

EL PAPEL DE LOS PARQUES NACIONALES EN LA PROTECCIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS: DECLIVE Y DEMOGRAFÍA DEL MILANO REAL EN EL ESPACIO NATURAL DE DOÑANA Y EN ANDALUCÍA A LO LARGO DE CUATRO DÉCADAS

FABRIZIO SERGIO¹, JAVIER CHICANO¹, ALESSANDRO TANFERNA¹,
JULIO BLAS¹ Y FERNANDO HIRALDO¹

RESUMEN

Tras un periodo histórico de estudios focalizados en la necesidad de establecer nuevos parques nacionales, hoy existe una necesidad creciente por evaluar la capacidad de las áreas protegidas para preservar poblaciones viables de especies amenazadas. En este proyecto, examinamos las tendencias reproductivas y poblacionales del milano real *Milvus milvus*, una rapaz altamente amenazada y casi-endémica de Europa, para ilustrar el dualismo entre los beneficios y las dificultades con que se puede enfrentar un parque nacional para conservar esta icónica especie. En las cuatro últimas décadas, la población de milano real de Andalucía ha sufrido un declive del 55 % y ha quedado progresivamente confinada en el Espacio Natural de Doñana, donde actualmente depende de presas acuáticas, capturadas en las marismas del Guadalquivir. Aunque actualmente el parque ha conseguido evitar la extinción, el estado de salud poblacional es poco satisfactorio, mostrando unas bajas densidades, éxito reproductivo y supervivencia, especialmente de los individuos jóvenes. Esta combinación de tasas demográficas empobrecidas genera una tendencia poblacional negativa, que de continuar así provocará la extinción en apenas dos décadas. Contrarrestar este declive y predecible extinción constituye un desafío que demanda como acción prioritaria el desarrollo de un programa intensivo de radio-marcaje con emisores-GPS, que puedan ser empleados como dispositivos de vigilancia para localizar, gestionar y corregir eventos de mortalidad en tiempo real. Los resultados de este proyecto muestran cómo el establecimiento de un parque nacional puede ser ventajoso para prevenir extinciones locales, pero no garantiza necesariamente la seguridad y viabilidad a largo plazo de especies amenazadas como el milano real. Sospechamos que dinámicas similares se harán cada vez más patentes y frecuentes, dado el progresivo aumento de las presiones antrópicas dentro y alrededor de las áreas protegidas, con frecuencia acompañadas de un mejor seguimiento y monitoreo de las poblaciones de fauna en los parques nacionales.

Palabras clave: áreas protegidas; demografía; extinción; milano real; *Milvus milvus*; parques nacionales; reservas; tasa de crecimiento; λ .

¹ Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana-CSIC, C/ Américo Vespucio 26, Sevilla. Correo electrónico del autor principal: fsergio@ebd.csic.es

THE ROLE OF NATIONAL PARKS IN THE PROTECTION OF ENDANGERED SPECIES: DEMOGRAPHY AND DECLINE OF THE RED KITE IN ANDALUCIA AND IN THE PROTECTED AREA OF DOÑANA THROUGH FOUR DECADES

ABSTRACT

After a period of focus on the establishment of national parks, attention is growingly devoted to the capability of protected areas to maintain viable populations of endangered species. Here, we examined the trends and reproduction of the red kite *Milvus milvus*, a highly endangered raptor endemic to Europe, to illustrate the dual benefits and challenges faced by a national park to protect this iconic species. Over the past decades, the red kite population of southern Spain declined by 55% and became progressively confined to the protected area of Doñana, where it currently depends heavily on aquatic prey captured in the Guadalquivir marshes, such as wading birds, ducks and fishes. However, even if the park managed to shield the population from extinction, its health was far from satisfactory, being characterized by a low density, low breeding rates and poor survival, especially of younger individuals. This combination of impoverished demographic rates caused a declining trend that, if continued, will cause extinction in about two decades. Halting the decline will be challenging and requires as a priority action the immediate deployment of GPS-devices used as surveillance tools to identify mortality factors in order to ameliorate them quickly. These results show how the establishment of a park can be beneficial in preventing local extinction or slowing declines, but does not necessarily guarantee species-safety over the longer-term. We suspect that similar dynamics will become more common as anthropogenic pressures increase inside and around protected areas and as their performance-monitoring becomes more widespread.

Keywords: demography; extinction; *Milvus milvus*; national parks; population growth rate; protected areas; red kite; reserves; λ .

INTRODUCCIÓN

Los parques nacionales y las áreas protegidas en general son un componente fundamental de las estrategias de conservación de la biodiversidad a nivel global (WATSON *et al.* 2014). A pesar de que sus funciones principales siguen estando sujetas a debate (NAUGHTON-TREVES *et al.* 2005), uno de los objetivos prioritarios de las áreas protegidas es la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de poblaciones viables de especies en peligro de extinción (IUCN 1994). Sin embargo, las crecientes presiones antrópicas dentro y alrededor de las áreas protegi-

das suponen un reto importante para la consecución de tales objetivos (HANSEN & DEFRIES 2007). Como consecuencia, tras un periodo de inevitable y necesario enfoque en el establecimiento de nuevas áreas protegidas, hoy existe una atención creciente por cuantificar y evaluar la capacidad y eficacia de las reservas y parques para cumplir su función de protección de la biodiversidad (GASTON *et al.* 2008). Por ejemplo, algunos estudios han denunciado declives y extinciones de especies clave en áreas protegidas y a veces han puesto de manifiesto tasas de declive superiores dentro de estas áreas en comparación con sus alrededores (BRASHARES *et al.* 2001;

PARKS & HARCOURT 2002; WHITFIELD *et al.* 2007; CRAIGIE *et al.* 2010). Estos resultados implican una urgente necesidad de evaluar los niveles históricos, tendencias y viabilidad de las poblaciones de especies amenazadas dentro de las áreas protegidas, con el fin de asegurar que sean apropiadamente preservadas, que puedan actuar como poblaciones fuentes para otras áreas sin medidas de protección, o que se detecten a tiempo y se corrijan los potenciales declives.

En este proyecto, mostramos un claro ejemplo de dualidad entre los beneficios aportados por un parque nacional y las dificultades con que este se enfrenta para alcanzar su función de mantenimiento de la biodiversidad. En particular, nos enfocamos en las dinámicas de población a largo plazo de un ave depredadora altamente amenazada, el milano real *Milvus milvus*, y en particular en su población del Espacio Natural de Doñana (que incluye el Parque Nacional y el Parque Natural).

