

Seguimiento
de Aves

11



El milano negro en España

I Censo Nacional (2005)



SEO/BirdLife
www.seo.org



El milano negro en España. I Censo Nacional (2005)

Autor: David Palomino Nantón

Fotografía de portada: Miguel Martínez Constant

Maquetación: Espacio de Ideas

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

Coordinación editorial: Josefina Maestre (SEO/BirdLife)

Impresión: S.A. de Litografía

© Fotografías interior: Ardeidas, Carlos Sánchez, Miguel Martínez, Juan Carlos Rincón y Salva Llavata

© Dibujos: Juan Varela Simó

Cita recomendada:

Palomino, D. 2006. *El milano negro en España. I Censo Nacional (2005)*. SEO/BirdLife. Madrid.

© de los textos: 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.

No se puede reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenar en cualquier sistema de reproducción, ni transmitir de ninguna forma ni bajo ningún concepto, mecánicamente, en fotocopias, en grabación, digital o de ninguna otra manera sin el permiso de los propietarios de los derechos de autor.

I.S.B.N.: 978-84-935630-1-1

Depósito legal: M-13016-2007

Impreso en España / Printed in Spain

El milano negro

en España

I Censo Nacional (2005)

Autor:

David Palomino Nantón

Coordinación nacional del censo:

Juan Carlos del Moral y Blas Molina

Proyecto promovido y publicado por:



SEO/BirdLife

Publicación patrocinada por:



SWAROVSKI
OPTIK

Con la colaboración de:



ÍNDICE GENERAL

Prólogo	4
Agradecimientos.....	8
Introducción.....	10
Metodología	14
Muestreos de campo	14
Análisis de los datos	17
Resultados generales	30
Resultados por comunidades autónomas	32
Metodología de censo recomendada	40
Estado de conservación	42
Resumen	48
<i>Summary</i>	49
Equipo de censo	50
Bibliografía	57
Anexos	66



PRÓLOGO

El milano negro se encuentra muy ampliamente extendido en Europa, pues se distribuye por 29 países de este continente. En casi todos ellos es más o menos fácil abordar un censo de la especie pues casi ninguno de ellos supera las mil parejas supuestamente; sólo en Alemania, Francia y España esta población es difícilmente cuantificable por su elevada población, además de las complejidades de su biología. SEO/BirdLife apostó hace unos años por establecer el tamaño de población de todas las aves reproductoras en España y trabajar con el milano negro ha sido un gran reto en el que se ha invertido mucho esfuerzo, pero del que estamos orgullosos, aunque no dudamos que se pueda mejorar notablemente su calidad. Al menos ya tenemos un punto de partida con metodología repetible y esfuerzo comparable para empezar a ajustar esta primera aproximación, donde se ha obtenido una cifra superior a la esperada.

Es complicado embarcarse en cuantificar la población de determinadas especies que presentan tan amplia distribución y habitualmente se recurre a estimas mediante métodos indirectos que nos permita tener una cifra en la que basar nuestras valoraciones sobre la extensión de su área de ocupación, la importancia de cada región, la evolución de sus contingentes y en definitiva, su estado de conservación. El trabajo que implica dar con esa información de una forma más objetiva es enorme y solo en muy pocas ocasiones se puede abordar a gran escala. Así sucedió cuando se elaboró el último Atlas de Aves Reproductoras de España (1998-2002), que dentro de sus imperfecciones nos da una idea muy exacta del área de la distribución de esta especie durante el periodo reproductor. También así ha sucedido en 2005, cuando se ha abordado el trabajo de campo para dar con una cifra del tamaño de población de esta especie basada en datos objetivos y establecer una cifra sobre el tamaño de su población en nuestro país durante la época reproductora.

Existe gran confusión de concepto en cuanto a lo que muestra un atlas o un censo de este tipo. De todos es sabido que las aves tienen, por lo general, una distribución amplia, unas poblaciones numéricamente muy grandes (habitualmente muy subestimadas) y que, además, es difícil determinar hasta qué punto los ejemplares observados son reproductores o no en la zona donde los detectamos, aunque estemos en plena época reproductora. Esto sí es sencillo en pequeñas aves que crían todos los años. Así, es evidente que si vemos un herrerillo en un bosque en plena época reproductora podríamos asegurar sin mucho riesgo a confundirnos que cría o ha criado en esa zona o en una muy próxima.

A medida que aumenta el tamaño de las especies, su biología se va complicando, por lo general aumenta su longevidad, en condiciones naturales, también aumenta el tiempo que tarda en reproducirse y por lo tanto se convierte en más complejo determinar la población reproductora y no reproductora. También hay especies que aunque no se reproduzcan todos los años, muchas habitan en su misma área de distribución donde más tarde lo harán, mientras que otras ocupan localidades muy alejadas del área donde criarán una vez que empiecen a hacerlo, incluso seguro que hay casos de especies que crían en una zona al principio de su vida reproductiva y con los años acaban criando en otra de donde proceden. Todo esto nos lleva a la confusión de dos conceptos diferentes: 1. distribución de una especie en época reproductora, y 2. distribución de población reproductora de una especie.



© Juan Carlos Kincón

Concentración de milanos en dormitorio.

En cualquier caso el atlas nos muestra de forma muy fehaciente dónde están las especies durante la época reproductora y aunque no se acierte en muchas ocasiones la categoría exacta de reproducción para el taxón (segura, probable o posible, como habitualmente se utiliza), sin duda refleja una distribución que es absolutamente potencial para la especie y perfectamente utilizable para hacer cálculos de sus poblaciones, ya sean anualmente reproductoras o no, pues su conservación no está ligada a esa condición.

Igualmente confío en las estimas realizadas en base a muestreos tan extensivos como el realizado en esta ocasión para el milano negro. Seguro que han podido cometer errores algunos de los colaboradores al asignar la categoría de reproducción a determinados ejemplares observados en sus censos, pues es una especie con una población flotante no reproductora excepcional y de comportamiento complicado que podría haber originado abultar el tamaño de población finalmente obtenido. Pero también estoy seguro de que muchos de esos colaboradores se han dejado unas cuantas parejas reproductoras sin encontrar en sus cuadrículas asignadas, cosa que habrá originado subestimar el tamaño de población real, una vez que se han realizado los cálculos y extrapolaciones. Estas fuentes de error existen, pero el muestreo tan extensivo y realizado en áreas malas, regulares y buenas, sumado a que las extrapolaciones finalmente realizadas han tenido en cuenta estas situaciones (falta de precisión por exceso y falta de precisión por defecto), sin duda nos permite aproximarnos bastante más al tamaño de población real de la especie que estimas anteriores basadas en impresiones personales y en cifras “inventadas” en muchas ocasiones, aunque sean realizadas por personas que en teoría conocen la provincia sobre la que se le pregunta. Así, pude comprobar cómo en relación a esta especie se ponía un ejemplo de un experto que afirmaba existían únicamente dos parejas en determinada provincia, localizadas en el curso de un río, y yo, reconociendo no conocer con tanto detalle esa provincia, conocía cinco nidos más alejados de esa zona y dentro de la provincia en cuestión; me pregunto cuántas parejas de esa especie realmente existen, independientemente de la impresión que tenía la persona encuestada (de momento me fío de lo que se refleja en esta monografía).

Confío en que poco a poco existan cifras para todas las especies obtenidas a base de un trabajo de campo específico, repetible, constatable y con un análisis propio que permita hacer comparaciones con trabajos futuros de forma absolutamente objetiva, pero no con apreciaciones e impresiones que no están basadas más que en eso; estimas supuestas. En este sentido, hay numerosos casos de

cifras dadas para algunas especies, para las que una vez que se ha abordado un censo real estatal y se ha obtenido una cifra real, hemos tenido reales quebraderos de cabeza para explicar que la población está en declive aunque las gráficas que obtengamos con las cifras que se habían dado hasta ese momento expongan una clarísima evolución positiva de los efectivos de esa población (prueba de lo malo que es fiarse de las impresiones y cifras supuestas).

Juan Carlos del Moral
SEO/BirdLife

AGRADECIMIENTOS

Recorramos rápidamente la enorme área de distribución mundial del milano negro, una de las especies de rapaces más cosmopolitas. Desde una nutrida colonia de la especie, avecinada entre alcornoques sevillanos, cruzamos toda la península Ibérica de sur a norte y, rumbo este, tras sobrepasar los Pirineos, atravesamos Europa y Asia de valle en valle: Francia, Alemania y Polonia, Ucrania, Rusia y Kazajistán, Mongolia, y toda la mitad este de China. Ya en las costas orientales de Asia, desde donde si nos asomamos al archipiélago nipón también encontraremos a esta especie, descendemos a latitudes ecuatoriales del sureste asiático; una vez en el hemisferio sur, sobrevolamos Sulawesi, Nueva Guinea, y el norte de Australia. De vuelta a Eurasia atravesamos Malasia y el Golfo de Bengala, y entramos en la India por el espectacular delta del Ganges; hacia el oeste alcanzaremos, tras cruzar Irán, Oriente Medio, y la península del Sinaí, otra imponente desembocadura, la del Nilo; de camino al África austral recorremos la antigua Nubia, Sudán y Uganda, y los grandes lagos Victoria, Tanganica y Malawi...; como ya nos ocurriera en el sudeste asiático, traspasar el ecuador nos despierta las ganas de hacer turismo insular, y visitamos a los milanos de Comores y Madagascar antes de regresar a tierras continentales; cercanos al final del recorrido, desde Sudáfrica, ascendemos por la costa occidental del continente, sobrepasamos el Golfo de Guinea, Cabo Verde y, por fin, volvemos al punto de partida cruzando Gibraltar. En total, nada menos que cerca de 45.000 km mal contados. Los mismos, aunque éstos perfectamente medidos y concentrados en la España peninsular, que han recorrido con sus coches durante 2005 los participantes de este I Censo Nacional de milano negro: ¡45.000 kilómetros! Con esto se pretende dejar claro que, sin ninguna duda, los cientos de colaboradores con cuyo esfuerzo se ha podido realizar esta monografía, merecen ser destacados por delante del resto de personas que ha colaborado en ella. Como en todas las monografías de esta serie, no se puede dejar que tanto y tan generoso trabajo quede relegado al desagradecido rinconcito del anonimato, por lo que en estas páginas se destina un amplio apartado a la mención expresa de cada uno de sus participantes. Esperemos que todos se sientan correspondidos de forma justa con los resultados de este trabajo, y que no se amilanen en los futuros proyectos que desde SEO/BirdLife queremos desarrollar con ellos.

También deben ser destacadas las siguientes personas, por su valiosa colaboración en distintos momentos de la realización de este trabajo: Javier Viñuela y Guillermo Blanco, que asesoraron con su amplia experiencia en la metodología de muestreo; Juan Carlos del Moral y Blas Molina, responsables de la compleja

coordinación general; José L. González del Barrio, que llevó a cabo un estupendo trabajo de informatización y archivo de las fichas de campo; Julieta Valls, cuya paciencia y compañerismo posibilitó el tratamiento informático de los datos geográficos; Luísmá Carrascal, que cedió datos de campo personales y colaboró en las estimas de detectabilidad del milano negro; Dolores Hedó repasó la traducción al inglés del resumen; Ana Bermejo y Ana Íñigo contribuyeron con varios comentarios y correcciones; Juan Varela facilitó los dibujos aquí incluidos y Carlos Sánchez, Salva Llavata, Miguel Martínez, Juan Carlos Rincón y Grupo Ardeidas donaron sus estipendas fotografías para que esta monografía fuera más atractiva.

Asimismo, a nivel institucional, agradecemos a las consejerías de medio ambiente de Andalucía, Asturias, Cantabria, Castilla y León, Galicia, La Rioja y País Vasco sus ayudas para llevar a cabo el censo. Además, la Junta de Extremadura cedió amablemente los datos de su censo regional de milano negro realizado durante 2005 a través de Consultores en la Biología de la Conservación, gracias a José Luis González por facilitar la información cuando se necesitó. La Dirección General para la Biodiversidad financió la coordinación de este censo dentro del inventario de biodiversidad en marcha. Finalmente, como el resto de monografías de esta serie, Swaroski ha patrocinado esta publicación.

INTRODUCCIÓN

El milano negro *Milvus migrans* (Boddaert, 1783) es una especie politépica (con al menos siete subespecies reconocidas) y una de las rapaces diurnas más ampliamente distribuidas del planeta, pues está presente en extensas áreas del Paleártico, Australasia y África (Del Hoyo *et al.*, 1994). Localmente puede ser una especie muy abundante, alcanzando muy elevadas densidades para una rapaz de su tamaño (Ferguson-Lees y Christie, 2001). En Europa, sus poblaciones son estivales, invernando predominantemente en África (Cramp y Simmons, 1979; Bijlsma, 1997). En España, el milano negro sólo nidifica en territorio peninsular (aunque sea observado en migración e incluso invernada tanto en Baleares como en Canarias; Martín y Lorenzo, 2001; López-Jurado, 2006), y está presente en casi todas las provincias, si bien es particularmente raro en el cuadrante suroccidental de la Península y la costa mediterránea, y relativamente escaso en Galicia y Asturias (Blanco y Viñuela, 2003).

Desde los inicios de la ornitología científica en España hasta la fecha, la ecología del milano negro ha sido estudiada en torno a diversas materias: alimentación y aprovisionamiento (Fernández-Cruz, 1973; Delibes, 1975; Arroyo, 1978; Viñuela y Veiga, 1992; Blanco, 1997), territorialidad y reproducción (Bustamante e Hiraldo, 1989, 1990, 1993; Hiraldo *et al.*, 1990; Veiga e Hiraldo, 1990; Viñuela y Sunyer, 1992; Viñuela y Bustamante, 1992; Viñuela, 1993, 1996, 1997a, 1999, 2000; Bustamante, 1994; Viñuela *et al.*, 1994; Sergio *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2006), migratología y filopatria (Bernis, 1980; Forero *et al.*, 1999, 2002), o fisiología y toxicología (Jiménez *et al.*, 2000, 2004; Pastor *et al.*, 2001, 2004; Blanco *et al.*, 2003, 2004; Baos *et al.*, 2006).

Con respecto al estudio de sus patrones de distribución y preferencias ambientales a escalas biogeográficas, materias más cercanas al objeto central de esta monografía, la información disponible está aumentando notablemente durante los últimos años. Gracias al último Atlas Nacional (Martí y Del Moral, 2003), se conoce con bastante exactitud su distribución general en España a una escala de unidades de 100 km². También se dispone de la descripción de sus principales determinantes ambientales en España a escala de unidades de 2.500 km²: el milano negro no es particularmente generalista, pero tampoco muy especialista, y las condiciones biogeográficas que más favorecen su abundancia en toda la Península son la existencia de bosques planifolios, una elevada insolación anual y altitudes por debajo de 1.000 m s.n.m. (Carrascal, 2006). En Andalucía, en parte debido a su restringida distribución, se sabe que

su presencia/ausencia es muy predecible en comparación con otras rapaces: se asocia positivamente con pinares y negativamente con áreas poco antropizadas (Bustamante y Seoane, 2004). A escalas más locales, en el Parque Nacional de Doñana se ha identificado que la especie selecciona las inmediaciones de marismas estacionales frente a otros hábitats para nidificar (Sergio *et al.*, 2005), mientras que en la vertiente meridional de la sierra de Guadarrama (noroeste de Madrid) campea preferentemente sobre las dehesas de arbolado caducifolio de los valles, pero evitando tanto ciudades y áreas periurbanas como pastos totalmente desarbolados (Palomino, 2006).

Pero ante tal profusión y variedad de trabajos sobre la ecología del milano negro, contrasta la escasez e imprecisión de información sobre sus efectivos y dinámicas poblacionales. Entre las causas responsables de esta carencia se pueden incluir varios rasgos ecológicos que convierten al milano negro en una especie difícil de cuantificar a gran escala: muy amplia distribución geográfica, escasa especialización ambiental y tendencias semi-coloniales. A esto hay que añadir que durante la mayoría de su estancia en la península Ibérica, gran parte de la población total la constituyen ejemplares “flotantes” no reproductores (Blanco *et al.*, 2007) que dificultan el cálculo del número de parejas reproductoras. Así, únicamente existen datos demográficos detallados sobre dos colonias reproductoras muy locales, la del P. N. de Doñana, en Sevilla (Sergio *et al.*, 2005) y la del Parque Regional del Sureste, en Madrid (Blanco, 1994; Blanco *et al.*, 2007), cuyas tendencias interanuales particulares no son suficientes para evaluar la evolución poblacional de la especie en toda España.

