0,10 (0,22)	0,48	526	14 (10)	0,28 (0,39)
Cuenca	370	(350-390)	15 (5)	0,06 (0,17)	0,25	746	16 (7)	0,18 (0,41)
Guadalajara	400	(380-420)	8 (4)	–	–	551	15 (6)	0,14 (0,34)
Toledo	310	(280-340)	12 (6)	0,21 (0,41)	0,87	566	17 (7)	0,17 (0,39)
Cataluña	690	(660-730)	28 (16)	0,20 (0,34)	0,61	1.383	35 (18)	0,12 (0,19)
Barcelona	150	(130-160)	10 (6)	0,23 (0,38)	0,61	468	11 (4)	–
Gerona	110	(90-120)	6 (4)	–	–	212	6 (5)	0,24 (0,29)
Lérida	270	(250-290)	5 (2)	–	–	397	11 (6)	0,08 (0,14)
Tarragona	170	(160-190)	7 (4)	–	–	307	7 (3)	–

Tabla 9. Parámetros poblacionales calculados para la culebrera europea durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Com. Valenciana	680	(640-730)	22 (16)	0,56 (0,77)	2,06	881	25 (16)	0,25 (0,38)
Alicante	130	(110-140)	3 (3)	–	–	146	3 (2)	–
Castellón	300	(270-330)	12 (11)	0,89 (0,97)	2,06	275	10 (9)	0,44 (0,49)
Valencia	260	(240-280)	7 (2)	–	–	460	12 (5)	0,20 (0,47)
Extremadura	980	(940-1.020)	81 (33)	0,20 (0,49)	2,55	4.187	113 (73)	0,25 (0,39)
Badajoz	410	(380-440)	50 (18)	0,21 (0,58)	2,55	2.125	59 (35)	0,27 (0,44)
Cáceres	570	(550-600)	31 (15)	0,19 (0,38)	1,19	2.062	54 (38)	0,24 (0,34)
Galicia	370	(330-400)	20 (5)	0,09 (0,36)	0,54	2.602	66 (22)	0,09 (0,32)
La Coruña	34	(23-45)	0 (0)	–	–	303	9 (0)	–
Lugo	160	(140-180)	8 (3)	–	–	603	16 (9)	0,13 (0,23)
Orense	130	(120-150)	4 (1)	–	–	994	24 (9)	0,13 (0,34)
Pontevedra	39	(27-51)	8 (1)	–	–	703	17 (4)	–
La Rioja	93	(81-100)	14 (8)	0,33 (0,58)	1,19	614	17 (13)	0,28 (0,37)
Madrid	120	(100-140)	49 (11)	0,06 (0,26)	0,45	1.937	57 (16)	0,05 (0,19)
Murcia	260	(250-280)	16 (9)	0,36 (0,64)	1,66	138	3 (1)	–
Navarra	190	(170-210)	1 (0)	–	–	623	17 (7)	0,18 (0,43)
País Vasco	120	(100-140)	8 (5)	0,34 (0,55)	0,85	470	12 (4)	–
Álava	76	(66-86)	4 (4)	–	–	171	6 (3)	–
Guipúzcoa	22	(14-31)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	21	(12-30)	4 (1)	–	–	299	6 (1)	–
Total	10.380	(10.230-10.550)	525 (209)	0,17 (0,43)	2,55	26.225	688 (314)	0,16 (0,34)

Tabla 9 (continuación). *Parámetros poblacionales calculados para la culebrera europea durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.*

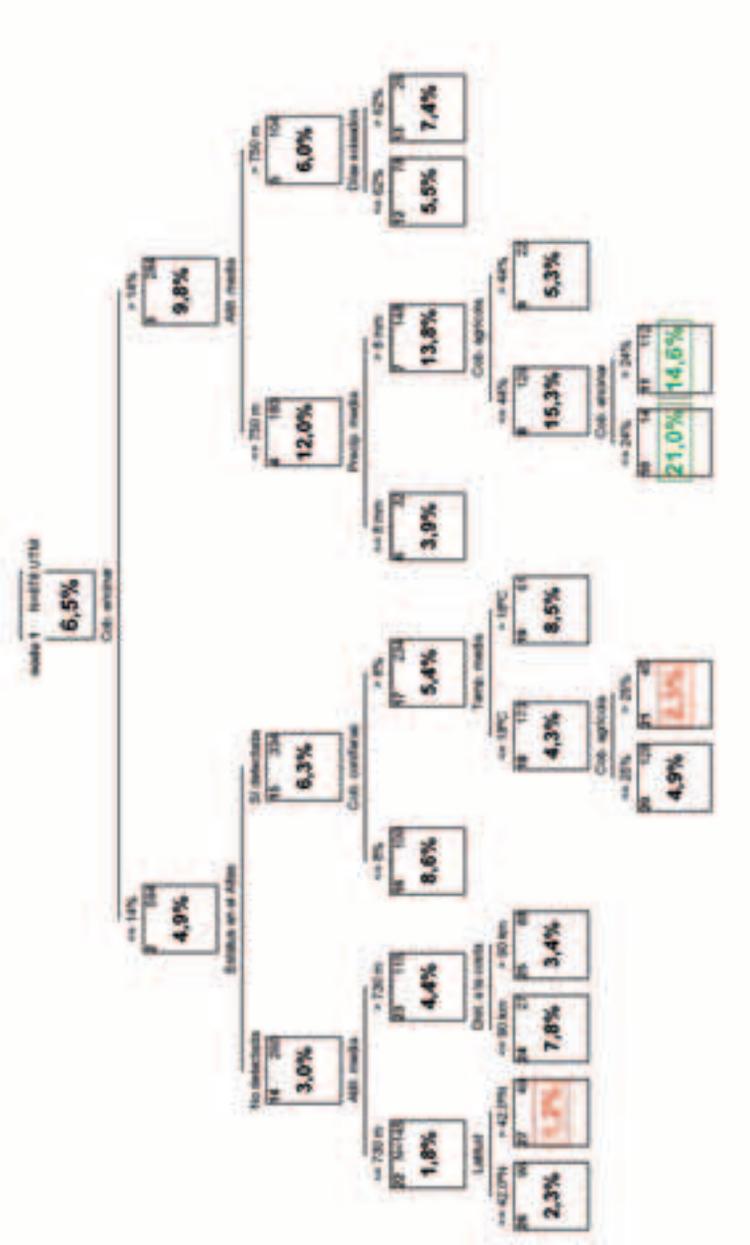


Figura 14. Modelo descriptivo de los patrones de distribución de la culebrera europea en España, a partir de su frecuencia de aparición en los muestreos desde oteaderos. Véase figura 3 para más detalles.

AZOR COMÚN (*Accipiter gentilis*)

Distribución

La figura 15 muestra que el azor se distribuye de manera amplia pero irregular por toda la Península, siendo posible distinguir diversos núcleos poblacionales relativamente aislados entre sí, debido a la abundancia de amplias regiones en las que su presencia parece ser especialmente baja (un patrón también observado en Francia; Thiollay y Bretagnolle, 2004). Así, por ejemplo, mientras que en los dos tercios más occidentales de Extremadura la especie es muy escasa, en cambio en las comarcas orientales de La Siberia, Las Villuercas y Los Ibores parece ser excepcionalmente común (siempre dentro de su inherente dificultad de detección). De hecho, esta zona de Extremadura constituye su principal centro de abundancia en toda la Península, extendiéndose tanto hacia el oeste por la comarca toledana de La Jara, como hacia el norte por la abulense de Valle del Tiétar. Otras áreas del interior peninsular destacables por su amplitud de distribución serían las provincias de Guadalajara, Soria o Zamora, y más localmente algunas sierras de León, Teruel, Albacete, Córdoba o Jaén. Entre las provincias costeras la especie se distribuye con particular importancia en el norte por La Coruña, y Pontevedra (en continuidad con las provincias más noroccidentales de Portugal; Equipa Atlas, 2008).

De las provincias mediterráneas destacan los núcleos poblacionales de las sierras de Málaga, Granada, y Castellón. En Cataluña muestra una distribución particularmente parcheada en todas las provincias, muy acorde con lo que ya modelizaran Estrada *et al.* (2004). El vacío de abundancia más destacable con respecto a lo mostrado en el último atlas nacional de Martí y Del Moral (2003; anexo III) correspondería a una amplia región entre las provincias de Palencia y Burgos, donde actualmente sería mucho más difícil observar azores.

El azor es una de las especies diagnósticas de varias regiones ornitogeográficas del centro y este peninsular definidas en Carrascal y Lobo (2003).

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 10 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 11.350 territorios seguros (11.170-11.520). A una escala espacial

similarmente amplia, la única estima reciente comparable (en términos de objetividad y técnica metodológicas) es la proporcionada para Francia: 4.600-6.500 parejas (Thiollay y Bretagnolle, 2004). La diferencia entre los valores de ambos países es notable, pero por el momento no es posible concluir hasta qué punto responde a la realidad de sus respectivas poblaciones de azor, o a posibles errores de las estimas.

A escala autonómica, la única posibilidad de comparación cuantitativa sólida se encuentra en Cataluña, de modo que donde Estrada *et al.* (2004) estimaran unas 500-1.000 parejas, en el presente trabajo se da un elevado grado de coincidencia con 710-800. De acuerdo con su repartida distribución, las comunidades autónomas de mayor tamaño son también las que acogen mayores fracciones poblacionales. Así, Castilla y León, con unos 2.490 territorios, sería la comunidad autónoma con mayor cantidad de azores (cerca del 22% del total nacional), seguida en importancia por Castilla-La Mancha (unos 2.000 territorios; 18%), Andalucía (1.370 territorios; 12%) y Aragón (1.280; 11%).

No obstante, las densidades locales más destacadas durante los muestreos estandarizados, se han identificado en provincias de otras comunidades autónomas distintas de las que acogen sus mayores poblaciones (quizá porque no tiene la posibilidad de distribuirse tan uniformemente y se «concentra» en áreas favorables): en Pontevedra cuando se detectó a la especie promedió 0,6 territorios/10 km², con cuadrículas que alcanzaron hasta 1,6 territorios/10 km² (muy superiores a las densidades gallegas citadas en Villarino *et al.*, 2002), y en Madrid, Castellón o Barcelona se registraron máximos de 0,9-1,3 territorios/10 km², todas ellas densidades muy destacables en comparación a los diversos datos publicados para localidades concretas de España (todos traducidos a parejas por 10 km²): 1,6 en Córdoba (Moreno-Arroyo *et al.*, 2000); 0,2-0,7 en Álava (Martínez *et al.*, 1995; Consultora de Recursos Naturales, 2003; Fernández *et al.*, 2003; Pina, 2007); 0,1-0,6 en Madrid (Roviralta, 2007; Alcobendas, 2009); 0,5-2,2 en Barcelona (Mañosa *et al.*, 1986; Mañosa, 1994; Baucells *et al.*, 1998; Ribas, 2000; Cira, 2002); 0,02 en Castellón (Verdejo, 1994); 0,07 en Murcia y Alicante (Martínez *et al.*, 1996; Campos, 2001); 0,1 en Albacete (Garrigues *et al.*, 1990).

Los transectos desde automóvil no son adecuados para esta especie, y sólo han permitido calcular los valores de abundancias lineales de algunas regiones (tabla 10). De hecho los IKA son casi inexistentes para el azor durante el periodo reproductor, por lo que los datos aquí expuestos por ahora no permiten más comentarios.

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), no es posible determinar con certeza la tendencia poblacional del azor en el conjunto de España desde 1998, sin duda debido a que esta metodología no se ajusta a sus particularidades de muestreo. En Portugal tampoco está clara su evolución general, considerándose en expansión en unas zonas pero en regresión en otras (Equipa Atlas, 2008). A escala autonómica, los únicos datos objetivos corresponden a Estrada *et al.* (2004) en Cataluña donde se detectó una reducción del 18% en el área de ocupación de la especie desde la década de 1980. Por tanto, aún es imposible valorar con rigor la tendencia poblacional de la especie a escala nacional.

Preferencias biogeográficas

La figura 16 ilustra los patrones de preferencias ambientales del azor a escala nacional, analizando su probabilidad de ser observado en las 878 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. Globalmente, el azor fue más fácilmente observable en el interior peninsular frente a otras regiones, pues se le registró con casi el triple de frecuencia en el conjunto de cuadrículas localizadas a más de 260 km de la costa que en el resto (nodos 2 y 3). Dentro de esta relativamente pequeña área (comprende aproximadamente las provincias de Ávila, Toledo, Madrid, y los márgenes de las adyacentes, con sólo 162 cuadrículas muestreadas frente a las 716 fuera de ella), la especie pudo alcanzar su mayor probabilidad de observación en toda la Península (8,0-8,2%) en regiones con más de 620 m de desnivel medio, entre los 39,5° N y 40,3° N (nodo 8), así como en otras por debajo de esta franja latitudinal (nodo 4). No obstante, dentro de esta zona también llegó a ser muy poco abundante en las localidades con menos relieve (nodo 6) y, particularmente, en las sometidas a un elevado grado de insolación primaveral (nodo 11).

Al margen de los patrones observados en el interior peninsular, la probabilidad de observación del azor en el resto del país estuvo muy relacionada con que ya fuese detectada en el último atlas (nodos 12 y 13). Así, se puede destacar que en las cuadrículas donde su presencia no fue confirmada entonces, su mayor probabilidad de aparecer durante el presente estudio, dentro de su escasez (1,5%), requirió zonas con una cobertura de coníferas notable: más del 33% de la superficie de la cuadrícula (nodo 29). De lo contrario, la presencia



© Alberto Rodríguez

Primer plano de azor común.

del azor fue virtualmente nula, pues las 164 cuadrículas que no alcanzaron esta fracción de pinares o abetales apenas promediaron un 0,2% de probabilidad de observación. La importancia de disponer de una buena cobertura forestal, especialmente de pinares (Campos, 2001; Estrada *et al.*, 2004), se muestra en otros puntos del modelo, pero también hay que reconocer que no es una característica principal de las localidades en las que la especie alcanza su mayor abundancia relativa.

Un efecto interesante es la interacción detectada entre la altitud media y la pluviosidad para determinar la presencia del azor (nodos 14, 15 y sus respectivas dicotomías): en zonas bajas por debajo de 680 m le beneficiaron lluvias primaverales por encima de 74 mm, pero en cambio, en localidades a mayor altitud lo que le favoreció fueron precipitaciones menores de 18 mm.

En definitiva, a esta escala de análisis el azor manifiesta una amplia valencia ecológica (Carrascal, 2006), y las localidades con sus mayores abundancias relativas vienen determinadas básicamente por cuestiones puramente geográficas, topográficas o climáticas, pero no tanto por la cobertura forestal cuyo papel a esta escala de estudio sólo es el matizar otros patrones biogeográficos.

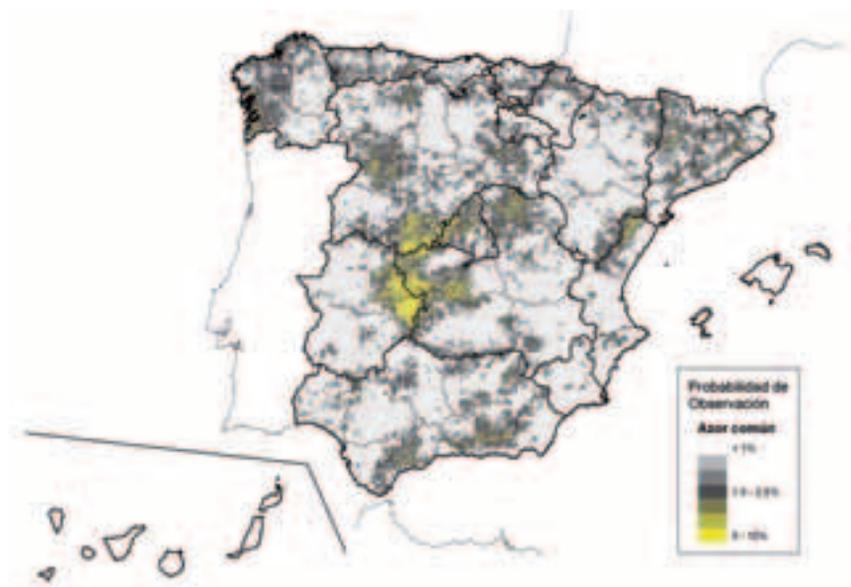


Figura 15. Mapa predictivo de la distribución peninsular del azor común durante el periodo reproductor de 2009-2010.



© Manuel Estébanez

El azor común es una rapaz de complexión muy robusta.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	1.370	(1.310-1.440)	30 (11)	0,09 (0,24)	0,80	2.949	77 (14)	0,05 (0,29)
Almería	82	(67-97)	6 (1)	–	–	411	9 (3)	–
Cádiz	91	(72-110)	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	220	(200-250)	0 (0)	–	–	245	6 (1)	–
Granada	200	(180-220)	1 (0)	–	–	626	19 (8)	0,13 (0,31)
Huelva	190	(170-210)	0 (0)	–	–	232	8 (1)	–
Jaén	320	(290-340)	17 (10)	0,11 (0,18)	0,26	909	18 (1)	–
Málaga	80	(65-97)	2 (0)	–	–	95	3 (0)	–
Sevilla	200	(170-230)	2 (0)	–	–	431	14 (0)	–
Aragón	1.280	(1.220-1.350)	53 (4)	–	–	2.343	69 (5)	0,02 (0,26)
Huesca	390	(350-430)	11 (1)	–	–	747	21 (1)	–
Teruel	560	(530-600)	25 (0)	–	–	854	26 (2)	–
Zaragoza	330	(300-350)	17 (3)	–	–	742	22 (2)	–
Asturias	330	(300-350)	14 (1)	–	–	538	15 (0)	–
Cantabria	130	(120-150)	13 (4)	–	–	1.167	33 (1)	–
Castilla y León	2.490	(2.420-2.550)	117 (25)	0,08 (0,36)	0,71	3.417	88 (11)	0,03 (0,15)
Ávila	260	(240-270)	13 (5)	0,10 (0,26)	0,32	533	16 (1)	–
Burgos	420	(390-440)	14 (2)	–	–	255	6 (1)	–
León	400	(390-420)	14 (1)	–	–	333	7 (2)	–
Palencia	190	(180-200)	9 (0)	–	–	178	4 (1)	–
Salamanca	290	(270-320)	19 (0)	–	–	898	24 (1)	–
Segovia	210	(190-230)	16 (3)	–	–	698	19 (1)	–
Soria	380	(360-400)	5 (1)	–	–	182	4 (2)	–
Valladolid	120	(110-130)	13 (3)	–	–	297	7 (1)	–
Zamora	220	(200-240)	14 (10)	0,31 (0,43)	0,71	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	2.010	(1.940-2.070)	59 (9)	0,04 (0,26)	0,47	2.976	76 (4)	–
Albacete	260	(240-280)	3 (0)	–	–	586	14 (0)	–
Ciudad Real	440	(420-460)	21 (4)	–	–	526	14 (0)	–
Cuenca	490	(460-530)	15 (2)	–	–	746	16 (1)	–
Guadalajara	480	(460-500)	8 (2)	–	–	551	15 (1)	–
Toledo	330	(300-350)	12 (1)	–	–	566	17 (2)	–
Cataluña	760	(710-800)	28 (14)	0,20 (0,40)	0,89	1.383	35 (0)	–
Barcelona	230	(210-260)	10 (8)	0,36 (0,45)	0,89	468	11 (0)	–
Gerona	160	(140-180)	6 (1)	–	–	212	6 (0)	–
Lérida	250	(230-280)	5 (4)	–	–	397	11 (0)	–
Tarragona	110	(100-130)	7 (1)	–	–	307	7 (0)	–

Tabla 10. Parámetros poblacionales calculados para el azor común durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

Las rapaces forestales en España

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Com. Valenciana	420	(370-460)	22 (8)	0,20 (0,54)	0,95	881	25 (7)	0,04 (0,19)
Alicante	55	(42-66)	3 (1)	–	–	146	3 (0)	–
Castellón	230	(200-260)	12 (7)	0,35 (0,60)	0,95	275	10 (5)	0,08 (0,16)
Valencia	140	(110-160)	7 (0)	–	–	460	12 (2)	–
Extremadura	700	(650-750)	81 (11)	0,06 (0,41)	0,61	4.187	113 (15)	0,03 (0,23)
Badajoz	280	(250-310)	50 (9)	0,08 (0,45)	0,61	2.125	59 (12)	0,05 (0,25)
Cáceres	420	(390-450)	31 (2)	–	–	2.062	54 (3)	–
Galicia	900	(860-940)	20 (6)	0,17 (0,57)	1,59	2.602	66 (10)	0,04 (0,33)
La Coruña	230	(210-250)	0 (0)	–	–	303	9 (1)	–
Lugo	320	(300-340)	8 (1)	–	–	603	16 (0)	–
Orense	220	(200-240)	4 (0)	–	–	994	24 (2)	–
Pontevedra	130	(110-150)	8 (5)	0,39 (0,63)	1,59	703	17 (7)	0,06 (0,13)
La Rioja	150	(130-160)	14 (4)	–	–	614	17 (3)	–
Madrid	230	(210-250)	49 (19)	0,18 (0,46)	1,33	1.937	57 (12)	0,06 (0,29)
Murcia	91	(73-110)	16 (1)	–	–	138	3 (0)	–
Navarra	270	(250-290)	1 (0)	–	–	623	17 (1)	–
País Vasco	230	(210-250)	8 (3)	–	–	470	12 (1)	–
Álava	88	(80-95)	4 (3)	–	–	171	6 (1)	–
Guipúzcoa	68	(58-78)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	77	(63-91)	4 (0)	–	–	299	6 (0)	–
Total	11.350	(11.170-11.520)	525 (120)	0,09 (0,39)	1,59	26.225	688 (84)	0,03 (0,23)

Tabla 10 (continuación). *Parámetros poblacionales calculados para el azor común durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.*

GAVILÁN COMÚN (*Accipiter nisus*)

Distribución

La figura 17 muestra cómo el gavián se halla bien distribuido por toda la Península (véase también para Portugal Equipa Atlas, 2008), aunque básicamente acompañando a los ejes forestales más importantes (compárese su mapa predictivo con los del anexo II). No obstante, algunas comarcas típicamente agrarias también pueden ser ocupadas con cierta relevancia, como por ejemplo Tierra de Campos en Castilla y León, o Vega del Guadalquivir en Andalucía (esta última región, aparentemente, más importante para la especie que lo que se indicara en el atlas nacional de Martí y Del Moral, 2003; así como en su equivalente semi-cuantitativo de Carrascal, 2006; anexos III y IV). Sus principales centros de abundancia se localizan en el oeste de Galicia, y el norte del País Vasco y de Navarra, mientras que los vacíos más amplios de distribución se dan en el centro de la meseta sur y del valle del Ebro.

El gavián es una de las especies diagnósticas de varias regiones ornitogeográficas del centro y este peninsular definidas en Carrascal y Lobo (2003).