El Milano real es una rapaz sedentaria de tamaño medio, endémica del Paleártico occidental, cuya distribución se restringe básicamente a Europa (Del Hoyo *et al.* 1994; FERGUSON-LEES & CHRISTIE 2001). En las últimas décadas, la especie ha sufrido declives y contracciones espaciales en varios sectores de su área de distribución (AEBISCHER & SERGIO 2020). En España, país que alberga la tercera mayor población del mundo, la especie está catalogada como “en Peligro de Extinción” desde 2011 (VIÑUELA *et al.* 1999; CARDIEL *et al.* 2006; Catálogo Español de Especies Amenazadas: Real Decreto 139/2011), mientras que en Andalucía se encuentra catalogada “en Peligro Crítico de Extinción”, a razón de los acusados declives registrados en la zona durante las últimas décadas (Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas: Decreto 23/2012, BOE, Sec I, pag. 20912). Esto ha provocado que, en la actualidad, la práctica totalidad de la población regional se encuentre concentrada en el Espacio Natural de Doñana, donde al principio de este proyecto residían unas 50 parejas reproductoras (SERGIO *et al.* 2014, 2019). En consecuencia, esta porción de la población de Doñana constituye un núcleo clave, cuya desaparición implicaría una fuerte pérdida de área de distribución para la especie. Contrarrestar tal pérdida de área de

distribución es unas de las prioridades del Plan de Acción Europeo para esta especie (KNOTT *et al.* 2009). Sin embargo, la población de milano real del Espacio Natural de Doñana ha mostrado rápidos declives en algunos de sus sectores periféricos, causando la urgente necesidad de realizar una evaluación exhaustiva de su actual estatus de salud.

Con el fin de solventar esta falta de conocimiento, el objetivo principal del proyecto aquí presentado fue implementar un seguimiento intensivo de la población de Milano real del ecosistema de Doñana, incluyendo el Parque Nacional de Doñana, el Parque Natural de Doñana y las áreas limítrofes. Los objetivos concretos a llevar a cabo fueron:

- realizar un censo minucioso de la población reproductora de Milano real del Espacio Natural de Doñana y áreas limítrofes;
- estimar su éxito reproductivo, las tasas y parámetros de fertilidad y las posibles causas de fracaso;
- cuantificar su dieta, para tener información básica de los requerimientos tróficos de esta población;
- determinar el tamaño, distribución y tendencia histórica de la población;
- desarrollar modelos demográficos (análisis de viabilidad poblacional) para estimar la futura tasa de declive y la probabilidad de extinción de la población de Doñana.

MATERIAL Y MÉTODOS

Especie objeto de estudio

El milano real es una rapaz de larga vida (longevidad máxima en Doñana: 30 años). Los individuos son sexualmente maduros a partir de un año de edad (EVANS *et al.* 1998), pero suelen empezar a reproducirse por primera vez con entre uno y siete años de edad (NEWTON *et al.* 1989). En estos años iniciales de vida pre-reproductiva, los jóvenes vagan a menudo sobre vastas porciones de la península Ibérica, exponiéndose de esta forma a varios riesgos de mortalidad de origen antrópico. De hecho, independientemente de la edad, esta especie es particularmente sensible a una multitud de

riesgos antropogénicos, como por ejemplo envenenamientos ilegales, el uso (a veces legal) de rodenticidas y plaguicidas, la electrocución en postes eléctricos, los tiroteos ilegales, el choque con palas eólicas y la contaminación química (ver por ej. VILLAFUERTE *et al.* 1998; SERGIO *et al.* 2005; GÓMARA *et al.* 2008; AEBISCHER 2009; KNOTT *et al.* 2009; MÁRQUEZ *et al.* 2012; SCHAUB 2012; TAVECCHIA *et al.* 2012; TENAN *et al.* 2012; MEYER *et al.* 2016; BLANCO *et al.* 2017). El aprovechamiento habitual de carroñas por parte de esta especie la hace especialmente sensible a los envenenamientos ilegales, capaces de aumentar la mortalidad de forma no-compensatoria, causando así declives y extinciones locales (SMART *et al.* 2010; MÁRQUEZ *et al.* 2012; TAVECCHIA *et al.* 2012; TENAN *et al.* 2012; SANZ-AGUILAR *et al.* 2015; MATEO-TOMÁS *et al.* 2020).

Censo de parejas reproductoras

El censo completo del número de parejas territoriales y reproductoras se realizó abarcando la totalidad del Espacio Natural de Doñana y áreas colindantes. El censo de milanos se llevó a cabo de forma sistematizada, siguiendo una serie de criterios preestablecidos. Un territorio se consideró ocupado cuando se observó un individuo en él durante al menos tres visitas distintas, habiendo transcurrido un mínimo de 10 días entre una y otra, o si se observaron signos explícitos de ocupación, tales como exhibiciones y cantos territoriales, aportación de material para el nido, o la presencia constante de un individuo o pareja posada en actitud dominante con emisión de vocalizaciones territoriales.

Revisión de los nidos

Se realizaron visitas a los nidos durante los periodos de incubación, eclosión y en los días previos a que los pollos alcanzasen la edad de vuelo (los pollos vuelan con unos 55 días de edad: BUSTAMANTE 1993), con el fin de obtener información relativa a la fecha de puesta, tamaño de puesta, éxito de eclosión, supervivencia y éxito de vuelo de los pollos. Tras la eclosión de los huevos, las visitas se programaron cada 7-10 días para obtener una estima lo más fiable posible de la tasa de reducción de pollada (típica de esta

especie: VEIGA & HIRALDO 1990) y maximizar la posibilidad de identificar las causas de fracaso reproductivo (p. ej. depredación). Posteriormente, los datos obtenidos en estas visitas fueron cotejados con la información generada a través de las cámaras de foto-trampeo (véase abajo). Dichas cámaras funcionaron tanto de día como de noche gracias a un sistema de sensores infrarrojos, permitiendo así la detección de episodios de depredación por parte de depredadores, tantos diurnos (p. ej. azor *Accipiter gentilis*; milano negro *Milvus migrans*) como nocturnos (p. ej. búho real *Bubo bubo*; gineta *Genetta genetta*).