A escala mundial, aunque sus tendencias demográficas no han sido cuantificadas, no se cree que esté lo suficientemente cerca de los valores umbral de descenso poblacional como para cumplir con los criterios de inclusión en la lista roja de la UICN: disminución de más del 30% en diez años o en tres generaciones (18 años). Por ello, al milano negro se le considera bajo el estatus “de preocupación menor” (BirdLife International, 2004a). A escala europea, en cambio, los efectivos reproductores estimados (64.000-100.000 parejas) sí se consideran en marcado declive, por lo que se le cataloga como “vulnerable” (BirdLife International, 2004b). En España, el último Libro Rojo editado (Madroño *et al.*, 2004) le cataloga como “casi amenazado”, debido a la estima de Blanco y Viñuela (2004) de un número de parejas reproductoras no superior a 5.000 y a la sospecha de un probable declive total de, como mínimo, el 10% en las últimas tres generaciones de la especie.

Considerando lo comentado:

- a. Uno de los principales criterios para valorar objetivamente el estado de conservación de una especie se basa en el examen de su tendencia poblacional a lo largo de varios años (Madroño *et al.*, 2004; Carrascal y Palomino, 2006).
- b. No se dispone de esta información para el milano negro con el grado de precisión y objetividad adecuado (Blanco y Viñuela, 2004).
- c. Con toda probabilidad, el número de efectivos de la especie en España (y con ello nuestro grado de responsabilidad en su conservación), es de los más altos de Europa (Bijlsma, 1997).

El objetivo de este I Censo Nacional es colaborar en la mejora del estatus de conservación del milano negro mediante la realización de un censo a escala estatal que permita, por primera vez, ofrecer estimas de su tamaño poblacional basadas en datos objetivos, calculadas mediante una metodología de análisis replicable (lo que facilitará el cálculo de su evolución), y divulgando los resultados con la mayor claridad posible.



© Miguel Martínez Constant

El milano negro es una especie oportunista que frecuenta muladares y basureros.

METODOLOGÍA

Muestreos de campo



© Salva Llavata

La especie se caracteriza por un marcado gregarismo.

Como en la gran mayoría de los estudios de seguimiento desarrollados desde SEO/BirdLife, la unidad de muestreo elegida para este I Censo Nacional de milano negro fue la cuadrícula UTM de 10 km de lado, es decir, de 100 km² de superficie (de ahora en adelante UTM 10x10⁴). Esta unidad de muestreo, además de ser particularmente adecuada para el estudio biogeográfico de aves con territorios vitales tan extensos como las rapaces, permite trabajar sobre la base del último Atlas Nacional (Martí y Del Moral, 2003), el trabajo más preciso y reciente disponible sobre la distribución de la especie en España.

Se plantearon tres aproximaciones diferentes de muestreo de campo, destinadas a proporcionar distintos tipos de información: 1) transectos extensivos desde automóvil; 2) prospecciones intensivas desde oteaderos; y 3) localización de dormitorios. En total, 1.347 cuadrículas fueron examinadas mediante uno o

¹Algunas cuadrículas tienen menos de 100 km² debido a los dos cambios de huso geográfico peninsulares (del 29 al 30, y del 30 al 31); no obstante, este hecho se ha tenido en cuenta en los análisis en que pudiera haber sido relevante.

varios de estos tipos de muestreo (figura 1). Las localidades a muestrear se priorizaron de cara a cubrir la mayor parte de las cuadrículas con presencia de la especie según el último Atlas Nacional: el 49,4% de las cuadrículas ocupadas entonces por la especie fueron muestreadas para este I Censo Nacional (1.262 de 2.553), mientras que sólo un 2,8% de las cuadrículas no ocupadas en dicho atlas fueron ahora cubiertas (85 de 3.047; principalmente cuadrículas colindantes a otras sí ocupadas). Los datos procedentes de los dos primeros tipos de muestreo fueron combinados como se explicará más adelante para realizar las estimas de abundancia de la especie. Los datos de dormideros, en cambio, no alcanzaron el nivel mínimo necesario de precisión y cobertura (anexo 1), por lo que no pudieron ser empleados en los objetivos de esta monografía.

El periodo de muestreo se extendió durante tres meses y medio (15/03/05-30/06/05), aunque intentando que las fechas prioritarias de censo se ajustasen en cada región peninsular a las fechas más apropiadas de nidificación: finales de marzo y principios de abril en las localidades más meridionales, la primera quincena de abril en el tercio medio peninsular, y desde mediados de abril a primeros de mayo en el norte.

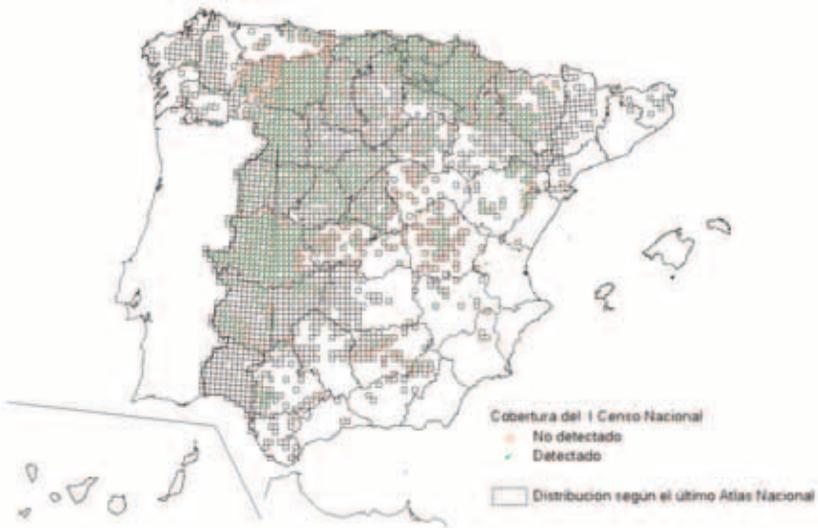


Figura 1. Comparación entre el área de distribución potencial del milano negro según el último Atlas Nacional y la cobertura de muestreo lograda para la presente monografía.

Transectos extensivos desde automóvil: muestreos de la abundancia global de la especie

Los transectos desde automóvil son una metodología muy empleada para el muestreo de rapaces a gran escala dadas la escasez relativa de estas especies y sus grandes áreas de campeo (Bibby *et al.*, 2000), que en España cuenta con varios ejemplos prácticos: De Juana *et al.* (1988), Viñuela (1997b), Carrascal *et al.* (2003), Bustamante y Seoane (2004), o Cardiel (2006). Se realizan en zonas con alta disponibilidad de carreteras comarcales o pistas de tierra transitables, en las que es posible circular a baja velocidad (unos 40 km/h) combinando la seguridad en la conducción con la búsqueda de ejemplares. En el caso de este I Censo Nacional, se recomendó detener el coche en el caso de avistar rapaces a gran distancia para su identificación con prismáticos, aunque sin incluir nuevos individuos que no hubieran sido detectados a simple vista y durante el menor tiempo posible. La información mínima proporcionada por los colaboradores fue el número de kilómetros realizados dentro de la UTM 10x10 (evitando recorridos repetidos) y el número de milanos negros identificados.

Se promediaron 33,7 km de transectos por UTM 10x10 (44.626 km repartidos en 1.324 cuadrículas), con 7.191 milanos negros registrados. De aquí en adelante, con la intención de simplificar la lectura del texto, las referencias en el mismo a este tipo de muestreos se citarán preferentemente como *transectos extensivos*. La ficha de campo proporcionada a los colaboradores para el registro de datos en estos *transectos extensivos* se muestra en el anexo 2.

Prospecciones intensivas desde oteaderos: cuantificaciones detalladas del número de parejas reproductoras

Esencialmente, esta metodología consistió en la búsqueda de ejemplares cuyo comportamiento ofreciese algún indicio claro de reproducción en todas las zonas potencialmente adecuadas para la especie de cada cuadrícula UTM 10x10. Para ello, se seleccionaron oteaderos elevados que permitiesen un amplio campo de visión, separados entre sí al menos 1 ó 2 km. Se intentó que el tiempo de prospección desde cada oteadero fuese proporcional a la idoneidad para la especie del área prospectada.

La nidificación de los ejemplares detectados se consideró confirmada cuando cumplieron claramente alguna de las siguientes pautas:

1. En el caso de observarse bucles persistentes en la trayectoria de vuelo de un ejemplar en las inmediaciones de una parcela arbolada concreta, o vuelos de celo/territoriales de dos ejemplares (considerados como indicios de nidificación probable).
2. En el caso de observarse nidos con pollos o ejemplares en incubación, nidos usados del año, volantones, ejemplares en vuelo transportando material para el nido, cebas, o acosos persistentes a un intruso (considerados como indicios de nidificación segura).

Otros comportamientos de las aves que ofrecieron menores garantías de corresponder a ejemplares reproductores, no fueron considerados en este trabajo.

En total, se prospectaron adecuadamente 249 UTM 10x10, localizándose 2.061 parejas reproductoras seguras o probables (ambas categorías fueron consideradas conjuntamente en los análisis posteriores). De aquí en adelante, con la intención de simplificar la lectura del texto, las referencias en el mismo a este tipo de muestreos se citarán preferentemente como *prospecciones intensivas*. La ficha de campo proporcionada a los colaboradores para recopilar los datos de las *prospecciones intensivas* se muestra en el anexo 3.

Análisis de los datos

Medidas de abundancia relativa de la especie: IKA y densidades

El parámetro de abundancia relativa que inmediatamente se obtiene con los transectos extensivos desde automóvil es el llamado IKA (*Índice Kilométrico de Abundancia*), que simplemente expresa el número de ejemplares avistados por unidad de distancia recorrida. Esta medida es muy útil para realizar comparaciones generales de abundancia, y dado su generalizado empleo en estudios biogeográficos de rapaces, también se ofrece en esta monografía. Considerando la frecuencia de aparición de la especie en los transectos y la longitud media de éstos, se ha optado por ofrecer los IKA como *n.º de aves/10 km*.

No obstante, aún más informativas que los IKA son las estimas de densidad, en las que se expresa el número de ejemplares avistados por unidad de superficie eficazmente censada. Se entiende por superficie *eficazmente censada*, el área para

la que se puede asegurar que los ejemplares registrados en el muestreo son prácticamente todos los que realmente hay. Intuitivamente, es muy evidente que durante los transectos no todas las aves presentes en torno a la línea de progresión son igualmente detectables por el observador. Al muestrear un área en el que una especie se distribuye de manera más o menos uniforme, lo más probable es que no se registre la presencia de muchos de los individuos más alejados de nosotros. Esta circunstancia da lugar a las llamadas *curvas de detectabilidad*, funciones matemáticas que relacionando la probabilidad de detección de los ejemplares con su distancia al observador, permiten calcular sobre qué superficie se está censando eficazmente a la especie (Lloyd *et al.*, 1998; Thomas *et al.*, 2002).

Puesto que los datos de distancia de detección disponibles a partir de los transectos realizados no fueron suficientemente precisos, para construir la curva de detectabilidad del milano negro se recurrió a los datos obtenidos durante el periodo reproductor de 2003 por Carrascal y Palomino (datos inéditos), consistentes en 2.674 km de transectos desde automóvil en la provincia de Madrid y regiones adyacentes de Ávila, Segovia, Guadalajara y Toledo, tomando nota de la distancia perpendicular a la carretera (sin prefijar bandas concretas) de los 150 ejemplares de milano negro avistados (figura 2). Existen varias posibilidades analíticas para la obtención de la superficie eficaz de censo a partir de este tipo de datos, si bien todas ellas son convergentes, pues se basan en los mismos razonamientos básicos. En este caso se han empleado, tanto el llamado “método de Emlen” (Emlen, 1971, 1977), como el programa informático de libre acceso “Distance” (Thomas *et al.*, 2003), con resultados similares de forma consistente: la detectabilidad del milano negro hasta 800 m (máxima distancia a la que se pudo identificar a esta especie) fue del 9%, y la especie fue eficazmente censada en sendas bandas de 74 m paralelas a la carretera. En otras palabras, el número total de milanos vistos durante los transectos hasta una distancia de 800 m: a) no constituye ni la décima parte de los realmente presentes en esa distancia, y b) equivale al número de ellos realmente presentes, aunque en su mayoría no detectados, hasta 74 m. Asumiendo que las capacidades de avistamiento de rapaces de Carrascal y Palomino no deben de diferir significativamente de las promediadas por los cientos de colaboradores de este I Censo Nacional, se ha aplicado este modelo para la obtención de densidades de la especie en las cuadrículas muestreadas mediante transectos (figura 3).

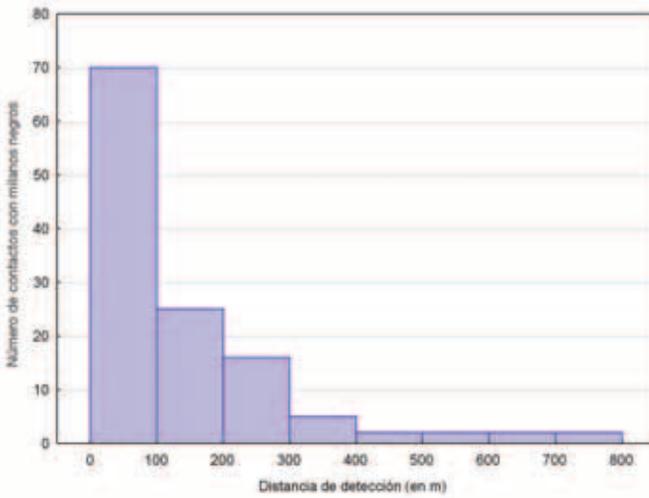


Figura 2. La detectabilidad del milano negro cuando se muestrea mediante transectos desde automóvil cae muy abruptamente a partir de los 100 m, y en torno a los 800 m es muy difícil identificar alguno (según datos inéditos de Carrascal y Palomino, utilizados en esta monografía).

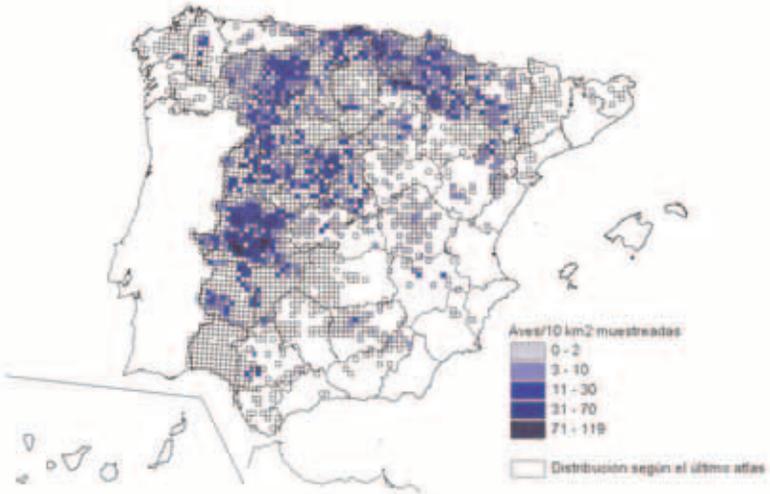


Figura 3. Densidades calculadas para las cuadrículas muestreadas mediante los transectos extensivos desde automóvil.

Estimas regionales de densidad e intervalos de confianza

La utilización de estas densidades de muestreo en cada UTM 10x10 para calcular las densidades medias de la especie en provincias o comunidades autónomas completas, requiere que las cuadrículas con transectos constituyan una submuestra aleatoria del área de distribución del milano en cada región. Es decir, que no se hayan seleccionado *a priori* zonas con densidades particularmente altas ni bajas, pues de no ser así, al extrapolar los valores de muestreo a las zonas no muestreadas, se estaría sesgando (sobre- o subestimando, respectivamente) la densidad media en la provincia o comunidad autónoma. Puesto que la posibilidad de realizar transectos en una cuadrícula durante este I Censo Nacional estuvo muy pre-determinada por la mera disponibilidad de colaboradores en cada localidad, se puede asumir que esta condición quedó siempre adecuadamente satisfecha.

Debido a las normales imprecisiones en los muestreos de campo, a la enorme escala espacial del análisis abordado, y a la propia variabilidad natural en la abundancia de la especie, se ha de aceptar prudentemente la existencia de un margen de error asociado a las densidades medias obtenidas para cada provincia o comunidad autónoma. No obstante, cuantificando este error se dispondrá de una medida objetiva de la certidumbre de las abundancias obtenidas, que se puede expresar en forma de intervalos de confianza. Cuando los datos a promediar se ajustan a una distribución normal (el histograma de frecuencias de la densidad por UTM 10x10 es típicamente "acampanado"), la amplitud de estos intervalos es simétrica respecto de la media, y se calculan de manera inmediata a partir de la desviación estándar de las estimas.