En Canarias, donde no ha podido modelizarse su distribución, a escala regional se sabe que está muy estrechamente ligado a las masas forestales de todas las islas del archipiélago (salvo en Lanzarote y Fuerteventura que carecen por completo de bosques; Lorenzo, 2007).

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 11 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 13.810 territorios seguros (13.520-14.090), sin considerar a la población canaria para la que no ha sido posible realizar una estima fiable con los escasos datos acumulados, pero que en cualquier caso aportaría poco al total nacional (véanse estimas recientes en Carrascal *et al.*, 2007 o Lorenzo, 2007).

La estima proporcionada para Francia de 33.700-42.600 parejas (Thiollay y Bretagnolle, 2004) implica una diferencia muy notable con lo calculado para España, pero como en casi todas las especies tratadas en esta monografía, la falta de información al respecto impide evaluar la consistencia de estos resultados sin

caer en la pura especulación. En cualquier caso, su patrón de distribución sí parece ser mucho más regular en Francia de lo que es en la península Ibérica.

A esta escala autonómica, mientras que Estrada *et al.* (2004) estimaron unas 1.000-2.000 parejas reproductoras en Cataluña, en el presente trabajo se calculan sólo 650-750 territorios seguros. Pero una vez más, puesto que para el resto de comunidades autónomas no existen estimas objetivas metodológicamente comparables con las empleadas en el presente trabajo, no es prudente valorar el sentido de esta diferencia. Globalmente, las comunidades autónomas de mayor tamaño tienden a ser también las que acogen mayores fracciones poblacionales: Andalucía (unos 4.270 territorios estimados), seguida por Galicia, Castilla y León, Castilla-La Mancha y Aragón (1.200-1.500 territorios cada una) acumularían en total más del 70% de toda la población de España.

Al igual que en el caso de su congénere el azor, las densidades locales más destacadas de gavilán se han identificado en provincias de comunidades autónomas distintas a aquéllas en las que es más abundante. Así, en las cuadrículas en que se confirmó su reproducción durante los muestreos, la especie promedió 0,9 territorios/10 km² en Cantabria, en 0,7 territorios/10 km² en la Comunidad Valenciana, o en 0,5 territorios/10 km² en Canarias y Murcia. Provincialmente, las máximas densidades registradas se detectaron en puntos tan dispares como Castellón (1,9 territorios/10 km²), Ávila (1,6 territorios/10 km²) o Tenerife (1,4 territorios/10 km²). Aunque no existen muchos estudios al respecto, los valores calculados mediante esta metodología están dentro de lo citado mediante otras aproximaciones más intensivas (e. g. Martínez *et al.*, 1996; Ribas, 2000; Campos, 2001; ADN, 2002; Villarino *et al.*, 2002; Roviralta, 2007). No obstante, teniendo en cuenta la dificultad para detectar a esta especie, es muy probable que sus óptimos poblacionales en realidad superen con holgura las presentes estimas. En el País Vasco, por ejemplo, donde *a priori* se hallarían poblaciones muy saludables de gavilán (figura 17), las densidades obtenidas en este trabajo (considerando únicamente 8 cuadrículas muestreadas adecuadamente: 0,3 territorios/10 km² como promedio total; 0,4 como promedio de las zonas con nidificación confirmada; 0,8 como máximo local), se hallan más bien por debajo de las diversas citas que es posible recopilar (2,6 parejas/10 km² en Pina, 2007; 1,1 parejas/10 km² en Consultora de Recursos Naturales, 2003; 0,7 parejas/10 km² en Fernández *et al.*, 2003; 0,6 parejas/10 km² en Martínez *et al.*, 1995).

Los transectos desde automóvil no son adecuados para esta especie, y sólo han permitido calcular los valores de abundancias lineales de algunas regiones (tabla 11). De hecho, los IKA son casi inexistentes para el gavilán durante el periodo

reproductor (Castaño, 2002; Vázquez, 2004), por lo que los datos aquí expuestos por ahora no permiten más comentarios.

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), no es posible determinar con certeza la tendencia poblacional del gavilán en el conjunto de España desde 1998. No obstante, a escala europea experimenta un incremento a largo plazo desde 1980, pero un declive moderado del 6% entre 1990 y 2008 (EBCC, 2010). En Portugal tampoco está clara su evolución general, considerándose en expansión en unas zonas pero en regresión en otras (Equipa Atlas, 2008). A escala autonómica, los únicos datos objetivos corresponden a Estrada *et al.* (2004) en Cataluña donde se detecta una reducción del 18% en el área de ocupación de la especie desde la década de 1980. Por tanto, aún es imposible valorar con rigor la tendencia poblacional de la especie a escala nacional.

Preferencias biogeográficas

La figura 18 ilustra los patrones de preferencias ambientales del gavilán a escala nacional, analizando las 878 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. Globalmente, se le observó con el doble de frecuencia en las localidades donde se acumularon más de 60 mm de lluvia durante mayo de 2009 (nodos 2 y 3). Si además de esta alta pluviosidad la cobertura forestal de coníferas superó el 24%, la probabilidad de encontrar a la especie alcanzó su máximo peninsular con un 7,7% (nodo 5; al respecto de la importancia de las coníferas a escala biogeográfica, véase también Estrada *et al.*, 2004 y Carrascal, 2006). En el resto de regiones peninsulares menos lluviosas, la probabilidad de observación del gavilán estuvo muy relacionada con que ya fuese detectada su presencia en el último atlas (nodos 6 y 7). De entre los casos en que la especie fue detectada entonces, su frecuencia relativa en el presente muestreo fue muy alta (7,5%) en las cuadrículas donde la temperatura media en mayo fue de más de 20 °C (nodo 9). En cambio, de entre las muchas cuadrículas donde no se constató su presencia en el atlas pero se muestrearon en este trabajo (343 en total), hay que señalar que sí fue detectada, y con valores notables (probabilidad de observación del 4,2%), en algunas localidades caracterizadas por un grado elevado de diversidad paisajística, aunque sólo por encima de 430 m de altitud, pues a cotas menores la especie estuvo virtualmente ausente (nodos 16 y 17).



Figura 17. Mapa predictivo de la distribución peninsular del gavilán común durante el periodo reproductor de 2009-2010.



© Javier Fernández

Hembra de gavilán común. En esta especie, los machos son sensiblemente más pequeños.

Las rapaces forestales en España

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	4.270	(4.100-4.440)	30 (7)	0,05 (0,22)	0,34	2.949	77 (27)	0,07 (0,19)
Almería	520	(480-560)	6 (1)	–	–	411	9 (4)	–
Cádiz	610	(560-660)	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	250	(220-280)	0 (0)	–	–	245	6 (2)	–
Granada	840	(790-900)	1 (0)	–	–	626	19 (10)	0,12 (0,23)
Huelva	480	(420-530)	0 (0)	–	–	232	8 (1)	–
Jaén	290	(260-310)	17 (6)	0,08 (0,22)	0,34	909	18 (6)	0,06 (0,16)
Málaga	680	(640-730)	2 (0)	–	–	95	3 (2)	–
Sevilla	630	(590-670)	2 (0)	–	–	431	14 (2)	–
Aragón	1.330	(1.260-1.400)	53 (2)	–	–	2.343	69 (5)	0,02 (0,27)
Huesca	460	(420-500)	11 (0)	–	–	747	21 (1)	–
Teruel	490	(460-520)	25 (0)	–	–	854	26 (1)	–
Zaragoza	380	(340-420)	17 (2)	–	–	742	22 (3)	–
Asturias	450	(420-470)	14 (1)	–	–	538	15 (1)	–
Canarias	datos insuficientes		7 (5)	0,38 (0,53)	1,41	760	19 (11)	0,15 (0,26)
Gran Canaria			0 (0)	–	–	166	5 (2)	–
Tenerife			7 (5)	0,38 (0,53)	1,41	594	14 (9)	0,16 (0,25)
Cantabria	210	(190-220)	13 (7)	0,46 (0,85)	1,41	1.167	33 (8)	0,03 (0,13)
Castilla y León	1.450	(1.390-1.520)	117 (28)	0,11 (0,46)	1,59	3.417	88 (12)	0,03 (0,15)
Ávila	150	(130-180)	13 (6)	0,20 (0,43)	1,59	533	16 (1)	–
Burgos	230	(200-260)	14 (2)	–	–	255	6 (2)	–
León	400	(380-430)	14 (4)	–	–	333	7 (1)	–
Palencia	84	(65-100)	9 (0)	–	–	178	4 (1)	–
Salamanca	180	(160-200)	19 (3)	–	–	898	24 (2)	–
Segovia	48	(37-59)	16 (2)	–	–	698	19 (4)	–
Soria	190	(170-210)	5 (1)	–	–	182	4 (1)	–
Valladolid	23	(14-32)	13 (2)	–	–	297	7 (0)	–
Zamora	150	(130-170)	14 (8)	0,37 (0,66)	1,06	44	1 (0)	–
Castilla-La Mancha	1.280	(1.210-1.350)	59 (5)	0,03 (0,35)	0,64	2.976	76 (15)	0,03 (0,15)
Albacete	170	(140-200)	3 (0)	–	–	586	14 (4)	–
Ciudad Real	270	(240-310)	21 (4)	–	–	526	14 (2)	–
Cuenca	350	(320-390)	15 (0)	–	–	746	16 (3)	–
Guadalajara	310	(290-340)	8 (1)	–	–	551	15 (4)	–
Toledo	170	(150-200)	12 (0)	–	–	566	17 (2)	–

Tabla 11. Parámetros poblacionales calculados para el gavilán común durante el período reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Cataluña	700	(650-700)	28 (12)	0,19 (0,44)	0,95	1.383	35 (6)	0,02 (0,14)
Barcelona	160	(140-180)	10 (7)	0,35 (0,50)	0,95	468	11 (2)	–
Gerona	90	(70-110)	6 (1)	–	–	212	6 (1)	–
Lérida	280	(250-320)	5 (3)	–	–	397	11 (3)	–
Tarragona	170	(150-190)	7 (1)	–	–	307	7 (0)	–
Com. Valenciana	810	(760-870)	22 (9)	0,27 (0,67)	1,91	881	25 (6)	0,08 (0,28)
Alicante	170	(140-200)	3 (3)	–	–	146	3 (3)	–
Castellón	330	(290-360)	12 (6)	0,40 (0,79)	1,91	275	10 (3)	–
Valencia	310	(290-340)	7 (0)	–	–	460	12 (0)	–
Extremadura	690	(630-750)	81 (20)	0,09 (0,37)	0,71	4.187	113 (19)	0,03 (0,18)
Badajoz	260	(220-300)	50 (10)	0,08 (0,41)	0,71	2.125	59 (11)	0,04 (0,21)
Cáceres	430	(390-480)	31 (10)	0,11 (0,33)	0,58	2.062	54 (8)	0,03 (0,19)
Galicia	1.470	(1.390-1.540)	20 (8)	0,15 (0,37)	0,63	2.602	66 (18)	0,06 (0,24)
La Coruña	520	(470-560)	0 (0)	–	–	303	9 (2)	–
Lugo	450	(420-480)	8 (5)	0,19 (0,30)	0,45	603	16 (4)	–
Orense	250	(220-280)	4 (0)	–	–	994	24 (5)	0,04 (0,18)
Pontevedra	250	(120-280)	8 (3)	–	–	703	17 (7)	0,06 (0,14)
La Rioja	100	(90-120)	14 (4)	–	–	614	17 (8)	0,08 (0,18)
Madrid	90	(70-110)	49 (6)	0,03 (0,22)	0,37	1.937	57 (11)	0,05 (0,24)
Murcia	310	(280-340)	16 (6)	0,19 (0,50)	0,95	138	3 (1)	–
Navarra	280	(250-320)	1 (0)	–	–	623	17 (2)	–
País Vasco	360	(330-400)	8 (5)	0,25 (0,39)	0,75	470	12 (1)	–
Álava	90	(70-100)	4 (2)	–	–	171	6 (1)	–
Guipúzcoa	120	(110-130)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	160	(130-180)	4 (3)	–	–	299	6 (0)	–
Total	13.810	(13.520-14.090)	525 (120)	0,10 (0,45)	1,91	24.383	707 (154)	0,04 (0,19)

Tabla 11 (continuación). Parámetros poblacionales calculados para el gavilán común durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

BUSARDO RATONERO (*Buteo buteo*)

Distribución

Dentro de su amplísima distribución peninsular (véase también Equipa Atlas, 2008 para Portugal), la figura 19 evidencia que el ratonero presenta unos muy marcados gradientes de abundancia relativa que no eran apreciables a partir del mapa de presencia-ausencia del último atlas nacional (Martí y Del Moral, 2003; anexo III). Así, su frecuencia de observación globalmente disminuye de norte a sur y de oeste a este, a lo largo de un eje más o menos diagonal que también se puede observar claramente en Carrascal (2006; anexo IV). Sus áreas más continuas de alta abundancia relativa se extienden por toda Galicia, las provincias cantábricas y Castilla y León (particularmente Zamora y Salamanca), mientras que su menor frecuencia de observación se da en Andalucía oriental (sobre todo en Granada y Almería), en las provincias del litoral mediterráneo, y en las sierras del Sistema Ibérico. Valores intermedios se dan en el interior de la meseta sur y en las depresiones del Ebro y del Guadalquivir.

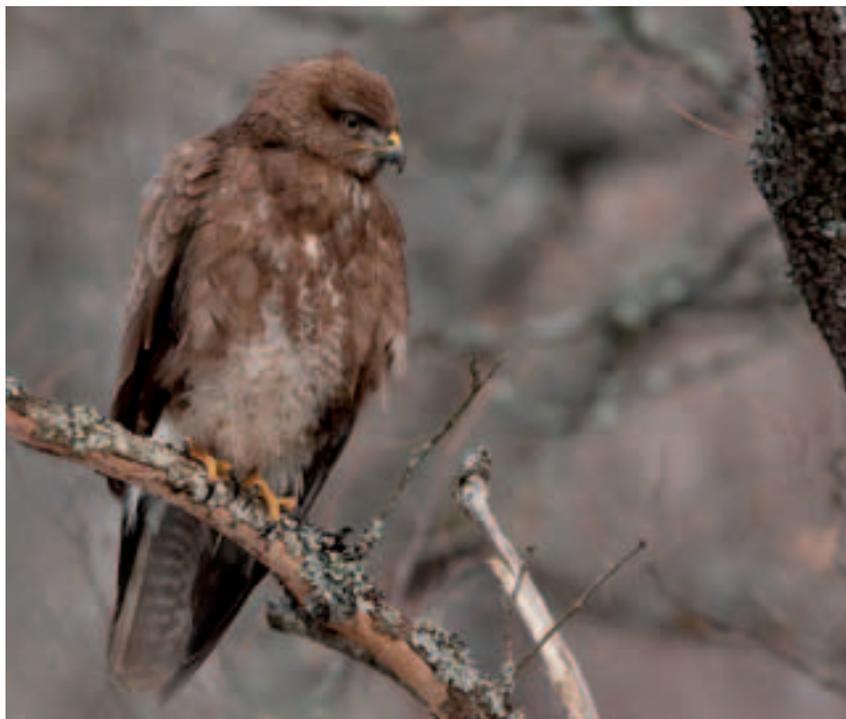
Comparando estos resultados con modelos cartográficos previos, en Cataluña, donde tiene una frecuencia relativa de aparición intermedia en el contexto nacional, el aspecto que menos concuerda con las predicciones de Estrada *et al.* (2004) es la mayor relevancia actual de las zonas más costeras. Respecto a los modelos predictivos realizados por Bustamante y Seoane (2004) para parte de Andalucía (sólo consideran las regiones forestales y/o arbustivas de la comunidad), se ajustan mal con los aquí obtenidos, pues las comarcas más destacadas en uno y otro trabajo son distintas.

En Canarias, donde no ha podido modelizarse su distribución, a escala regional se sabe que está muy ampliamente distribuido en todas las islas del archipiélago, salvo en Lanzarote, donde su presencia es ocasional (Lorenzo, 2007).

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 12 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 31.010 territorios seguros (30.450-31.400). A una escala espacial similarmente amplia, la única estima reciente comparable (por cercanía geográfica y por aspectos metodológicos) es la proporcionada para Francia: 125.000-163.000

parejas (Thiollay y Bretagnolle, 2004). La diferencia entre los valores de ambos países es muy llamativa, pero no es posible aún saber hasta qué punto responde a la realidad de sus respectivas poblaciones de ratonero, o a posibles errores de una u otra estima. No obstante, como se trata de una especie muy abundante y ampliamente distribuida, también es ilustrativo comparar la estima de esta monografía con otras recopiladas en BirdLife International (2004) para los países de Europa de mayor tamaño, y en los que se cumple que: a) deben de poseer una población primaveral de magnitud similar a la española, y b) disponen de una estima de tipo cuantitativo razonablemente fiable. Así, habría 67.000-110.000 ratoneros en Alemania, 50.000-80.000 en Polonia, 31.000-44.000 en Reino Unido, o 25.000-35.000 en Suecia. En definitiva, lo que se observa claramente en estos valores es que la estima calculada para España en esta monografía no es discordante en absoluto con las de nuestro entorno biogeográfico.



© Manuel Estébanez

El busardo ratonero es, con diferencia, la rapaz forestal más abundante y ampliamente distribuida de España.

A escala autonómica, la estima catalana de Estrada *et al.* (2004), consistente en 1.330-1.470 parejas, es sólo algo menor que la del presente trabajo, de 1.740-1.860 territorios seguros. Siendo tan común y estando tan ampliamente distribuido en toda España, las comunidades autónomas de mayor tamaño fueron también las que acogen mayores fracciones poblacionales. Así, Andalucía y Castilla y León superaron ambas los 5.500 territorios seguros (acumulando hasta el 36% de los efectivos nacionales), Castilla-La Mancha acogió 3.900 territorios, Extremadura 2.870 y Aragón 2.480. Sin embargo, incluso en comunidades relativamente pequeñas y geográficamente dispares como Asturias, Canarias o la Comunidad Valenciana se superaron los 1.000 territorios seguros.

Considerando las 525 cuadrículas muestreadas con suficiente intensidad como para calcular las densidades de las rapaces, el ratonero promedió 0,5 territorios/10 km² en toda España. Este valor ascendió a 0,8 territorios/10 km² al considerar únicamente aquellas cuadrículas en las que se dató su presencia como nidificante potencial (casi el 60%). En la provincia de Zamora se alcanzaron las mayores densidades de toda España, promediando 1,7 territorios/10 km² cuando estuvo presente, y con máximos locales de hasta 3,9. Este último valor se halla en la línea de los mayores citados para localidades concretas del norte de España: 3,4-4,5 parejas por 10 km² en Fernández *et al.* (2003), Zuberogoitia *et al.* (2006) o Pina (2007). En Canarias (véase Rodríguez *et al.*, 2010), Galicia (véase Villarino *et al.*, 2002) y Cantabria también se confirmaron elevadas densidades, con promedios cuando estuvo presente de más de 1,1 territorios/10 km² (máximos de 2,2-3,8). Por el contrario, las menores densidades registradas correspondieron a Cuenca o Jaén (promedios de 0,2-0,4 territorios/10 km² cuando estuvo presente). En Murcia, donde la especie es escasa para el contexto peninsular, el presente estudio registró un promedio de unos 0,6 territorios/10 km², un valor razonable teniendo en cuenta las 0,1-0,9 parejas/10 km² citados por otros autores en la región (Martínez *et al.*, 1996; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Campos, 2001; Zuberogoitia *et al.*, 2006). En Cataluña, las 0,7-1,2 parejas/10 km² registradas la pasada década en zonas concretas (Ribas, 2000; Estrada *et al.*, 2004; y véase también ADN, 2002) serían similares a los 0,8 territorios/10 km² que actualmente se promediarían en toda la comunidad. (con máximos locales de 1,5 territorios/10 km²). Para el País Vasco, la comunidad autónoma donde existen más datos con los que comparar las densidades aquí obtenidas, el máximo de 1,7 territorios/10 km² se halla en el extremo inferior de lo registrado previamente con metodologías más intensivas (1,4-4,5 parejas/10 km²; Martínez *et al.*, 1995; Consultora de Recursos Naturales, 2003; Fernández *et al.*, 2003; Zuberogoitia *et al.*, 2006; Pina, 2007).

Los transectos desde automóvil han permitido calcular sus valores de abundancia lineal en muchas regiones (tabla 12). Así, el ratonero promedió 0,68 aves/10 km en las 713 cuadrículas muestreadas en toda España, ascendiendo a 0,89 considerando aquéllas en las que apareció (el 76%). Las comunidades autónomas en las que promedió abundancias a partir de 1 ave/10 km fueron Galicia, Asturias, Cantabria (donde se registró el máximo provincial de toda España: 1,90 aves/10 km como promedio de las cuadrículas en que se le encontró), País Vasco y Castilla y León, evidenciando que sus mejores poblaciones se localizan en el cuadrante noroccidental de la Península (en general, valores similares a otros previos para estas regiones; Vázquez, 2004; Jubete, 2005; IBERIS, 2008). Otras comunidades destacadas, con valores de abundancia por encima de la media nacional, fueron Madrid y Canarias. En Navarra actualmente se habrían registrado valores algo menores que los de mediados de la década de 1990 (Deán, 1996). En cambio, en Ciudad Real sería ahora bastante más frecuente que durante 2000 (Castaño, 2002).

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), el busardo ratonero mantiene una evolución interanual desde 1998 globalmente estable para el conjunto de España, y particularmente en la zona centro del país, si bien algunas de sus poblaciones más septentrionales sí mostrarían un declive moderado (en promedio sería un 21% más escaso que en 1998). A escala europea, experimenta una situación estable a largo plazo desde 1980, pero un declive moderado del 7% entre 1990 y 2008 (EBCC, 2010). En Portugal, dada su dificultad de muestreo, tampoco se han detectado variaciones notables en su área de ocupación durante la última década (Equipa Atlas, 2008), al igual que ocurre en Cataluña según Estrada *et al.* (2004). Por tanto, la información demográfica disponible a escalas espaciales amplias, no indicarían aún ninguna tendencia clara.

Preferencias biogeográficas

La figura 20 ilustra los patrones de preferencias ambientales del busardo ratonero a escala nacional, analizando su probabilidad de ser observado en las 876 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. Las zonas en las que alcanzó su mayor frecuencia relativa de observación (49,2%; nodo 6; 36 cuadrículas en

total) se caracterizaron por localizarse a menos de 880 m de altitud, y promediar en primavera menos de 16 °C y menos de 22 mm de lluvia. No obstante, en otras zonas más lluviosas, localizadas a menos de 60 km de la costa, también se observó a la especie muy frecuentemente cuando dispusieron de una cobertura agrícola mayor del 41% (nodo 11).

Puesto que la especie pudo alcanzar otras frecuencias de aparición destacadas (entre el 25-35%) bajo configuraciones ambientales muy distintas (nodos 9, 10, 13, 17, 23 ó 25), se confirmaría la idea indicada en Carrascal (2006) de que, a escala macroecológica, el ratonero muestra una amplísima valencia ecológica en su distribución sobre los gradientes ambientales definidos para la península Ibérica (véase una síntesis general de la especie en Tapia, 2010). Esto también explicaría la disparidad de patrones descritos en los trabajos biogeográficos previos existentes (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Bustamante y Seoane, 2004; Estrada *et al.*, 2004; Palomino y Carrascal, 2007; Tapia *et al.*, 2008b).