Análisis de la dieta

Se colocaron cámaras de foto-trampeo con infrarrojos y sensores de movimiento en los nidos con pollos. Estas cámaras se activan y sacan fotografías o vídeos del interior del nido cada vez que se produce un movimiento en él, y pueden mantenerse activas durante periodos de cinco días o más antes de agotar sus baterías. Esta tecnología permite acumular una información particularmente detallada sobre la dieta de estas aves, con menos sesgos que otros métodos, como los basados en egagrópilas o en restos parciales de presas encontrados en nidos.

Reconstrucción histórica y tendencia a largo plazo de la población

Para tener una idea de la magnitud de la población histórica de Doñana y de su tendencia a largo plazo, se recopiló toda la información histórica disponible sobre la población de Doñana, recurriendo a entrevistas personales, conversaciones y registros en los cuadernos de campo de técnicos, investigadores, guardas, voluntarios y visitantes que han trabajado o recolectado datos en Doñana desde los años 1970s. Esta información fue integrada y contrastada con la información cuantitativa generada en el marco de algunos proyectos de investigación sobre milanos reales (p. ej. grupo de F. Hiraldo en las décadas 1980-90, grupo de F. Sergio entre 2005-2018), los datos del Grupo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana-CSIC y la información proporcionada por el Área de Conservación del Espacio Natural de Doñana.

Supervivencia, modelos demográficos y tasa de crecimiento de la población

La población de milano real de Doñana ha estado sujeta a un marcaje individualizado (con anillas de PVC grabadas con un código alfanumérico único, que permite la identificación con telescopio), generando más de 600 pollos marcados en nido desde el final de los años 1980. Muchos de los individuos así marcados han sido observados a lo largo de las décadas siguientes, permitiendo así obtener estimas de las tasas de supervivencia de la población de Doñana mediante modelos estadísticos de captura-recaptura (LEBRETON *et al.* 1992; detalles y resultados en SERGIO *et al.* 2021a). Las estimas de éxito reproductivo y de supervivencia generadas así para el Espacio Natural de Doñana fueron empleadas para construir un modelo demográfico matricial (CASWELL 2001), capaz de estimar la tasa λ de crecimiento (o de declive) poblacional.

RESULTADOS

Tendencia histórica, densidad y distribución

La reconstrucción histórica de la población de milano real de Andalucía ilustra un declive dramático del 97 % para las parejas ubicadas fuera del Espacio Natural de Doñana: desde una estima conservativa de 40-77 parejas en los años 1970-1980 hasta las 2-4 parejas de hoy en día restringidas a la Sierra de Huelva (SERGIO *et al.* 2019). En Doñana, el declive registrado entre los años 1970-1980 y el 2017 (año central de este estudio) ha sido del 46-55 %, marcadamente inferior al registrado en el resto de Andalucía, pero todavía substancial. Tales diferencias en la tasa de extinción de territorios implican que la importancia relativa del núcleo poblacional dentro el área protegida ha crecido mucho: Doñana soportaba el 52-63 % de la población regional en las décadas de los 1970-80, mientras que actualmente aloja la práctica totalidad de la población andaluza (95-96 %). Esto implica un fuerte incremento de la importancia estratégica y de la responsabilidad del área protegida para el mantenimiento de la viabilidad poblacional y del área de distribución de esta especie en el sur de España.

En los tres años de censo intensivo de todo el Espacio Natural de Doñana y sus áreas limítrofes, la población ha bajado de 44 a 37 y a 28 parejas territoriales, con una reducción de la densidad de 3.9 a 3.3 y a 2.5 parejas/100 km² en este periodo. La distancia media entre una pareja y su vecino más cercano fue de 1.8 km (rango: 0.9 - 13 km). Estos niveles de densidad son bajos comparado al promedio de las poblaciones europeas (Tabla 1). En Doñana, la densidad de parejas territoriales se ha mantenido por encima de la media europea hasta la década de los 1990 y por debajo después (SERGIO *et al.* 2019). En general, el 90 % de las parejas estaban dentro de los límites del Parque Nacional y más del 60 % de la población se encontraba concentrada en dos sectores del parque: la Reserva Biológica de Doñana, perteneciente al CSIC, y El Puntal, perteneciente a la familia González-Gordon.

De 63 nidos con puestas, 31 se situaban en pinos, 23 en eucaliptos, 8 en alcornoques y 1 en un álamo. Las parejas censadas se establecieron principalmente en dos tipos de hábitat (Fig. 1):

- áreas abiertas con árboles dispersos, o pequeños pinares o eucaliptales en proximidad de la marisma o de amplias áreas abiertas dominadas por matorral, pastizales o, más raramente, cultivos;
- grandes pinares situados en los alrededores o a menos de 1 km de distancia de la marisma u otras áreas húmedas estables.

Éxito reproductivo

En la Tabla 1 se muestran las estimas de éxito reproductivo de la población en los tres años de estudio. Medianamente, solo el 60 % de las parejas produjeron una puesta, poniendo 2 huevos, de los cuales el 55 % eclosionaron. El 44 % de los 1.1 pollos nacidos murieron en el nido (reducción de pollada), así que el número de volantones generados fue de 0.4 por pareja territorial, 0.7 por pareja reproductiva y 1.6 por pareja exitosa. Esto correspondió a la producción total de 14, 15 y 18 pollos en 2016, 2017 y 2018, respectivamente. Todas las estimas de éxito reproductivo fueron muy bajas comparado con el promedio de las otras poblaciones europeas (Tabla 1, detalles en SERGIO *et al.*

Variable	Promedio \pm ES (n) ^a	Promedio de otras poblaciones europeas ^b
Densidad ^c	3.2 (36)	4.5
Distancia al vecino más próximo ^d	1817 \pm 215 (109)	-
% de parejas reproductoras ^e	60.6 \pm 4.8 (104)	-
Tamaño de puesta ^f	2.14 \pm 0.09 (43)	2.59
Tasa de eclosión ^g	54.7 \pm 7.1 (42)	56.0
Tasa de reducción de pollada ^h	44.4 \pm 9.9 (18)	-
% de parejas con éxito ⁱ	26.2 \pm 4.3 (107)	57.4
Volantones/pareja territorial ⁱ	0.43 \pm 0.08 (107)	-
Volantones/pareja reproductiva ⁱ	0.68 \pm 0.11 (63)	1.50
Volantones/pareja exitosa ⁱ	1.64 \pm 0.12 (28)	2.02

^a ES = error estándar; n = tamaño de muestra.