Sin embargo, los datos de densidad obtenidos no cumplen con esta condición de normalidad: como es habitual en este tipo de estudios, el número de cuadrículas en los que la especie es escasa es mucho mayor que el de cuadrículas con elevadas abundancias (figura 4). Por ello, los intervalos de confianza de la densidad media muestreada en cada provincia o comunidad autónoma se calcularon mediante una aproximación de remuestreo aleatorio de los datos originales (Crowley, 1992). Resumidamente, este procedimiento consiste en simular repetidamente la densidad media que se obtendría si se seleccionan al azar un número de muestras menor del realmente disponible. Lógicamente, y si no se despista uno por el inevitable juego de palabras, la media de numerosas medias parciales (las calculadas para sucesivos subconjuntos reducidos de todas cuadrículas disponibles con transectos), es virtualmente igual a la media total original (la calculada con todas las cuadrículas con transectos). La ventaja estriba en que mediante el

proceso de remuestreo realizado, las medias parciales simuladas, en conjunto, constituyen una distribución normal (“acampanada”) de valores, representativa de la densidad media realmente muestreada en el campo (figura 5), haciendo posible identificar intervalos de confianza simétricos respecto de su centro.

Así, para los cálculos aplicados a cada una de las provincias o comunidades autónomas, los pasos seguidos han sido los siguientes:

- Selección al azar del 50% de las cuadrículas UTM 10x10 con transectos.
- Estima de la densidad media del milano en este subconjunto aleatorio del 50% de las cuadrículas (esta media parcial fue ponderada por el kilometraje invertido en cada cuadrícula, con el objeto de que el valor de las mejor transectadas tuviese un peso proporcionalmente mayor en la media total que el de las poco transectadas).
- Repetición de este procedimiento cien veces (un subconjunto aleatoriamente distinto cada vez), para conseguir cien medias parciales distintas.
- Identificación del intervalo de confianza al 90% de las cien medias parciales (selección de la 5ª menor y la 5ª mayor).

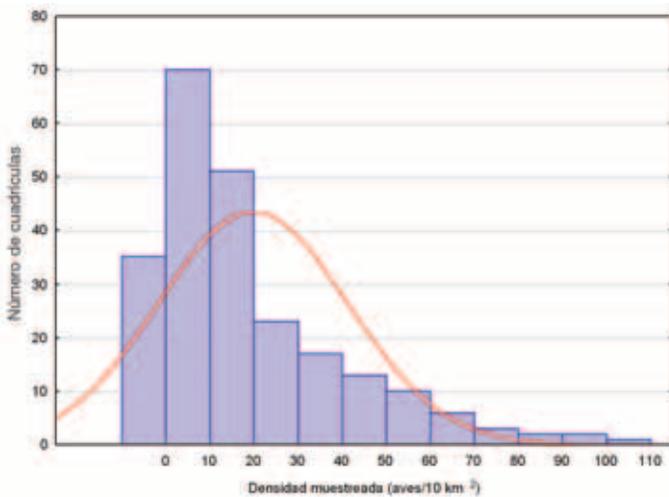


Figura 4. Ejemplo del sesgo, como ausencia de ajuste a una distribución “normal” (que correspondería a la línea trazada), en las densidades de milano negro en regiones concretas (para Extremadura, en este caso): en la mayoría de las cuadrículas muestreadas se dan muy bajas densidades, mientras que sólo unas pocas tienen muy altas densidades.

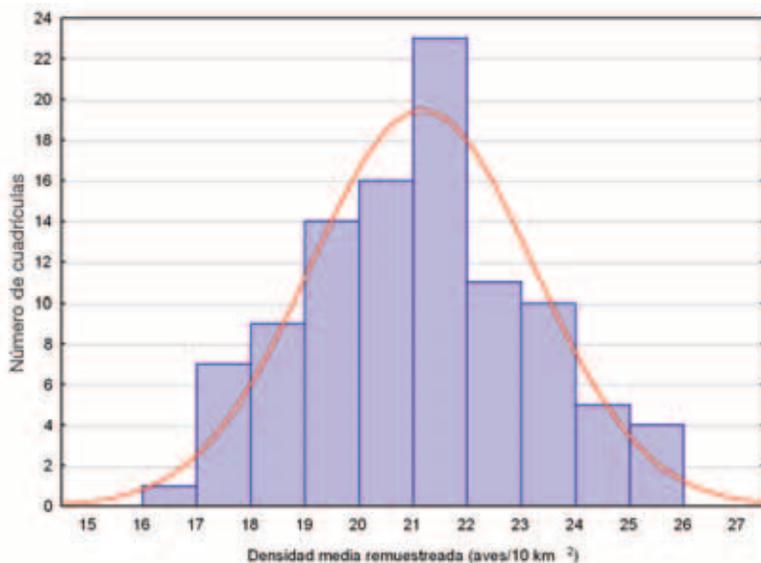


Figura 5. Ejemplo de cómo el procedimiento de remuestreo aleatorio (aplicado sobre los datos de Extremadura, en este caso) permite simular distribuciones de abundancia media “normales”, sobre las que estimar intervalos de confianza simétricos.

Mapa de densidades de la especie a escala nacional

Con el objeto de poder comparar la abundancia relativa de la especie en toda su área de distribución en España, la densidad esperada para aquellas cuadrículas sin transectos en este estudio fue cuantificada mediante los patrones observados en las que sí se realizaron transectos. Para ello, y teniendo en cuenta la información general disponible sobre las preferencias de hábitat de la especie (Bustamante y Seoane, 2004; Sergio *et al.*, 2005; Carrascal, 2006; Palomino, 2006), se modelizó la relación existente dentro de cada UTM 10x10 entre el número medio de aves/10 km² y diversos determinantes ambientales potencialmente influyentes: geográficos (longitud y latitud), topográficos (área por debajo de 1.000 m s.n.m.), y de categorías básicas de hábitat (15 tipos en total: bosques de frondosas, de coníferas, o mixtas, repoblaciones arbóreas, cultivos herbáceos de secano, cultivos herbáceos de regadío, viñedos y olivares,

mosaicos agropecuarios, prados, formaciones arbustivas, roquedos muy poco vegetados, marismas costeras, cursos de agua, lagos y embalses y áreas urbanas). Hay que tener muy presente que con este análisis lo que se pretende es determinar los rasgos ambientales que rigen la abundancia de la especie a través de una enorme área (¡la España peninsular tiene una superficie de cerca de 495.000 km²!), por lo que sus resultados han de ser interpretados desde una perspectiva biogeográfica, a escala general “de paisaje”, y considerando toda su distribución potencial peninsular, pero no es válido aplicar estos patrones a escalas locales (e.g. provincias concretas) donde otras variables no consideradas aquí podrían influir.

La importancia relativa de cada uno de estos determinantes ambientales fue calculada mediante un análisis de regresión *en árbol* (De’Ath y Fabricius, 2000; Statsoft, 2006). Esta metodología estadística se basa en someter la variable respuesta (la que se pretende explicar, en este caso: las aves/10 km² calculadas en cada cuadrícula UTM 10x10) a sucesivas divisiones dicotómicas, separando las unidades muestrales en subconjuntos cada vez más homogéneos. Estas divisiones se basan en condiciones impuestas por las variables predictoras (con las que se trata de explicar la variable respuesta, en este caso: coordenadas geográficas y hábitats principales medidos en cada cuadrícula UTM 10x10). El modelo obtenido fue altamente significativo ($p < 0,0001$), explicando un 40% de la variabilidad original en la densidad de aves de las cuadrículas UTM 10x10 muestreadas (figura 6). En comparación, otros análisis multivariantes alternativos (regresiones GLM y PLS; Statsoft, 2006), explicaron un porcentaje de varianza mucho menor (14 y 12%, respectivamente). Esto se debe a que los análisis de regresión *en árbol* solventan adecuadamente algunos de los problemas típicos de los datos biogeográficos, como las relaciones no lineales entre la variable respuesta y los predictores, o las interacciones complejas entre predictores. Por ejemplo, la regresión en árbol permite identificar patrones como que en la mitad oriental de la Península la densidad del milano negro tiende a aumentar hacia el norte, mientras que en la mitad occidental tiende a aumentar hacia el sur.

Al aplicar el modelo obtenido a las cuadrículas no transectadas pero potencialmente adecuadas según el último Atlas Nacional², se pudo obtener un mapa razonablemente ajustado de densidades potenciales de milano negro en toda su área de distribución en España (figura 7).

²La cantidad de nuevas presencias y ausencias de la especie en este censo nacional (respecto de lo datado en el último Atlas Nacional) no difieren significativamente entre sí: 33% vs. 21%, respectivamente; test de la $\chi^2 = 1,35$; $p = 0,25$. Esto puede considerarse un indicador indirecto de la estabilidad general del área de distribución de la especie, lo que justifica que sea razonable extrapolar los datos obtenidos en las UTM sí muestreadas sobre las UTM no muestreadas pero que en el Atlas Nacional acogían a la especie.

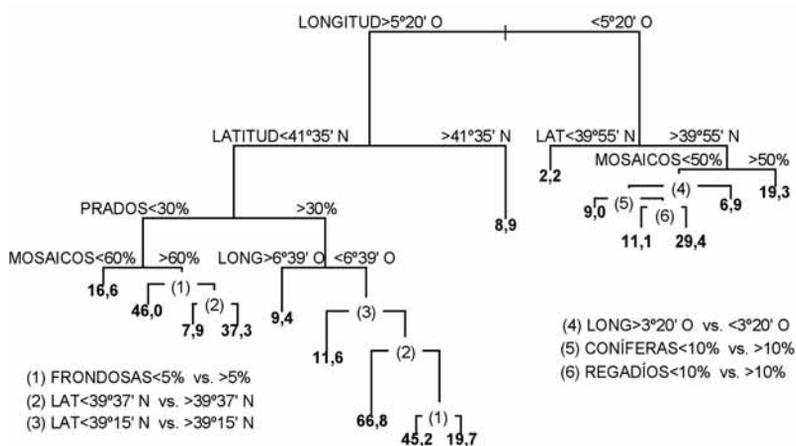


Figura 6. El dendrograma resultante de un análisis de regresión en árbol consta de varios elementos. Los nodos o bifurcaciones, definen sucesivos pares de posibles densidades para la especie, confiriéndole su apariencia ramificada. Cada nodo se rige por un criterio o condición umbral: el valor concreto de alguno de los predictores considerados (geográficos y de usos del suelo) que permite dividir las muestras (cuadrículas UTM 10x10) en dos subconjuntos tan diferentes entre sí como es posible (en términos de la variable respuesta: densidad del milano negro). Cada criterio se identifica con el nombre de la variable independiente a la que hace referencia y muestra la condición que opone a las cuadrículas de muestreo reunidas en cada rama de la dicotomía. La longitud de estas ramas es proporcional a la importancia de cada criterio en la descripción general de la abundancia de la especie. Las puntas terminales del dendrograma muestran la densidad media (aves/10 km²) de todas las cuadrículas agrupadas en ellas, una vez cumplidas todas las condiciones previas.

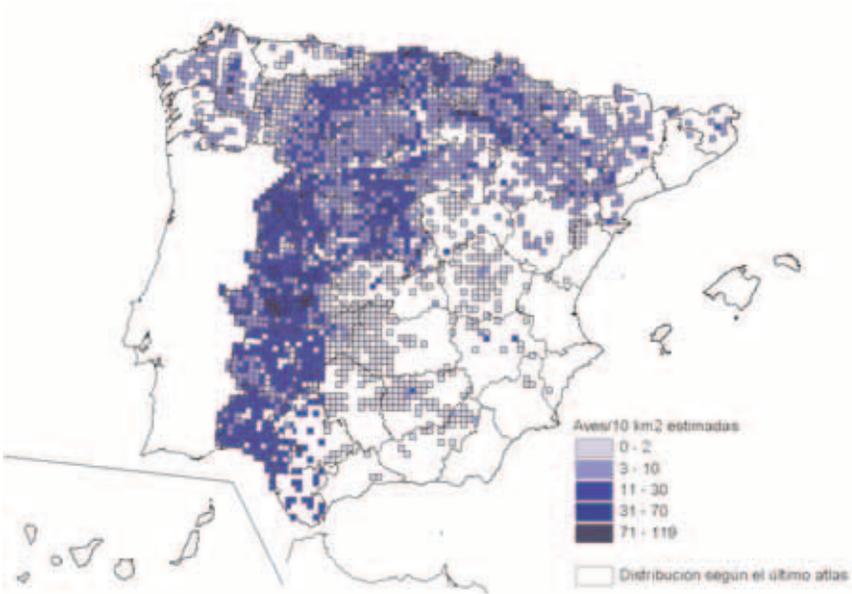


Figura 7. Densidad modelizada para el milano negro en toda su área de distribución potencial.

Estima indirecta del número de parejas reproductoras mediante su abundancia global

El número de cuadrículas con prospecciones intensivas en busca de parejas reproductoras fue mucho menor que el de cuadrículas con transectos desde vehículo (249 vs. 1.324, respectivamente). Esto se debió a que el esfuerzo y experiencia requeridos para examinar adecuadamente 100 km² y establecer fiablemente todos los territorios existentes son mucho mayores que para la realización de 30-40 km de transectos en carretera. Como consecuencia, la mayoría de provincias o comunidades autónomas sumaron pocas UTM 10x10 prospectadas para poder estimar el número medio de parejas reproductoras por cuadrícula aplicando directamente el procedimiento ya descrito en las estimas de densidad: cálculo de las parejas reproductoras promediadas en el campo para una provincia/comunidad autónoma, remuestreo aleatorio de estos datos originales, e identificación de su intervalo de confianza.



Concentración de milanos en dormitorio.

No obstante, para 231 cuadrículas se obtuvieron ambos tipos de datos (prospecciones intensivas de parejas y transectos extensivos desde automóvil), lo que permitió examinar el grado de correlación existente entre ellos. Con esto, lo que se ha pretendido mostrar es que una fracción de todos los ejemplares detectados durante los transectos extensivos desde automóvil (en los que se registran indistintamente tanto ejemplares *flotantes* no reproductores, como ejemplares sí reproductores), ha de corresponder a los ejemplares nidificantes cuantificados en las prospecciones intensivas, y que la relación entre ambos valores poblacionales se rige por una relación razonablemente constante a través de todas las cuadrículas. Es decir, aquellas cuadrículas en las que el milano negro aparece más frecuentemente durante los transectos, globalmente también han de acoger más ejemplares reproductores. Esta relación (expresada matemáticamente en forma de ecuación), puede utilizarse para estimar el número de parejas reproductoras de las muchas cuadrículas no prospectadas intensivamente pero sí transectadas desde automóvil (véase una aproximación similar en Viñuela, 1997b). Tras normalizar ambas variables, se obtuvo que, efectivamente, el número de parejas reproductoras por UTM 10x10 fue muy dependiente de la abundancia de milanos vistos en los transectos desde automóvil (figura 8; $r = 0,72$; $p < 0,0001$). Por tanto, se aplicó la ecuación obtenida a las 1.075 cuadrículas no prospectadas intensivamente pero sí con transectos desde automóvil.