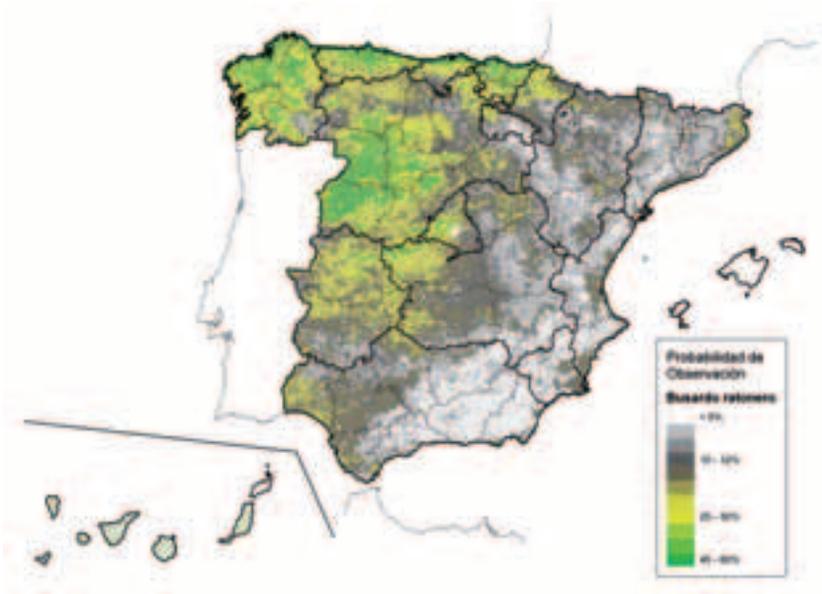


Figura 19. Mapa predictivo de la distribución peninsular del busardo ratonero durante el periodo reproductor de 2009-2010.

Las rapaces forestales en España

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	5.520	(5.400-5.630)	30 (10)	0,11 (0,33)	0,59	2.949	77 (45)	0,27 (0,41)
Almería	460	(430-480)	6 (0)	–	–	411	9 (0)	–
Cádiz	560	(520-600)	2 (1)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	930	(890-970)	0 (0)	–	–	245	6 (6)	0,32 (0,32)
Granada	590	(580-610)	1 (0)	–	–	626	19 (12)	0,24 (0,38)
Huelva	750	(710-800)	0 (0)	–	–	232	8 (5)	0,29 (0,40)
Jaén	700	(660-730)	17 (7)	0,14 (0,35)	0,59	909	18 (8)	0,18 (0,39)
Málaga	420	(390-450)	2 (1)	–	–	95	3 (2)	–
Sevilla	1.120	(1.080-1.150)	2 (1)	–	–	431	14 (12)	0,54 (0,54)
Aragón	2.480	(2.420-2.530)	53 (5)	0,03 (0,35)	0,48	2.343	69 (32)	0,21 (0,37)
Huesca	840	(800-870)	11 (1)	–	–	747	21 (15)	0,38 (0,46)
Teruel	730	(700-750)	25 (1)	–	–	854	26 (5)	0,07 (0,37)
Zaragoza	920	(890-940)	17 (3)	–	–	742	22 (12)	0,16 (0,29)
Asturias	1.030	(980-1.090)	14 (14)	0,74 (0,74)	1,11	538	15 (15)	1,30 (1,30)
Canarias	1.190	(900-1.320)	19 (15)	1,18 (1,50)	2,94	944	25 (20)	0,76 (0,95)
Gran Canaria	580	(410-770)	6 (6)	1,60 (1,60)	2,94	373	11 (10)	1,08 (1,19)
Tenerife	620	(500-730)	13 (9)	0,99 (1,44)	2,33	571	14 (10)	0,52 (0,72)
Cantabria	490	(460-530)	13 (12)	1,12 (1,22)	3,77	1.167	33 (31)	1,79 (1,90)
Castilla y León	5.530	(5.440-5.620)	117 (95)	0,71 (0,88)	3,89	3.417	88 (83)	1,14 (1,18)
Ávila	430	(410-450)	13 (12)	0,67 (0,73)	1,75	533	16 (15)	1,49 (1,59)
Burgos	900	(860-940)	14 (9)	0,52 (0,81)	1,41	255	6 (5)	0,36 (0,43)
León	1.050	(1.000-1.090)	14 (13)	0,75 (0,81)	1,89	333	7 (6)	0,82 (0,95)
Palencia	460	(430-480)	9 (7)	0,39 (0,50)	0,91	178	4 (4)	–
Salamanca	840	(800-890)	19 (17)	0,83 (0,92)	2,39	898	24 (22)	1,92 (2,01)
Segovia	320	(310-330)	16 (12)	0,35 (0,47)	1,11	698	19 (19)	1,11 (1,11)
Soria	550	(540-570)	5 (2)	–	–	182	4 (4)	–
Valladolid	390	(380-400)	13 (9)	0,47 (0,68)	1,27	297	7 (7)	1,28 (1,28)
Zamora	600	(570-640)	14 (14)	1,67 (1,67)	3,89	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	3.900	(3.840-3.950)	59 (26)	0,21 (0,47)	1,99	2.976	76 (46)	0,35 (0,57)
Albacete	670	(650-680)	3 (0)	–	–	586	14 (8)	0,35 (0,62)
Ciudad Real	1.000	(970-1.040)	21 (6)	0,12 (0,43)	0,77	526	14 (10)	0,24 (0,34)
Cuenca	760	(750-770)	15 (8)	0,12 (0,23)	0,31	746	16 (8)	0,20 (0,41)
Guadalajara	640	(620-650)	8 (4)	–	–	551	15 (10)	0,32 (0,49)
Toledo	830	(790-870)	12 (8)	0,53 (0,80)	1,99	566	17 (10)	0,61 (0,98)

Tabla 12. Parámetros poblacionales calculados para el busardo ratonero durante el período reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Cataluña	1.800	(1.740-1.860)	28 (16)	0,44 (0,78)	1,52	1.383	35 (21)	0,30 (0,40)
Barcelona	440	(410-460)	10 (7)	0,84 (1,20)	1,52	468	11 (8)	0,31 (0,39)
Gerona	400	(360-430)	6 (5)	0,40 (0,48)	0,89	212	6 (5)	0,67 (0,81)
Lérida	650	(620-690)	5 (3)	–	–	397	11 (7)	0,21 (0,33)
Tarragona	310	(290-330)	7 (1)	–	–	307	7 (1)	–
Com. Valenciana	1.120	(1.070-1.160)	22 (9)	0,20 (0,50)	1,01	881	25 (6)	0,04 (0,14)
Alicante	280	(250-310)	3 (3)	–	–	146	3 (2)	–
Castellón	340	(320-360)	12 (6)	0,31 (0,62)	1,01	275	10 (2)	–
Valencia	500	(470-520)	7 (0)	–	–	460	12 (2)	–
Extremadura	2.870	(2.790-2.960)	81 (49)	0,50 (0,83)	2,48	4.187	113 (96)	0,63 (0,73)
Badajoz	1.380	(1.320-1.450)	50 (30)	0,45 (0,74)	2,48	2.125	59 (49)	0,68 (0,79)
Cáceres	1.490	(1.430-1.550)	31 (19)	0,59 (0,96)	1,78	2.062	54 (47)	0,58 (0,66)
Galicia	2.390	(2.290-2.470)	20 (17)	0,93 (1,10)	2,23	2.602	66 (64)	1,00 (1,01)
La Coruña	750	(700-800)	0 (0)	–	–	303	9 (9)	1,47 (1,47)
Lugo	820	(790-850)	8 (7)	0,97 (0,97)	1,94	603	16 (16)	1,06 (1,06)
Orense	480	(440-510)	4 (3)	–	–	994	24 (23)	0,83 (0,87)
Pontevedra	330	(300-370)	8 (7)	1,08 (1,23)	2,23	703	17 (16)	0,65 (0,65)
La Rioja	290	(280-310)	14 (6)	0,37 (0,85)	1,19	614	17 (10)	0,38 (0,64)
Madrid	450	(420-470)	49 (31)	0,47 (0,74)	2,79	1.937	57 (48)	0,79 (0,92)
Murcia	520	(490-540)	16 (9)	0,31 (0,56)	1,66	138	3 (0)	–
Navarra	760	(720-810)	1 (0)	–	–	623	17 (11)	0,62 (0,96)
País Vasco	670	(620-720)	8 (7)	0,90 (1,03)	1,70	470	12 (12)	1,08 (1,08)
Álava	270	(220-290)	4 (4)	–	–	171	6 (6)	1,32 (1,32)
Guipúzcoa	190	(170-210)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	210	(180-250)	4 (3)	–	–	299	6 (6)	0,84 (0,84)
Total	31.010	(30.450-31.400)	525 (306)	0,46 (0,79)	3,89	27.169	713 (540)	0,68 (0,89)

Tabla 12 (continuación). Parámetros poblacionales calculados para el busardo ratonero durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.



Figura 20. Modelo descriptivo de los patrones de distribución del busardo ratonero en España, a partir de su frecuencia de aparición en los muestreos desde ateaderos. Véase figura 3 para más detalles.

AGUILILLA CALZADA (*Hieraaetus pennatus*)

Distribución

La figura 21 muestra cómo se distribuye a escala nacional la calzada. Globalmente tiene un patrón predominantemente occidental, siendo particularmente frecuente en las provincias de Zamora, Salamanca, Cáceres, Huelva y Cádiz, así como en las adyacentes a ellas (también las portuguesas; Equipa Atlas, 2008). Desde estos centros principales de abundancia se adentra en numerosas provincias del interior peninsular, llegando a ser relativamente frecuente en muchas zonas de Soria, Guadalajara, Ciudad Real, etc. En cambio, en el norte de España, es muy poco frecuente en Galicia y en todas las provincias cantábricas, y también escasea claramente a lo largo de todas las provincias mediterráneas, desde Almería hasta Gerona. Con respecto a los patrones mostrados en el último atlas nacional de Martí y Del Moral (2003; anexo III), y que expresados de modo semicuantitativo, son también los de Carrascal (2006; anexo IV), las cuestiones más destacables encontradas en el presente estudio serían que actualmente parece distribuida con mayor continuidad en el Prepirineo oscense y en el centro de la meseta sur, mientras que en Navarra su distribución se habría retraído.

Comparando estos resultados con modelos cartográficos previos, en Cataluña, donde es muy escasa pero se halla en clara expansión, su comparación con lo publicados por Estrada *et al.* (2004) no muestra variaciones evidentes. Respecto a los modelos predictivos realizados por Bustamante y Seoane (2004) para parte de Andalucía (sólo consideran las regiones forestales y/o arbustivas de la comunidad), ambos estudios identifican varios de sus centros principales de distribución, como las comarcas del este de Jaén y del sur de Huelva.

En Baleares, donde no ha podido modelizarse su distribución, se sabe que a escala regional en Mallorca ocupa básicamente la sierra de Tramuntana (con localidades puntuales en el resto de la isla), y en Menorca se distribuye más o menos homogéneamente (Martí y Del Moral, 2003; Viada y De Pablo, 2009)

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 13 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional de la especie según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 18.490 territorios seguros (18.390-18.840). En comparación, Thiollay y

Bretagnolle (2004) estiman que en Francia hay tan pocas como 380-650 parejas. Pero allí la calzada es indudablemente rara y se halla casi completamente restringida a los Pirineos, por lo que a escala biogeográfica la población gala podría considerarse una pequeña prolongación de la población ibérica (que ya de por sí no es particularmente abundante en la vertiente española de la cordillera pirenaica). De hecho, no cabe duda de que a escala continental, la población española de aguililla calzada es la más importante (BirdLife International, 2004).

A escala autonómica, en Cataluña las 560-640 parejas de la presente estima contrastan mucho con las 40-100 parejas que calcularan Estrada *et al.* (2004). Aunque se remarcara entonces que la especie experimentaba un espectacular crecimiento poblacional en esta comunidad autónoma, convendría recopilar más información para valorar si las estimas aquí expuestas están o no sobrevaloradas (y véase en el mismo sentido Vázquez, 2003, para Galicia). No obstante, en Cantabria, una comunidad autónoma «pequeña» y con arraigada tradición ornitológica, donde metodologías basadas en equiparar los *nidos detectados* de una especie conspicua con su *censo poblacional absoluto* puede resultar relativamente creíble, Fombellida *et al.* (2007) estimaron 78-86 territorios, frente a los 43-74 aquí calculados. Las comunidades autónomas que acogieron mayores fracciones poblacionales de aguililla calzada fueron las de mayor extensión: Castilla y León (unos 3.820 territorios estimados), Andalucía (3.790), Castilla-La Mancha (3.020), Extremadura (2.210) y Aragón (1.940), acumulando en total el 80% del total nacional.

Curiosamente, fue en Murcia y Castellón donde, a pesar de sus modestas poblaciones totales, se registraron sus mayores densidades territoriales, promediando respectivamente 1 y 0,8 territorios/10 km² en las cuadrículas donde se confirmó su presencia (y con máximos locales tan elevados como 4,4 territorios/10 km² en el caso de Murcia. No obstante, otros registros destacados a lo largo de la costa mediterránea avalarían este resultado: Eguía *et al.*, 1994; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Muñoz y Blas en Martí y Del Moral, 2003 o Martínez *et al.*, 2006). Los siguientes valores en importancia correspondieron a Extremadura con 0,7 territorios/10 km² en ambas provincias (con máximos locales de 2,4-3,2; y véase Onofre *et al.* y Cruz en Equipa Atlas, 2008 para valores cercanos en Portugal), Castilla y León que promedió 0,7 territorios/10 km², con máximos en poblaciones de Zamora y Salamanca de unos 2 territorios/10 km² (habiéndose citado valores similares o mayores en otras zonas del centro peninsular: García Dios, 2005; Díaz, 2006; Roviralta, 2007) o Andalucía, Cantabria (véase Fombellida *et al.*, 2007) y La Rioja, con 0,6 territorios/10 km² en los tres casos.



El aguililla calzada puede presentar dos plumajes muy distintos: ejemplares claros muy fácilmente identificables, y otros oscuros menos habituales pero fácilmente confundibles.

Los índices kilométricos de abundancia calculados (tabla 12) confirman la importancia global de Castilla y León y Extremadura, con IKA provinciales medios por encima de 0,4 aves/10 km en Salamanca, Valladolid, Segovia, Cáceres o Badajoz. En comparación con los datos registrados en IBERIS (2008), con 0,29 aves/10 km en todas las cuadrículas muestreadas de Castilla y León, el presente muestreo arrojaría cifras ligeramente superiores, de 0,33 aves/10 km. Otros valores destacados en el contexto nacional se registraron en Granada, Toledo o Madrid. En la bibliografía previa este tipo de datos son casi inexistentes para la especie (Castaño, 2002), por lo que los datos aquí expuestos por ahora no permiten más comentarios.

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), el aguililla calzada experimenta un incremento muy marcado en el conjunto de España desde 1998, siendo hoy un 43% más

abundante que entonces (esta tendencia es particularmente consistente en la zona centro del país: 53% más abundante). El programa de seguimiento de la migración de aves planeadoras en el Estrecho de Gibraltar (MIGRES; Programa MIGRES, 2009) también detecta un progresivo incremento en el paso postnupcial de la especie del 10,4% anual entre 1998 y 2009. En Portugal se considera verificada su expansión pronunciada en su área de distribución (Equipa Atlas, 2008). A escala autonómica, Fernández y Gainzarain (2006) en el País Vasco y en Navarra, y Estrada *et al.* (2004) en Cataluña detectan incrementos muy acusados en el área de ocupación de la especie desde la década de 1980. Por tanto, la información demográfica disponible a escalas espaciales amplias, aunque escasa, coincide siempre en un posible aumento poblacional.

Preferencias biogeográficas

La figura 22 ilustra los patrones de preferencias ambientales del aguililla calzada a escala nacional, analizando las 878 cuadrículas de 100 km² muestreadas mediante oteaderos. Globalmente, fue más fácilmente observable en el interior peninsular frente a otras regiones, pues se la registró con cerca del triple de frecuencia en el conjunto de cuadrículas localizadas a más de 170 km de la costa que en el resto (nodos 2 y 3). De hecho, en las 82 cuadrículas muestreadas a menos de 29 km de la costa se promedió su mínima abundancia relativa (nodo 26). De entre estas grandes áreas del interior en las que es más abundante, su mayor frecuencia de aparición (casi el 50%; nodo 9) correspondió a localidades con una temperatura media primaveral inferior a 16 °C, pero con más del 62% de los días soleados, y con un moderado relieve de menos de 210 m de variación máxima (véase también Carrascal, 2006 respecto a esta última variable).

Puesto que la especie pudo alcanzar otras frecuencias de aparición destacadas (entre el 20-30%) bajo configuraciones ambientales muy distintas (nodos 8, 11, 14 ó 21), se confirmaría la idea indicada en Carrascal (2006) de que a escala macroecológica la especie muestra una amplísima plasticidad en su distribución sobre los gradientes ambientales definidos para la península Ibérica (véase una síntesis general de la especie en García Dios, 2005), como también indicaría la relativa disparidad de patrones descritos en los trabajos biogeográficos previos existentes (Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Bustamante y Seoane, 2004; Estrada *et al.*, 2004; Palomino y Carrascal, 2007).

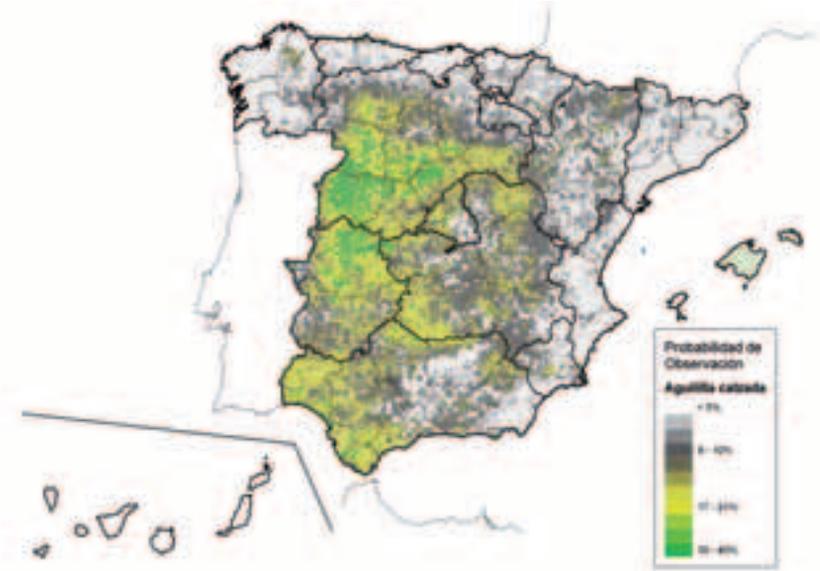


Figura 21. Mapa predictivo de la distribución peninsular del aguililla calzada durante el periodo reproductor de 2009-2010.



© Tatavasco

La población española de aguililla calzada es la más importante de Europa.

Las rapaces forestales en España

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	3.790	(3.710-3.880)	30 (15)	0,28 (0,56)	1,06	2.949	77 (54)	0,33 (0,43)
Almería	290	(270-300)	6 (3)	–	–	411	9 (7)	0,23 (0,30)
Cádiz	330	(300-360)	2 (2)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	590	(570-610)	0 (0)	–	–	245	6 (4)	–
Granada	430	(410-440)	1 (0)	–	–	626	19 (17)	0,45 (0,50)
Huelva	520	(490-560)	0 (0)	–	–	232	8 (3)	–
Jaén	570	(550-590)	17 (10)	0,34 (0,61)	0,90	909	18 (8)	0,12 (0,25)
Málaga	250	(230-280)	2 (1)	–	–	95	3 (3)	–
Sevilla	810	(770-840)	2 (1)	–	–	431	14 (12)	0,37 (0,37)
Aragón	1.940	(1.890-1.990)	53 (8)	0,04 (0,30)	0,85	2.343	69 (26)	0,16 (0,37)
Huesca	600	(570-630)	11 (0)	–	–	747	21 (11)	0,22 (0,36)
Teruel	630	(600-650)	25 (2)	–	–	854	26 (6)	0,08 (0,33)
Zaragoza	720	(690-740)	17 (6)	0,21 (0,35)	0,85	742	22 (9)	0,18 (0,43)
Asturias	170	(150-190)	14 (1)	–	–	538	15 (2)	–
Cantabria	57	(43-74)	13 (8)	0,35 (0,57)	1,41	1.167	33 (5)	0,05 (0,31)
Castilla y León	3.820	(3.770-3.880)	117 (79)	0,41 (0,69)	2,23	3.417	88 (61)	0,33 (0,46)
Ávila	350	(340-360)	13 (11)	0,42 (0,49)	1,59	533	16 (9)	0,31 (0,55)
Burgos	500	(490-520)	14 (9)	0,30 (0,47)	1,06	255	6 (1)	–
León	580	(560-600)	14 (7)	0,21 (0,42)	0,95	333	7 (5)	0,22 (0,31)
Palencia	300	(290-310)	9 (5)	0,14 (0,25)	0,32	178	4 (1)	–
Salamanca	610	(580-640)	19 (16)	0,79 (0,94)	2,23	898	24 (17)	0,57 (0,77)
Segovia	270	(260-280)	16 (7)	0,20 (0,46)	0,85	698	19 (17)	0,48 (0,54)
Soria	430	(420-440)	5 (3)	–	–	182	4 (4)	–
Valladolid	310	(300-320)	13 (8)	0,21 (0,34)	0,71	297	7 (6)	0,56 (0,65)
Zamora	480	(440-510)	14 (13)	0,74 (0,80)	1,94	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	3.020	(2.980-3.050)	59 (28)	0,16 (0,34)	0,91	2.976	76 (38)	0,23 (0,49)
Albacete	530	(520-540)	3 (0)	–	–	586	14 (7)	0,14 (0,28)
Ciudad Real	720	(710-740)	21 (8)	0,11 (0,30)	0,83	526	14 (6)	0,13 (0,30)
Cuenca	670	(650-690)	15 (7)	0,13 (0,28)	0,63	746	16 (9)	0,18 (0,31)
Guadalajara	510	(500-530)	8 (6)	0,22 (0,29)	0,45	551	15 (10)	0,28 (0,42)
Toledo	590	(570-600)	12 (7)	0,28 (0,48)	0,91	566	17 (6)	0,42 (1,11)
Cataluña	600	(560-640)	28 (9)	0,09 (0,26)	0,35	1.383	35 (4)	–
Barcelona	110	(100-130)	10 (4)	–	–	468	11 (0)	–
Gerona	57	(42-72)	6 (1)	–	–	212	6 (1)	–
Lérida	320	(310-340)	5 (2)	–	–	397	11 (3)	–
Tarragona	110	(90-130)	7 (2)	–	–	307	7 (0)	–

Tabla 13. Parámetros poblacionales calculados para el aguililla calzada durante el período reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles. ** La estima poblacional de Baleares procede de Viada y De Pablo (2009).