^b Fuente: valores publicados en la Tabla S2 de SERGIO *et al.* (2019). “-” = estima no disponible para otras poblaciones.

^c Parejas territoriales/100 km².

^d Distancia entre una pareja territorial y la pareja territorial más cercana (en metros).

^e Porcentaje de parejas territoriales que realizan puesta.

^f Número de huevos puestos.

^g Porcentaje de huevos que eclosionan.

^h Porcentaje de pollos que mueren antes de llegar a la edad de vuelo.

ⁱ Porcentaje de parejas territoriales que crían con éxito por lo menos un volantón.

^j Número de volantones producidos por pareja territorial, por pareja reproductiva (i.e. que realiza puesta), o por pareja exitosa (i.e. que saca adelante al menos un volantón).

Tabla 1. Estimaciones de densidad, dispersión de nidos y éxito reproductivo de la población de milano real de Doñana entre 2016-2018.

Table 1. Estimates of density, nest dispersion and breeding success for the red kite population of Doñana between 2016-2018.

2019) y fueron menores en el año de sequía (2016) que en los dos años de buena inundación (Fig. 2). Los fracasos reproductivos ocurrieron tanto en incubación (52.2 %, n = 23) como en el periodo de crianza de los pollos (47.8 %, n = 23). Las causas de fracaso, cuando pudieron ser identificadas, incluyeron: depredación (9 casos: 4 por gineta, 3 por búho real y 2 por depredadores desconocidos); abandono de una puesta que no eclosionó nunca (7 casos); caída del nido entero por viento (2 casos, los dos en nidos contruidos en eucaliptos); expropiación del nido por parte de milano negro y águila calzada *Hieraetus pennatus* (2 casos); y probables molestias antrópicas en un nido muy cercano a un camino muy transitado durante la romería del Rocío (1 caso).

Dieta

La dieta fue extremadamente generalista, incluyendo más de 35 taxones (Tabla 2). Al analizar la contribución de las presas por número, la dieta estuvo dominada por aves acuáticas, peces, can-

grejos rojos americanos y restos de carnicería para alimentación humana (Tabla 2, Fig. 3a). Al analizar la contribución por peso, la dieta se mostró dominada por aves acuáticas (especialmente fochas, anátidas, garzas y moritos), peces, lagomórfo y aves terrestres (Tabla 2, Fig. 3b). En conjunto, las presas típicas de humedales representaron el 73.4 % de la dieta por número y el 81.3 % de la dieta por peso. Esto sugiere una fuerte dependencia de la población de los recursos alimenticios aportados por la marisma, lo que puede explicar el menor éxito reproductivo observado en el año de sequía (Fig. 2). Se resalta que el estudio tuvo lugar en un periodo de muy baja disponibilidad de conejo (DELIBES-MATEOS *et al.* 2014), que era una de las presas principales de esta población en las décadas anteriores.

Supervivencia, modelo poblacional y potencial tendencia futura

Los análisis de captura-recaptura de más de 600 pollos anillados en Doñana desde los años 1980

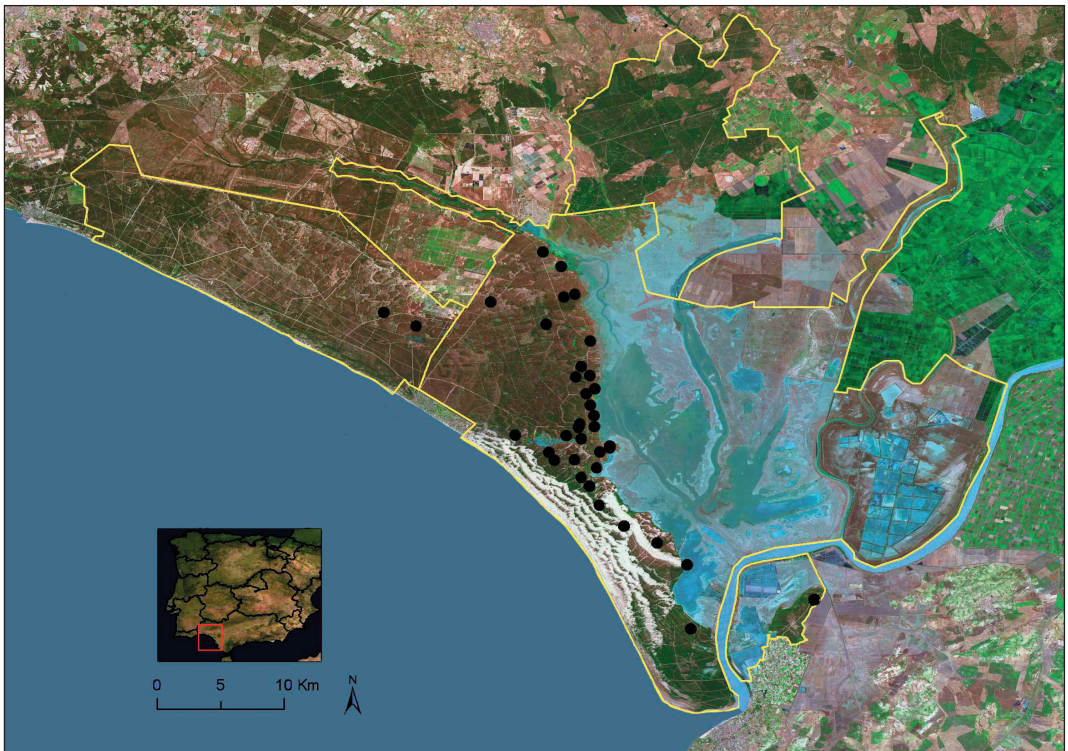


Fig. 1. Distribución de parejas territoriales de milano real en el Espacio Natural de Doñana en 2017. Los límites del Parque Nacional y Natural son evidenciados en amarillo.

Fig. 1. Distribution of red kite breeding pairs in the protected area of Doñana in 2017. The borders of the National Park and outer Natural Park are highlighted in yellow.