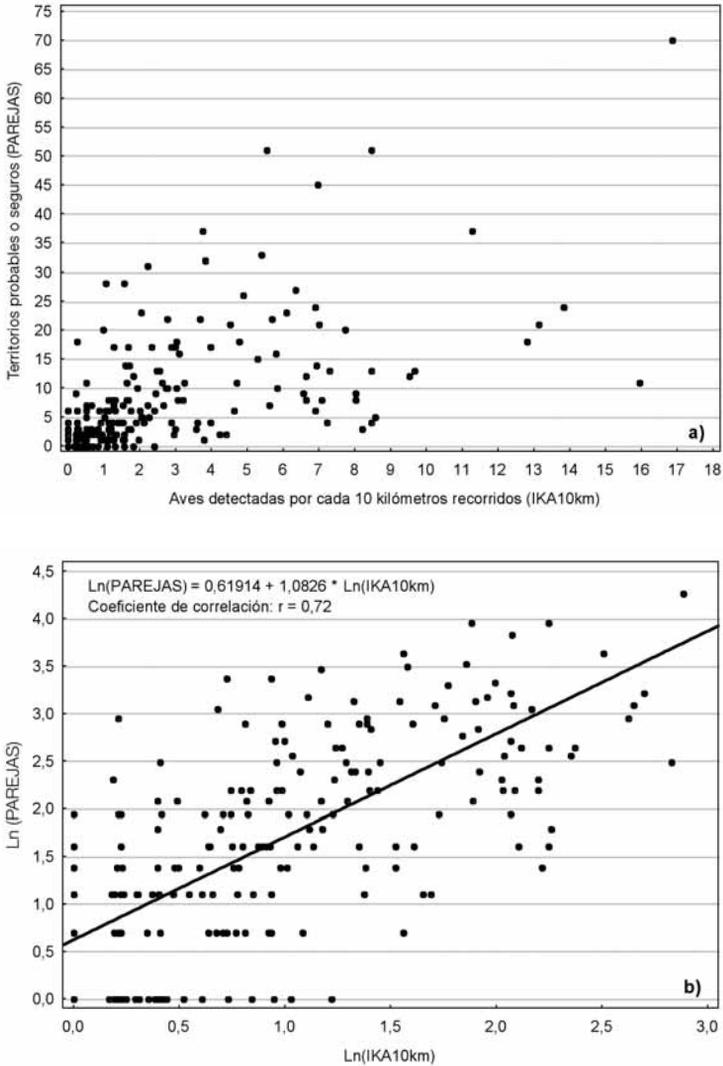


Figura 8. En las UTM para las que se realizaron tanto transectos extensivos desde vehículo como prospecciones intensivas en busca de parejas reproductoras, la abundancia global de la especie guarda una notable relación con el número de parejas reproductoras (a) que, expresando ambas variables en forma logarítmica, se describe apropiadamente mediante una sencilla ecuación lineal (b).

Estimas regionales del número total de parejas reproductoras e intervalos de confianza

Tras el procedimiento anterior, se estableció el número aproximado de parejas reproductoras para cada una de las cuadrículas potencialmente adecuadas para el milano negro de la mayoría de las provincias o comunidades autónomas: bien procedentes directamente de prospecciones intensivas, bien estimadas indirectamente a partir de los transectos extensivos realizados. Estos datos, permitieron un cálculo más prudente de la media e intervalos de confianza del número de parejas por regiones (figura 9). La cifra total para cada provincia o comunidad autónoma se obtiene del producto entre su estima media correspondiente y el número total de UTM 10x10 potencialmente adecuadas para el milano negro según el último Atlas Nacional.

Es importante subrayar que mediante estos procesos de remuestreo la suma de las estimas provinciales incluidas dentro de una comunidad autónoma no tienen por qué coincidir con la estima total realizada directamente con todas las muestras por comunidad autónoma. No obstante, ambas estimas sí que han de ser muy similares, como se ilustra en la figura 10 para las cuatro comunidades autónomas pluriprovinciales que permiten esta comparación.

© Fernando Cámara / Foto-Ardeidas



La ganadería extensiva constituye un recurso alimenticio importante para el milano.

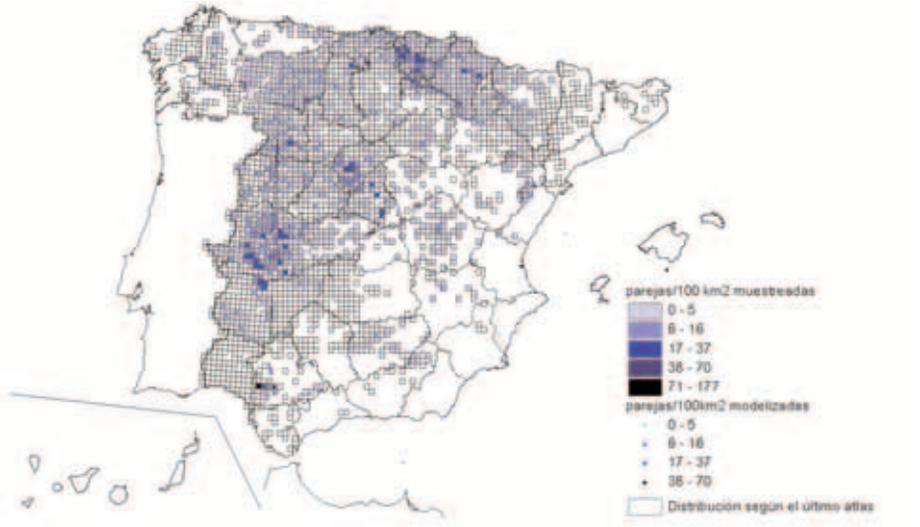


Figura 9. Número de parejas reproductoras muestreadas y modelizadas para el milano negro en toda su área de distribución potencial.

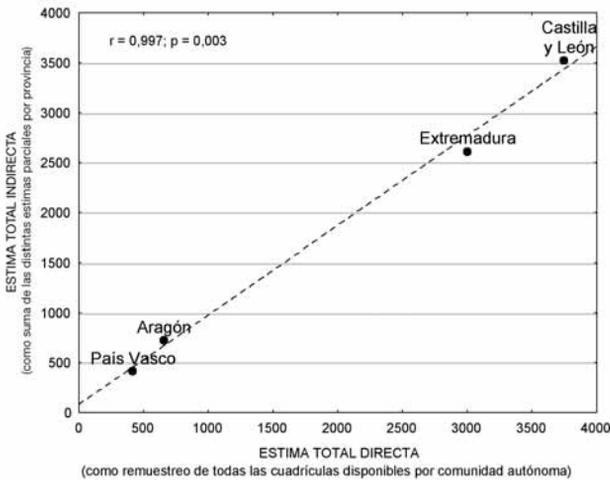


Figura 10. El número de parejas reproductoras estimado de manera directa para toda una comunidad autónoma, es muy similar (aunque no idéntico) a la suma de las estimas para cada una de sus provincias.

RESULTADOS GENERALES

Densidad general

Los IKA obtenidos para las 1.285 cuadrículas UTM 10x10 que acumularon más de 10 km de transectos, promediaron 1,6 aves/10 km (rango: 0,0-17,6). Considerando la detectabilidad de la especie, en total se censaron eficazmente 6.605 km² (media por UTM 10x10 = 5,1; rango: 0,4-14,8), que implican una densidad media del milano negro en las áreas transectadas de 10,9 aves/10 km² (rango: 0,0-118,9). Gran parte de las diferencias en densidad a través de España se explican en términos puramente geográficos, dada la frecuencia e importancia con que latitud y longitud son predictores significativos en el modelo estadístico obtenido (figura 6). En la figura 11 se ha esquematizado este patrón geográfico, distinguiendo los cinco grandes sectores principales. Respecto a los hábitats que favorecen más claramente la abundancia de milano negro, destacan los mosaicos de cultivos, que en regiones donde cubren más del 50% del territorio implican mayores densidades tanto en la mitad occidental de España, como en otras zonas potencialmente menos adecuadas del este. También es reseñable que, dentro de las regiones donde se alcanzan las mayores densidades de la mitad oeste del país, la abundancia de milanos se relaciona negativamente con las manchas forestales de frondosas.

Parejas reproductoras y efectivos totales

Considerando la información del último Atlas Nacional, en toda España existirían 210.107,3 km² potencialmente adecuados para el milano negro. Aplicando el procedimiento de remuestreo aleatorio ya explicado a todas las cuadrículas (tanto aquellas cuyas parejas reproductoras han sido prospectadas directamente en el campo, como las modelizadas mediante regresión para identificar cuántas aves de las observadas durante los transectos desde automóvil corresponderían a parejas reproductoras), se estiman 10.295 (9.455-10.926) parejas reproductoras de milanos negros para todo el país.

Se puede sugerir que si la población de individuos flotantes, constituida por adultos no emparejados y juveniles, debe de suponer aproximadamente el 52% del total de ejemplares –promediando los escasos datos disponibles al respecto: el 81% en el P. R. del Sureste de Madrid (Blanco *et al.*, 2007), el 46% en toda

Extremadura (Fernández *et al.*, 2005), y el 30% en el P. N. de Doñana (Forero *et al.*, 2002)–, la estima de parejas reproductoras aquí ofrecida equivaldría al 48% de todos los milanos presentes en España. Por tanto, tentativamente, la cifra total de milanos negros presentes en nuestro territorio durante 2005 ascendería aproximadamente a 42.896 individuos (39.396-45.525).

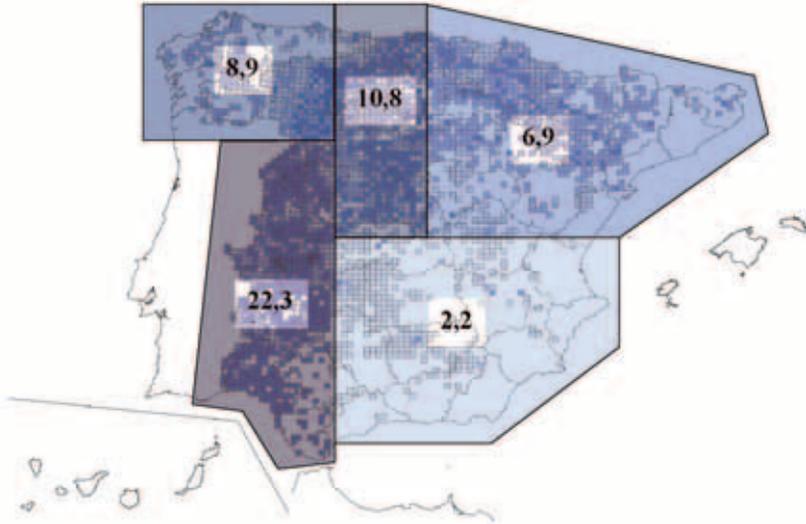


Figura 11. Densidad media de milano negro (aves/10 km²) en los principales sectores geográficos determinados por el modelo de regresión en árbol.

RESULTADOS POR COMUNIDADES AUTÓNOMAS

Con el fin de agilizar la lectura de este apartado, las estimas de parejas reproductoras obtenidas en este I Censo Nacional (con sus valores mínimo y máximo al 90% de probabilidad entre paréntesis) han sido redondeadas a la decena más cercana. Los valores exactos resultantes de los análisis estadísticos pueden encontrarse en la tabla 1. Para evitar confusiones es conveniente recordar que, debido al procedimiento de muestreo aleatorio, las distintas estimas provinciales de una comunidad autónoma no han de sumar necesariamente el mismo número de parejas que la estima directa para dicha comunidad empleando todas sus muestras disponibles (aunque siempre sea muy similar; figura 10). Por último, también ha de tenerse en cuenta que aunque esta metodología implica que toda provincia con cuadrículas prospectadas mediante transectos desde vehículo permita estimar su número de parejas reproductoras, lógicamente estas estimas provinciales serán más precisas para aquellos casos en los que además se disponga de un número elevado de cuadrículas prospectadas intensivamente en busca de territorios.

Andalucía

Salvo para el caso de la nutrida colonia del P. N. de Doñana (Sergio *et al.*, 2005), los efectivos de Andalucía son virtualmente desconocidos, con sólo algunas imprecisas referencias como la ya antigua de Torres-Esquivias *et al.* (1981) o la de Gil-Sánchez *et al.* (2000) sobre sendos mínimos para Córdoba (8 parejas) y Granada (11 parejas), respectivamente.

La baja cobertura andaluza lograda en este I Censo Nacional se resiente especialmente de la falta de datos para Huelva, Córdoba y Cádiz. Sí se ofrecen estimas para la provincia de Sevilla: unas 410 parejas (260-750), si bien hay que señalar que este cálculo se realizó obviando una cuadrícula con un número de territorios excepcionalmente elevado (pues de ser también incluida, la estima provincial queda fuertemente sesgada e imprecisa: 850 parejas; 180-1.420). También se ha podido estimar la población de Jaén en unas 70 parejas (40-90), y la de Granada en unas 40 parejas (30-60). En total, se ha calculado que toda Andalucía debe de acoger unas 1.150 parejas (500-1.850), aunque debido a sus grandes vacíos de muestreo esta cifra sólo merece ser aceptada con mucha cautela, como demuestra su amplio intervalo de confianza.

Aragón

Las densidades de la especie no son particularmente altas, pero sí bastante homogéneas en toda la comunidad (7,4 aves/10 km²). La estima de la población reproductora realizada por Sampietro (1998), que sugiere un total de 1.000 parejas en todo Aragón, es bastante más alta que la calculada en este I Censo Nacional: unas 650 parejas (560-760). Para la provincia de Huesca, Woutersen y Platteeuw (1998) también ofrecen un número de parejas sensiblemente mayor (400-500 parejas) que las estimadas en esta monografía (270 parejas; 220-320). De considerar similarmente precisos todos estos valores, habría que concluir que la especie ha experimentado un descenso poblacional durante la última década. Para las dos provincias restantes no se dispone de otras referencias con las que comparar los valores aquí obtenidos: Teruel 60 parejas (50-70), y Zaragoza 400 parejas (270-510).

Asturias

García (2004) comenta que, como mínimo, durante 1998 el número de parejas reproductoras seguras o probables ascendió a 10, y que la población nidificante de la comunidad autónoma se halla en aumento durante los últimos años. A pesar de que ninguna cuadrícula asturiana ha sido prospectada intensivamente en busca de parejas reproductoras, con los transectos extensivos desde automóvil sí se ha logrado una buena cobertura, que permite valorar con bastante fiabilidad la población de esta comunidad en unas 50 parejas (30-60), lo que confirmaría la tendencia positiva de la especie en esta comunidad autónoma.

Cantabria

No se ha encontrado ninguna referencia concreta anterior a las estimas que se ofrecen en esta monografía: unas 280 parejas (240-330). En cualquier caso, hay que destacar que toda la comunidad autónoma sustenta muy elevadas densidades, con máximos locales muy destacables entre todas las estimas realizadas a escala nacional (13,3 aves/10 km²).

Castilla-La Mancha

Es una especie escasa en toda la comunidad (2,8 aves/10 km²), aunque ocasionalmente puede alcanzar densidades bastante superiores. No se ha encontrado ninguna referencia concreta anterior a las estimas reproductoras que se ofrecen en esta monografía: unas 300 parejas (250-340) para el conjunto de la comunidad autónoma. Por provincias: Albacete 30 parejas (10-40); Cuenca 60 parejas (50-80); Guadalajara 20 parejas (20-30); Toledo 80 parejas (60-100). El número de parejas de Ciudad Real no pudo ser estimado.

Castilla y León

Ésta es la comunidad autónoma que acoge el mayor número de aves de toda España, si bien la estima de abundancia de la especie varía marcadamente entre distintas regiones, y tanto Extremadura, como La Rioja o Cantabria, promedian densidades mayores que las 12,7 aves/10 km² castellano-leonesas. Aunque a lo largo de un amplio periodo de tiempo, y mediante muy distintos criterios, existen bastantes estimas poblacionales previas a las ofrecidas en esta monografía. Para el conjunto de la comunidad autónoma, Sanz-Zuasti y Velasco (1999) sugieren 2.500-3.500 parejas. Con respecto a estimas provinciales se dispone de las de Ávila (200 parejas; Sansegundo, 1989), Burgos (400-600 parejas; Román *et al.*, 1996), Palencia (300-500 parejas; Jubete, 1997), Salamanca (250-280 parejas; Carnero y Peris, 1988) y Soria (20 parejas; F. Martínez, datos inéditos). En comparación, los cálculos de este I Censo Nacional muestran una estima algo mayor para el conjunto de la comunidad autónoma: 3.740 parejas (3.340-4.060), con algunas provincias particularmente favorecidas: Salamanca con 860 parejas (710-1.030; con la tercera mayor densidad provincial muestreada de España), Ávila con 280 parejas (220-350), o Soria con 170 parejas (140-200). Burgos, con 440 parejas (340-570), muestra unos valores similares a los sugeridos anteriormente, mientras que Palencia sería la única provincia para la que podría haberse registrado un descenso poblacional dadas sus 220 parejas (150-300). Para el resto de provincias no se dispone de otras referencias con las que comparar los valores aquí obtenidos: León con 410 parejas (340-470), Segovia con 500 parejas (380-660), Valladolid con 350 parejas (250-450), y Zamora con 300 parejas (290-310).