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Com. Valenciana	720	(680-770)	22 (9)	0,29 (0,72)	1,16	881	25 (8)	0,07 (0,28)
Alicante	150	(130-160)	3 (1)	–	–	146	3 (0)	–
Castellón	260	(230-280)	12 (8)	0,51 (0,77)	1,16	275	10 (4)	–
Valencia	320	(290-340)	7 (0)	–	–	460	12 (4)	–
Extremadura	2.210	(2.150-2.270)	81 (46)	0,38 (0,66)	3,18	4.187	113 (87)	0,44 (0,56)
Badajoz	1.200	(1.150-1.250)	50 (26)	0,34 (0,65)	3,18	2.125	59 (42)	0,42 (0,58)
Cáceres	1.010	(970-1.050)	31 (20)	0,44 (0,69)	2,39	2.062	54 (45)	0,45 (0,54)
Galicia	570	(520-610)	20 (3)	–	–	2.602	66 (8)	0,03 (0,25)
La Coruña	49	(34-63)	0 (0)	–	–	303	9 (0)	–
Lugo	260	(240-280)	8 (2)	–	–	603	16 (2)	–
Orense	210	(190-230)	4 (0)	–	–	994	24 (5)	0,07 (0,32)
Pontevedra	47	(36-59)	8 (1)	–	–	703	17 (1)	–
Islas Baleares	150	(150-310)	sin datos**			sin datos**		
La Rioja	190	(180-200)	14 (7)	0,30 (0,60)	0,91	614	17 (8)	0,14 (0,30)
Madrid	290	(280-310)	49 (19)	0,21 (0,54)	2,23	1.937	57 (32)	0,25 (0,44)
Murcia	440	(420-460)	16 (8)	0,51 (1,03)	4,38	138	3 (1)	–
Navarra	350	(330-370)	1 (0)	–	–	623	17 (8)	0,11 (0,23)
País Vasco	160	(130-180)	8 (4)	–	–	470	12 (4)	–
Álava	110	(110-120)	4 (4)	–	–	171	6 (2)	–
Guipúzcoa	30	(24-36)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	15	(8-22)	4 (0)	–	–	299	6 (2)	–
Total	18.490	(18.390-18.840)	525 (244)	0,26 (0,57)	4,38	26.225	688 (346)	0,23 (0,46)

Tabla 13 (continuación). *Parámetros poblacionales calculados para el aguililla calzada durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles. ** La estima poblacional de Baleares procede de Viada y De Pablo (2009).*

ALCOTÁN EUROPEO (*Falco subbuteo*)

Distribución

La figura 23 muestra que, si bien el alcotán se distribuye de manera discontinua por toda la Península (como también ocurre en Francia; Thiollay y Bretagnolle, 2004), en la mitad norte se encuentran sus principales centros de abundancia relativa (Martí y Del Moral, 2003; Carrascal, 2006; anexos III y IV; Equipa Atlas, 2008). Así, aunque por los pocos datos que ha podido acumularse para esta especie sus modelos no son particularmente precisos, sí es posible afirmar que Castilla y León es la comunidad autónoma donde más fácilmente se le observa, seguida por Galicia y gran parte de la depresión del Ebro. En Cataluña, los patrones modelizados en el presente trabajo muestran que la mayor probabilidad de observar alcotanes catalanes correspondería muy claramente a las comarcas del sur de Lérida, un área de distribución principal más restringida que lo mostrado en Estrada *et al.* (2004).

Aunque el alcotán es una de las especies diagnósticas de varias regiones ornitogeográficas del centro y este peninsular definidas en Carrascal y Lobo (2003), en la mitad sur peninsular, donde el último atlas registraba su presencia en escasísimas localidades quizá por una baja intensidad de prospección, estaría bastante más extendido según los datos actuales, destacando particularmente en comarcas del este de Badajoz, del centro de la meseta sur y de la depresión del Guadalquivir.

En cualquier caso, se trata de una especie escasa e inconspicua incluso allí donde es frecuente, con lo que el avistamiento de ejemplares en zonas y/o fechas distintas de las más habituales *a priori* podría haber llevado a confundir ejemplares divagantes y territoriales. Por tanto, dentro de la necesidad general de profundizar en el conocimiento de esta especie (véase la revisión de Palacín, 2010), convendría confirmar al menos su mera presencia como nidificante en muchas de las zonas que alberguen más dudas en uno u otro sentido

Tamaño poblacional y abundancias relativas

La tabla 14 indica los resultados obtenidos al modelizar el tamaño poblacional del alcotán según los datos de campo remitidos. La estima nacional asciende a una media de 4.410 territorios seguros (4.270-4.540). A una escala espacial similarmente amplia, Thiollay y Bretagnolle (2004) estimaron para Francia 6.400-

10.900 parejas. Aunque habrá que esperar a disponer de nuevos datos antes de valorar esta diferencia, podría justificarse si se confirma que, aparentemente, el alcotán se distribuye de manera más regular por toda Francia.

A escala autonómica, mientras que en Estrada *et al.* (2004) se estimaron 300-500 parejas, en el presente estudio sólo se alcanzarían 130-190. Puesto que se considera que la especie experimenta una clara expansión en esta comunidad autónoma, cabría reconocer que su población estuviese aquí infravalorada.



© Tatavasco

El área de distribución del alcotán europeo se localizó principalmente en el noroeste peninsular.

La comunidad autónoma con mayor tamaño poblacional sería Castilla y León, con unos 1.460 territorios (33% del total nacional), seguida en importancia por Galicia (unos 650 territorios; 15%), Castilla-La Mancha (590; 13%) y Aragón (530; 12%; véase también Palacín, 2010 para una repartición autonómica porcentual muy similar). Con los escasos datos de densidad que ha sido posible recopilar promedió 0,3 territorios/10 km² en las 64 cuadrículas de toda España en que se verificó su nidificación. Los valores más destacados correspondieron a Zamora, donde promedió 0,4 territorios/10 km², con máximos locales de 0,8 (como registros más cercanos véanse los citados en Villarino *et al.*, 2002). En Cataluña, los valores aquí registrados (promedio 0,3 territorios/10 km² con máximos de 0,6) son similares a los proporcionados en Estrada *et al.* (2004; 0,5-0,7 parejas/10 km²).

Los transectos desde automóvil no son adecuados para esta especie, y sólo han permitido calcular los valores de abundancias lineales de algunas regiones (tabla 14). De hecho, en la bibliografía previa los IKA son casi inexistentes para el alcotán (Lavedán y Duro, 1988), por lo que los datos aquí expuestos por ahora no permiten más comentarios.

Tendencia general

Según los datos del programa de seguimiento continuo de SEO/BirdLife (SACRE; Escandell, 2011), la especie experimentaría un declive global en el conjunto de España desde 1998, siendo en promedio un 56% más escaso desde entonces. No obstante, esta tendencia debe asumirse con prudencia, pues la metodología empleada no es la más adecuada a los hábitos y abundancia general de esta rapaz. A escala autonómica, se detectan incrementos claros en el área de ocupación de la especie desde los años 80 en el País Vasco (aunque no significativos en Navarra; Fernández y Gainzarain, 2006) y en Cataluña (Estrada *et al.*, 2004). Por tanto, con la escasa información demográfica disponible a escalas espaciales amplias, no es posible concluir una tendencia poblacional concreta de la población ibérica.

Preferencias biogeográficas

La figura 24 ilustra los patrones de preferencias ambientales del alcotán a escala nacional, analizando su probabilidad de ser observado en las 860 cuadrículas de

100 km² muestreadas mediante oteaderos. Las características que resumieron las cuadrículas en las que se le observó más fácilmente a escala biogeográfica fueron de tipo climático: temperaturas medias por debajo de 16 °C y precipitaciones por debajo de 12 mm (nodo 4). En Carrascal (2006), la especie selecciona regiones con baja insolación, un patrón que no aparece en el presente modelo, quizá por haber sido encontrado con cierta frecuencia en distintas zonas de la mitad sur peninsular. En otras localidades con primaveras más lluviosas (>12 mm) también se le observó con cierta frecuencia, dentro de su baja detectabilidad general, cuando se trató de zonas con más del 35% de cultivos y a más de 1.070 m de altitud (nodo 9). De acuerdo con varias referencias previas (Estrada *et al.*, 2004; Tapia *et al.*, 2008a), se ha identificado que le favorece la presencia de humedales, así como los paisajes de mayor diversidad de ambientes.

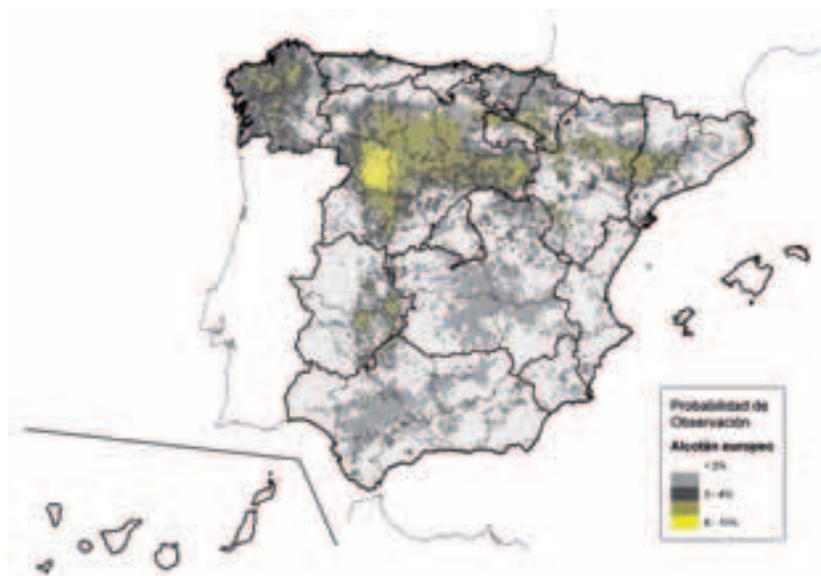


Figura 23. Mapa predictivo de la distribución peninsular del alcotán europeo durante el periodo reproductor de 2009-2010.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Andalucía	280	(250-320)	30 (1)	–	–	2.949	77 (1)	–
Almería	5	(0-10)	6 (0)	–	–	411	9 (0)	–
Cádiz	30	(18-43)	2 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Córdoba	65	(46-84)	0 (0)	–	–	245	6 (0)	–
Granada	24	(13-35)	1 (0)	–	–	626	19 (0)	–
Huelva	30	(19-41)	0 (0)	–	–	232	8 (0)	–
Jaén	9	(3-16)	17 (1)	–	–	909	18 (0)	–
Málaga	8	(3-14)	2 (0)	–	–	95	3 (1)	–
Sevilla	110	(91-131)	2 (0)	–	–	431	14 (0)	–
Aragón	530	(490-570)	53 (1)	–	–	2.343	69 (2)	–
Huesca	120	(110-150)	11 (1)	–	–	747	21 (0)	–
Teruel	280	(250-300)	25 (0)	–	–	854	26 (0)	–
Zaragoza	130	(110-150)	17 (0)	–	–	742	22 (2)	–
Asturias	180	(160-200)	14 (0)	–	–	538	15 (1)	–
Cantabria	68	(54-82)	13 (4)	–	–	1.167	33 (3)	–
Castilla y León	1.460	(1.400-1.510)	117 (26)	0,08 (0,36)	0,83	3.417	88 (19)	0,05 (0,17)
Ávila	140	(130-150)	13 (4)	–	–	533	16 (2)	–
Burgos	190	(170-220)	14 (4)	–	–	255	6 (2)	–
León	240	(210-260)	14 (2)	–	–	333	7 (1)	–
Palencia	110	(90-120)	9 (0)	–	–	178	4 (0)	–
Salamanca	150	(120-180)	19 (2)	–	–	898	24 (5)	0,05 (0,22)
Segovia	130	(110-140)	16 (0)	–	–	698	19 (3)	–
Soria	230	(210-250)	5 (0)	–	–	182	4 (1)	–
Valladolid	110	(100-120)	13 (3)	–	–	297	7 (4)	–
Zamora	160	(140-180)	14 (11)	0,34 (0,43)	0,83	44	1 (1)	–
Castilla-La Mancha	590	(540-640)	59 (3)	–	–	2.976	76 (12)	0,02 (0,15)
Albacete	41	(26-57)	3 (0)	–	–	586	14 (4)	–
Ciudad Real	88	(68-110)	21 (2)	–	–	526	14 (1)	–
Cuenca	160	(140-190)	15 (1)	–	–	746	16 (3)	–
Guadalajara	200	(170-220)	8 (0)	–	–	551	15 (4)	–
Toledo	98	(79-120)	12 (0)	–	–	566	17 (0)	–
Cataluña	160	(130-190)	28 (6)	0,07 (0,34)	0,59	1.383	35 (5)	0,03 (0,16)
Barcelona	27	(12-41)	10 (4)	–	–	468	11 (1)	0,02
Gerona	50	(33-66)	6 (1)	–	–	212	6 (2)	0,07
Lérida	75	(58-93)	5 (0)	–	–	397	11 (1)	0,02
Tarragona	10	(4-15)	7 (1)	–	–	307	7 (1)	0,01

Tabla 14. Parámetros poblacionales calculados para el alcotán europeo durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.

	Territorios estimados		Densidades*			IKA (10 kilómetros)*		
	Tamaño medio	I.C. (90%)	UTM 10x10 km consideradas	Densidad media	Densidad máxima	Kilómetros	UTM 10x10 km consideradas	IKA 10
Com. Valenciana	76	(59-91)	22 (3)	–	–	881	25 (1)	–
Alicante	7	(2-12)	3 (0)	–	–	146	3 (0)	–
Castellón	49	(36-62)	12 (3)	–	–	275	10 (0)	–
Valencia	20	(11-28)	7 (0)	–	–	460	12 (1)	–
Extremadura	170	(140-200)	81 (6)	0,02 (0,22)	0,30	4.187	113 (8)	0,02 (0,17)
Badajoz	120	(89-140)	50 (3)	–	–	2.125	59 (2)	–
Cáceres	51	(36-64)	31 (3)	–	–	2.062	54 (6)	0,03 (0,24)
Galicia	650	(610-690)	20 (8)	0,15 (0,38)	0,69	2.602	66 (11)	0,02 (0,13)
La Coruña	200	(180-230)	0 (0)	–	–	303	9 (0)	–
Lugo	220	(200-250)	8 (4)	–	–	603	16 (0)	–
Orense	140	(120-150)	4 (2)	–	–	994	24 (7)	0,04 (0,15)
Pontevedra	90	(75-110)	8 (2)	–	–	703	17 (4)	–
La Rioja	42	(30-52)	14 (2)	–	–	614	17 (6)	0,15 (0,44)
Madrid	59	(46-72)	49 (1)	–	–	1.937	57 (0)	–
Murcia	7	(0-13)	16 (1)	–	–	138	3 (0)	–
Navarra	42	(29-54)	1 (0)	–	–	623	17 (0)	–
País Vasco	89	(76-100)	8 (2)	–	–	470	12 (2)	–
Álava	37	(27-47)	4 (2)	–	–	171	6 (2)	–
Guipúzcoa	21	(16-25)	0 (0)	–	–	0	0 (0)	–
Vizcaya	32	(24-39)	4 (0)	–	–	299	6 (0)	–
Total	4.410	(4.270-4.540)	525 (64)	0,04 (0,34)	0,83	26.225	688 (71)	0,02 (0,20)

Tabla 14 (continuación). *Parámetros poblacionales calculados para el alcotán europeo durante el periodo reproductor de 2009-2010. *Véase tabla 3 para más detalles.*

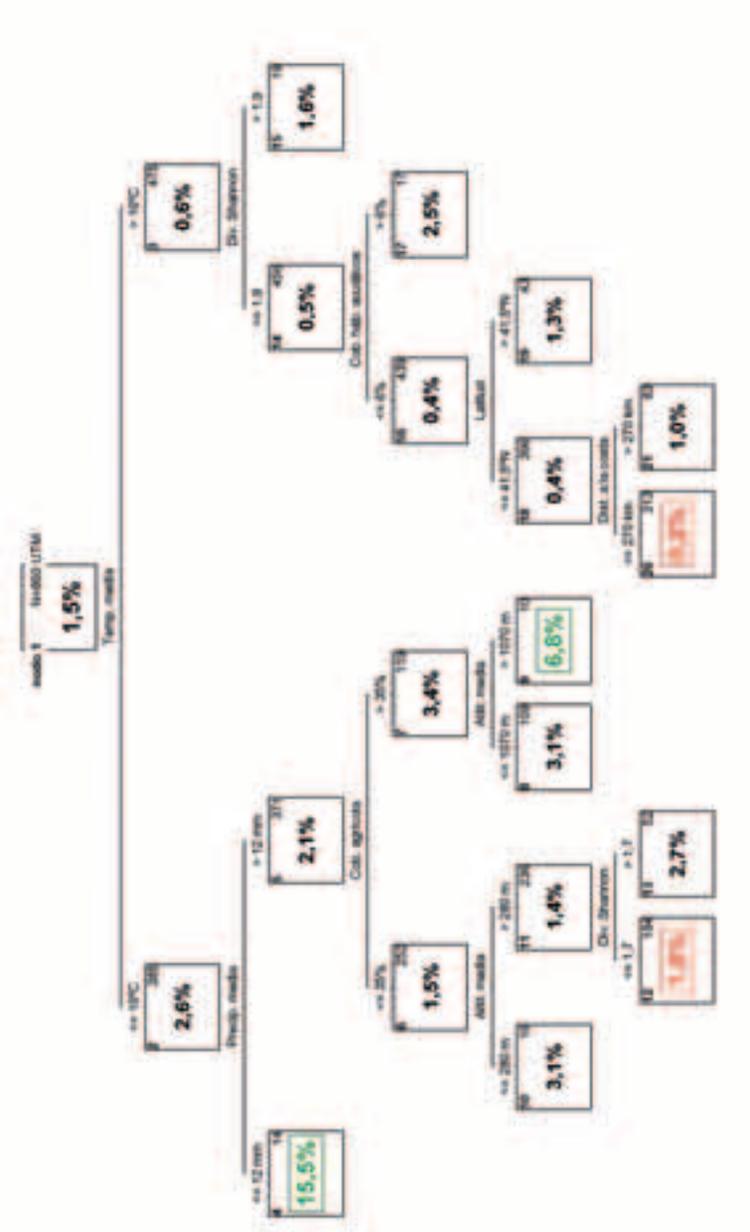


Figura 24. Modelo descriptivo de los patrones de distribución del alcotán europeo en España, a partir de su frecuencia de aparición en los muestreos desde oteaderos. Véase figura 3 para más detalles.

METODOLOGÍA DE CENSO RECOMENDADA

El éxito de todo estudio de campo exige una ardua tarea de planificación en la que se identifiquen con la mayor precisión posible: 1) los objetivos científicos y/o de conservación aplicada que se pretenden alcanzar; 2) las metodologías de muestreo y análisis más adecuadas para estos objetivos; y 3) el potencial logístico necesario para poner en práctica estas metodologías. En estudios emprendidos a grandes escalas espacio-temporales (como la mayoría de los que conciernen al Área de Estudio y Seguimiento de Aves de SEO/BirdLife) el tercero de estos aspectos actúa como fuerte factor limitante, reajustando prudentemente todo el proyecto en torno a objetivos y métodos realistas.

Por otra parte, no se puede afirmar que una metodología concreta sea la mejor para censar a las rapaces forestales, pues todas pueden ser censadas con éxito mediante muy diversas metodologías dependiendo de las características de cada especie, del tipo de información poblacional a que se aspire, de la disponibilidad de tiempo y recursos, de la cobertura mínima que es preciso alcanzar, etc. (Fuller y Mosher, 1981; Bibby *et al.*, 2000; Hardey *et al.*, 2006). La aquí empleada, ha sido elegida por ser la que mejor se adaptaba a tres condicionantes principales: 1) tener que obtener información similarmente precisa para un conjunto de especies muy dispar ecológicamente; 2) que dicha información permitiera estimar tamaños poblacionales suficientemente objetivos sobre una superficie tan enorme como es toda España; y 3) que todo ello se basase principalmente en los muestreos de participantes voluntarios y no profesionales. Aunque es evidente que para próximas estimas nacionales las comparaciones con los presentes resultados serán tanto más válidas como semejantes sean ambas metodologías, lo más honesto es reconocer que futuros censos deberán considerar otras alternativas que se adapten a su caso particular: si se centran en sólo una de estas especies, o en varias; si pretenden distinguir claramente a la fracción poblacional estrictamente nidificante, de la territorial y la flotante; si disponen de menores o mayores recursos técnicos y humanos, y un largo etcétera.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Según criterios UICN (UICN, 2001), atendiendo a sus elevados tamaños poblacionales mínimos, a sus amplias áreas de distribución en España y a que no experimenten un declive poblacional objetivo y generalizado, el estado de conservación puede ser calificado de «Preocupación Menor» en los casos del milano negro, culebrera europea, azor común, gavián común, busardo ratonero y aguililla calzada. El abejero europeo y el alcotán europeo, aunque no existen datos de declive de sus poblaciones, tienen en España un tamaño poblacional menor de 15.000 individuos, por lo que podrían considerarse «Casi Amenazados» según el criterio C de UICN. En el caso del milano real, para el que en 2004 se registró un descenso poblacional muy significativo, los datos de este trabajo permiten sugerir una cierta recuperación desde entonces, aunque aún mantendría un tamaño poblacional relativamente escaso, siempre inferior a 10.000 individuos, por lo que convendría considerarlo bajo la categoría «En Peligro» por los criterios A2ab+4ab de UICN.



© Javier de la Puente

Los bosques ibéricos sustentan poblaciones de rapaces forestales fundamentales a escala continental.

RESUMEN

A pesar de ser un grupo animal que canaliza gran número de estudios y recursos en investigación y conservación, la información disponible sobre los patrones de distribución y abundancia a gran escala de las rapaces forestales diurnas es sorprendentemente imprecisa. Por ello, durante las primaveras de 2009 y 2010, SEO/BirdLife promovió el muestreo de campo a escala nacional necesario para estudiar por primera vez estos aspectos biogeográficos de las siguientes siete especies de rapaces (de hábitos predominantemente forestales en términos de emplazamiento del nido): abejero europeo, culebrera europea, azor común, gavián común, busardo ratonero, aguililla calzada y alcotán europeo. Además, con este trabajo también se pudo actualizar la información para los milanos real y negro, protagonistas de censos similares en 2004 y 2005, respectivamente.

Resumidamente, el protocolo de muestreo se centró en el registro estandarizado de las aves observadas desde oteaderos elevados (2.614 en total, distribuidos en 914 cuadrículas UTM de 10x10 km), situados en las inmediaciones de áreas potencialmente adecuadas para estas rapaces y especificando el número de territorios existentes dentro del área controlada. Además, mediante una metodología alternativa basada en la realización de transectos extensivos desde automóvil (27.440 km en total, repartidos entre 713 cuadrículas UTM de 10x10 km), se calcularon índices kilométricos de abundancia (IKA), una medida de abundancia relativa muy empleada para las especies que campean en paisajes abiertos (ratonero, culebrera, calzada y milanos) y muy útil para comparar valores entre distintos estudios.