(detalles en SERGIO *et al.* 2021a) han ilustrado cómo la supervivencia de la población de milano real de Doñana varía con la edad, siendo mínima en los primeros dos años de vida (0.456), intermedia entre los 3-6 años de edad (0.706) y máxima entre los 7 y 30 años de edad (0.874). La edad de 30 años es la máxima longevidad observada en Doñana y representa, a nuestro entender, el record de longevidad para individuos salvajes de esta especie. Comparada con otras poblaciones europeas (véanse detalles en Tabla 1 de SERGIO *et al.* 2021a), la supervivencia en Doñana es preocupantemente baja para los individuos más jóvenes y en particular durante los primeros 1-2 años de edad.

El desarrollo de un modelo poblacional matricial basado en las estimas de éxito reproductivo y de supervivencia en Doñana arroja una tasa de

crecimiento poblacional (λ) de 0.912 (se = 0.024; intervalos de confianza del 96 %: 0.865 - 0.959), que describe razonablemente bien la tasa de crecimiento de 0.934 observada en Doñana en la última década (SERGIO *et al.* 2021a). La proyección de tal trayectoria en los años futuros (asumiendo que la tendencia no cambie, por ejemplo a causa de procesos densidad-dependientes) estima que se producirá la extinción funcional de la población en los próximos 15-20 años.

DISCUSIÓN

La actual población de Milano real de Doñana se caracteriza por mostrar una baja densidad, bajo éxito reproductivo y particularmente baja supervivencia en las clases de edad juveniles. Como consecuencia, la población está sufriendo un

Categoría de presa	% por numero	% por peso
Aves	49.5	62.0
Martinete común <i>Nycticorax nycticorax</i>	1.4	2.2
Garcilla bueyera <i>Bubulcus ibis</i>	2.8	4.4
Garceta común <i>Egretta garzetta</i>	1.7	2.8
Morito <i>Plegadis falcinellus</i>	3.5	5.6
Espátula común <i>Platalea leucorodia</i>	0.3	0.6
Flamenco común <i>Phoenicopiterus roseus</i>	3.5	5.6
Anade real <i>Anas platyrhynchos</i>	0.7	1.1
Anatidae indeterminada	4.8	7.8
Rascon europeo <i>Rallus aquaticus</i>	0.3	0.2
Calamon común <i>Porphyrio porphyrio</i>	2.4	3.9
Focha común <i>Fulica atra</i>	10.7	12.7
Gallineta común <i>Gallinula chloropus</i>	2.4	3.2
Cigüeñuela <i>Himantopus himantopus</i>	2.1	1.7
Paloma doméstica <i>Columba livia</i>	1.4	1.7
Paloma torcaz <i>Columba palumbus</i>	1.0	1.7
Abubilla <i>Upupa epops</i>	0.3	0.1
Alaudidae indet	1.4	0.2
Mirlo común <i>Turdus merula</i>	0.7	0.3
Urraca común <i>Pica pica</i>	2.1	2.1
Passer indeterminado	0.7	0.1
Aves medianas indeterminadas	4.8	4.0
Passeriformes indeterminados	0.3	0.1
Mamíferos	4.5	6.7
Conejo europeo <i>Oryctolagus cuniculus</i>	2.4	3.9
Liebre ibérica <i>Lepus granatensis</i>	1.4	2.2
Rata negra <i>Rattus rattus</i>	0.7	0.7
Peces	20.8	28.1
Carpa común <i>Cyprinus carpio</i>	2.8	3.8
Anguila <i>Anguilla anguilla</i>	0.3	0.5
Pez Gato negro <i>Ameiurus melas</i>	0.3	0.5
Alburno <i>Alburnus alburnus</i>	1.7	2.3
Pez indeterminado	15.6	21.1
Reptiles	2.8	1.7
Culebra bastarda <i>Malpolon monspessulanus</i>	1.0	0.8
Culebra viperina <i>Natrix maura</i>	0.3	0.1
Culebra indeterminada	1.0	0.6
Lagarto ocelado <i>Timon lepidus</i>	0.3	0.2

El papel de los parques nacionales en la protección de especies amenazadas: declive y demografía del milano real en el espacio natural de Doñana y en Andalucía a lo largo de cuatro décadas

Categoría de presa	% por número	% por peso
Anfibios	0.3	0.02
Rana indeterminada	0.3	0.02
Invertebrados	14.2	0.3
Cangrejo rojo <i>Procambarus clarkii</i>	12.8	0.3
Otros invertebrados indeterminados	1.4	0.01
Carroña	2.4	0.6
Restos de carnicería	5.5	0.6

Tabla 2. Dieta de la población reproductora de milano real del Espacio Natural de Doñana (2016-2018; N = 289 presas). Se destaca en negrita las presas con contribuciones $\geq 5\%$.

Table 2. Diet of the breeding population of Doñana (2016-2018; N = 289 prey items). Prey taxa with a contribution $\geq 5\%$ are highlighted in bold.

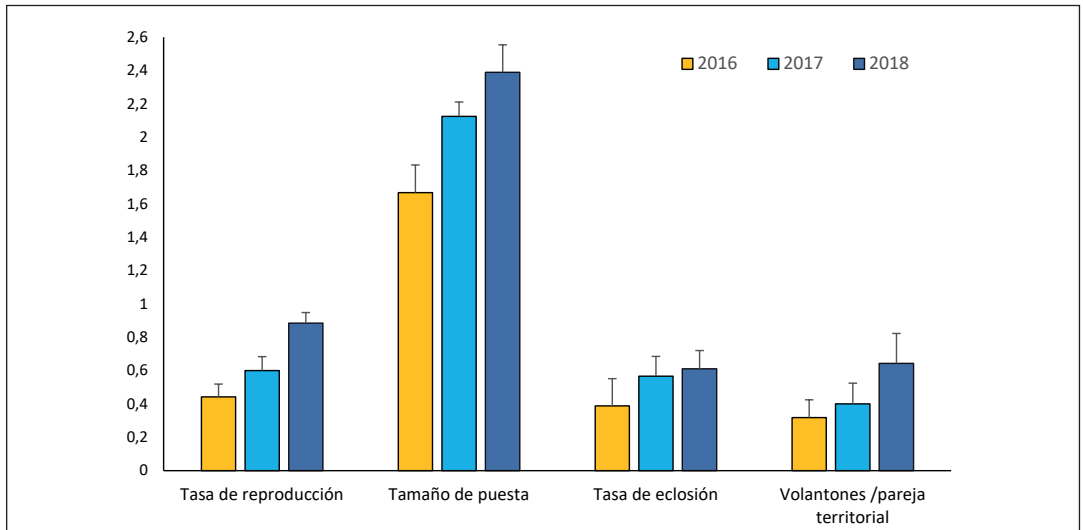


Fig. 2. Éxito reproductivo de la población de milano real del Espacio Natural de Doñana entre 2016-2018. Las componentes del éxito reproductivo fueron peores en un año de sequía (2016) que en años de marcada inundación en la marisma (2017 y 2018), que es el hábitat principal de caza de esta población.