Cataluña

Cataluña fue la única comunidad autónoma para la que no se logró ningún tipo de cobertura en este I Censo Nacional, por lo que únicamente es posible remitirse a los datos ofrecidos en sus dos atlas regionales: 26-32 parejas a principios de los años ochenta (García-Ferré y De Juan, 1984), y 80-100 parejas a finales de los años noventa (Beneyto *et al.*, 2004). Estas cifras, junto con un notable incremento en el área de distribución total de la especie, y muy particularmente en Lleida, parecen indicar una clara tendencia positiva.

Comunidad Valenciana

En esta comunidad podría hallarse en ligera expansión, dentro de su escasez general (0,7 aves/10 km²), pues mientras que a principios de los noventa no se tenía ninguna constancia de su nidificación en esta autonomía (Grupo de Estudio de las Rapaces, 1991), en la presente monografía se estiman 10-20 parejas. Se ha de tener en cuenta que, aunque se ha optado por analizar conjuntamente los escasos datos disponibles para las tres provincias, la especie sólo fue detectada en la provincia de Castellón.

Extremadura

Los datos de campo extremeños utilizados para las estimas de la presente monografía proceden del estudio realizado, durante la misma temporada reproductora y con la misma metodología de muestreo, por Fernández *et al.* (2005). No obstante, las metodologías de análisis empleadas por estos autores son muy distintas a las empleadas en esta monografía, con el consiguiente interés de la comparación entre ambos resultados. Así, Fernández *et al.* (2005) establecen que en toda Extremadura se reproducen ese año 2.550-2.790 parejas, mientras que en este caso se calculan unas 3.000 parejas (2.670-3.400). A escala provincial Fernández *et al.* (2005) también estiman menos ejemplares para Badajoz (590-660 parejas) que esta monografía (1.010 parejas; 780-1.250), si bien ocurre lo contrario para el caso de Cáceres: 1.960-2.130 parejas frente a las 1.610 parejas (1.400-1.810) de este estudio. A pesar de las diferencias, ambos trabajos son razonablemente concordantes, sobre todo si se tiene en cuenta: a) que el elevado número de efectivos que se trata de estimar en esta comunidad autónoma inevitablemente implica más amplios intervalos de error; y b) que el

procesamiento de los datos de partida no ha sido el mismo en ambos estudios (p. ej. respecto a los diferentes criterios que se pueden aplicar para considerar o no como "extremeñas" numerosas cuadrículas con parte de su territorio en otras comunidades autónomas). En cualquier caso, de lo que no cabe duda es de la importancia global de esta comunidad autónoma, donde la especie promedia las mayores densidades estimadas en toda España (17,1 aves/10 km²), si bien es bastante más abundante en Cáceres que en Badajoz.

Galicia

No se ha encontrado ninguna referencia concreta anterior a las estimas que se ofrecen en esta monografía: 560 parejas (320-810) para el conjunto de la comunidad autónoma. Aunque la escasa cobertura de muestreo alcanzada en Galicia no ha permitido análisis provinciales, se puede asegurar su expansión en Lugo (de la que proceden la mayor parte de los datos de este censo), donde estaba virtualmente ausente durante el primer Atlas Nacional (Viñuela, 1997c) pero bien distribuido durante el segundo (Blanco y Viñuela, 2003).

La Rioja

A pesar de la gran importancia de esta comunidad autónoma, que promedia la segunda mayor densidad estimada de milano negro (15,1 aves/10 km²), no es posible comparar con referencias previas los cálculos de esta monografía: 300 parejas (170-440).

Madrid

No se ha encontrado ninguna referencia concreta anterior a las estimas que se ofrecen en esta monografía: 260 parejas (170-360). Como en el caso de Sevilla, este cálculo se realizó obviando una cuadrícula con un número de territorios excepcionalmente elevado (pues de ser también incluida la estima provincial resulta mucho más elevada e imprecisa: 370 parejas; 190-540). En esta comunidad autónoma se localiza una gran colonia reproductora en el P. R. del Sureste, cuyo seguimiento detallado a lo largo de más de una década muestra que el número de parejas reproductoras alcanzadas durante los últimos años es mayor que durante los primeros (Blanco *et al.*, 2007).

Murcia

El escaso kilometraje de muestreo de esta provincia no ha permitido estimar el número de parejas reproductoras. Así, es necesario remitirse a las estimas de hace una década (Sánchez-Zapata *et al.*, 1995; Martínez *et al.*, 1996), de sólo 1 ó 4 parejas, muy localizadas en el norte de la provincia.

Navarra

Existen dos estimas para la población reproductora de esta comunidad autónoma: las 200 parejas sugeridas por Iribarren y Rodríguez (1985), y las 400-500 parejas de Deán (1996). La del presente I Censo Nacional, 460 parejas (370-560), es muy similar a la última referencia. Puesto que las estimas para Navarra de Deán (1996) también se basan en transectos desde automóvil con un esfuerzo de muestreo similar al de esta monografía, (3.606 km recorridos *vs.* 3.715 km, respectivamente), cabe reseñar que la especie podría haber experimentado un ligero incremento poblacional en esta comunidad, si se considera que el IKA para el conjunto de Navarra ha pasado en estos diez años de 1,32 a 1,52 aves/10 km.

País Vasco

Para todo el País Vasco se ha estimado 200-250 parejas (Gainzarain, 1998), con la mayor parte de los efectivos poblacionales totales concentrados en la mitad norte de Álava (145 parejas; Martínez *et al.*, 1995). En Guipúzcoa es muy escasa, si bien Aierbe *et al.* (2001) la han considerado en expansión. Para Vizcaya no hay estimas concretas, pero se considera que sus efectivos poblacionales son intermedios entre los de las otras dos provincias (Gainzarain, 1998). Las estimas de esta monografía elevan sustancialmente el número de parejas de toda la comunidad autónoma hasta unas 410 parejas (300-550), confirmando la importancia relativa de cada provincia: en Álava se localizarían la mayoría de las parejas, unas 350 (260-440), mientras que sería mucho menos abundante en Vizcaya (70 parejas; 40-110), y estaría virtualmente ausente de Guipúzcoa (1 pareja; 0-6).

Transectos extensivos desde vehículo						
	Km recorridos	Aves detectadas	IKA (10km)	Km ² censados eficazmente	Aves/10km ² muestreadas	Aves/10km ² modelizadas (I.C. 90%)
ANDALUCÍA	1.556,3	177	0,11	230,3	8,1	10,6 (9,4-11,7)
Cádiz			no transectada			15,2 (14,3-15,7)
Córdoba			no transectada			3,4 (2,2-4,4)
Granada	148,0	5	0,34	21,9	2,2	2,2 (1,6-2,4)
Huelva			no transectada			15,8 (15,2-16,5)
Jaén	813,1	16	0,20	120,3	1,0	1,9 (1,1-2,6)
Málaga			no transectada			2,2 (0,7-3,7)
Sevilla	595,2	156	2,62	88,1	17,0	16,1 (11,3-20,9)
ARAGÓN	3.937,1	407	1,03	582,7	6,8	7,4 (6,9-8,0)
Huesca	2.311,4	240	1,04	342,1	7,0	7,4 (6,3-8,7)
Teruel	855,0	59	0,69	126,5	4,7	5,9 (4,8-6,9)
Zaragoza	770,7	108	1,40	114,1	9,4	8,0 (7,2-8,8)
ASTURIAS	757,3	32	0,42	112,1	3,0	5,0 (3,3-6,5)
CANTABRIA	1.683,8	347	2,06	249,2	14,1	13,3 (11,2-15,8)
CASTILLA-LA MANCHA	4.793,4	184	0,38	709,4	2,4	2,8 (2,0-3,5)
Albacete	247,0	19	0,77	36,6	5,2	3,6 (1,4-6,0)
Ciudad Real			no transectada			2,7 (2,1-3,3)
Cuenca	2.044,8	26	0,13	302,6	1,2	1,0 (0,5-1,4)
Guadalajara	615,7	1	0,02	91,1	0,0	2,9 (1,2-4,2)
Toledo	1.885,9	138	0,73	279,1	4,7	5,0 (2,6-7,1)
CASTILLA Y LEÓN	15.869,9	2696	1,70	2.348,7	11,5	12,7 (12,0-13,3)
Ávila	1.290,0	206	1,60	190,9	10,6	11,1 (9,9-12,6)
Burgos	1.484,1	188	1,27	219,6	8,8	10,4 (9,3-12,0)
León	3.608,4	434	1,20	534,0	8,1	9,3 (8,0-10,8)
Palencia	1.156,4	77	0,67	171,2	4,3	8,0 (6,9-8,8)
Salamanca	2.106,4	587	2,79	311,7	18,9	19,9 (18,0-21,6)
Segovia	1.789,4	484	2,70	264,8	18,7	16,8 (13,9-19,3)
Soria	1.059,4	106	1,00	156,8	6,7	6,9 (5,4-8,4)
Valladolid	766,9	123	1,60	113,5	11	12,6 (10,6-14,4)
Zamora	2.608,9	491	1,88	386,1	12,7	13,3 (12,0-15,0)
CATALUÑA			no transectada			8,1 (7,3-9,2)
COMUNIDAD VALENCIANA	504,5	4	0,08	74,7	0,5	0,7 (0,1-1,4)
EXTREMADURA	6.613,4	2074	3,14	978,8	21,1	17,1 (15,3-18,6)
Badajoz	1.767,5	262	1,48	261,6	9,9	12,1 (11,3-13,2)
Cáceres	4.845,9	1812	3,74	717,2	25,0	22,9 (19,9-26,0)
GALICIA	477,6	110	2,30	70,7	16,1	9,7 (8,5-10,0)
LA RIOJA	387,2	109	2,82	57,3	19,8	15,1 (9,2-21,4)
MADRID	1.370,6	212	1,55	202,8	11,0	10,7 (7,5-14,1)
MURCIA			insuficientemente transectada (53km; 0 aves)			2,2 (0,7-3,7)
NAVARRA	3.714,8	563	1,52	549,8	10,3	8,9 (7,6-10,6)
PAÍS VASCO	2.907,4	276	0,95	430,3	6,5	7,0 (5,0-8,8)
Álava	1.530,0	187	1,22	226,4	8,4	8,5 (5,4-11,7)
Guipúzcoa	617,5	14	0,23	91,4	1,6	1,6 (0,6-2,7)
Vizcaya	759,9	75	0,99	112,5	6,7	7,9 (6,2-9,7)

Tabla 1. Parámetros poblacionales resultantes de los muestreos y análisis realizados.

Prospección intensiva de parejas			
	UTM prospectadas	Parejas muestreadas	Parejas modelizadas (I.C. 90%)
ANDALUCÍA	6	262	1.149 (496-1.854)
Cádiz		no prospectada	no estimada
Córdoba		no prospectada	no estimada
Granada	1	5	44 (30-63)
Huelva		no prospectada	no estimada
Jaén		no prospectada	66 (42-85)
Málaga		no prospectada	no estimada
Sevilla	5	257	407 (257-746)
ARAGÓN	11	14	650 (560-762)
Huesca	1	1	271 (222-319)
Teruel	7	9	59 (47-70)
Zaragoza	3	4	402 (274-510)
ASTURIAS		no prospectada	48 (32-63)
CANTABRIA	1	14	283 (238-328)
CASTILLA-LA MANCHA	12	33	297 (254-339)
Albacete	1	0	25 (11-36)
Ciudad Real		no prospectada	no estimada
Cuenca	3	16	62 (52-78)
Guadalajara	2	3	21 (18-25)
Toledo	6	14	82 (61-102)
CASTILLA Y LEÓN	71	533	3.737 (3.339-4.055)
Ávila	2	7	280 (215-345)
Burgos	8	59	441 (336-567)
León		no prospectada	406 (344-467)
Palencia	3	25	218 (148-304)
Salamanca	11	59	863 (713-1.026)
Segovia	27	244	504 (384-655)
Soria	3	13	170 (135-199)
Valladolid	4	16	350 (245-448)
Zamora	13	110	304 (285-313)
CATALUÑA		no prospectada	no estimada
COMUNIDAD VALENCIANA	3	10	13 (10-16)
EXTREMADURA	45	583	2.995 (2.671-3.400)
Badajoz	7	76	1.014 (777-1252)
Cáceres	38	507	1.606 (1399-1814)
GALICIA	12	50	560 (323-808)
LA RIOJA	1	28	304 (172-436)
MADRID	15	168	258 (168-360)
MURCIA		no prospectada	no estimada
NAVARRA	16	89	457 (365-558)
PAÍS VASCO	56	277	411 (302-554)
Álava	33	250	348 (255-440)
Guipúzcoa	17	0	1 (0-6)
Vizcaya	6	27	70 (36-107)

Tabla 1. (Continuación). Parámetros poblacionales resultantes de los muestreos y análisis realizados.

METODOLOGÍA DE CENSO RECOMENDADA

Los resultados de esta monografía y los censos realizados con otras rapaces de biología semejante (Viñuela *et al.*, 1999), demuestran que combinar transectos extensivos desde automóvil con búsquedas intensivas de parejas reproductoras es una estrategia muy buena para los objetivos generales de un censo a gran escala. De hecho, en este trabajo ha sido posible cuantificar con un grado de certidumbre razonable los parámetros poblacionales de la mayor parte de regiones de España, aún cuando el enorme despliegue de colaboradores logrado no haya bastado para muestrear homogéneamente todo el país.

Así, la metodología de muestreo que se recomienda para futuros estudios similares al actual es la ya descrita al comienzo de esta monografía, pero teniendo en cuenta que el milano negro presenta rasgos que complican los cálculos subsiguientes de sus estimas poblacionales:

1. Un notable gregarismo de cría, que exige muestrear una gran extensión de su área de distribución total para recopilar suficiente variabilidad en su abundancia y así determinar adecuadamente su tamaño poblacional.
2. Una población flotante, de ejemplares no reproductores tanto españoles como europeos, muy grande y muy dispersa, que falsea la población y el área de distribución real de la población sí reproductora y que dificulta las extrapolaciones basadas en los datos de muestreo.
3. Densidades locales excepcionalmente altas en dormitorios y en áreas ligadas a basureros y muladares, independientemente del tamaño de la población reproductora en esas áreas.
4. Unos patrones de selección de hábitat relativamente laxos a escala biogeográfica.

Por todo esto, la cuantificación poblacional del milano negro obliga a realizar simultáneamente tanto un muestreo de características intensivas (cuadrículas muy bien muestreadas para distinguir la población realmente reproductora de la flotante) como otro más extensivo (que permita comparaciones a gran escala de la variabilidad en su abundancia total entre numerosas unidades muestrales).

Si en el futuro también se consiguiese recopilar datos de campo detallados sobre los tipos y proporciones de hábitats muestreados (estandarizando el criterio entre todos los censadores para categorizar los hábitats recorridos), sobre dormitorios de la especie (recopilando toda la información existente al respecto y

sistematizando su búsqueda para que no se queden sin muestrear las localidades más importantes de cada región), y sobre otros tipos de concentraciones como basureros o muladares, es muy previsible que las estimas que se obtuviesen fueran aún más precisas que las actuales. Aunque en esta ocasión se ha intentado recopilar sin éxito este tipo de datos, la experiencia obtenida sugiere que su obtención en próximos censos no ha de suponer un esfuerzo de coordinación desproporcionadamente mayor.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Tamaño y tendencia poblacional

Los valores poblacionales establecidos a partir de este I Censo Nacional contrastan fuertemente con la evolución que, según las cuatro estimas concretas hasta ahora existentes, habría ido experimentando la especie en nuestro país durante las últimas décadas. Así, a mediados de los años setenta, Garzón (1977) estima la población reproductora española en 25.000 parejas; posteriormente De Juana (1989) reduce esta cifra hasta 9.000 parejas; el último Atlas Nacional establece un mínimo de 8.800 parejas (aunque con un 14% del territorio ocupado por la especie sin cuantificar: Blanco y Viñuela, 2003); y por último, según el último libro rojo (Blanco y Viñuela, 2004), la cifra total no excede de 5.000 parejas. Pero en 2005, según esta monografía, el número medio de parejas asciende hasta 10.300. Es improbable que semejante vuelco poblacional sea posible: la hipotética larga tendencia descendente de la especie que la habría llevado a reducir en un 80% sus efectivos reproductores durante casi 40 años (de 25.000 a 5.000), revertiría en los últimos 3 ó 4 años hacia un incremento de más del 106% (de menos de 5.000 a 10.300).

Hay que reconocer que, necesariamente, las estimas previas a este I Censo Nacional padecen de una notable componente especulativa, principalmente debido a la ausencia de los datos necesarios para abordar un análisis suficientemente preciso. En este sentido, y de cara a futuras reevaluaciones, la información resultante de este estudio cuanto menos tiene la virtud de ser la estima más objetiva de los efectivos poblacionales de la especie.