Mediante modelos predictivos de tipo *boosted regression trees*, se realizaron mapas de distribución potencial de las especies durante el periodo reproductor, considerando su frecuencia de observación por hora de muestreo y diversas variables predictoras potencialmente influyentes en la distribución de las aves a escalas biogeográficas (variables topográficas, climatológicas, tipos de hábitats, diversidad paisajística, etc.). Los mapas obtenidos mediante herramientas SIG, muestran la distribución de las especies a una resolución de 25 kilómetros cuadrados, y permiten identificar sus núcleos poblacionales más importantes en la Península, así como sus vacíos regionales.

Identificando la relación entre el número de territorios detectados y la frecuencia de observación de las especies junto con todos los predictores ambientales disponibles, se predijo el tamaño poblacional medio que cada especie debió de

tener entre 2009 y 2010, expresado como territorios seguros (no necesariamente parejas explícitamente reproductoras). Estos valores se calcularon a escala nacional, autonómica y provincial, incluyendo su intervalo de confianza al 90% mediante procedimientos iterativos de *bootstrapping*. Lógicamente, la precisión de estas estimas dependió mucho del tamaño muestral disponible para cada especie, pero en general fueron muy aceptables y razonablemente coincidentes con los escasísimos datos objetivos disponibles a grandes escalas espaciales para estas rapaces. Estas estimas constituyen un buen punto de partida para futuros estudios demográficos, y podrán ser utilizados para examinar la evolución poblacional de estas aves.

Atendiendo a sus elevados tamaños poblacionales mínimos, sus amplias áreas de distribución en España y a la ausencia de datos objetivos que permitan sospechar un declive poblacional generalizado, el estado de conservación puede ser calificado de favorable, según criterios UICN, en los casos del milano negro, culebrera europea, azor común, gavián común, busardo ratonero y aguililla calzada. El abejero europeo y el alcotán europeo tienen un tamaño poblacional menor de 15.000 individuos, por lo que podrían considerarse «Casi Amenazados» según el criterio C de UICN. En el caso del milano real, para el que en 2004 se registró un descenso poblacional muy significativo respecto a censos previos, los datos de este trabajo permiten sugerir una cierta recuperación desde entonces, aunque aún mantendría un tamaño poblacional relativamente escaso inferior a 10.000 individuos, por lo que convendría considerarlo bajo la categoría «En Peligro» por los criterios A2ab+4ab de UICN.



SUMMARY

In spite of being an animal group channeling large amounts of conservation resources and research, the available large-scale information on distribution and abundance patterns of diurnal birds of prey is surprisingly scarce. That is the reason why SEO/BirdLife promoted a fieldwork program in Spain during the 2009-2010 breeding seasons, to examine for the first time basic biogeographical issues on the following species: European Honey-buzzard, Short-toed Eagle, Northern Goshawk, Eurasian Sparrowhawk, Common Buzzard, Booted Eagle and Hobby. In addition, it was also possible to update the last information on the Red and Black Kites.

The sampling protocol focused on the standardized recording of the birds observed from vantage points (2,614 distributed among 914 UTM squares of 10x10 km), located in the surroundings of suitable forest patches, and estimating the number of effective territories per each species. Besides, roadside counts were also gathered (27,440 km distributed among 713 UTM squares of 10x10 km), used to obtain kilometric indexes of abundance.

By means of predictive statistical models (boosted regression trees), maps on the potential distribution during the breeding period were built for each species, at a 25 km² resolution, considering their relative frequency of appearance and several landscape variables (related to topography, climate, habitat types, environmental diversity, etc.). These variables were also used to calculate the mean population size of each species during 2009-2010, at the national and regional scales. The confidence intervals for these estimates (90%) were attained through bootstrapping resampling.

On the basis of the IUCN criteria on area of occupancy, population sizes and demographic trends, the conservation status was favourable in the cases of Black Kite, Short-toed Eagle, Northern Goshawk, Eurasian Sparrowhawk, Common Buzzard and Booted Eagle. The Honey-buzzard and the Hobby could be considered «Near Threatened» due to population sizes below 15,000 individuals (criteria C). The Red Kite, although seems to be recovering from a recent decline during last decades, still has a limited population size lower than 10,000 birds. Therefore, it should be convenient to include this species in the category «Endangered» (A2ab+4ab criteria).

EQUIPOS DE CENSO

Andalucía

Coordinación: Juan Carlos del Moral y David Palomino (SEO/BirdLife).

■ *Almería*

Equipo de censo: Jesús Contreras Torres.

■ *Cádiz*

Equipo de censo: Carlos Alberto Torralvo Moreno, César Huelva Manrique y Yolanda Corrales Sánchez.

■ *Córdoba*

Equipo de censo: Agustín Pérez Amil, Ángel Arredondo Acero, Antonio García, Fernando Ginés Muñoz, Iván Parrillo Hidalgo y José Manuel Seoane Rodríguez.

■ *Granada*

Coordinación: Juan Francisco Jiménez López.

Equipo de censo: Ana Belén García Martín, Antonio Gómez Gutierrez, Jairo Sacramento Trujillo, Javier Martín Jaramillo, Juan Francisco Jiménez López, Juan Pérez Contreras, Miguel Ángel Simón Fernández, Pedro Muñoz Molero y Raquel Estudillo Campos.

■ *Huelva*

Equipo de censo: Juan Carlos Delgado Expósito y Rafael Fernández Silva.

■ *Jaén*

Coordinación: Francisco Jesús Martín Barranco (IBERUS Medio Ambiente S.L.).

Equipo de censo: Antonio Laguna Sáez, David Oya Muñoz, Francisco Jesús Martín Barranco, Javier Cárdenas Angelat, Juan Manuel Miguel Pinés, María J. Valverde Guzmán, Mariano Martínez Aguilar, Pedro Antonio García Sánchez, Pedro Bernardo Galera Zafra y Pedro Mateos Porras.

■ *Málaga*

Equipo de censo: Alberto Plata Ortiz, Francisco Fernández Gómez, Francisco Javier Rivera García, José Luis Postigo Sánchez, José Manuel Moreno Benítez y Juan Antonio Martín Bravo.

■ *Sevilla*

Equipo de censo: Alberto Plata Ortiz, Fernando Ginés Muñoz, José Julio Rolán González y Rafael Fernández Silva.

Aragón

Coordinación: Maite Ríos Noya (Delegación Territorial de Aragón de SEO/BirdLife).

■ *Huesca*

Equipo de censo: Adérito Calzón Ayerza, Alfredo Millán Mainar, José Antonio González Rodríguez, Juan Jiménez Montero, Leonardo Fajardo Acosta, Luis Tirado y María Cañas Aparicio.

■ *Teruel*

Equipo de censo: María Escudero Montaner, Rafael González de Lucas, Ramón Prades Bataller y Xavier Martín Vilar.

■ *Zaragoza*

Equipo de censo: Alberto Montero Modrego, José Luis Mateo Zarza, José Luis Ruiz Cerra, Juan Manuel Gimeno Ochoa, Maite Ríos Noya, Pedro Vicente Ruiz Sánchez y Santiago Royo.

Asturias

Coordinación: Ángel Fernández González.

Equipo de censo: Ángel Tejedor Díaz, Daniel Menéndez Pérez, Diego Fernández Menéndez, Francisco José Carcedo Barrio, Inés García García, José Antonio García Pérez, José Luis Álvarez Suárez, José Luís Mosquera Rubín, José Manuel Marín Calzado, Klaus García Suárez, Manuel Díaz de Diego, Marino Sánchez Pérez, Pablo Fernández Tuya y Pedro A. Fernández Alonso.

Canarias

Coordinación: Juan Antonio Lorenzo (Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife).

■ *Las Palmas*

Equipo de censo: César-Javier Palacios, Domingo Trujillo González y Jorge Espinel Cejas (Parque Nacional de Timanfaya).

■ *Santa Cruz de Tenerife*

Equipo de censo: Cristián Sánchez Denis, Eduardo González Melián, Elena Ramos Jiménez, Gustavo Peña Tejera, Jean-Guy Le Roux, José Francisco Zamora Valladares (Parque Nacional de Garajonay), Juan Manuel Martínez Carmona, Luis San José Oviedo (Parque Nacional del Teide), Luis Baute Alvarado (Parque Nacional del Teide), Manuel Siverio Hernández, Mathias González, Miguel Fernández del Castillo Andersen, Paula Sifontes, Carlos Hernández, Nieves Rosa Romero Méndez, Gustavo Balsera Pinar (Parque Nacional de la Caldera de Taburiente), Ángel Rebole Beaumont (Parque Nacional de la Caldera de Taburiente) y José Heriberto Lorenzo Pérez (Parque Nacional de la Caldera de Taburiente).

Cantabria

Coordinación: Ignacio Fernández Calvo y Felipe González (Delegación Territorial de Cantabria de SEO/BirdLife).

Equipo de censo: Aitor Rincón García, Alberto Benito, Alberto Rodríguez Rodríguez, Álvaro Bustamante Elu, Ángel Cobo, Ángel Herrero Calva, Antonio Rodríguez Arduengo, Arturo Gutiérrez Saiz, Beatriz Díez Roiz, Blas Valiente Millán, Borja Ruiz Arenal, Bruno Palazuelos Berasategui, Carlos García Ruiz, César Fernández Crespo, César Obeso Díez, Cristóbal Chopitea, David Canales Maza, David González Ceballos, Eduardo de Andrés, Enrique Gutiérrez Marcos, Esperanza del Pozo, Eva M^a Prado Cuervo, Eva Tordesillas, Felipe Criado, Felipe González Sánchez, Fundación Naturaleza y Hombre, Gerardo Merino Obregón, Helga Rover, Ignacio Olaso, Isabel Marinas Benavides, Iván Balzán González, Javier Aizcorbe Garay, Javier López Orruela, Javier Rodrigo Fernández López, Jon Maeso Carreño, José Antonio Nieto, José Carlos García, José María Barbero García, José Miguel Martínez Postigo, José Ramón Aja Otaola, José Velasco Calderón, Juan José Aja Aja, Julián Benito, Laura Dorado Álvarez, Laura Nieto Cacho, Lorena Gutiérrez Roiz, Loreto Bengoechea, Ludovico de Vega del Val, Luis Alejandro Rabanal Báscones, Manuel Estébanez Ruiz, Margarita Castrillo Díez, María Sañudo Mena, Marity González García, Marta Bergua Calvo, Marta Ibáñez García, Miguel Ángel Martínez Barrios, Olga Pérez Palencia, Óscar Prada Campaña, Rafael Gómez Rábago, Roberto L. García Preciado, Rosario Sánchez, Rubén Viota Fernández, Ruth Pirón, Sara González Robinson, Satur González Díaz, Sean Daniel McCudden, Sergio Casares Alonso, Sergio Vidal Canal, Violeta Gutiérrez Cotera, Virginia Iturriaga López e Yves Borremans.

Castilla y León

■ *Ávila*

Coordinación: Ángel Pérez Menchero.

Equipo de censo: Alfredo Fonseca Matallano, Ángel Pérez Menchero, Antonio Fernández Polo, David Benito Sánchez García, David Sánchez-Paniagua Carvajal, Eduardo Amengual Ramis, Francisco Javier González Caverro, Guillermo Hernández Cordero, Javier de Pedro Ramos, Javier García Sáez, Joaquín Mayo García, José Luis González del Barrio, Juan Manuel de Alba Gómez, Pedro Tapia Porras, Vicente López Alcázar, David Rodríguez Cortés y Jorge Guillén Navarro.

■ *Burgos*

Coordinación: Pedro Arratibel Jáuregui y José Luis Lobo Cueva (SEO-Burgos).

Equipo de censo: Agustín Salazar Celis, Ángel Herrero Calva, David González Ortega, David Martínez Andrade, Fernando Román Sancho, Javier Morala Muñoz, Jesús Santamaría Ezquerro, José Ignacio García Plazaola, José M^a Renedo Cámara, Justina Pérez Martín, Luis Miguel Ansola Aristondo, Luis Ojembarrera Eguiguren, M^a Cruz Gutiérrez Camarero, Mario Alonso Blanco, Miguel Ángel Frías Villafuerte, Pedro Arratibel Jáuregui, Rafael Fernández Silva, Vicente Zumel García y Xavier Martín Villar.

■ *León*

Coordinación: Javier Fernández García (BETULA Consultoría Técnica).

Equipo de censo: Alberto Luis Cantoral González, Athenea Castro Escobar, Bernardino López Campano, Cándido Fernández Herrero, Carlos Ciudad Trilla, Eliseo González Muñiz, Francisco José Carcedo Barrio, Germán Duce del Campo, Héctor Ruiz Villar, Iñaki Rejero Castro, Javier Fernández García, Javier Purroy Balda, Juan Manuel Seijas Rodríguez, Julio Miguel Martínez Pérez, Luis Andrés Serrano, Luis Antonio Alonso Martínez, Luis Fernández Fernández, Luis Frechilla García, Luis Rodríguez Gutiérrez, Manuel Antonio González González, Manuel Santiago Álvarez Alonso, Miguel Ángel Bermejo Roa, Patricia Mateo Tomás, Ramón Balaguer Vegas y Tomás Sanz Sanz.

■ *Palencia*

Equipo de censo: Aitor Rincón García, Alejandro Giralda Carrera, José M^a Barbero García, Roberto Rodríguez Martínez y Xavier Martín Vilar.

■ *Salamanca*

Coordinación: Vicente López Alcázar y Ángel González Mendoza.

Equipo de censo: Alberto Hernández Romo, Alberto Sardón García, Ángel González Mendoza, Emilio Ramos Delgado, Guillermo Hernández Cordero, Jesús Montero Basquero, José Miguel Colorado Taberero, Manuel Lorenzo Palomino, Myriam Cuadrado López, Pablo C. Díaz Martínez y Vicente López Alcázar.

■ *Segovia*

Coordinación: Esteban Casaux Rivas.

Equipo de censo: Ana Matesanz de Francisco, Emiliano del Caño Agraz, Esteban Casaux Rivas, Fernando Álamo Ruiz, Florencio Llorente Manzano, Iván Rodríguez García, Javier Llorente Villoslada, Javier Molina Sarmento, José Luis González del Barrio, José Manuel Arriba Carazo, Juan Carlos Hueso Lara, Juan José Arévalo Manso, Juan Luis Galindo Estévez, Leonor Ollero Chamorro, Luis Molero Muñoz, Manuel Criado Aguado, Maximino Buendía, Miguel Ángel Sánchez Martín, Óscar Prada Campaña, Pedro Pablo Castro Izquierdo, Sonia del Puerto Cabrera y Víctor Santos Santos.

■ *Soria*

Coordinación: Juan Luis Hernández Hernández.

Equipo de censo: Daniel Fernández Alonso, Juan Luis Galindo Estévez, Juan Luis Hernández Hernández y Óscar Mañero Marín.

■ *Valladolid*

Coordinación: Emma Lucía Rodríguez Pérez (SEO-Valladolid) y Xavier Martín Villar.

Equipo de censo: Celia Herráez Prieto, Eduardo Rojo Sanz, Emma Lucía Rodríguez Pérez, José M^a Lorenzo García, Manuel González García, Óscar Ramírez del Palacio y Rafael González de Lucas.

■ *Zamora*

Coordinación: José Alfredo Hernández Rodríguez.

Equipo de censo: José Alfredo Hernández Rodríguez.

Castilla-La Mancha

■ *Albacete*

Coordinación: David Cañizares Mata.

Equipo de censo: Antonio Ortuño Madrona, Carolina Tomás Navarro, Cristóbal Martínez Iniesta, David Cañizares Mata, Francisco Tornero Iranzo, Javier Hedo de Santiago, José Antonio Cañizares Mata, Julia Giménez Gómez, Pedro Luis Lozano Berrio, Siro González Ortega y Sociedad Albacetense de Ornitología (SAO).

■ *Ciudad Real*

Coordinación: Ángel Arredondo Acero, Juan López-Jamar del Castillo y Luis Carlos Ramos Molpeceres.

Equipo de censo: Ángel Arredondo Acero, José Arcadio Calvo Rubio, Juan López-Jamar del Castillo, Luis Carlos Ramos Molpeceres, M^a José Valencia Sánchez-Arévalo y Xurxo Piñeiro Álvarez.

■ *Cuenca*

Coordinación: Javier Adillo Pérez.

Equipo de censo: Juan Carlos de Luz Medina, Luis Miguel Muñoz Checa, Luis Portillo Zarco, Juan Carlos del Moral, Sergio Ovidio Pinedo Valero, Tania Rodríguez Lechuga y Víctor Uña León.

■ *Guadalajara*

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Alfredo Doncel Moratilla, Francisco Paños Puñal, Javier Herraiz Garrote, José Antonio Cezón Martín, José María Borrás, Juan Carlos del Moral y Manuel Fabio Flechoso del Cueto.

■ *Toledo*

Coordinación: Blas Molina Villarino.

Equipo de censo: Blas Molina Villarino, Christophe Pontegnie, Diego Díaz Porras, Enrique García Ortiz, Enrique Guardiola, Gabriel Lorenzo Martínez, Ginés Alcobendas Ventas, José Antonio Manzanedo, José Arcadio Calvo Rubio, Juan Pablo Castaño, Julio Sánchez, Lidia Sotoca Díaz, Mario Fernández Tizón y SEO-Talavera de la Reina.

Cataluña

■ *Barcelona*

Equipo de censo: Albert Malagarriga Vila, Jaume Soler Zurita y Sergio Sanz Mata.

■ *Gerona*

Equipo de censo: Àlex Ollé Torner, Enric Capalleras i Fàbrega y Marc Bertrán Fàbregas.

■ *Lérida*

Equipo de censo: Javier Cotín Martínez, Job Roig Simón y Vicente Vidal Belda.

■ *Tarragona*

Equipo de censo: Carmelo Hernández, Estefanía Bravo Román y Rafael González de Lucas.

Comunidad Valenciana

■ *Alicante*

Coordinación: Víctor Hernández Navarro.

Equipo de censo: Jorge Boronat Cortés, José Manuel Aragoneses García y Ramón García Pereira.

■ *Castellón*

Coordinación: Ramón Prades Bataller y Ana Llopis Raimundo.

Equipo de censo: Alberto Seco García de Ceca, Ana Llopis Raimundo, Ángel de Paz Collantes, Francisco Javier Bataller Moreno, Francisco Javier Gil Moreno, Isidro Casanova Martí, Jorge Martínez Zarzoso, José Miguel Aguilar Serrano, José Rovira Medall, José Vicente Bort Cubero, Juan Luis Bort Cubero, Leopoldo Pérez Pérez, Martí Surroca Royo, Miguel Ángel Solís Escuder, Ramón Prades Bataller, Sergi Marza Sebastiá, Teresa de Chiclana Gadea, Valentín Lesmes Lázaro y Vicent Agustí Diago Manuel.

■ *Valencia*

Coordinación: Víctor Hernández Navarro.

Equipo de censo: Virgilio Beltrán Jordá y Xavier Martín Vilar.

Extremadura

■ *Badajoz*

Coordinación: María Jesús García-Baquero (Junta de Extremadura) y José María Traverso Martínez (SEO/BirdLife).

Equipo de censo: **Agentes de la Junta de Extremadura;** Alejandro García García, Amado Franco Salas, Ana Isabel Gómez Pérez, Antonio Galindo Gutiérrez, Antonio Gutiérrez Sánchez, Antonio López Murillo, Antonio Macarro Caballero, Antonio Navas Toledo, Carlos Sánchez Martín, Carmen Delgado, Diego Recio López, Federico Hernández Gragera, Felipe Caperote Araújo, Felipe Gómez Muñoz, Felipe Paniagua, Florencio Caballero Hidalgo, Francisco Corbacho Vázquez, Francisco Martínez Moreno, Gregorio Ledesma Parralejo, Gregorio Sánchez, Heliodoro Barquero, Hugo Gómez Tejedor, Inés García Martín, Javier Ballesteros Díaz, José Antonio Diéguez, José Fernández

Moreno, José Francisco Gata Maya, José Juan Galán Morcillo, José Luis Fernández, José M^a Guerrero Núñez, José Manuel Martínez Corvo, José Montero González, José Vinagre Carrasco, Juan Antonio Barquero Quintana, Juan Dávila Dávila, Juan Fernández-Blanco García, Juan Fernando Trejo Reyes, Juan Luis Moreno, Juan Rodríguez Morgado, Luis M^a Sánchez Bravo, M^a Nieves Fernández-Orejudo Carmona, M^a Rosario Montero Bravo, Matías Taborta Barroso, Máximo Recio López, Máximo Solís Ramos, Miguel Ángel Romo Bedate, Miguel J. Peromingo Tejero, Pedro García Guisado, Prudencio Fernández, Rafael Calero Vázquez, Rafael Lepe Sáenz-Santamaría, Raquel García-Hierro, Raúl Alcantud, Rosario Montero, Sebastián Romero Mónaco y Tomás Gómez Rubio. **SEO/Birdlife**; Alfredo Mirat López, Álvaro Sánchez Arribas, Carmen Galán Novella, Diego González Romero, Fernando Yuste Ruiz, Francisco Javier Salcedo Ortiz, Javier Salcedo Ortiz, Jesús Morena Fernandez, Jesús Rojas González, Jesús Solana Ramos, José Ángel Salas Moreno, José Antonio Fimia Fernández, José M^a Traverso Martínez, Juan Antonio Barquero Quintana, Juan Carlos Delgado Expósito, Manuel Gómez Calzado, María Jesús Tarín Notes, María Mercedes Rodríguez Alcántara, Patricia Gordón González y Raquel García Hierro.

■ Cáceres

Coordinación: María Jesús García-Baquero (Junta de Extremadura) y Javier Prieta Díaz.

Equipo de censo: Agentes de la Junta de Extremadura; Andrés Arroyo Moreno, Cristina Tejada Morán, Damián González Díaz, Eduardo Mancha, Félix Gordo Rebollo, Francisco Javier Caballero Álvarez, Froilan Acosta Manso, José Antolín Redondo, Juan Salguero Parra, Julián Panadero Durán, M^a José Moreno Navarrete, Manuel Flores Cid de Rivera, Manuel García del Rey, María José Moreno Navarrete, Pedro Carrera Cuadrado, Pilar Chamorro Salas y Ramón Pizarro Orvelo. **SEO/BirdLife**; Carlos Fernández Díaz, César Clemente Clemente, Colin Jewitt, Emilio J. Orovengua López, Francisco Javier Caballero Álvarez, Javier Esteban Pozo, Javier Mahillo Hernández, Javier Prieta Díaz, Jesús Montero Basquero, José Gordillo Caballero, José Luis Guisado de Montis, José María Traversa, Juan Luis Gálvez Felipe, Laura Alicia Rodríguez Baños, Leandro Rivas Peix, Manuel García del Rey, Manuel Jesús Saha-gún, Martin Kelsey, Pilar Goñi Camprodón, Sergio Mayordomo Ruiz y Vicente Risco Arias.