Fig. 2. Breeding success of the red kite population of the protected area of Doñana between 2016-2018. The illustrated components of breeding performance were lower in a drought year (2016) than in two years of high flooding of the Guadalquivir marshes (2017 and 2018), which are the current, main foraging grounds for this population.

declive relativamente rápido, ha desaparecido de gran parte del Parque Natural y se encuentra progresivamente más confinada en el interior del Parque Nacional. Por tanto, aunque el área protegida haya sido eficaz para que su población local evite la extinción observada en el resto del

sur de España, la extinción se producirá de todas formas en un plazo de dos décadas, salvo que se tomen urgentemente medidas de gestión capaces de invertir la actual tendencia. Como consecuencia, el Espacio Natural de Doñana tiene la importante y creciente responsabilidad de evitar

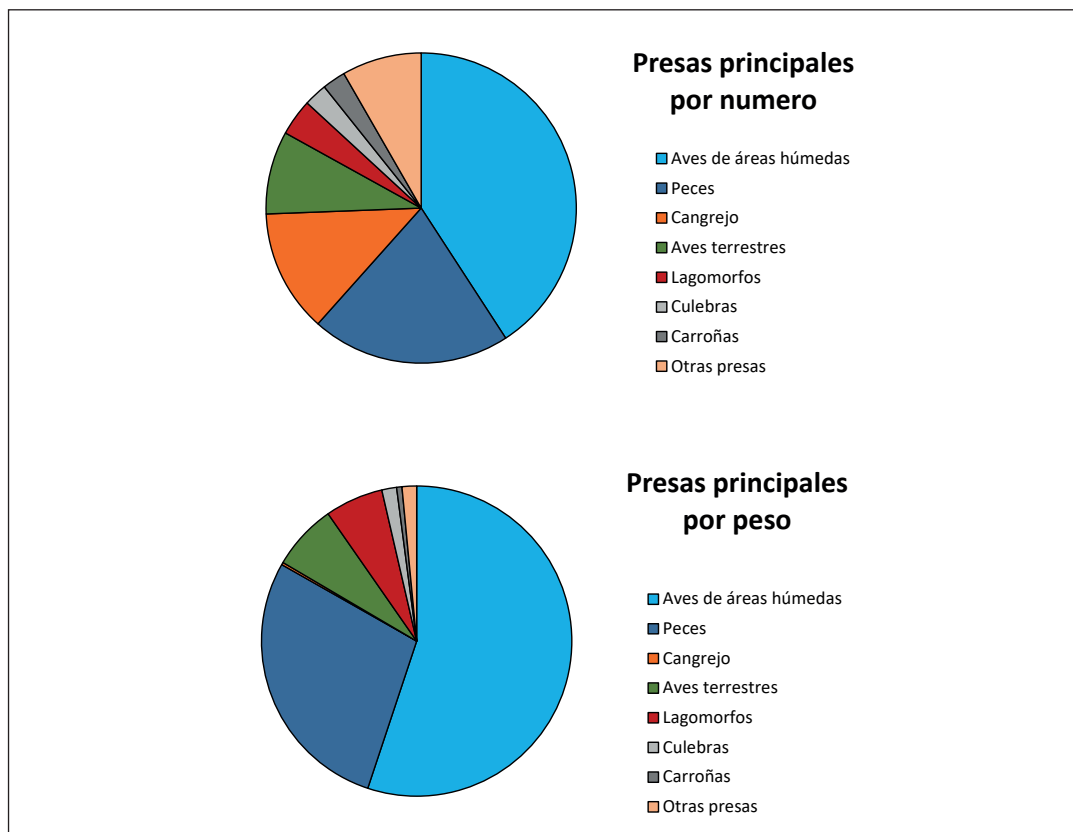


Fig. 3. Contribución porcentual a la dieta (por número y por peso) de las principales categorías de presas de la población de milano real del Espacio Natural de Doñana (2016-2018).

Fig. 3. Percentage dietary contribution (by number and by mass) of main prey groups for the red kite population of the protected area of Doñana (2016-2018).

la extinción de la población, que implicaría una marcada contracción del área de distribución global de la especie. Prevenir tal contracción es uno de los objetivos prioritarios de la Plan de Acción Europeo para el milano real (KNOTT *et al.* 2009).

El manejo eficaz de una población requiere la identificación de los factores que limitan sus tasas demográficas y de las fases del ciclo vital en que estos factores son más deletéreos. En el caso del milano real en Doñana, el modelado demográfico ha apuntado como factores que impulsan el declive a la mortalidad en las clases de edad más jóvenes (3-6 años, y especialmente los 1-2 años iniciales de vida) y a un éxito reproducti-

vo extremadamente bajo (SERGIO *et al.* 2021a). En sus años iniciales de vida como flotantes no-reproductores, los jóvenes milanos vagan sobre vastas porciones de la península ibérica, exponiéndose de esta forma a una largo listado de factores antrópicos capaces de deprimir su tasas de supervivencia, como son el uso de cebos envenenados, la aplicación (legal e ilegal) de rodenticidas, la electrocución en postes eléctricos, la colisión con palas eólicas, los tiroteos ilegales y la contaminación química. El impacto de todos estos factores ha sido demostrado una y otra vez en numerosos estudios (VILLAFUERTE *et al.* 1998; GÓMARA *et al.* 2008; AEBISCHER 2009; SMART *et al.* 2010; MÁRQUEZ *et al.* 2012; SCHAUB 2012; TAVECCHIA *et al.* 2012; TENAN *et al.* 2012; ME-

YER *et al.* 2016; BLANCO *et al.* 2017; MATEO-TOMÁS *et al.* 2020). Por otra parte, el bajo éxito reproductivo de los adultos territoriales podría ser causado por factores que operan más en el entorno próximo de Doñana. Estos podrían incluir la disminución de recursos tróficos (p. ej. el desplome poblacional del conejo: DELIBES-MATEOS *et al.* 2014), la bajada del nivel freático (por explotación agrícola y por cambio climático) que podría influir sobre la disponibilidad de presas acuáticas esenciales para esta población (DÍAZ-PANIAGUA & ARAGONÉS 2015; SCHMIDT *et al.* 2017), la depredación y competición impuesta por la rica comunidad de depredadores de Doñana (SERGIO *et al.* 2005) y la contaminación química (véase p. ej. GÓMARA *et al.* 2008).