Durante los últimos años, las únicas poblaciones bien monitorizadas del país (Parque Nacional de Doñana y Parque Regional del Sureste de Madrid), parecen más estables que en periodos anteriores o incluso en ligero incremento (Sergio *et al.*, 2005; Blanco *et al.*, 2007). Pero en todo caso, hay que tener en cuenta que ambas colonias son excepcionalmente densas, por lo que cabe postular para ellas dinámicas poblacionales poco generalizables al total peninsular.

Aparte de Portugal, donde no existe información detallada sobre la abundancia y evolución de la especie, el referente geográfico más inmediato a España es Francia. Allí, los efectivos poblacionales del milano negro, recientemente cuantificados (Thiollay y Bretagnolle, 2004), se estiman en 19.300-24.600 parejas, y se

considera que la especie ha mantenido una dinámica demográfica estable durante la última década. Esta información parece bastante más congruente con las 9.500-11.000 parejas calculadas ahora para España (y menos alarmante), que las menos de 5.000 sugeridas por la última estima disponible (Blanco y Viñuela, 2004). Para valorar mejor esta idea, ha de tenerse en cuenta que los colaboradores de este I Censo Nacional que han realizado prospecciones intensivas en busca de parejas reproductoras han remitido la detección explícita durante el trabajo de campo de 2.061 parejas. Teniendo en cuenta que estas prospecciones cubrieron aleatoriamente menos del 10% de las UTM 10x10 potencialmente adecuadas para la especie (249 de 2.553), no es muy razonable considerar que el 90% de cuadrículas restantes sólo acoge 3.000 parejas (para sumar las 5.000 sugeridas como máximo por Blanco y Viñuela, 2004).



© Carlos Sánchez / Nayadefilm.com

A menudo se encuentran milanos en zonas totalmente desarboladas.

Por último, también cabe reseñar que:

1. Los datos existentes sobre seguimientos de aves planeadoras en el estrecho de Gibraltar (Doval, 2006) vienen registrando un progresivo incremento en el número de milanos negros en migración otoñal, que les ha llevado a pasar de las casi 91.000 aves de 1998, hasta las más de 172.000 de 2005 (figura 12).
2. La tendencia observada a partir de los datos generados por el programa nacional de seguimiento a largo plazo de poblaciones reproductoras (SACRE; figura 13) indica que el milano negro muestra una evolución positiva durante el mismo periodo de ocho años.

Aunque ambos datos han de ser tomados con cautela a falta de análisis más detallados, y, obviamente, no se refieren directamente al número preciso de ejemplares reproductores en la península Ibérica, la consistencia y magnitud de los valores registrados convergen con los comentarios anteriores: a escala macroecológica, no se han encontrado evidencias objetivas de que la especie sea más escasa actualmente que en el pasado.

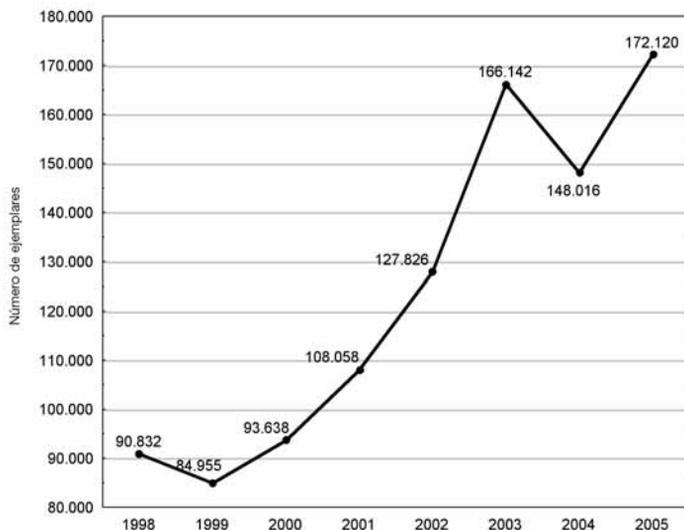


Figura 12. Número de ejemplares de milano negro en migración postnupcial contados durante los censos del programa MIGRES.

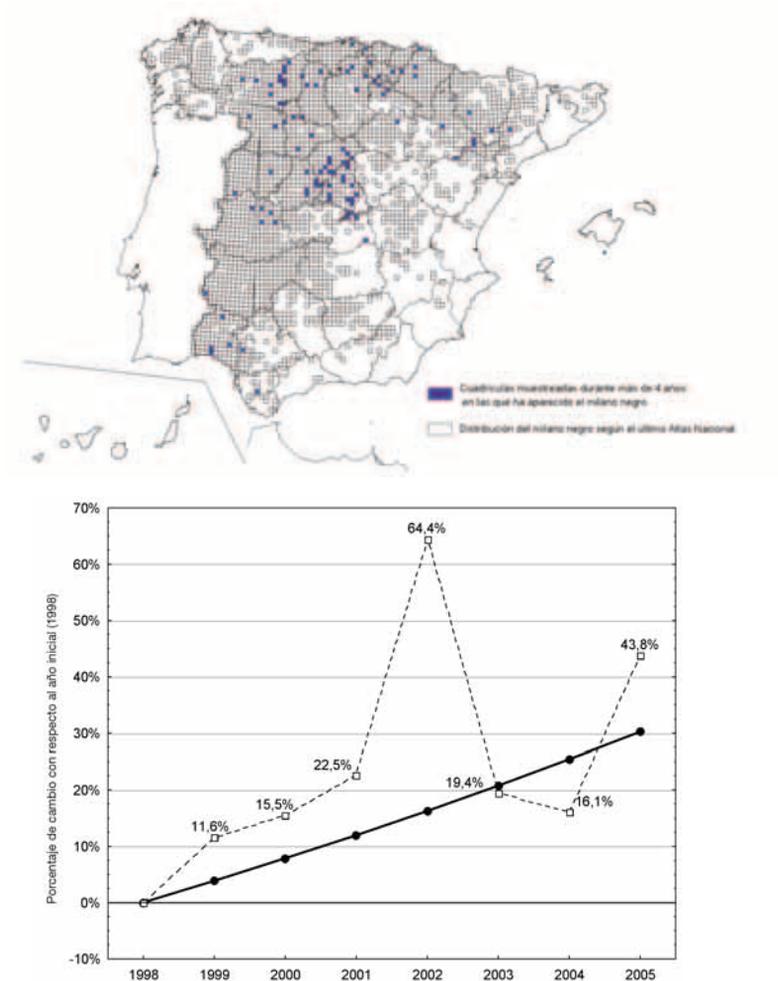


Figura 13. Porcentaje de aumento/descenso anual que ha experimentado el milano negro con respecto a su abundancia en el año inicial del programa SACRE (línea discontinua). El modelo lineal que resume esta evolución se representa mediante la recta en trazo continuo. La tasa instantánea de crecimiento (porcentaje que, en promedio, la especie ha ido creciendo año tras año) que se deriva de este modelo lineal es del 3,9% (intervalo de confianza al 95%: 1,0-6,8%; test de Wald de significación de la pendiente: 6,92; g.l.: 1; $p < 0,01$). El mapa muestra las 98 cuadrículas consideradas en el análisis (aquellas muestreadas durante más de 4 años y en las que la especie ha aparecido alguna vez durante los ocho de seguimiento).

Área de distribución

La amplia cobertura de muestreo lograda (sólo claramente insuficiente en el caso de Ciudad Real, Huelva y Lérica), permite asegurar que el milano negro continua estando muy ampliamente distribuido en todas las regiones de España que se identificaran como adecuadas en el último Atlas Nacional. Aquellas cuadrículas de las que la especie ha “desaparecido” (21% de las muestreadas para esta monografía), se localizan principalmente en el margen de su área de distribución global, pero también aquellas cuadrículas en las que la especie ha “aparecido” (33%), una dinámica muy normal en patrones biogeográficos a gran escala y en regiones periféricas donde la abundancia de las especies no es elevada. Puesto que esto parece indicar que su distribución potencial no ha experimentado grandes cambios durante los últimos años, se puede asegurar que su área de ocupación supera los 200.000 km².

Conclusión

En definitiva, es difícil establecer con rotundidad qué evolución puede estar experimentando el milano negro, al no ser prudente comparar las estimas de esta monografía con las de las referencias previas existentes, muy lastradas por la falta de datos a gran escala. En todo caso, sí se puede concluir que los efectivos que actualmente ocupan nuestros campos son mayores de lo sugerido por algunos especialistas. No obstante, es muy importante dejar claro que esto no significa necesariamente que la especie evolucione al alza. De hecho, varios estudios científicos concretos atestiguan los efectos negativos padecidos localmente por algunas de sus poblaciones debido por ejemplo a envenenamientos (p. ej. Pastor *et al.*, 2004; Blanco *et al.*, 2004), o tendidos eléctricos (p. ej. Ferrer *et al.*, 1991), y que podrían implicar su declive a corto plazo en algunas regiones de España. Por tanto, habrá que esperar a próximos estudios biogeográficos sobre la especie para compararlos con las estimas aquí ofrecidas, aunque hay que reconocer que a la vista de los datos no parece evidente que el milano negro atraviese un severo y generalizado descenso poblacional en nuestro país.

Atendiendo a los criterios y categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Madroño *et al.*, 2004), por los que se establece el estado de conservación de una especie, no existe suficiente información como para afirmar que la especie debe ser incluida bajo ninguna de las categorías de amenaza consideradas, ni siquiera en la menos restrictiva: “casi amenazada”.

En primer lugar, no se ha identificado un indudable descenso de su población igual o superior al 20% (criterio "A"). Tampoco existen datos que respalden una clara disminución de su extensa área de distribución peninsular (criterio "B"). Por último, su tamaño poblacional total en España no es suficientemente reducido (criterio "C") según esta monografía, pues supera ampliamente los 10.000 individuos. En suma, aparentemente sólo cabe considerar a la especie en la categoría de "datos insuficientes" por no existir aún información adecuada para calificar su grado de amenaza en términos de evolución poblacional.

Como en cualquier otro estudio científico, las estrategias de muestreo y análisis empleadas en esta monografía serán (afortunadamente) criticadas de cara a su mejora en futuros trabajos. Pero mientras tanto, el esfuerzo y rigurosidad invertidos en ella merecen que los resultados ofrecidos sean considerados, en pro de la conservación y conocimiento futuros de la especie, ni más ni menos que como lo que son: estimas imperfectas pero muy verosímiles del número de ejemplares reproductores en España durante 2005.

RESUMEN

Con la colaboración de cientos de participantes, durante 2005 se llevó a cabo el I Censo Nacional de milano negro basado, en dos tipos de muestreos sobre unidades de 100 km²: 1) transectos extensivos desde automóvil sobre 1.324 cuadrículas, que sumaron 44.626 km de recorridos y 7.191 milanos negros registrados; y 2) prospecciones intensivas desde oteaderos sobre 249 cuadrículas, en las que se localizaron 2.061 parejas reproductoras de la especie.

Combinando ambos tipos de datos, la estima total de parejas reproductoras en España ascendió a unas 10.300 (9.500-10.900), con más de la mitad de sus efectivos repartidos entre dos comunidades autónomas: Castilla y León (3.700 parejas; 3.300-4.100) y Extremadura (3.000 parejas; 2.700-3.400). A menor escala territorial, las cinco mayores poblaciones nidificantes corresponderían a las provincias de Cáceres (1.400-1.810 parejas), Badajoz (780-1.250 parejas), Salamanca (710-1030 parejas), Segovia (380-660 parejas) y Navarra (370-560 parejas).

El índice kilométrico de abundancia (que considera indistintamente aves reproductoras o no) en las áreas muestreadas desde automóvil promedió 1,6 aves/10 km que, considerando la detectabilidad calculada para la especie, implicó una densidad media en toda su área de distribución potencial de 10,9 aves/10 km² (rango: 0,0-118,9). Las densidades muestreadas por encima de esta media nacional correspondieron a Cáceres (25,0 aves/10 km²), La Rioja (19,8), Salamanca (18,9), Segovia (18,7), Sevilla (17,0), Cantabria (14,1), Zamora (12,7) y Madrid (11,0). Este estudio también permitió identificar que las diferencias en la abundancia de la especie a través de toda España responden principalmente a patrones meramente geográficos y, en menor medida, a la extensión de algunos hábitats particulares (sobre todo mosaicos agrícolas –influencia positiva–, y masas forestales de frondosas –influencia negativa–).

No es posible evaluar su actual tendencia poblacional a escala nacional, debido a la ausencia de datos previos suficientemente precisos, aunque sí se puede concluir que globalmente la especie es más abundante de lo que se suponía, y que el milano negro actualmente no puede estar incluido en las categorías de amenaza de la UICN más importantes.

SUMMARY

The I National Census of Black Kite was performed during 2005, with the collaboration of hundreds of volunteers, by means of two different fieldwork approaches based upon sampling units of 100 km²: 1) extensive road transects over 1,324 sampling squares, adding up 44,626 km and 7,191 black kites detected; and 2) intensive scannings from vantage points over 249 sampling squares, resulting in 2,061 breeding pairs recorded.

Combining both types of data, the total estimate of breeding pairs in Spain accounted for c. 10,300 (9,500-10,900), with more than half of the individuals being recorded in two regions: Castilla y León (3,700 pairs; 3,300-4,100) and Extremadura (3,000 pairs; 2,700-3,400). At a smaller spatial scale, the five highest breeding populations were in the following provinces: Cáceres (1,400-1,810 pairs), Badajoz (780-1,250 pairs), Salamanca (710-1,030 pairs), Segovia (380-660 pairs) and Navarra (370-560 pairs).

The kilometric index of abundance (considering both reproductive and floating individuals) in the areas covered by road transects averaged 1.6 birds/10 km which, according to the measured detectability of the species, entailed a mean density in its whole distribution range of 10.9 birds/10 km² (range: 0-118.9). Provincial densities above this national mean were those of Cáceres (25.0 birds/10 km²), La Rioja (19.8), Salamanca (18.9), Segovia (18.7), Sevilla (17.0), Cantabria (14.1), Zamora (12.7) and Madrid (11.0). Furthermore, this study also allowed to identify that the overall differences in abundance across Spain were mainly due to mere geographical patterns and, to a lesser extent, related to the amount of some particular habitats (notably, farming mosaics –positive effect–, and broad-leaved woodland –negative effect–).

It is not possible to assess the current national trend of the Spanish population, because of the lack of previous data that are accurate enough. However, it seems clear that the species is globally more abundant than formerly supposed, and that the red kite does not fall within the most important IUCN threat categories.

EQUIPO DE CENSO

Andalucía

■ *Granada*

Coordinación: José M^a Gil Sánchez.

Equipo de censo: Jesús Bautista, José M^a Gil Sánchez, José Ramón Fernández Cardenete y Manuel Otero.

■ *Jaén*

Coordinación: Francisco Ceacero.

Equipo de censo: Agustín Villodre, Antonio Carrasco, Cecilia Montiel Pantoja, Francisco J. Pulpillo, Francisco Ceacero, José L. Guzmán, Laura Cabrera, Manu del Barco, Martín Montenegro y Pilar González.

■ *Sevilla*

Coordinación: Luis Morales Carballo.

Equipo de censo: Alfonso Garrido, Álvaro Cortés Recio, Beatriz Chiclana, Blanca Chiclana, Fernando del Valle Cortés, Francisco Chiclana, Isabel Pablo-Romero, José A. Lama Miñana, José M^a Juárez Martín, Luis Morales Carballo, Mario Martín Mesa, Natalia Juárez García Pelayo y Ricardo Martín-Baylo.

Aragón

■ *Huesca*

Coordinación: Carlos Usieto Alberó.

Equipo de censo: Alfonso Escabosa, C. Javier Navas Cuello, Carlos Usieto Alberó, Daniel Cazo Monesma, David Moreno Mateos, Eduardo Ramírez, Elisa Andrés, Fernando de Frutos, Fernando Vallés Calvo, Geles Domínguez Atarés, Isabel Nerín, J. A. Villacampa Berges, Javier Sanz, Jesús Lavedán Rodríguez, José Damián Moreno Rodríguez, José M^a Canudo Gavín, Juan Carlos Ascaso, L. Palacio Sampaio, M. Alacáñue Prieto, Nuria Grasa Sancho, Rafael Vidaller Trigas, Raúl de Miguel Heredia, Saturnino Barbé Furió y Virginia Castellón Sánchez.