Galicia

■ *La Coruña*

Equipo de censo: Estefanía Aleu Mosteiro.

■ *Lugo*

Coordinación y equipo de censo: Gustavo Lamas Martínez.

■ *Orense*

Coordinación: Alexandre Justo Álvarez.

Equipo de censo: Alexandre Justo Álvarez, Estefanía Aleu Mosteiro, Raúl Fernández González, Xosé Calleja López y Xosé Ramón Reigada Prado.

■ *Pontevedra*

Coordinación: Jesús Taboada Martínez.

Equipo de censo: Ana M^a Meijomín López, Antonio Balado Figueroa, Beatriz Rodríguez Paz, Damián Porto Rico, Encarna González Rodino, Gustavo Ferrero Martínez, Jaime Sáiz Alonso, Jesús Taboada Martínez, José Alfonso Bara CerViño, Marcos Prada Arias, Óscar Martínez Roza, Pablo Troitiño Iglesias, Roberto Antonio Figueiras Nodar, Rubén Portas y Sol Enríquez Paredes.

Islas Baleares

Coordinación: Carlota Viada.

■ *Mallorca*

Equipo de censo: **Personal contratado por la Conselleria de Medi Ambient;** Carlota Viada, Jaume Bonnin y Juan Miguel González. **Personal propio de la Conselleria de Medi Ambient;** Aina Torres, Andreu Muntaner, Antoni Caimari, Carlos Herrero, Francesc Lillo, Joan Amengual, Joan Vicenç Lillo, Jordi Monverde, Jordi Muntaner, Josefa Hervás, Josep Sunyer, Juan Carlos Malmierca, Melcion Coll, Meritxell Aguiló, Miquel Pons, Núria Navarro y Xavier Manzano. **Participantes voluntarios;** Aina Llauger, Andrés Mas, Antoni Bauzà, Antoni Muñoz (GOB-Mallorca), Bartomeu Bosch, Gabriel Servera, Carles López-Jurado, Carlos Sánchez, Cointa Viada, Elsa Nieto, Gabriel Bernat, Gabriel Perelló, Gemma Carrasco, Gil Panadés, Gustavo Cari, Jaume Adrover (GOB-Mallorca), Joan Córcoles, Joan Juan (GOB-Mallorca), Joan Torrente, Jordi Amengual, José Manuel Tapia (GOB-Mallorca), Jovan Andevski (BVCF), Juan José Bazán, Juan José Sánchez (BVCF), Kike Oñate, Lalo Ventoso, Maribel Jiménez, Miquel Àngel

Reus, Miquel Cantallops, Miquel Ferrer, Miquel Rayó, Pau Jaume, Pere Dietrich, Pere Vicens, Rafel Mas, Ricardo Redondo, Steve Nicoll, Susana Quintanilla, Tolo Bennàssar, Xavier Canyelles y Xavier Gassó.

■ *Menorca*

Equipo de censo: Personal contratado por la Conselleria de Medi Ambient; Félix de Pablo.

La Rioja

Coordinación: Ignacio Gámez Carmona.

Equipo de censo: Carlos González García, Diego Benavides Madariaga, Eugenio Montelío Barrio, Fernando Cirac Dolader, Ignacio Gámez Carmona, Jesús M^a García García, Jorge Marzo Baigorri, Jorge Sen Pérez, Juan Antonio Izquierdo Reinosa, Michel Marín Abizanda, Rafael Cuéllar Cámara y Sebastián Lara Álvarez.

Madrid

Coordinación: María Rodríguez García (Comunidad de Madrid) y Juan Carlos del Moral (SEO/BirdLife).

Equipo de censo: Cuerpo de Agentes Forestales; Abel López Castro, Adolfo Verdugo Pérez, Alfredo Espinosa Alonso, Alfredo Hilario Ortega Morejón, Álvaro Oporto Novales, Álvaro Ruiz Mancho, Amalia Velázquez Cortés, Ana Pardo Moreno, Ángel Martín Madrid, Ángel Quirós, Antonio Lucas, Antonio Revilla Aguirre, Beatriz Paños, Carlos José Lomo Muñoz, Carlos Luís Aguilera Muñoz, Carlos Palomo, César Calvo Senovilla, César Juarranz García-Muñoz, Daniel Díaz Díaz, Daniel Ortega Palencia, David Rodríguez González, Diego Hurtado Mingo, Eduardo Alcalá Trapero, Eduardo Capuz Suárez, Enrique Pérez, Ernesto Polo Fernández, Eva Serrano-Davies, Fernando Gallego Ortiz, Francisco Javier Delgado Cuesta, Francisco Javier García Raya, Gemma Meleiro Rueda, Ignacio García Moreno, Jacinto Díaz García-Marquina, Jaime Gómez Recas, Javier Castro Tarifa, Javier Palancar Barroso, Jesús Muelas Escamilla, Jesús Tiemblo, José A. Serrano Ros, José A. Vallejo Oreja, José Alberto Blanco del Campo, José Araujo, José Francisco Pedreño Canovas, José Fuentes de la Viuda, José Garrido Ortega, José Luis Andrés Beamud, José Luis Pizarro Blanco, José M^a Borrás, Juan Carlos Aparicio del Val, Juan Carlos Moreno Rodríguez, Juan Ramón Pérez Herrera, Luis Ángel Lucendo, M^a Amor Pastor González, Manuel Martínez Duchel, Maximino Buendía Manzano, Miguel

Correas Maraña, Miguel Sánchez Aranda, Mónica Gómez Cancio, Óscar Fernando Martín Díaz, Óscar Vicente Olalla Cobeña, Pedro Luis Siguero Llorente, Pilar Arrontes Cerqueira, Rafael Baudet Mancheño, Ricardo Rubio Maroto, Rosa Fortea, Rubén Gil Gil, Samuel Contreras, Saturnino Ayuso Ayuso, Sergio Rodríguez Ruiz y Susana Benito Gil. **SEO/BirdLife**; Blas Molina Villarino, Cristian Pérez-Granados, David Palomino Nantón, Eduardo Rojo Sanz, Federico Roviralta Peña, Félix Martínez Olivas, Ginés Alcobendas Ventas, Javier Cano Sánchez, José Luis González del Barrio, Juan Carlos del Moral González, Maite García Iglesias, Pedro Pablo Castro Izquierdo, Unai Fuente Gómez y Yolanda Lázaro Ayllón.

Murcia

Coordinación: José Enrique Martínez Torrecillas y Emilio Aledo Olivares.

Equipo de censo: Alfonso Hernández Valverde, Ángel Sánchez Ocaña, Bernardino Abenza Aroca, Cristino De Maya López, Cristóbal Martínez Abril, Cristóbal Muñoz Robles, Emilio Galipienso García, Enemérito Muñoz Suárez, Fernando Gómez Ros, Jesús Marin Salas, Jesús Miñano Canovas, Jesús Sánchez Lozano, Joaquín Gamboa Amoros, José Fernández Sánchez, José López López, José María Gómez Turpín, José Miñano Ruiz, José Navarro García, Juan José Bas Zaragoza, Juan José Cánovas Andreo, Luis Galera Nogueras, María Romero Martínez, Martín García Martínez, Martín Martínez Abril, Miguel Cánovas García, Miguel Espín Caballero, Pedro Solano Pérez, Ricardo Castillo García, Roberto Carreño Castillo y Sergio Sánchez García.

Navarra

Coordinación: Juan Ignacio Deán.

Equipo de censo: Ainhoa Mateo, Alejandro Cormenzana, Ana M. Aranburu Ilarregi, Beatriz Andueza, Carlos Almingol Muñoz, Cristina Montoya, Dallo Ibar, Diego Villanúa Inglada, Edorta Belzunegi, Fernando García Zabala, Gonzalo Deán, Izaskun Landa, Javier Fernández Hierro, Javier Torres, Josune, Juan Ignacio Deán, Juan Mari Barbarín, Koldo Villalba, Kristina Montoia, Mikel Mugiuro, Montse Gorria, Pablo Urivelarrea, Patxi Celaya, Sergio González y Vanesa Alzaga.

País Vasco

■ *Álava*

Coordinación: Gorka Belamendia Cotorruelo.

Equipo de censo: Antonio Sáenz de Santa María, Diego Benavides, Eva María Gutiérrez, Gorka Belamendia Cotorruelo, Javier Frías, Jon Ugarte Zuazo, Juan María Lasa, Rafael Fernández Silva y Vanesa Cartón.

■ *Vizcaya*

Coordinación: Rafael Fernández Silva.

Equipo de censo: Alberto Rodríguez Rodríguez, Jon Ugarte Zuazo y Rafael Fernández Silva.



BIBLIOGRAFÍA

ADN. 2002. *Atlas dels Ocells Nidificants d'Andorra*. ADN (Associació per a la Defensa de la Natura). Andorra la Vella.

Adrover, J. y Muñoz, A. 2010. *Seguiment de la població de milana (Milvus milvus) a Mallorca 2010*. Informe inédito del GOB para el Consorci per a la Recuperació de la Fauna de les Illes Balears.

Aebischer, A. 2009. Distribution and recent population changes of the Red Kite in the Western Palaearctic. Results of a recent comprehensive inquiry. En, F. David (Ed.): *Proceedings of the Red Kite International Symposium, October 17th and 18th 2009*. Montbéliard. France.

Alcobendas, G. 2009. Tamaño de la población, densidad, número de nidos, nidotópica y características del hábitat de nidificación del azor común (*Accipiter gentilis*) en un área del suroeste de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 2007-2008*: 122-131.

Barbosa, A. 2000. Diez años de investigación ornitológica en España a través de las tesis doctorales. *Ardeola*, 47: 273-278.

Barbosa, A. y Moreno, E. 2004. Una visión de la ornitología española a través de 50 años de *Ardeola*. *Ardeola*, 51: 3-18.

Baucells, J., Camprodón, J. y Ordeix, M. 1998. *La Fauna Vertebrada d'Osona*. Lynx Edicions. Barcelona.

Bautista, L. M., García, J. T., Calmaestra, R. G., Palacín, C., Martín, C. A., Morales, M. B., Bonal, R. y Viñuela, J. 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology*, 18: 726-734.

Bibby, C. J., Burgess, N. D. y Hill, D. A. 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press. Londres.

BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife Conservation Series N.º 12. BirdLife International. Cambridge.

Bustamante, J. y Seoane, J. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in Southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography*, 31: 295-306.

Campos, B. (Coord.) 2001. *Atlas de las Aves Nidificantes del Alto Vinalopó (Alicante)*. Asociación Villenense de Amigos de la Naturaleza. Alicante.

Cardiel, I. 2006. *El milano real en España. II censo nacional (2004)*. Seguimiento de Aves: Monografía n.º 5. SEO/BirdLife. Madrid.

Caro, T. y O'Doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology*, 13: 805-814.

Carrascal, L. M. 2006. Biogeografía ecológica de la avifauna terrestre Española (Península Ibérica). En, *Atlas Virtual de Aves Terrestres de España*. <http://www.lmcarrascal.eu/atlasaves.html> [consulta: febrero 2011].

Carrascal, L. M. y Díaz, M. 1998. Utilidad científica y difusión internacional de *Ardeola*: un análisis bibliométrico. *Ardeola*, 45: 221-239.

Carrascal, L. M. y Lobo, J. L. 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. En, R. Martí, y J. C. del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 645-662. Dirección General para la Conservación de la Naturaleza y SEO/BirdLife. Madrid.

Carrascal, L. M., Palomino, D. y Polo, V. 2007. *Fundamentos ecológicos y biogeográficos de la rareza de la avifauna terrestre canaria. Apéndice 1: Situación actual de la avifauna terrestre de la isla de La Palma*. Informe inédito del MNCN para el Gobierno de Canarias.

Castaño, J. P. 2002. Distribución y abundancia de los falconiformes en la provincia de Ciudad Real. En, C. Torralvo (Ed.): *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*, pp. 63-70. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.

Cirera, M. 2002. Cens de la població d'astor (*Accipiter gentilis*) al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. En, *V Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*, pp. 123-127. Monografie n.º 35. Barcelona.

Consultora de Recursos Naturales. 2003. *Estudio faunístico de los vertebrados de los Montes de Vitoria, (Municipio de Vitoria-Gazteiz)*. Informe inédito de CRN S.L. para el Centro de Estudios Ambientales del Ayto. de Vitoria.

Cramp, S. y Simmons, K. E. L. (Eds.) 1979. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. II*. Oxford University Press. Londres.

Crowley, P. H. 1992. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. *Annual Review of Ecology & Systematics*, 23: 405-447.

Davison, A. C. y Hinkley, D. 2006. *Bootstrap Methods and their Applications*. Cambridge Series in Statistical and Probabilistic Mathematics. Cambridge.

De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology*, 88: 243-251.

De'ath, G. y Fabricius, K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3.178-3.192.

Deán, J. I. 1996. Censo primaveral de Ratónero común (*Buteo buteo*) en Navarra mediante el método de los transectos por carretera. *Anuario Ornitológico de Navarra*, 2: 33-50.

De Juana, E. 2004. Cambios en el estado de conservación de las aves de España, años 1954 a 2004. *Ardeola*, 51: 19-50.

De Juana, E., De Juana, F. y Calvo, S. 1988. La invernada de las aves de presa (O. Falconiformes) en la Península Ibérica. En, J. L. Tellería (Ed.): *Invernada de Aves en la Península Ibérica*, pp. 97-122. SEO/BirdLife. Madrid.

De la Puente, J., Moreno-Opo, R. y Del Moral, J. C. 2007. *El buitre negro en España. Censo nacional (2006)*. Seguimiento de Aves: Monografía n.º 13. SEO/BirdLife. Madrid.

De Pablo, F. y Pons, J. M. 2010. *El milano real (Milvus milvus) en Menorca. Actuaciones y resultados, año 2010*. Informe inédito del Institut Menorquí d'Estudis para el Consorci per a la Recuperació de la Fauna de les Illes Balears.

Díaz, J. (Coord.) 2006. *El Águila Calzada y su Conservación en la Comunidad de Madrid*. Fondo para la Investigación y Conservación de los Animales Salvajes y su Hábitat. Madrid.

EBCC. 2010. Trends of common birds in Europe, 2010 update. En, *European Bird Census Council. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme*. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=387> [consulta: febrero 2011].

Efron, B. 1981. Nonparametric estimates of standard error: the jack-knife, the bootstrap and other methods. *Biometrika*, 68: 589-599.

Eguía, S., Sánchez-Zapata, J. A. y Nevado, J. C. 1994. Inventario de las Aves de Presa de los Parques Naturales almerienses. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses*, 13: 23-41.

Elith, J., Leathwick, J. R. y Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77: 802-813.

Equipa Atlas. 2008. *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade-SPEA-Parque Natural da Madeira- Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Lisboa.

Escandell, V. 2011. Programa SACRE-Primavera. En, V. Escandell, D. Palomino, B. Molina, A. Leal, C. Remacha, A. Bermejo, J de la Puente y J. C. del Moral (Eds.): *Programas de Seguimiento de SEO/BirdLife en 2009-2010*, pp. 4-13. SEO/BirdLife. Madrid.

ESPARVEL. 2000. *Estudio de distribución y abundancia de falconiformes en la provincia de Toledo*. Informe inédito de ESPARVEL. Toledo.

Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. y Herrando, S. (Eds.) 2004. *Atles dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia (ICO) y Lynx Edicions. Barcelona.

Ferguson-Lees, J. y Christie, D. A. 2001. *Raptors of the World*. Christopher Helm. Londres.

Fernández J. M., Domingo M. A., Egurcegui, X., Nuevo, J. A., Potes, E., Ruiz de Azúa, N. y Tejado, C. 2003. *Estudio faunístico del parque natural de Gorbeia. Fauna de vertebrados (excepto quirópteros)*. Diputación Foral de Álava. Vitoria-Gasteiz.

- Fernández, J. M. y Gainzarain, J. A. 2006. Tendencias poblacionales recientes de la avifauna del País Vasco y de Navarra, según las variaciones de su distribución. En, J. M. Fernández (Ed.): *Actas del Encuentro de Ornitología en Álava*, pp. 26-40. Diputación Foral de Álava. Vitoria.
- Fombellida, I., Gómez, J. y Saiz, J. 2007. *Inventario, propuesta de catalogación, y directrices de los planes de gestión de las rapaces forestales en Cantabria*. Dirección Gral. de Montes y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Cantabria. Santander.
- Fuller, M. R. y Mosher, J. A. 1981. Methods to detecting and counting raptors: a review. En, C. J. Ralph y J. M. Scott (Eds.): *Estimating Numbers of Terrestrial Birds. Studies in Avian Biology* nº 6, pp. 235-246. Cooper Ornithological Society. San Francisco.
- Frías, Ó. y Blanco, G. 2009. Estatus y distribución de la población de milano negro (*Milvus migrans*) en el sureste de la provincia de Madrid. Informe inédito de la agencia estatal Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Museo Nacional de Ciencias Naturales) para la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- García Dios, I. S. 2005. Aguililla Calzada, *Hieraaetus pennatus*. En, L. M. Carrascal y A. Salvador (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org> [consulta: febrero 2011].
- Garrigues, R., Martínez, R. y Morata, J. A. 1990. Introducción al estudio de la biología del Azor (*A. gentilis*) en Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses*, 27: 123-162.
- González, L. M., Oria, J., Sánchez, R., Margalida, A., Aranda, A., Prada, L., Caldera, J. y Molina, J. I. 2008. Status and habitat changes in the endangered Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* population during 1974–2004: implications for its recovery. *Bird Conservation International*, 18: 242-259.
- Hardey, J., Crick, H. Q. P., Wernham, C. V., Riley, H. T., Etheridge, B. y Thompson D. B. A. 2006. *Raptors: A Field Guide to Survey and Monitoring*. The Stationery Office. Edimburgo.
- IBERIS. 2008. *Censo de la población de milano real de Castilla y León*. Informe inédito para la Junta de Castilla y León. Valladolid.

Jiménez, J. y Navarrete, J. 2001. *Estatus y Fenología de las Aves de Ceuta*. Instituto de Estudios Ceutíes. Ceuta.

Jubete, F. 2005. Composición y abundancia relativa de una comunidad de rapaces diurnas durante un ciclo anual en la comarca de Tierra de Campos palentina (N de España). En, F. Jubete (Ed.): *Anuario Ornitológico de Palencia 1998-2001*. pp. 251-263. Asociación de Naturalistas Palentinos. Palencia.

Lavedán, J. y Duro, N. 1988. *Densidad, hábitat y productividad de las rapaces nidificantes en el Bajo Cinca durante 1988*. Informe inédito.

Lorenzo, J. A. (Ed.) 2007. *Atlas de las Aves Nidificantes en el Archipiélago Canario (1997-2003)*. Dirección General para la Conservación de la Naturaleza y SEO/BirdLife. Madrid.

Mañosa, S. 1994. Goshawk diet in a Mediterranean area of Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 28: 84-92.

Mañosa, S., Real, J. y Sánchez, E. 1986. Comparación de la ecología de dos poblaciones de azor (*Accipiter gentilis*) en Cataluña: el Vallès-Moianès y la Segarra. En, *Resúmenes de la V Conferencia Internacional sobre Aves de Presa Mediterráneas*. Évora.

Martí, R. y Del Moral, J. C. (Eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General para la Conservación de la Naturaleza y SEO/BirdLife. Madrid.

Martínez, I., Nuevo, J. A. y Pérez, J. M. 1995. *Censo, distribución y protección de las rapaces forestales en el territorio histórico de Álava (primera fase)*. Informe inédito para el Gobierno Vasco. Vitoria.

Martínez, R., Ortuño, A., Villalba, J., López, J. M., Cortés, F. y Carpena, F. J. 1996. *Atlas de las Aves del Norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*. CAM-Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia. Murcia.

Martínez, J. A., Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., García, J. T., Carbonell, R., De Lucas, M. y Díaz, M. 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola*, 50: 85-102.

Martínez, J. E., Pagán, I. y Calvo, J. F. 2006. Interannual variations of reproductive parameters in a Booted Eagle (*Hieraetus pennatus*) population: The influence of density and laying date. *Journal of Ornithology*, 147: 612-617.

Martínez-Abraín, A., Crespo, J., Jiménez, J., Pullin, A. S., Stewart, G. y Oro, D. 2008. Friend or foe: societal shifts from intense persecution to active conservation of top predators. *Ardeola*, 55: 111-119.

Moreno-Arroyo, B., Carrasco, M. y Moral, M. 2000. Biología, Distribución y Conservación del azor (*Accipiter gentilis* L.) en la provincia de Córdoba. *Oxyura*, 10: 199-222.

Moreno-Rueda, G. y Pizarro, M. 2007. Snake species richness and shrubland correlate with the short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) distribution in Southeastern Spain. *Annales Zoologici Fennici*, 44: 314-320.

Ontiveros, D. 2005. Culebrera Europea, *Circaetus gallicus*. En, L. M. Carrascal y A. Salvador (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org> [consulta: febrero 2011].

Palacín, C. 2010. Alcotán europeo, *Falco subbuteo*. En, A. Salvador y L. M. Bautista (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org> [consulta: febrero 2011].

Palomino, D. 2006. *El milano negro en España. I censo nacional (2005)*. Seguimiento de Aves: Monografía n.º 11. SEO/BirdLife. Madrid.

Palomino, D. 2009. Milano negro, *Milvus migrans*. En, A. Salvador y L. M. Bautista (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org> [consulta: febrero 2011].

Palomino, D. y Carrascal, L. M. 2007. Habitat associations of a raptor community in a mosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape & Urban Planning*, 83: 268- 274.

Pina, J. L. 2007. *Informe Chrysaetos. Cartografía de territorios de cría de las rapaces diurnas sector Puerto de Vitoria-San Vitores*. Informe inédito.

Programa MIGRES. 2009. Seguimiento de la migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar: resultados del Programa MIGRES 2008. *MIGRES Revista de Ecología*, 1: 83-101.

Purroy, F. (Ed.) 1997. *Atlas de las Aves de España*. SEO/BirdLife y Lynx Edicions. Barcelona.

Ribas, J. 2000. *Els Ocells del Vallès Oriental*. Lynx Edicions. Barcelona.

Rodá, F., Olano, J. M., Cabello, J., Fernández-Palacios, J. M., Gallardo, A., Escudero, A. y Valladares, F. 2009. Bosques. En, *Bases Ecológicas Preliminares para la Conservación de los Tipos de Hábitat Naturales de Interés Comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

Rodríguez, B., Siverio, F., Rodríguez, A., Siverio, J. Hernández, J. J. y Figuerola, J. 2010. Density, habitat selection and breeding biology of Common Buzzard in an insular environment. *Bird Study*, 57: 75-83.

Roviralta, F. 2007. Población reproductora de rapaces diurnas en una zona de media montaña de la Sierra de Guadarrama (Madrid). *Anuario Ornitológico de Madrid 2006*: 56-67.