El listado de riesgos arriba mencionado incluye un vasto rango de factores antrópicos, algunos más complicados por gestionar que otros. Contrarrestar sus efectos deletéreos y revertir el actual declive será un desafío. Sin embargo, la prioridad más obvia e inmediata para poder ejecutar una gestión rápida y eficiente será el desarrollo de un programa intensivo de radio-marcaje con emisores-GPS, empleados como dispositivos de vigilancia de eventos de mortalidad en tiempo real (SERGIO *et al.* 2019). Esto permitiría identificar rápidamente los principales agentes de mortalidad juvenil e intentar gestionarlos.

En conclusión, el milano real estaría muy probablemente extinto en el sur de España de no ser por la existencia de un parque nacional de gran superficie como es Doñana. En este sentido, el ejemplo aportado por este proyecto ilustra como las áreas protegidas continuarán jugando un papel fundamental en la conservación global de especies amenazadas. Sin embargo, la salud y buena conservación de estas especies no queda automáticamente asegurada con la mera institución de un parque. Acciones de gestión bien enfocadas y un mejor monitoreo de la eficacia de los parques en el desempeño de sus funciones serán necesarios para evitar futuras extinciones, las cuales son a menudo más incipientes de lo que hasta hace poco se podía pensar (ver otro ejemplo local en SERGIO *et al.* 2021b). En nuestro caso, a pesar de la presencia de un parque nacional de gran tamaño con un razonable apoyo económico e infraestructural, una espe-

cie clave amenazada ha sufrido un importante declive probablemente causado por un complejo cocktail de presiones antrópicas que operan tanto dentro como fuera del parque. El mantenimiento y recuperación de la viabilidad de esta población requerirá acciones coordinadas dentro y fuera del área protegida, pero solo una vez que se haga disponible la información detallada sobre ciertos aspectos cruciales de la mortalidad, lo que actualmente representa la máxima prioridad para evitar una gestión a ciegas o basada en intentos y errores. Sospechamos que las dinámicas aquí ilustradas con el caso del milano real en Doñana sean posiblemente más comunes de lo que actualmente se aprecia, y que se volverán más frecuentes aún conforme aumenten por un lado las presiones antrópicas dentro y fuera de las áreas protegidas y por otro lado el monitoreo de la eficacia de los parques nacionales para la conservación de la biodiversidad. Si esto es así, la creación de unidades mixtas de gestión que permitan actuar de forma coordinada, rápida y eficiente a los responsables de la conservación de espacios y especies amenazadas es un reto que debería ser pronto abordado.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos profundamente la ayuda prestada por todos los investigadores, técnicos de campo, naturalistas, guardas, visitantes y voluntarios que han contribuido aportando información desde los años 1970 hasta la actualidad. Nuestro agradecimiento particular va dirigido a F.G. Vilches, J. Bustamante, J. Viñuela, L. García, R. Rodríguez y el Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana-CSIC por su contribución al trabajo de campo. Damos las gracias a J.P. Castellano, I. Redondo, C. Quirós, E. Sánchez Gordo, F. Martínez Faraco del END y del Área de Conservación del END por su constante apoyo, a Pep Amengual y todo el personal del Organismo Autónomo Parques Nacionales por el aporte de estimulantes interacciones conceptuales, a todo el personal de la Reserva Biológica de Doñana (ICTS-RBD) por el inestimable apoyo técnico y logístico y a J. González-Gordon, M. Barcell y la Fundación Jaime González-Gordon por el apoyo y acceso a su propiedad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AEBISCHER, A. 2009. Der Rotmilan - ein faszinierender Greifvogel. Haupt, Bern, Switzerland.
- AEBISCHER, A. & SERGIO, F. 2020. Red kite *Milvus milvus*. En: Keller, V. et al. (eds.) European breeding bird atlas 2: distribution, abundance and change. pp. 474-475. European Bird Census Council & Lynx Editions, Barcelona.
- BLANCO, G., CARDELL, J., GARIJO-TOLEDO, M. M. 2017. Supplementary feeding and endoparasites in threatened avian scavengers: coprologic evidence from red kites in their wintering stronghold. *Environmental Research* 155: 22-30.
- BRASHARES, J. S., ARCESE, P., SAM, M. K. 2001. Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 268: 2473-2478.
- BUSTAMANTE, J. 1993. Post-fledging dependence period and development of flight and hunting behaviour in the Red Kite *Milvus milvus*. *Bird Study* 40: 181-188
- CARDIEL, I. E. 2006. El milano real en España: II Censo Nacional (2004). SEO/Birdlife, Madrid.
- CASWELL, H. 2001. Matrix population models. Sinauer, Sunderland.
- CRAIGIE, I. D., BAILLIE, J. E. M., BALMFORD, A., CARBONE, C., COLLEN, B., GREEN, R. E. & HUTTON, J. M. 2010. Large mammal population declines in Africa's protected areas. *Biological Conservation* 143: 2221-2228.
- DELIBES-MATEOS, M., FERREIRA, C., CARRO, F., ESCUDERO, M. A. Y GORTÁZAR, C. 2014. Ecosystem effects of variant rabbit haemorrhagic disease virus, Iberian Peninsula. *Emerging Infectious Diseases* 20: 2166-2168.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. & ARAGONÉS, D. 2015. Permanent and temporary ponds in Doñana National Park (SW Spain) are threatened by desiccation. *Limnetica* 34:407-424.
- EVANS, I. M., SUMMERS, R. W., O'TOOLE, L., ORR-ERWING, D. C., EVANS, R., SNELL, N. & SMITH, J. 1999. Evaluating the success of translocating Red Kites *Milvus milvus* to the UK. *Bird Study* 46: 129-144.
- FERGUSON-LEES, J. Y CHRISTIE, D. A. 2001. RAPTORS OF THE WORLD. CHRISTOPHER HELM.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. Y SARGATAL, J. 1994. Handbook of the Birds of the World, vol. 2: New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- GASTON, K. J., JACKSON, S. F., CANTÚ-SALAZAR, L. & CRUZ-PIÑÓN, G. 2008. The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 29: 93-113.
- GÓMARA, B., GONZÁLEZ, M. J., BAOS, R., HIRALDO, F., ABAD, E., RIVERA, J., JIMÉNEZ, B. 2008. Unexpected high PCB and total DDT levels in the breeding population of red kite (*Milvus milvus*) from Doñana National Park, southwestern Spain. *Environment International* 34: 73-78.
- HANSEN, A. J. & DEFRIES, R. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17: 974-988.
- IUCN (The World Conservation Union). 1994. Guidelines for protected area management categories. IUCN, Gland, Switzerland.
- KNOTT, J., NEWBERY, P. & BAROV, B. 2009. Species Action Plan for the red kite *Milvus milvus* in the European Union. RSPB & BirdLife International, Cambridge.
- LEBRETON, J., BURNHAM, K. P., CLOBERT, J. & ANDERSON, D. R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.
- MÁRQUEZ, C., VARGAS, J. M., VILLAFUERTE, R. & FA, J. E. 2012. Understanding the propensity of wild predators to illegal poison baiting. *Animal Conservation* 16:118-129.
- MATEO-TOMÁS, P., OLEA, P. P. MINGUEZ, E., MATEO, R. & VIÑUELA, J. 2020. Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 117: 16418-16423.
- MEYER, C. B., MEYER, J. S., FRANCISCO, A. B., HOLDER, J. & VERDONCK, F. 2016. Can ingestion of lead shot and poisons change population trends of three European birds: Grey Partridge, Common Buzzard, and Red Kite? *PLoS ONE* 11: e0147189. doi:10.1371/journal.pone.0147189.
- NAUGHTON-TREVES, L., HOLLAND, M. B. & BRANDON, K. 2005. The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environmental Resources* 30: 219-252.
- NEWTON, I., DAVIS, P. E. & DAVIS, J. E. 1989. Age of first breeding, dispersal and survival of Red Kites *Milvus milvus* in Wales. *Ibis* 131: 16-21.
- PARKS, S. A. & HARCOURT, A. H. 2002. Reserve size, local human density, and mammalian extinctions in U.S. protected areas. *Conservation Biology* 16: 800-808.
- SANZ-AGUILAR, A., DE PABLO, F. & DONÁZAR, J. A. 2015. Age-dependent survival of island vs. mainland populations of two avian scavengers: delving into migration costs. *Oecologia* 179: 405-414
- SCHAUB, M. 2012. Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation* 155: 111-118.