■ *Teruel*

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Benjamín Pérez Pérez, Esther Charles Jordán, José Antonio González Rodríguez y Víctor J. Hernández Navarro.

■ *Zaragoza*

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Federico Sancho Puertas.

Asturias

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: M^a Rosa Balbás Gutiérrez, Ramón Balbás Gutiérrez, Susana Monteserín Real.

Cantabria

Coordinación: Felipe González Sánchez.

Equipo de censo: Adrián Donaire Gómez, Aitor Rincón García, Alberto Rodríguez, Alejandro García Herrera, Ángel Cobo Cifrián, Ángel Herrero Calva, Antonio Prieto Abad, Arturo Quevedo del Castillo, Beatriz Gómez García, Bruno Palazuelos, Carlos Rodrigo, Carlos Sainz Concha, David Canales Maza, David González Ceballos, Diego Palacios, Eugenia García Díez, Felipe González Sánchez, Fernando Sanchoyarto, Francisco Herrero Calva, Françoise Dubois, Gerardo Merino Obregón, Ignacio Fernández Calvo, Ignacio García Serna, Íñigo Porres, Javier López, Javier Palazuelo Talledo, Javier Sanz Galiano, Jon Hidalgo Múgika, José Cembreros, José Irusta, José Lopez Carrasco, Juan Antonio Irusta, Juan Gómez Navedo, Koldo Carballedo, Laura Nieto Cacho, Lorenzo García Fuente, Luis A. Rabanal Bascones, M^a José Arpide Fito, Magda Plachta, Marcos Zárraga, M^a José Calvo, Marta A. López, Marta Cembreros, Óscar Prada Campaña, Pilar Rodríguez Santamaría, Rebeca Gómez Ruiz, Roberto González García, Santiago Neches García, Sergio Arce Ayestarán, Sergio Vidal Canal, Soledad Tapia Sebastián, Tino, Virginia Iturriaga López, Alejandro Gómez, Javier Sansebastián y David del Corral.

Castilla-La Mancha

■ *Albacete*

Coordinación: Chenchi Núñez Zornoza.

Equipo de censo: Carolina Díaz Perea, Chenchi Núñez Zornoza, Cristóbal Martínez Iniesta, Francisco Javier Contreras Parody, Julián Picazo López, Miguel Velaz Azpilicueta y Pedro Lozano Berrio.

■ *Cuenca*

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Félix Martínez Olivas y Juan Carlos del Moral.

■ *Guadalajara*

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Gerardo García Tapia y Juan Carlos del Moral.

■ Toledo

Coordinación: Óscar Frías.

Equipo de censo: Adrián Illescas, Álvaro de la Cruz, Beatriz Sánchez, Blas Molina, Fernando Cámara Orgaz, Grupo Ardeidas, Javier Cano Sánchez, José Carlos Oliveros Calvo, José L. de la Cruz Alemán, Juan José Alarcia, M^a Victoria Fraile, M^a Paz Frutos, M^a Victoria Fraile, Miguel Ángel de la Cruz Alemán, Óscar Frías, Pascual Alcázar Fernández, Roberto Oliveros Villalobos y Rubén Moreno-Opo.

Castilla y León

■ Ávila

Coordinación: Ángel Perez Menchero.

Equipo de censo: Alberto Ruiz Herranz, Ángel Pérez Menchero, Bárbara Martín Beyer, Cristina Montero García, David Sánchez Sáez, Gonzalo Núñez-Lagos, Javier García Saez, Juan Carlos Álvarez, Leandro Martínez Montero, Manuel Martínez Montero, Óscar Llamas Palacios, Ramiro Rubio Mateos, Roberto de la Peña Leiva y Víctor Coello Cámara.

■ Burgos

Coordinación: José L. Lobo y Pedro Arratíbel.

Equipo de censo: Alazne Llaguno, Ana Santamaría, Arturo F. Rodríguez, David González Ortega, Emilio Ezquerro, Fernando Arranz, Fernando Román, Gorka Belamendía, Ignacio García Serna, Inmaculada Contreras, Javier A. Lamas, Jon Hidalgo, José F. Tomás, José Ignacio García Plazaola, José L. Lobo, Mario Alonso Blanco, Mario Corral, Pedro Arratíbel, Ramón Arambarri, Roberto Milara Vilches, Rufino Fernández González, Vicente Zumel García y Yolanda Arrondo.

■ León

Coordinación: Nacho Rodríguez Martínez.

Equipo de censo: Aurea Acebes Gozalo, Benito Fuertes Marcos, Carlos Alberto Viloría Canosa, Carlos Zumalacárregui Martínez, David de la Calzada Lorenzo, David Miguélez Carbajo, David Morente Bardón, Eva Álvarez Durango, Fco. José de la Calzada Lorenzo, Héctor Astiárraga Panizo, Isabel Roa Álvarez, Iván Martínez Díez, Iván San Martín Suárez, Javier García Fernández, Jorge Falagán Fernández, José Carlos González Ruiz, José M^a Colino Merino, Juan Carlos Hernández Sánchez, Juan Fernández Gil, L. Alberto Ramos Franco, L. Alexandra Torres, Laura de Paz López, Luis Miguel Padierna Carcedo, M^a Fernández Cañedo, Miguel de Gabriel Hernando, Nacho Rodríguez Martínez, Natalie Pino Proost, Noelia González García, Pablo Tascón Pérez, Patricia Mateo Tomás, Paula Arroyo Hernández, Reyes Martínez Álvarez, Roberto Rubio Lucio, Rubén González Jáñez, Rubén González Ruíz, Rubén Martínez Fernández, Santiago Rojo Blanco, Sara M^a Cifuentes Justo y Soraya de Elera Andrés.

■ **Palencia**

Coordinación: Ignacio C. Fernández Calvo

Equipo de censo: Ignacio C. Fernández Calvo, M^a José Calvo Díaz y Soledad Tapia Sebastián

■ **Salamanca**

Coordinación: Miguel Blanco y Vicente López Alcázar (SEO-Salamanca).

Equipo de censo: Alberto Hernández Romo, Álvaro Blanco Hernández, Ángel González Mendoza, Ángel M^a Fernández-Argüelles Mancha, Carlos Villaverde Castilla, Carmen Centeno, Carmen Matías Castilla, Dolores Díaz Morán, Elena Blanco Hernández, Emilio Ramos Delgado, Emilio Ramos Vegas, Francisco Guijarro Pascual, Gonzalo Martín Pérez, Guadalupe Martín Sánchez, Guillermo Hernández Cordero, Isidoro Carbonell Alanis, José A. Corrales Jiménez, José A. Martín Somoza, José M^a Palacios Valiente, Jorge García Díaz, José Miguel Colorado, Juan José Ramos Encalado, Julio Rodríguez Pérez, M^a Ángeles Coca Hernando, Miguel Blanco Sol, Miguel Rouco Fernández, Myriam Cuadrado López, Pablo García Díaz, Porfirio García García y Vicente López Alcázar.

■ **Segovia**

Coordinación: Esteban Casaux Rivas.

Equipo de censo: Esteban Casaux Rivas, Javier Llorente, Jesús Tapia Valero, José L. González del Barrio y Tomi Huertas.

■ **Soria**

Coordinación: Juan Luis Hernández (SEO-Soria).

Equipo de censo: Andrés García Pérez, Benito Andrés Jiménez, Carlos Vozmediano del Burgo, Fernando Chagueceda Tomás, Fernando García Crego, Javier Muñoz Jiménez, Jesús Manuel Llorente Muñoz, Jesús Ruíz Rodrigo, Juan Luis Hernández Hernández, Mariano García Pérez y Pablo Sanz Trillo.

■ **Valladolid**

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Isidoro Carbonell Alanis, Jesús Colás Escudero y María Carbajo Regueras.

■ **Zamora**

Coordinación: José Alfredo Hernández Rodríguez y Víctor Salvador Vilariño.

Equipo de censo: Alfonso Rodrigo García, Álvaro Salvador Vilariño, Cristina Gaspar García, Inmaculada Rojo Baños, Javier Santos Redín, Javier Talegón Sevillano, Jesús Colás Escudero, José Alfredo Hernández, José Javier Orduña Justo, José M^a San Román, Juan Antonio Casado Coco, Juan José Ramos Encalado, María Carbajo Regueras, Pablo Santos Redín y Víctor Salvador Vilariño.

Comunidad Valenciana

■ *Alicante*

Coordinación: Víctor J. Hernández Navarro.

Equipo de censo: Antonio Zaragoza Llenes y Elías Gomis.

■ *Castellón*

Coordinación: Víctor J. Hernández Navarro.

Equipo de censo: Antonio Marco Langa, Benjamín Pérez Pérez, Enrique Tena Aznar, Jacinto Cerdá Moles, José M^a Hernández Alegre, Mauro Montesinos, Vicente Esteller Turló y Víctor J. Hernández Navarro.

■ *Valencia*

Coordinación: Víctor J. Hernández Navarro.

Equipo de censo: Antonio López Alabar, Antonio Polo Aparisi, Benjamín Pérez Pérez, Ignacio Gascó, Julio Estela Andreu, Mayte Guarino, Rafael Muñoz Bastit, Mercedes Piera Ortiz, Víctor J. Hernández Navarro y Virgilio Beltrán Jordá.

Extremadura

■ *Badajoz*

Coordinación: Francisco Grajera.

Equipo de censo: Francisco Carmona, Francisco Grajera, José Antonio Nieto, José M^a Benítez, Luis Salguero, Manuel Calderón, Manuel Gómez, Roberto Villalba y Víctor Manuel Quintana.

■ *Cáceres*

Coordinación: Eduardo Soto-Largo y Alfredo Ortega.

Equipo de censo: Agustín Moga, Agustín Ventanas, Alfredo Ortega, Ana M^a Castaño, Eduardo Soto-Largo, Javier Prieta, Jesús Porras, José L. González, Juan Carlos Núñez, Manuel Gómez y Rafael Segarra.

Galicia

Coordinación: Óscar Rivas López.

Equipo de censo: Amali Prieto Quiroga, Antón Vázquez Corral, Antonio Bernárdez, Augusto de Castro Lorenzo, Eva Villares Carballeira, Fco. Javier Quintana Moreno, Jesús Taboada Martínez, José Otero Meijón, Óscar Rivas López y Xurxo Piñeiro.

Madrid

Coordinación: Juan Carlos del Moral.

Equipo de censo: Adriana Castellanos, Alfredo Mirat, Ángela Buldón, Carmen Galán, Federico Roviralta Peña, Francisco Mesquida, Gema Blázquez Benito, Guillermo Blanco, Javier Cano Sánchez, Jesús Alonso Sotillo, José M^a Traverso, Juan Carlos del Moral, Mariano Velázquez Martín, Miguel Ángel Sánchez Martín, Óscar Frías, Óscar Vilches Mendoza y Virginia Escandell.

Murcia

Coordinación: Pedro José Soriano Molina.

Equipo de censo: Antonio Ortuño Madrona, Pedro José Soriano Molina y Vicente Hernández Gil.

La Rioja

Coordinación: Ignacio Gámez Carmona.

Equipo de censo: Agustina del Fresno Moreno, Alberto Tobés, Arturo F. Rodríguez, Diego Benavides Madariaga, Ignacio Gámez Carmona, Irene Marcos González, Javier Robres Cabazón, Javier Rodríguez Cuadra, Jesús Ángel Ucha Turumbay, Jesús Serradilla Rodríguez, Joaquín Blanco Hueria, José Antonio Gainzarain, José Ignacio Pérez Saez, José L. Lamarca, José Pinillos Martínez, Leandro Arroyo Delgado, Luis de la Fuente, Maite Adonza Saenz, M^a Jesús Agustín, Mónica Díaz, Óscar Armas Lafuente, Óscar Gutiérrez Jiménez, Pedro Mari López Lázaro, Sebastián Lara Álvarez y Yolanda Arrondo.

Navarra

Coordinación: Juan Ignacio Deán.

Equipo de censo: Aitzol Urruzola, Álvaro Bértolo Martín, Alberto Lizarraga, Alfonso Fernández, Alfonso Llamas Saíz, Ángel Balda, Arantza Momblona, Arantza Rupérez, Arturo F. Rodríguez, Azaitz Unanue, Begoña Sancet, Carlos Almingol, Carlos Zalduendo, Daniel González, Cristina García Varaona, Cristina Medina, Dani González, Diego Villanúa, Eduardo Eusa Garatea, Eusebio Salón Arozamena, Eduardo Purroy, Eli Ardanaz, Elixabete Zuriarrain, Esther Biescas, Fermín Nieto, Fermín Urrea, Fernando Catalán, Fernando García, Fernando Unzué, Francisco. J. Leoz Moriones, Gorka Gorospe, Héctor González, Ignacio Borda, Ignacio Gámez, Inhar Pauli, Iñaki Aniz, Iosu Antón Lázaro, Iosu Lerga, Ivonne Iglesias, Izaskun Alzuri, J. A. Markina, Javier Ochoa Tomás, Javier Orabengoa, Javier Urrea, Jesús Cuairán, Jesús Esarte, José A. Lacunza, José A. Pérez-Nievas, José Ardaiz, José Belascoain, José Colás, José Goñi, José L. Carrica Narvaiz, José L. Lizarraga, José M. Lesaka,

Juan A. García, Juan Bértolo, Juan Casanellas, Juan Ignacio Deán, Juanma Ibarra, Koldo Acedo, Kontxi Iraizoz, Luis Almingol, M^a Eugenia Oroz, Maite Larregi, Marco Antonio Escudero, Mikel Mugiro, Nerea Markina, Nieves Zaldueño, Olga Martínez Gil, Pablo Álvarez, Pedro Soria, Rafael Lanas Martínez, Ramón Elosegui, Ronda de Aoiz (Guarderío de Navarra), Ronda de Tafalla (Guarderío de Navarra), Rubén Ladrera, Socorro Jaca, Tomás Cerdán, Xabier Olabe, Yolanda Arrondo y Zuriñe Senosiain.

País Vasco

Coordinación: José M^a Fernández.

■ *Álava*

Coordinación: Arturo F. Rodríguez.

Equipo de censo: Alazne Llaguno, Arturo F. Rodríguez, Azaitz Unanue, Diego Malo, Elena Sánchez, Eva María Gutiérrez, Gorka Belamendía, Idoia Lekuona, Ignacio Gámez, Iratxe Ortiz de Landaluze, Javier Orabengoa, Jordi Gómez, José Antonio Gainzarain, José Luis Lamarca, José María Fernández, José Martínez, Juan Carlos Barroso, Laura Elorza, Luciano Salgado, Mario Corral, Merche Larrea, Nerea Ruiz de Azua, Rakel Santos, Ramón Arambarri, Tomás Elizondo, Yolanda Arrondo y Yolanda Menchaca.

■ *Guipúzcoa*

Coordinación: Héctor González.

Equipo de censo: Ainhoa Bikandi, Aintzane de Castro, Aitor Leiza, Aitzol Urruzola, Alberto Luengo, Arturo F. Rodríguez, Begoña Arrate, Edurne Narzabal, Elixabete Zuriarrain, Héctor González, Idoia Gárate, Inhar Pauli, José María Gimón, José Miguel Carames, José Miguel Devesa, Juan Antonio Escudero, Luciano Salgado, Matxalen Pauli, Mikel Alfonso, Mikel Estonba y Tomás Elizondo.

■ *Vizcaya*

Coordinación: Ignacio García.

Equipo de censo: Alazne Llaguno, Antonio Fernández, Arturo F. Rodríguez, Begoña Valcarcel, Carlos Mata, Cristina Negueruela, Edurne Narzabal, Elena Sánchez, Emilia Hernando, Eva María Gutiérrez, Gorka Belamendía, Idoia Gárate, Ignacio García, Jon Hidalgo, José Luis Pacheco, José María Fernández, José Miguel Carames, José Miguel Devesa, José Ramón Requejo, Luis Fernando Estéfano, Mario Corral, Miguel de las Heras, Pablo Pérez, Ramón Arambarri, Richard Gallagher, Sergio de Juan, Sergio Lozano y Yolanda Menchaca.

BIBLIOGRAFÍA

Aierbe, T., Olano, M. y Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe* 52: 5-136.

Arroyo, B. 1978. La alimentación del milano negro (*Milvus migrans*) en una localidad de España central. *Ardeola* 25: 47-58.