Roviralta, F., Tello, J., Alcobendas, G., López-Septiem, J. L., Traverso, J. M. y Pontón, Ó. 2004. Censo de abejero europeo (*Pernis apivorus*) en la Comunidad de Madrid. 2003. *Anuario Ornitológico de Madrid 2003*: 86-93.

Sánchez-Zapata, J. A. y Calvo, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.

Seoane, J. y Carrascal, L. M. 2007. Interspecific differences in population trends of Spanish birds are related to habitat and climatic preferences. *Global Ecology & Biogeography*, 17: 111-121.

Seoane, J., Viñuela, J., Díaz-Delgado, R. y Bustamante, J. 2003. The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation*, 111: 401-414.

Seoane, J., Kouri, A., Illera, J. C., Palomino, D., Alonso, C. L. y Carrascal, L. M. 2010. *La tarabilla canaria en España. Población reproductora en 2005-2006 y método de censo*. Seguimiento de Aves: Monografía n.º 34. SEO/BirdLife. Madrid.

SEO/BirdLife. 2010. *Estado de Conservación de las Aves en España en 2010*. SEO/BirdLife. Madrid.

Sergio, F., Blas, J., Forero, M. G., Fernández, N., Donázar, J. A. e Hiraldo, F. 2005. Preservation of wide-ranging top predators by site protection: black and red kites in Doñana National Park. *Biological Conservation*, 125: 11-21.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83: 247-257.

StatSoft. 2010. *Electronic Statistics Textbook*. StatSoft Inc. Tulsa. <http://www.statsoft.com/textbook> [consulta: febrero 2011].

Sunyer, C. y Viñuela, J. 1996. Invernada de rapaces (O. Falconiformes) en España Peninsular e Islas Baleares. En, J. Muntaner y J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 361-370. SEO/BirdLife. Madrid.

Tapia, L. 2010. Busardo ratonero, *Buteo buteo*. En, A. Salvador y L. M. Bautista (Eds.): *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org> [consulta: febrero 2011].

Tapia, L., Domínguez, J. y Rodríguez, L. 2008a. Modelling habitat preferences by raptors in two areas of Northwestern Spain using different scales and survey techniques. *Vie et Milieu*, 58: 257-262.

Tapia, L., Domínguez, J. y Rodríguez, J. 2008b. Hunting habitat preferences of raptors in a mountainous area (Northwestern Spain). *Polish Journal of Ecology*, 56: 323-333.

Tellería, J. L. 1986. *Manual para el Censo de Vertebrados Terrestres*. Raíces. Madrid.

Thiollay, J.-M. y Bretagnolle, V. (Coords.). 2004. *Rapaces Nicheurs de France. Distribution, Effectifs et Conservation*. Delachaux et Niestlé. París.

UICN. 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.

Vázquez, X. 2003. Distribución, estima poboacional e nidificación da aguia calzada (*Hieraetus pennatus* Gmelin, 1788) en Galicia (NW España). En: *Actas V Congreso Galego de Ornitología (2003)*, pp. 125-129. A Coruña.

Vázquez, X. 2004. Contaxe de aves de rapina e córvidos no nordeste de Galicia dende vehículo. *Chioglossa*, 2: 63-68.

Verdejo, J. 1994. Datos sobre la reproducción y alimentación del azor (*Accipiter gentilis*) en un área mediterránea. *Ardeola*, 41: 37-43.

Viada, C. y De Pablo, F. 2009. *Cens d'aguila calçada (Hieraetus pennatus) a Balears. Informe final Agost-2009*. Informe inédito para la Conselleria de Medi Ambient de Illes Balears.

Vidal, C. y Salvadores, R. 2004. Situación actual e estatus do miñado abelleiro (*Pernis apivorus*) en Galicia. *Chioglossa*, 2: 9-12.

Villarino, A., González, S. y Bárcena, F. 2002. *Vertebrados da Limia. I – Aves: Gaviiformes a Piciformes*. Limaia Producións. Orense.

Viñuela, J. 1999. Censo y distribución de la población reproductora. En, J. Viñuela, R. Martí y A. Ruiz (Eds.): *El milano real en España*, pp. 21-80. SEO/BirdLife. Madrid.

Walpole, M. J. y Leader-Williams, N. 2002. Ecotourism and flagship species in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11: 543-547.

Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., Martínez, J. A., Zabala, J., Calvo, J. F., Castillo, I., Azkona, A., Iraeta, A. e Hidalgo, S. 2006. Influencia de las prácticas de gestión en la selección del hábitat de nidificación, la reproducción y la dieta del busardo ratonero *Buteo buteo* en dos áreas diferentes de España. *Ardeola*, 53: 83-98.

ANEXO I. Instrucciones y fichas de campo remitidas a todos lo participantes en el trabajo de muestreo.



I CENSO NACIONAL DE RAPACES FORESTALES



INSTRUCCIONES

Por favor, lee atentamente las siguientes instrucciones, consulta cualquier duda con tu coordinador provincial o con los responsables del Área de Estudio y Seguimiento de SEO/BirdLife, planifica con antelación tus salidas al campo, y remite puntualmente las fichas con los datos de muestreo completamente rellenas. Sólo así tus datos serán verdaderamente útiles para este censo. No olvides acompañar cada ficha de campo del mapa en el que queden representados los oteaderos y/o transectos realizados y las áreas muestreadas aproximadas.

El objetivo de este trabajo es realizar un muestreo estandarizado que sirva para estimar la población en España de las siguientes siete especies de rapaces de hábitos predominantemente forestales (en términos de emplazamiento del nido): **abejero europeo, culebrera europea, azor común, gavilán común, busardo ratonero, aguililla calzada y alcotán europeo**. Además, también deberán registrarse los contactos con otras rapaces (como milanos, elanios o grandes águilas).

Aunque las siete especies compartan la tendencia a nidificar en masas forestales amplias, son muy distintas en términos de fenología, hábitos de campo y detectabilidad. Por ello, se ha optado por una **doble metodología de muestreo para voluntarios**, de modo que se maximicen las posibilidades de recopilar datos de todas las especies suficientemente abundantes, repartidos por muchas regiones y precisos:

MÉTODO 1. Identificación de territorios desde OTEADEROS FIJOS. El objetivo de este muestreo es **cuantificar de manera estandarizada la abundancia de cada especie en las áreas forestales potencialmente adecuadas**. Para ello, es necesario remitir dos datos: la frecuencia con que realmente se observa a cada especie en unidades de tiempo y área controlados, y una estimación del número mínimo de territorios que se suponen para esa misma área.

MÉTODO 2. Conteo de individuos mediante TRANSECTOS EN AUTOMÓVIL. El objetivo de este muestreo es **cuantificar de manera estandarizada la abundancia de las especies que frecuentemente cazan en hábitats más abiertos**. Para ello, es necesario muestrear grandes extensiones de terreno desde un automóvil, pues estas especies tienen amplias áreas de campo y no son particularmente abundantes.

Puedes **colaborar en ambos tipos de muestreo, o sólo en uno de ellos**, pero siempre cumpliendo rigurosamente con las condiciones particulares de cada uno (véase más adelante). En términos generales, te indicamos que los muestreos desde oteaderos fijos son más exigentes (en tiempo y esfuerzo) que los transectos desde automóvil, aunque tú debes ser quien decida cómo participar valorando tus propias capacidades y apetencias.

Por otro lado, también se dispondrá de información extremadamente precisa proporcionada por expertos locales de cada especie. Ésta consistirá en el n.º exacto de parejas de rapaces forestales que cría en un área, gracias al trabajo que hayan realizado allí desde hace años. En estas mismas áreas se realizará el trabajo general de recorridos en coche y realización de oteaderos. La relación entre aves detectadas en recorridos/oteaderos con el censo minucioso de cada zona permitirá estimar el tamaño de población de estas rapaces a escala nacional.

Como puedes ver, este censo es un reto muy complejo para la ornitología nacional y exige un gran acúmulo de información, por lo que **tus datos serán valiosísimos, pero sólo si los tomas con mucho rigor**.

En ambos tipos de muestreo la unidad de referencia es la cuadrícula UTM de 10x10 km, dando prioridad a aquéllas donde existan referencias recientes y verosímiles de nidificación de cualquiera de las siete especies (según atlas nacional o regionales, anuarios, noticiarios...). Si decides realizar ambos muestreos generales (recorridos y oteaderos), **sería particularmente útil que remitieses datos de los dos métodos para una misma cuadrícula**. En este caso, intenta que ambos tipos de muestreo se hallen cercanos en el tiempo (por ejemplo: en un mismo fin de semana puedes dedicar la mañana del sábado a transectos y la del domingo a oteaderos).

ANEXO I. (Continuación). Instrucciones y fichas de campo remitidas a todos los participantes en el trabajo de muestreo.

Fechas de muestreo (en ambos métodos es necesario repetir el muestreo, al menos, 2 veces):

Visita 1: 15 de marzo – 15 de mayo.

Visita 2: 15 de mayo – 15 de julio.

En el centro y sur de España y en zonas litorales, las visitas se realizarán hacia el inicio de cada período, mientras que en el norte de España y en áreas de montaña se realizarán más hacia el final de los mismos.

Horarios de muestreo (ambos métodos): Se debe comenzar hacia las 08:30-10:00 de la mañana y acabar hacia las 12:00-13:30 del mediodía. Aunque es preferible no muestrear por las tardes, cuando la actividad media de estas especies es menor, si se opta por ello el horario debe ser sólo entre las 17:30 y las 19:30.

Condiciones meteorológicas: 1) **OTEADEROS FIJOS.** Los muestreos debes realizarlos con tiempo claro y seco, aunque los momentos previos a la llegada de una tormenta y las horas inmediatamente posteriores a la lluvia, son especialmente favorables (muchos individuos retornan al área del nido antes de la tormenta o la abandonan cuando deja de llover). 2) **TRANSECTOS EN AUTOMÓVIL.** Muestrea únicamente con tiempo claro y seco.

METODOLOGÍA 1

Identificación de territorios desde OTEADEROS FIJOS

1. Debes identificar elevaciones del terreno (mediante mapas y visitas previas) desde las que otear cómodamente **manchas forestales potencialmente adecuadas** para alguna de las especies. La distancia entre el oteadero y la zona que quieres controlar no debe superar los **2 km si vas a emplear prismáticos** (más allá es muy difícil detectar aves), ni los **3 km si vas a emplear telescopio**.
2. Cada cuadrícula, debes muestrearla desde **al menos 3 oteaderos distintos**, separados entre sí 5 kilómetros o más para minimizar su solapamiento. Siempre será muy útil un mayor número de oteaderos, sobre todo en cuadrículas con mucha extensión forestal. Cuantos más oteaderos hagas, más días necesitarás muestrear: tenlo muy en cuenta para planificar bien el siguiente punto.
3. Cada oteadero debes visitarlo **al menos 2 veces** en la temporada (véase 'Fechas de muestreo'), y en cada visita debes permanecer durante **al menos 1 hora y media** (véase 'Horarios de muestreo'). Siempre será muy útil un mayor número de visitas y/o de horas, sobre todo en cuadrículas muy densamente forestales.

Resumidamente, deberás anotar la siguiente información (**una ficha distinta por cada oteadero**):

A. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA OTEADA

- o **Coordenadas del oteadero.** A partir de un mapa de escala 1:50.000, o mediante GPS. Consulta cómo calcularlas en http://www.seo.org/programa_seccion_ficha.cfm?idPrograma=3&idArticulo=230
- o **Forma aproximada y alcance máximo del área oteada** (necesarios para cuantificar el área realmente muestreada). Simplemente debes marcar con una cruz (véase la 'Ficha de campo') las opciones que se ajusten mejor a tu muestreo.
- o **Mapa de la cuadrícula muestreada.** Para corregir errores y agilizar el procesamiento de los datos, es enormemente útil que nos hagas llegar el mapa con la ubicación de cada oteadero y el área aproximada cubierta.
- o **Tipos de hábitat dentro del área oteada.** Rellena de manera aproximada, pero cuidadosa, los porcentajes de cada uno de los ocho posibles hábitats ofrecidos. Ten en cuenta que mediante este muestreo debes centrarte en parches forestales susceptibles de acoger nidos de estas especies, por lo que es esperable que los hábitats arbolados tiendan a ser los más extendidos si has elegido bien tus oteaderos. Debes marcar con una cruz (véase la 'Ficha de campo') si el arbolado predominante son coníferas o caducifolios. Los bosques de ribera y los bosques-isla de menos de 25 ha (unos 500 x 500 m) deben considerarse como 'Arbolado abierto'.

B. PRESENCIA DE CADA ESPECIE DENTRO DEL ÁREA OTEADA (¡no incluyas ninguna observación de zonas "cercanas" al área oteada, ni de otros momentos distintos de los de muestreo!)

- o **Número de individuos de cada especie realmente observados (u oídos) cada 10 minutos de muestreo**, por lo que al cabo de 1 hora y media en el oteadero, debes haber anotado 9 valores. Incluye también los 'ceros' (ningún ave observada en los diez minutos). Si a un mismo ejemplar lo observas en distintos intervalos de 10 min., se anota independientemente en cada uno (es decir, lo debes "repetir"). En este apartado da igual el tipo

ANEXO I. (Continuación). Instrucciones y fichas de campo remitidas a todos los participantes en el trabajo de muestreo.

de comportamiento que muestre el ave para contabilizarlo, pero sí lo debes tener en cuenta para el siguiente apartado.

- **Número de territorios estimados.** Debes tener en cuenta las siguientes pautas de comportamiento: *Nidificación posible*: Individuo persistentemente posado/volando sobre la zona; *Nidificación probable*: Reclamos, vuelos de celo/defensa del territorio, ciclos continuados a baja altura sobre un mismo parche forestal; *Nidificación segura*: Observación directa del nido (ocupado o recién abandonado), cópulas, aporte de material para el nido, repetidas entradas/salidas de un parche forestal, acoso a un predador o visitante, juveniles recién volados. En base a estas señales, y una vez finalices todo el muestreo, debes estimar cuál es el número mínimo de territorios de cada especie que crees que hay en el área oteada. Sé prudente, y ten en cuenta que es preferible que te quedes corto a que estimes de más. Incluye también los ‘cercos’ en cada especie cuando creas que no hay ningún territorio, incluso aunque hayas visto a menudo ejemplares desde el oteadero. No obstante, también es posible que no habiendo observado nunca a una especie concreta desde el oteadero, sepas **con absoluta seguridad** que nidifica dentro del área oteada, y por tanto estimes un número de territorios mayor que cero (particularmente posible en los casos del azor, el gavián o el alcañán).

METODOLOGÍA 2

Conteo de individuos mediante TRANSECTOS EN AUTOMÓVIL

4. Cada cuadrícula muestreada debe contar con una red de carreteras secundarias suficientemente densa (confirmalo mediante mapas y visitas previas), que permita trazar un **recorrido de al menos 30 km**, aunque es muy recomendable realizar 50 km o más. Indica la distancia recorrida en la ‘Ficha de campo’. Debes circular a una **velocidad de unos 35-45 km/h**, provisto de prismáticos y, muy preferiblemente, acompañado de un censador más. Por favor, **bajo ningún concepto debes muestrear en autopistas o carreteras de mucho tráfico**, ni tomar datos si te ves obligado a circular a más de 45 km/h.
5. En la medida de lo posible, intenta que **el trazado de tus recorridos cubra toda la cuadrícula** más o menos uniformemente.
6. **Cada recorrido** debes realizarlo **al menos 2 veces** en la temporada (véase ‘Fechas de muestreo’), para que tus observaciones ganen fiabilidad y cubran mejor el calendario fenológico de todas las especies. Ten muy presente que **las dos veces debes realizar exactamente el mismo recorrido**.
7. Dibuja en el mapa de tu cuadrícula el recorrido que hayas realizado.
8. Una vez hayas finalizado el recorrido caracterízalo en términos de hábitat, rellenando de manera aproximada los porcentajes de cada uno de los ocho posibles hábitats ofrecidos en la ‘Ficha de campo’. Para esto, es muy útil que un acompañante del conductor tome algunas notas al respecto durante el recorrido, y/o consultar mapas, fotos aéreas o Google Earth.
9. Durante los transectos se registrarán **todas las rapaces vistas**, distinguiendo en cada caso si en el momento de la detección el ave se hallaba **a menos de 100 m del trazado de la carretera, o a más distancia**. Si es necesario, se detendrá el coche para identificar con prismáticos los ejemplares detectados a gran distancia, pero sin incluir nuevos individuos que no hubieran podido detectarse a simple vista durante la conducción.

¡MUCHAS GRACIAS POR PARTICIPAR EN ESTE IMPORTANTE PROYECTO!
¡ESPERAMOS QUE DISFRUTES CON TU TRABAJO EN EL CAMPO!

Se cubrirán los gastos de desplazamientos de los colaboradores. La persona que quiera cobrar los gastos de gasolina realizados durante el censo, debe entregar, junto con los datos del censo, las facturas de gasolina correspondientes. Estas facturas deben rellenarse con estos datos: SEO/BirdLife, Melquiades Biencinto, 34. 28053 Madrid. G-28795961 (es muy importante dejar libre la casilla de matrícula y solo si fuera necesario anotar: 3444BTL o 7885FLR).

Las fichas y facturas deberán ser enviadas al coordinador provincial/regional o a SEO/BirdLife en cuanto se termine el censo.

Para más información: Área de Estudio y Seguimiento de Aves. SEO/BirdLife

www.seo.org/?seguimientodeaves

Tel.: 914340910; Fax: 914340911; Correo electrónico: censo@seo.org

ANEXO I. (Continuación). Instrucciones y fichas de campo remitidas a todos los participantes en el trabajo de muestreo.



I CENSO NACIONAL DE RAPACES FORESTALES



FICHA de RECORRIDO

Recuerda: debes leer atentamente las instrucciones disponibles, plantear cualquier duda que te surja a los coordinadores del censo y planificar tu salida al campo muy cuidadosamente

DATOS PERSONALES		CUADRÍCULA
Nombre y apellidos:		
Dirección:		
Código y Municipio:		
Provincia:	C. electrónico:	

Kilómetros recorridos (sólo los del 1^{er} recorrido, pues el resto deben ser repeticiones):

Hábitat en torno a la carretera (en porcentajes aproximados):

Bosque	Arbolado abierto	Arbustivo	Herbáceo	Urbano	Cultivos	Embalse	Otros	= 100%
<input type="text"/>								

Se refieren a repeticiones de exactamente el mismo recorrido primero

1^{er} Recorrido

Fecha:

Individuos

a menos de 100 m a más de 100 m

Abejero europeo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Culebrera europea	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Azor común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gavilán común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Busardo ratonero	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Aguillita calzada	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Alcotán europeo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Otras especies...	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Milano real	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Milano negro	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Águila Imperial	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Elanio común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	<input type="text"/>	<input type="text"/>

2^o Recorrido

Fecha:

a menos de 100 m a más de 100 m

Abejero europeo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Culebrera europea	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Azor común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gavilán común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Busardo ratonero	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Aguillita calzada	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Alcotán europeo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Otras especies...	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Milano real	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Milano negro	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Águila Imperial	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Elanio común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	<input type="text"/>	<input type="text"/>

3^{er} Recorrido (opcional)

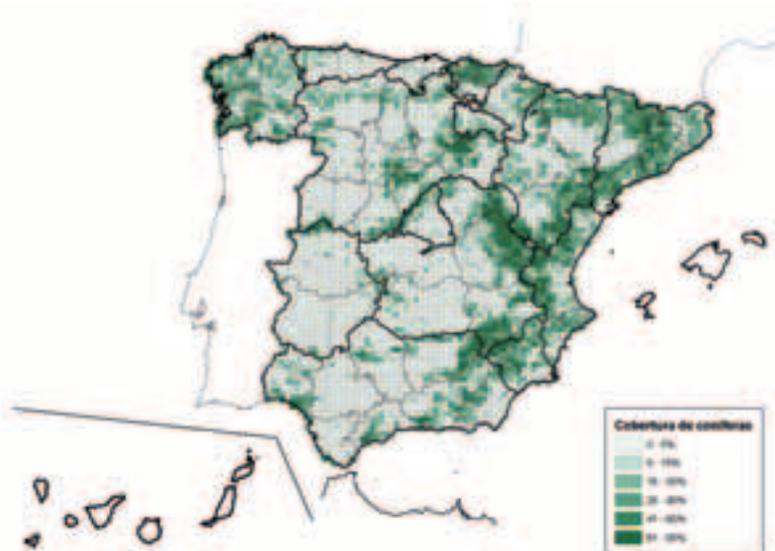
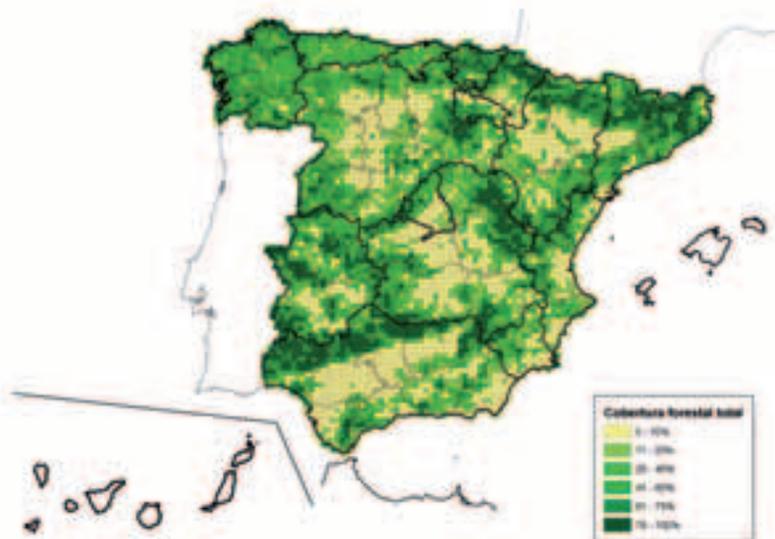
Fecha:

a menos de 100 m a más de 100 m

Abejero europeo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Culebrera europea	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Azor común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gavilán común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Busardo ratonero	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Aguillita calzada	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Alcotán europeo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Otras especies...	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Milano real	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Milano negro	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Águila Imperial	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Elanio común	<input type="text"/>	<input type="text"/>
	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Para más información: Área de Estudio y Seguimiento de Aves. SEO/BirdLife. Melquiades Biencinto, 34, 28053 Madrid. Tel: 91 4340910. Correo : censos@seo.org

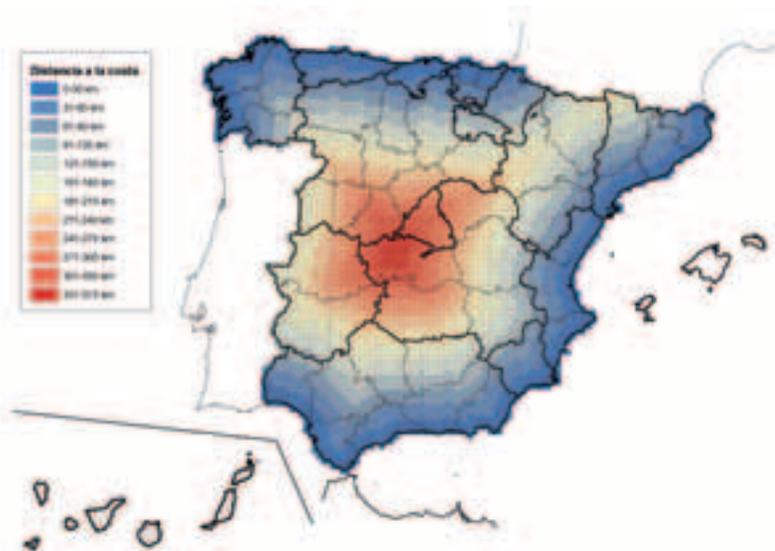
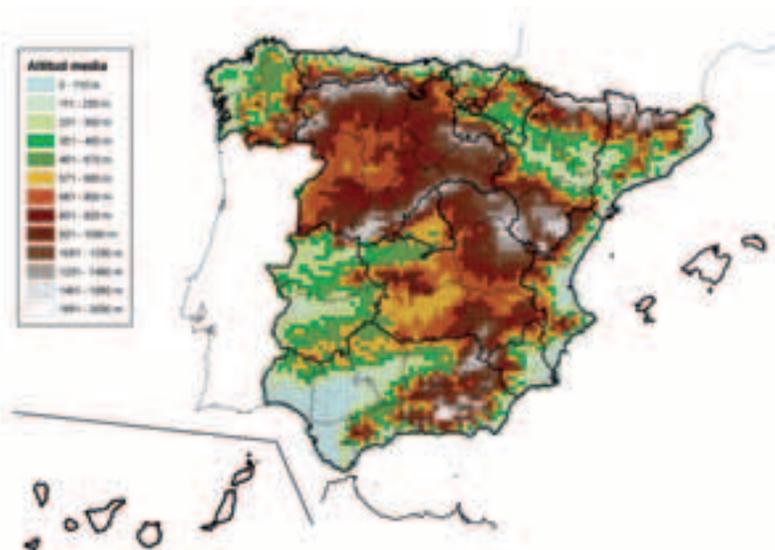
ANEXO II. Mapas de las principales variables ambientales consideradas en los análisis peninsulares.