El papel de los parques nacionales en la protección de especies amenazadas: declive y demografía del milano real en el espacio natural de Doñana y en Andalucía a lo largo de cuatro décadas

- SCHMIDT, G., SÁNCHEZ NAVARRO, R., HERNÁNDEZ, E., CARMONA, J. J., FUENTEALSAZ, F. & SEIZ, R. 2017. The state of water in Doñana: an evaluation of the state of the water and of the ecosystems of the protected space. WWF/Adena, Madrid.
- SERGIO, F., BLAS, J., FORERO, M. G., FERNÁNDEZ, N., DONÁZAR, J. A. Y 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.
- SERGIO, F., BLAS, J., TANFERNA, A. Y HIRALDO, F. 2021b. Protected areas enter a new era of uncertain challenges: extinction of a non-exigent falcon in Doñana National Park. *Animal Conservation*. <https://doi.org/10.1111/acv.12752>.
- SERGIO, F., TANFERNA, A., BLAS, J., BLANCO, G. & HIRALDO, F. 2019. Reliable methods for identifying animal deaths in GPS- and satellite-tracking data: review, testing and calibration. *Journal of Applied Ecology* 56: 562-572.
- SERGIO, F., TANFERNA, A., CHICANO, F. J. Y HIRALDO, F. 2014. Estatus y conservación del Milano real en Andalucía: necesidad urgente de información cuantitativa. *Jornadas Aves Necrófagas, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Vejer de la Frontera (Cadiz), 11-12 de diciembre de 2014*.
- SERGIO, F., TANFERNA, A., CHICANO, J., TAVECCHIA, G., BLAS, J. & HIRALDO, F. 2019. Protected areas under pressure: decline, redistribution, local eradication and projected extinction of a threatened predator in Doñana National Park. *Endangered Species Research* 38: 189-204.
- SERGIO, F., TAVECCHIA, G., BLAS, J., TANFERNA, A. & HIRALDO, F. 2021a. Demographic modeling to fine-tune conservation targets: importance of pre-adults for the decline of an endangered raptor. *Ecological Applications* 31: e2166. <https://doi.org/10.1002/eap.2266>.
- SMART, J., AMAR, A., SIM, I. M., ETHERIDGE, B., CAMERON, D., CHRISTIE, G. & WILSON, J. D. 2010. Illegal killing slows population recovery of a re-introduced raptor of high conservation concern - the red kite *Milvus milvus*. *Biological Conservation* 143: 1278-1286.
- TAVECCHIA, G., ADROVER, J., MUÑOZ NAVARRO, A. & PRADEL, R. 2012. Modelling mortality causes in longitudinal data in the presence of tag loss: application to raptor poisoning and electrocution. *Journal of Applied Ecology* 49: 297-305.
- TENAN, S., ADROVER, J., MUÑOZ NAVARRO, A., SERGIO, F. & TAVECCHIA, G. 2012. Demographic consequences of poison-related mortality in a threatened bird of prey. *PLoS One* 7: 1-2.
- VILLAFUERTE, R., VIÑUELA, J. & BLANCO, J. C. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.
- VIÑUELA, J., MARTÍ, R. Y RUIZ, A. (Eds.) 1999. *El Milano real en España*. SEO/Birdlife, Madrid.
- WATSON, J. E. M., DUDLEY, N. & HOCKINGS, M. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515: 67-73.
- WHITFIELD, S. M., BELL, K. E., PHILIPPI, T., SASA, M., BOLAN, F., CHAVES, G., SAVAGE, J. M. & DONNELLY, M. A. 2007. Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104: 8352-8356.