Baos, R., Jovani, R., Forero, M. G., Tella, J. L., Gómez, G., Jiménez, B., González, M. J. e Hiraldo, F. 2006. Relationships between T-cell-mediated immune response and Pb, Zn, Cu, Cd, and as concentrations in blood of nestling white storks (*Ciconia ciconia*) and black kites (*Milvus migrans*) from Doñana (southwestern Spain) after the Aznalcóllar toxic spill. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 1153-1159.

Beneyto, A., Borau, A., Expósito, C., Jiménez, X. y Robert, M. 2004. Milà negre *Milvus milvus*. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. y Herrando, S. (Eds.) *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia-Lynx Edicions, Barcelona. pp. 154-155.

Bernis, F. 1980. *La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar. Vol. I. Aves planeadoras*. Universidad Complutense, Madrid. pp. 301-327.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. y Mustoe, S. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, Londres.

Bijlsma, R.G. 1997. Black Kite *Milvus migrans*. En: Hagemeyer, E. J. M. y Blair, M. J. (Eds.) *The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. T&AD Poyser, Londres. pp. 132-133.

BirdLife International, 2004a. *Milvus migrans*. En: IUCN 2006. *2006 IUCN Red List of Threatened Species*. Según acceso en diciembre de 2006. (www.iucnredlist.org).

BirdLife International, 2004b. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge. pp. 71.

Blanco, G. 1994. Seasonal abundance of Black Kites associated with the rubbish dump of Madrid, Spain. *Journal of Raptor Research* 28: 242-245.

Blanco, G. 1997. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding Black Kites (*Milvus migrans*). *Journal of Raptor Research* 31: 71-76.

Blanco, G., Frías, Ó., Jiménez, B. y Gómez, G. 2003. Factors influencing variability and potential uptake routes of heavy metals in black kites exposed to emissions from a solid-waste incinerator. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22: 2711-2718.

Blanco, G., Frías, Ó., Martínez, J., Lemus, J.A., Merino, R. y Jiménez, B. 2006. Sex and rank in competitive brood hierarchies influence stress levels in nestlings of a sexually dimorphic bird. *Biological Journal of the Linnean Society* 88: 383-390.

Blanco, G., Jiménez, B., Frías, Ó., Millán, J. y Dávila, J. A. 2004. Contamination with nonessential metals from a solid-waste incinerator correlates with nutritional and immunological stress in pre fledgling black kites (*Milvus migrans*). *Environmental Research* 94: 94-101.

Blanco, G., Lemus, J. A., Frías, Ó., Grande, J., Arroyo, B., Martínez, F. y Baniandres, N. 2007. *Contamination traps as trans-frontier management challenges: new research on the impact of refuse dumps on the conservation of migratory avian scavengers*. *Environmental Research Trends*. Cato, M.A. (Ed.). Nova Science Publishers, Nueva York.

Blanco, G. y Viñuela, J. 2003. Milano negro *Milvus migrans*. En, R. Martí y J. C. Del Moral (Eds.) *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 160-161. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.

Blanco, G y Viñuela, J. 2004. Milano negro *Milvus migrans*. En, A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 116-120. MMA-SEO/BirdLife. Madrid.

Bustamante, J. 1994. Family break-up in black and red kites *Milvus migrans* and *M. milvus*: Is time of independence an offspring decision? *Ibis* 136: 176-184.

Bustamante, J. e Hiraldo, F. 1989. Post-fledging dependence period and maturation of flight skills in the Black Kite *Milvus migrans*. *Bird Study* 36: 199-204.

- Bustamante, J. e Hiraldo, F. 1990. Factors influencing family rupture and parent-offspring conflict in the Black Kite *Milvus migrans*. *Ibis* 132: 58-67.
- Bustamante, J. e Hiraldo, F. 1993. The function of aggressive chases by breeding Black and Red Kites *Milvus migrans* and *Milvus milvus* during the post-fledging dependence period. *Ibis* 135: 139-147.
- 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.
- Cardiel, I. E. 2006. *El milano real en España. II Censo Nacional (2004)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Carnero, I. y Peris, S. 1988. *Atlas Ornitológico de la provincia de Salamanca*. Diputación de Salamanca, Salamanca.
- Carrascal, L. M. 2006. Milano negro. En: Carrascal, L.M. y Weykam, S. *Atlas Virtual de las Aves Terrestres de España*. Según acceso en diciembre de 2006. (<http://www.vertebradosibericos.org/aves/atlas/presentacion.html>).
- Carrascal, L. M. y Palomino, D. 2006. Rareza, estatus de conservación y sus determinantes ecológicos. Revisión de su aplicación a escala regional. *Graellsia* (número extraordinario) 62: 523-538.
- Carrascal, L. M., Seoane, J., Alonso, C. L. y Palomino, D. 2003. Estatus regional y preferencias ambientales de la avifauna madrileña durante el invierno. *Anuario Ornitológico de Madrid* 2002: 22-43.
- 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 and Systematics* 23: 405-447.
- Deán, J. I. 1996. Censo primaveral de milano negro (*Milvus migrans*) en Navarra mediante el método de transectos por carretera. *Ardeola* 43: 177-188.

De' Ath, G. y Fabricius, K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178-3192.

De Juana, E., De Juana, F. y Calvo, S. 1988. La invernada de las aves de presa (O. Falconiformes) en la Península Ibérica. En: Tellería, J.L. (Ed.) *Invernada de Aves en la Península Ibérica. Monografías SEO N° 1*. SEO, Madrid. pp.97-122.

De Juana, F. 1989. Situación actual de las rapaces diurnas (Orden Falconiformes) en España. *Ecología* 3: 237-292.

Del Hoyo, J., Elliott, A. y Sargatal, J. (Eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona. pp. 118-119.

Delibes, M. 1975. Alimentación del milano negro (*Milvus migrans*) en Doñana (Huelva, España). *Ardeola* 21: 183-207.

Doval, G. 2006. *Programa Migres. Seguimiento de Aves en el Estrecho. Año 2005*. SEO/BirdLife-Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Jerez.

Emlen, J. T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. *The Auk* 88: 323-342.

Emlen, J. T. 1977. Estimating breeding season bird densities from transect counts. *The Auk* 94: 455-468.

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

Fernández, A., Romo, M. A., Barquero, J. A., Blanco, G. y Soto-Largo, E. 2005. *Censo de milano negro reproductor en la Comunidad Autónoma de Extremadura. Año 2005*. Informe técnico inédito para el Servicio de Conservación de la Naturaleza y Espacios Protegidos de la Junta de Extremadura.

Fernández-Cruz, M. 1973. Sobre la alimentación del milano negro (*Milvus migrans*) en la estación ornitológica de El Borbollón (Cáceres). *Ardeola* 19: 337-343.

Ferrer, M., De la Riva, M. y Castroviejo, J. 1991. Electrocutation of raptors on power lines in Southwestern Spain. *Journal of Field Ornithology* 62: 181-190.

Forero, M. G., Donázar, J. A., Blas, J. e Hiraldo, F. 1999. Causes and consequences of territory change and breeding dispersal distance in the Black Kite. *Ecology* 80: 1298-1310.

Forero, M. G., Donázar, J. A. e Hiraldo, F. 2002. Causes and fitness consequences of natal dispersal in a population of Black Kites. *Ecology* 83: 858-872.

Gainzarain, J. A. 1998. Milano negro *Milvus migrans*. En: Fernández, J.A. y Bea, A. (Coords.) *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria. pp. 138-139.

García, E. 2004. Anuariu Ornitolóxicu d'Asturies, 1998. *El Draque* 5: 15-198.

García-Ferré, D. y De Juan, A. 1984. Milà negre *Milvus migrans*. En: Muntaner, J., Ferre, X. y Martínez-Vilalta, A. (Eds.) *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres Editora, Andorra. pp. 55-56.

Garzón, J. 1977. Birds of prey in Spain: their present situation. En: Chancellor, R. D. (Ed.) *Proceedings of the World Conference on Birds of Prey. Vienna 1975*. International Council for Bird Preservation, Cambridge. pp.159-170.

Gil-Sánchez, J. M., Molino, F. M. yValenzuela, G. 2000. Distribution and conservation status of raptors (Falconiformes and Estrigiformes) in the province of Granada (Southeast Spain). *Zoologica Baetica* 10: 15-48.

Grupo de Estudio de las Rapaces. 1991. Milano negro *Milvus migrans*. En: Uríos, V., Escobar, J.V., Pardo, R. y Gómez, J. A. (Eds.) *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Consellería d'Agricultura i Pesca, Valencia. pp. 421-422.

Hiraldo, F., Veiga, J. P. y Máñez, M. 1990. Growth of nestling Black Kites *Milvus migrans*: effects of hatching order, weather and time of season. *Journal of Zoology* 222: 197-214.

Iribarren, J. J. y Rodríguez, A. 1985. Milano negro *Milvus migrans*. En: Elósegui, J. (Ed.) *Atlas de aves nidificantes de Navarra*. Caja de Ahorros de Navarra, Pamplona. pp. 38.

Jiménez, B., Gomara, B., Baos, R., Hiraldo, F., Eljarrat, E., Rivera, J., y González, M. J. 2000. An study of the toxic equivalents derived from PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in two bird species (*Ciconia ciconia* and *Milvus migrans*) nesting in a protected area (Doñana National Park, Spain). *Organohalogen Compounds* 46: 542-545.

Jiménez, B., Merino, R., Olie, K., Blanco, G. y Frías, Ó. 2004. Biomonitoring of organochlorine compounds (PCDDs, PCDFs, PCBS and DDTS) near a municipal solid waste incinerator using Black Kites (*Milvus migrans*) as sentinel organism. *Organohalogen Compounds* 66: 1877-1881.

Jubete, F. 1997. Milano negro *Milvus migrans*. En: *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Palencia*. Asociación de Naturalistas Palentinos, Palencia. pp. 99-101.

Lloyd, H., Cahill, A., Jones, M. y Marsden, S. 1998. Estimating bird densities using distance sampling. En: Bibby, C., Jones, M. y Marsden, S. (Eds.) *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Expedition Advisory Centre RGS, Londres. pp. 35-52.

López-Jurado, C. (Ed.). 2006. Annex II. Estatus de l'Avifauna Balear. *Anuari Ornitològic de les Balears* 20: 283-293.

Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. MMA-SEO/BirdLife, Madrid.

Martí, R. y Del Moral, J. C. (Eds.). 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO/BirdLife, Madrid.

Martín, A. y Lorenzo, J. A. 2001. *Aves del Archipiélago Canario*. Francisco Lemus Editor, La Laguna.

Martínez, I., Nuevo, J. A. y Pérez, J. M. 1995. *Censo, distribución y protección de las rapaces forestales en el territorio histórico de Álava*. Instituto Alavés de la Naturaleza, Vitoria.

Martínez, R. 1996. Milano negro *Milvus migrans*. En; Martínez, R., Ortuño, A., Villalba, J., López, J.M., Cortés, F. y Carpena, F.J. (Eds.) *Atlas de las aves del norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua, Yecla. pp. 90-91.

Palomino, D. 2006. *Perturbaciones de origen humano sobre las aves de la Sierra de Guadarrama. Desarrollo urbano y otras formas de intrusión relacionadas*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Pastor, N., Baos, R., López-Lázaro, M., Jovani, R., Tella, J. L., Hajji, N., Hiraldo, F. y Cortés, F. 2004. A 4 year follow-up analysis of genotoxic damage in birds of the Doñana area (south west Spain) in the wake of the 1998 mining waste spill. *Mutagenesis* 19: 61-65.

Pastor, N., López-Lázaro, M., Tella, J. L., Baos, R., Forero, M. G., Hiraldo, F. y Cortés, F. 2001. DNA damage in birds after the mining waste spill in southwestern Spain: a Comet assay evaluation. *Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology* 20: 317-324.

Román, F. y Ventosa, R. 1996. Milano negro *Milvus migrans*. En: Román, J., Román, F., Ansolá, L. M., Palma, C. y Ventosa, R. (Eds.) *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Caja de Ahorros del Círculo Católico, Burgos. pp. 64-65.

Sampietro, F. J. 1998. Milano negro *Milvus milvus*. En: Sampietro, F. J., Pelayo, E., Hernández, F., Cabrera, M. y Guiral, J. (Eds.) *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón/Ibercaja, Zaragoza. pp. 100-101.

Sansegundo, C. 1989. *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Ávila y Sierra de Gredos*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Calvo, J. F. y Esteve, M. A. 1995. *Ecología de las aves de presa de la región de Murcia*. Universidad de Murcia, Murcia.

Sanz-Zuasti, J. y Velasco, T. 1999. *Guía de las aves de Castilla y León*. Ed. Carlos Sánchez. Medina del Campo.

Sergio, F., Blas, J., Forero, M., Fernández, N., Donazar, 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.

StatSoft. 2006. *Electronic Statistics Textbook*. Según acceso en diciembre de 2006. (<http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>).

Thiollay, J-M. y Bretagnolle, V. (Eds.) 2004. *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux & Niestlé, Paris.

Thomas, L., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Strindberg, S. 2002. Distance sampling. En: El Shaarawi, A.H. y Piegorsch, W.W. (Eds.) *Encyclopedia of Environmetrics*. Wiley and Sons, Chichester. pp. 544-552.

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H. y Bishop, J. R. B. 2003. *Distance 4.1, release 2*. Según acceso en diciembre de 2006. (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>)

Torres-Esquivias, J. A., Jordano, P. y León, A. 1981. *Aves de presa diurnas de la provincia de Córdoba*. Publicaciones del Monte de Piedad y Caja de Ahorros de Cordoba, Córdoba.

Veiga, J. P. e Hiraldo, F. 1990. Food habits and the survival and growth of nestlings in two sympatric kites (*Milvus milvus* and *Milvus migrans*). *Holarctic Ecology* 13: 62-71.

Viñuela, J. 1993. Variación en la fecha de puesta de una población de milano negro (*Milvus migrans*). Efecto de la experiencia de los reproductores. *Ardeola* 40: 50-63.

Viñuela, J. 1996. Establishment of mass hierarchies in broods of the Black Kite. *Condor* 98: 93-99.

Viñuela, J. 1997a. Laying order affects incubation duration in the black kite (*Milvus migrans*): counteracting hatching asynchrony? *The Auk* 114: 192-199.

Viñuela, J. 1997b. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the Red Kite *Milvus milvus* in Spain. *Bird Study* 44: 155-165.

Viñuela, J. 1997c. Milano negro *Milvus migrans*. En: Purroy, F.J. (Ed.) *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife-Lynx Edicions, Barcelona. pp. 92-93.

Viñuela, J. 1999. Sibling aggression, hatching asynchrony, and nestling mortality in the black kite (*Milvus migrans*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 45: 33-45.

Viñuela, J. 2000. Opposing selective pressures on hatching asynchrony: egg viability, brood reduction, and nestling growth. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48: 333-343.

Viñuela, J. y Bustamante, J. 1992. Effect of growth and hatching asynchrony on the fledging age of black and red kites. *The Auk* 109: 748-757.

Viñuela, J., Martí, R. y Ruiz, A. (Eds.) 1999. *El milano real en España*. Monografía n.º 6. SEO/BirdLife. Madrid.

Viñuela, J. y Sunyer, C. 1992. Nest orientation and hatching success of black kites *Milvus migrans* in Spain. *Ibis* 134: 340-345.

Viñuela, J. y Veiga, J. P. 1992. Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black Kites in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica* 23:132-138.

Viñuela, J., Villafuerte, R. y De le Court, C. 1994. Nesting dispersion of a Black Kites population in relation to location of rabbit warrens. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1680-1683.

Woutersen, K. y Platteeuw, M. 1998. Milano negro *Milvus migrans*. En: *Atlas de las aves de Huesca*. Kees Woutersen Publicaciones, Huesca. pp. 71.

ANEXO I. Dormideros de milano negro localizados durante el I Censo Nacional (2005).





Al alcance de la mano

Momentos emotivos

Peso ligero, totalmente revestidos de goma y con una ergonomía extraordinaria. Estas son las ventajas más evidentes de los telescopios AT5 (visión oblicua) y ST5 (visión recta). Entre sus valores internos figuran un gran campo de visión con excelente nitidez en los bordes, gran fidelidad al color y sensacional enfoque a corta distancia. El concepto óptico es también impresionante: estructura compacta y con la misma distancia focal en todos los modelos. Su silenciosa rueda de enfoque, de manejo fácil y rápido, completa las excepcionales características de los telescopios terrestres de Swarovski Optik.

Esteller

Tel. 936 724 510 - Fax 936 724 511
info@esteller.com - www.esteller.com



SWAROVSKI
OPTIK

www.swarovskioptik.com