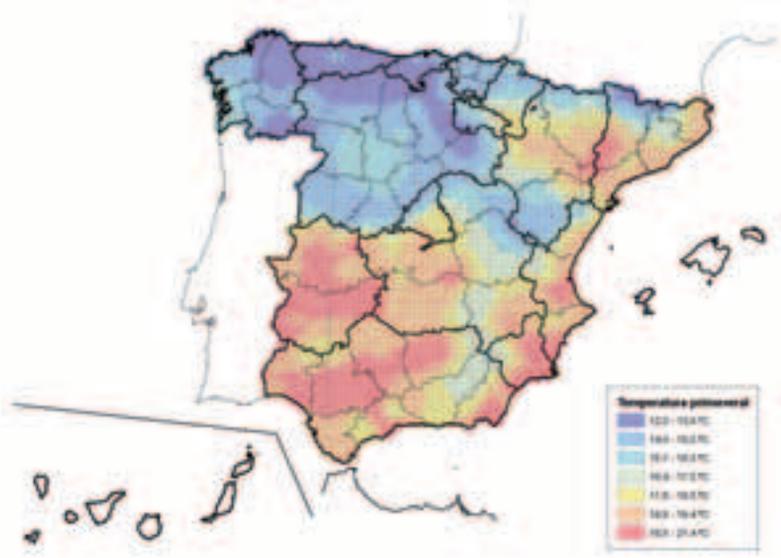
ANEXO II. (Continuación). Mapas de las principales variables ambientales consideradas en los análisis peninsulares.



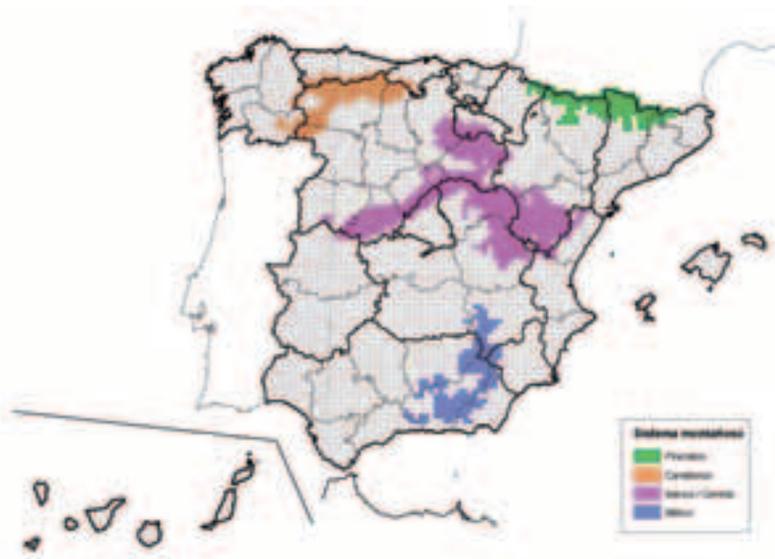
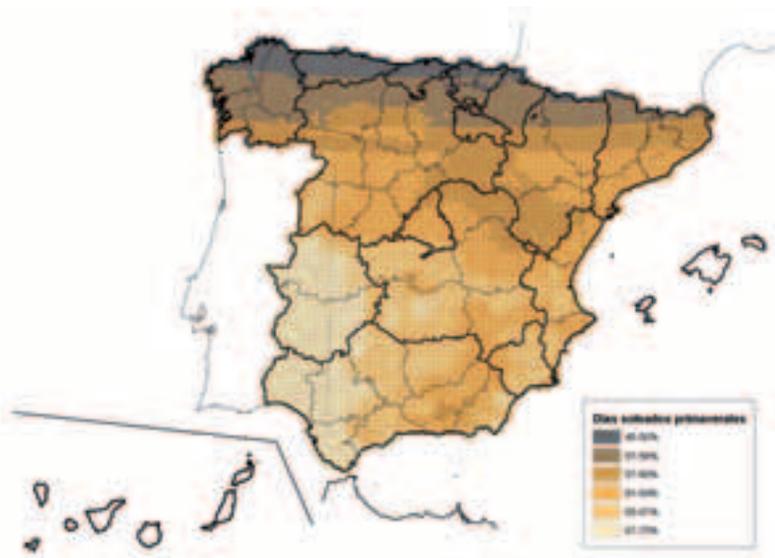
ANEXO II. (Continuación). Mapas de las principales variables ambientales consideradas en los análisis peninsulares.



ANEXO II. (Continuación). Mapas de las principales variables ambientales consideradas en los análisis peninsulares.



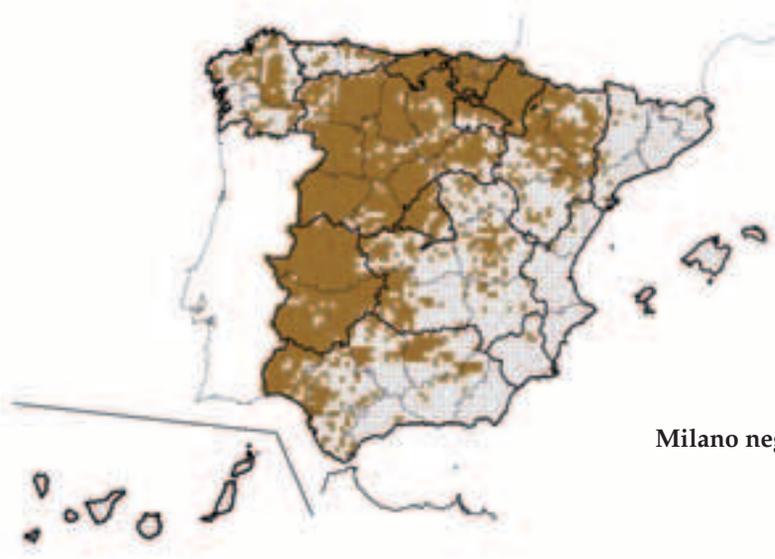
ANEXO II. (Continuación). Mapas de las principales variables ambientales consideradas en los análisis peninsulares.



ANEXO III. Mapas de presencia-ausencia de las especies, a escala de 100 km², según Martí y Del Moral (2003).



Abejero europeo



Milano negro

ANEXO III. (Continuación). Mapas de presencia-ausencia de las especies, a escala de 100 km², según Martí y Del Moral (2003).



Milano real



Culebrera europea

ANEXO III. (Continuación). Mapas de presencia-ausencia de las especies, a escala de 100 km², según Martí y Del Moral (2003).



Azor común



Gavilán común

ANEXO III. (Continuación). Mapas de presencia-ausencia de las especies, a escala de 100 km², según Martí y Del Moral (2003).



Busardo ratonero



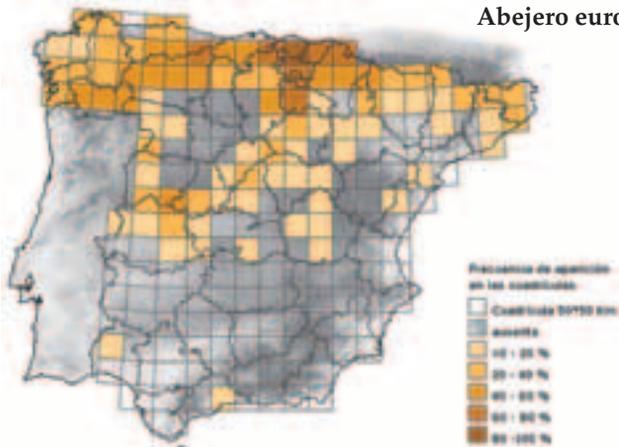
Aguililla calzada

ANEXO III. (Continuación). Mapas de presencia-ausencia de las especies, a escala de 100 km², según Martí y Del Moral (2003).

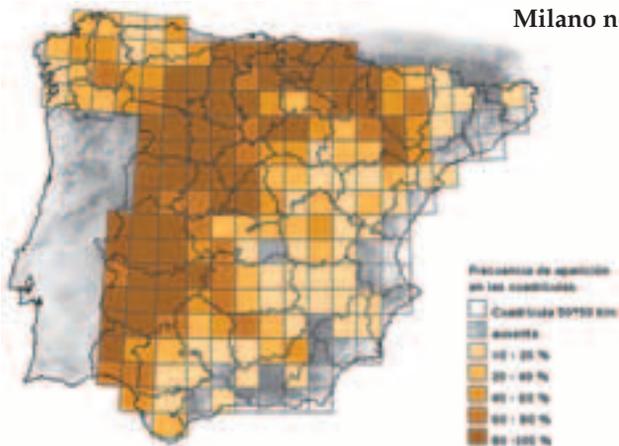


ANEXO IV. Mapas de abundancia semicuantitativa peninsular de las especies, a escala de 2.500 km², según Carrascal (2006).

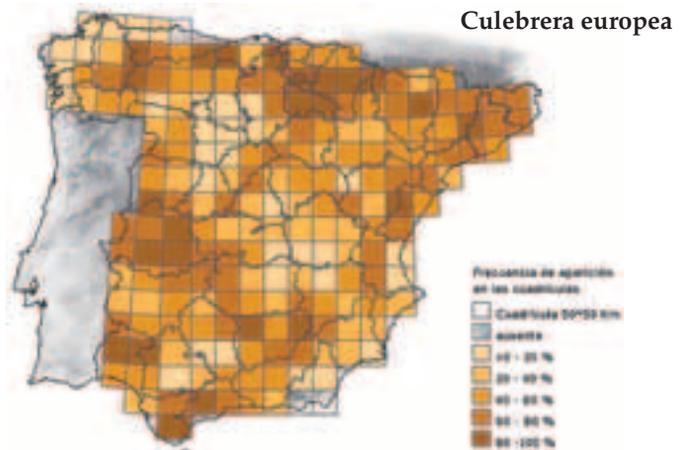
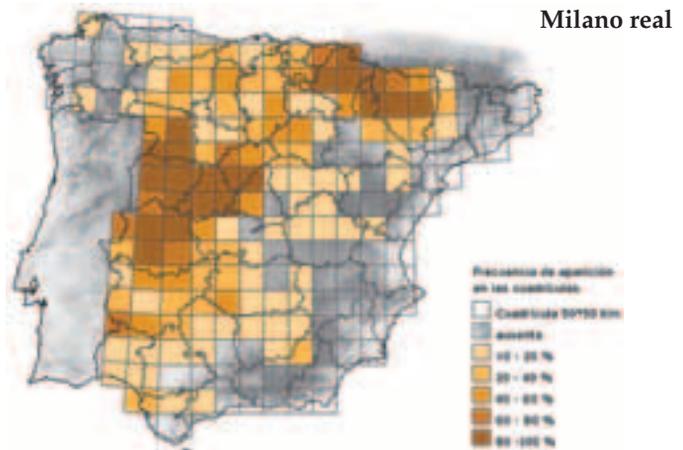
Abejero europeo



Milano negro

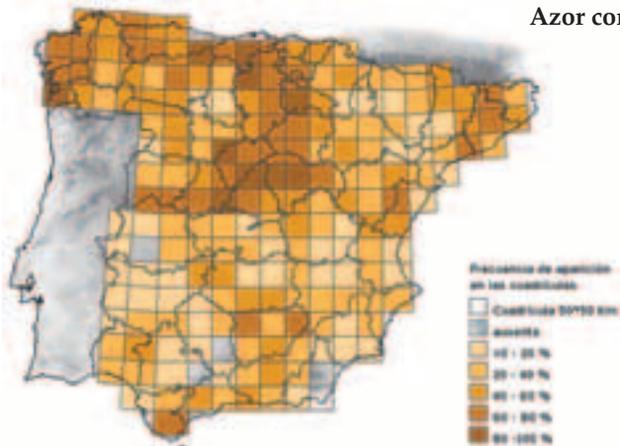


ANEXO IV. (Continuación). Mapas de abundancia semicuantitativa peninsular de las especies, a escala de 2.500 km², según Carrascal (2006).

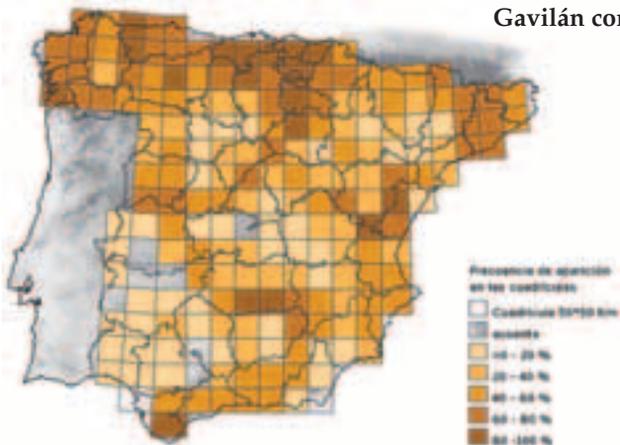


ANEXO IV. (Continuación). Mapas de abundancia semicuantitativa peninsular de las especies, a escala de 2.500 km², según Carrascal (2006).

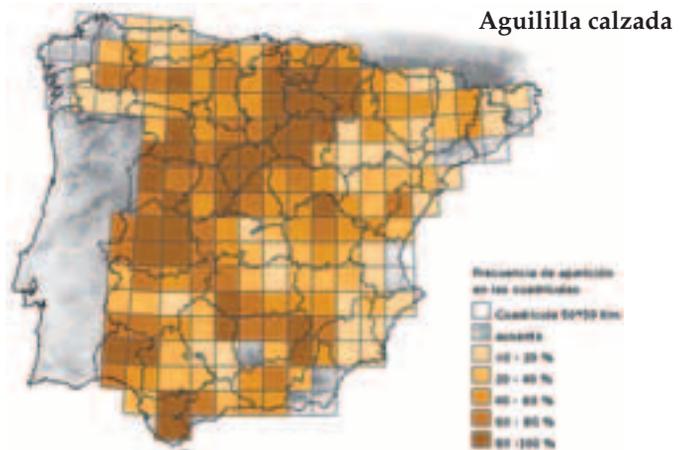
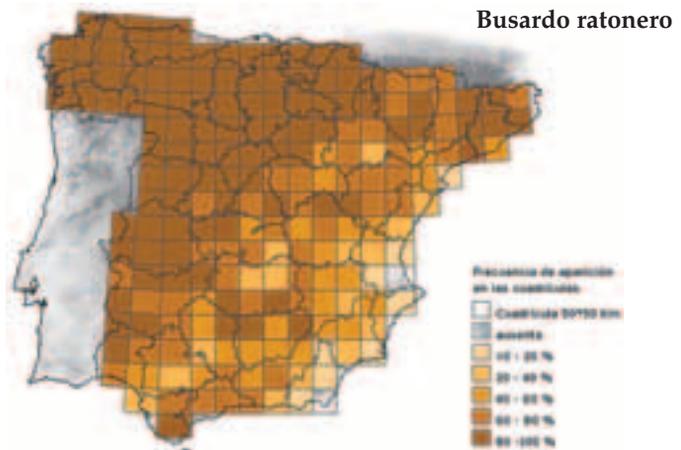
Azor común



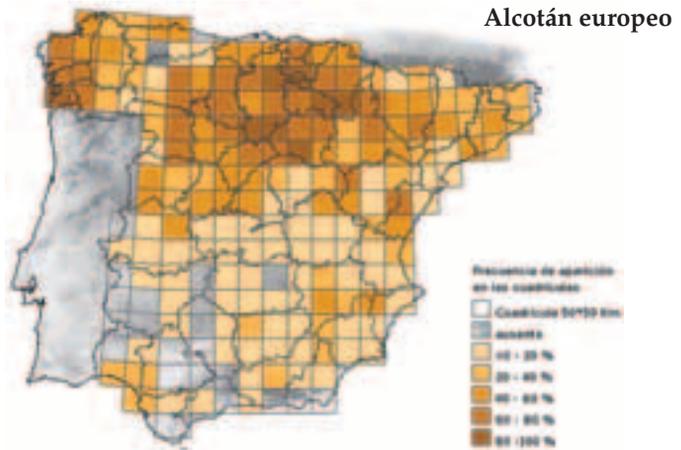
Gavilán común



ANEXO IV. (Continuación). Mapas de abundancia semicuantitativa peninsular de las especies, a escala de 2.500 km², según Carrascal (2006).



ANEXO IV. (Continuación). Mapas de abundancia semicuantitativa peninsular de las especies, a escala de 2.500 km², según Carrascal (2006).



ANEXO V. Resumen de las estimas del número medio de territorios durante 2009-2010 con su intervalo de confianza al 90%. Para facilitar la interpretación de la tabla los valores mayores de 100 se han redondeado a la decena más cercana.

Comunidad Autónoma	Abejero europeo	Milano negro	Milano real	Culebrera europea
Andalucía	11 (5-17)	1.470 (1.370-1.580)	500 (460-540)	1.620 (1.560-1.680)
Aragón	37 (25-49)	1.140 (1.060-1.220)	120 (100-150)	1.340 (1.280-1.400)
Asturias	280 (250-300)	230 (200-270)	0	240 (210-260)
Canarias	No se reproduce	No se reproduce	Extinto a finales del S. XX	No se reproduce
Cantabria	68 (56-81)	280 (270-300)	3 (0-6)	110 (94-130)
Castilla y León	510 (450-560)	4.290 (4.170-4.400)	1.780 (1.650-1.880)	1.760 (1.680-1.830)
Castilla-La Mancha	38 (27-48)	1.190 (1.090-1.300)	350 (310-400)	1.800 (1.750-1.860)
Cataluña	52 (39-64)	95 (68-120)	44 (27-61)	690 (660-730)
Comunidad Valenciana	1 (0-2)	82 (61-110)	19 (10-28)	680 (640-730)
Extremadura	43 (29-58)	2.310 (2.240-2.380)	870 (820-920)	980 (940-1.020)
Galicia	710 (670-750)	660 (600-730)	17 (3-32)	370 (330-400)
Islas Baleares	No se reproduce	No se reproduce	34	No se reproduce
La Rioja	21 (13-29)	150 (130-170)	18 (12-24)	93 (81-100)
Madrid	9 (4-14)	330 (300-360)	140 (120 -160)	120 (100-140)
Murcia	8 (5-14)	34 (18-48)	19 (10-28)	260 (250-280)
Navarra	30 (18-44)	450 (430-470)	65 (54-78)	190 (170-210)
País Vasco	36 (20-50)	340 (310-360)	26 (16-36)	120 (100-140)
Total	1.850 (1.710-1.960)	13.060 (12.740-13.390)	3.980 (3.810-4.150)	10.380 (10.230-10.550)

Debido al procedimiento estadístico de remuestreo empleado, la suma de los territorios estimados por comunidad autónoma no ha de ser igual al total nacional, aunque sí muy similar.

Azor común	Gavilán común	Busardo ratonero	Aguililla calzada	Alcotán europeo
1.370 (1.310-1.440)	4.270 (4.100-4.440)	5.520 (5.400-5.630)	3.790 (3.710-3.880)	280 (250-320)
1.280 (1.220-1.350)	1.330 (1.260-1.400)	2.480 (2.420-2.530)	1.940 (1.890-1.990)	530 (490-570)
330 (300-350)	450 (420-470)	1.030 (980-1.090)	170 (150-190)	180 (160-200)
No se reproduce	Datos insuficientes	1.190 (900-1.320)	No se reproduce	No se reproduce
130 (120-150)	210 (190-220)	490 (460-530)	57 (43-74)	68 (54-82)
2.490 (2.420-2.550)	1.450 (1.390-1.520)	5.530 (5.440-5.620)	3.820 (3.770-3.880)	1.460 (1.400-1.510)
2.010 (1.940-2.070)	1.280 (1.210-1.350)	3.900 (3.840-3.950)	3.020 (2.980-3.050)	590 (540-640)
760 (710-800)	700 (650-700)	1.800 (1.740-1.860)	600 (560-640)	160 (130-190)
420 (370-460)	810 (760-870)	1.120 (1.070-1.160)	720 (680-770)	76 (59-91)
700 (650-750)	690 (630-750)	2.870 (2.790-2.960)	2.210 (2.150-2.270)	170 (140-200)
900 (860-940)	1.470 (1.390-1.540)	2.390 (2.290-2.470)	570 (520-610)	650 (610-690)
No se reproduce	No se reproduce	No se reproduce	150 (150-310)	No se reproduce
150 (130-160)	100 (90-120)	290 (280-310)	190 (180-200)	42 (30-52)
230 (210-250)	90 (70-110)	450 (420-470)	290 (280-310)	59 (46-72)
91 (73-110)	310 (280-340)	520 (490-540)	440 (420-460)	7 (0-13)
270 (250-290)	280 (250-320)	760 (720-810)	350 (330-370)	42 (29-54)
230 (210-250)	360 (330-400)	670 (620-720)	160 (130-180)	89 (76-100)
11.350 (11.170-11.520)	13.810 (13.520-14.090)	31.010 (30.450-31.400)	18.490 (18.390-18.840)	4.410 (4.270-4.540)



El trabajo de miles de voluntarios hace posible
la realización de publicaciones como esta

¡Muchas gracias!



SEO/BirdLife
www.seo.org



www.seo.org/?seguimientodeaves