

Buitre leonado – *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783)

Alfredo Salvador
Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)

Versión 7-12-2016

Versiones anteriores: 1-09-2015; 30-03-2016; 1-04-2016



(C) A. Salvador

Identificación

Se identifica por gran tamaño, grandes alas, cola corta y cabeza pequeña y blancuzca. Hay un fuerte contraste entre las plumas cobertoras, de color pardo, y las rémiges de color negro (Figuras 1 y 2).



Figura 1. Hoces del Duratón (Segovia). (C) A. Salvador



Figura 2. Hoces del Duratón (Segovia). (C) A. Salvador

Descripción

Los adultos se caracterizan por tener la cabeza y el cuello de con plumaje muy corto de color blanco. El iris es de color claro. El collar está formado por plumas cortas de color blanco. Las plumas dorsales, escapulares y cobertoras superiores de la cola y de las alas son de color pardo claro. Las plumas de las patas son de color blanco. Las plumas primarias de las alas y las plumas de la cola son de color negro. Plumas secundarias y terciarias de color pardo, con la punta de las terciarias de color gris. El pico es de color claro. La cera es de color gris azulado. Patas de color gris pardo, verdoso o azulado. Las uñas son negras. Ambos sexos son similares en coloración (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980).

Según Elósegui (1989), los individuos juveniles se caracterizan por tener la cabeza y el cuello con plumón blanco puro. El collar está formado por plumas largas lanceoladas de color pardo, las plumas de revestimiento son lanceoladas y el color del cuerpo es marrón rojizo. Al año de vida las plumas lanceoladas del cuerpo son sustituidas por plumas redondeadas, el color rojizo tiende a atenuarse y la cabeza y el cuello son de color grisáceo. A los tres años las plumas del collar son cortas y de color pardo. A los cinco años la forma del collar es como en adultos pero todavía no es blanco. Sin embargo, estos datos no están basados en individuos de edad conocida por lo que son imprecisos.

Es difícil una identificación precisa de la edad en el buitre leonado debido al amplio periodo de tiempo que tarda en alcanzar la madurez sexual y a la gran variación que hay entre individuos. Duriez et al. (2011) han propuesto un método de estimación de la edad que permite estimar la edad de los buitres con una precisión de 2 años mediante observaciones a distancia (>300 m). El primer carácter en cambiar en el primer año de vida es la coloración del pico que pasa de ser oscuro a ser claro primero en su parte anterior y después en los lados. Otro carácter que cambia al año de vida son las plumas lanceoladas del cuerpo que son sustituidas por plumas redondeadas y el color rojizo tiende a atenuarse. Otro carácter de los juveniles es que las plumas ventrales muestran contraste entre el raquis claro y el estandarte pardo. En el segundo año de vida el collar se vuelve más pálido y corto alcanzando su estado adulto en el séptimo año. El ojo se vuelve claro en el quinto año. No hay diferencias entre sexos en el cambio de plumaje con la edad, aunque se observa una tendencia en las hembras a emplear menos tiempo en los plumajes de transición. El plumaje juvenil se observa en las hembras hasta el tercer año y en los machos el cuarto año. El plumaje inmaduro se observa desde el tercero al sexto año en las hembras y desde el segundo al séptimo en machos. El plumaje subadulto se

observa en las hembras entre los años 5 y 12 de edad y en los machos desde el 4 al año 11 de edad. El plumaje adulto se observa en las hembras en el sexto año y en los machos en el quinto (Duriez et al., 2011).

Tabla 1. Proporción de individuos de diferentes clases de edad que comparten los mismos caracteres. Basado en 204 individuos marcados como pollos y seguidos durante 1 a 29 años en libertad en Grands Causses (Francia). Según Duriez et al. (2011).

Plumaje	Anterior pico	Lateral pico	Collar	Ojo	1	2	3	4	5	6
juvenil	oscuro	oscuro	lanceolado pardo	oscuro	31,6	42,1	15,8	10,5		
	oscuro	oscuro	beis intermedio pardo	oscuro			100			
Inmaduro	claro	oscuro	lanceolado	oscuro	6,3	12,5	56,3	25		
	claro	oscuro	beis intermedio	oscuro		3,8	7,7	38,5	30,8	15,4
	claro	oscuro	beis intermedio	claro						
Subadulto 1	claro	oscuro	blanco pardo	oscuro					66,7	33,3
	claro	claro	lanceolado	oscuro				100		
Subadulto 2	claro	claro	beis intermedio	oscuro				8,7	47,8	21,7
	claro	claro	beis intermedio	claro					13,3	46,7
Adulto	claro	claro	blanco	oscuro					22,2	11,1
	claro	claro	blanco	claro					1,1	4,4

Plumaje	Anterior pico	Lateral pico	Collar	Ojo	7	8	9--10	11--15	16--29
juvenil	oscuro	oscuro	lanceolado pardo	oscuro					
	oscuro	oscuro	beis intermedio pardo	oscuro					
Inmaduro	claro	oscuro	lanceolado	oscuro					
	claro	oscuro	beis intermedio	oscuro	3,8				
	claro	oscuro	beis intermedio	claro	100				
Subadulto 1	claro	oscuro	blanco pardo	oscuro					
	claro	claro	lanceolado	oscuro					
Subadulto 2	claro	claro	beis intermedio	oscuro	17,4	4,3			
	claro	claro	beis intermedio	claro	20	6,7	6,7	6,7	
Adulto	claro	claro	blanco	oscuro	33,3		22,2	11,7	
	claro	claro	blanco	claro	15,6	12,2	12,2	31,1	23,3

Se ha citado un individuo albino (Herrero et al., 2011) y otro parcialmente albino (Camiña, 2005).

Se ha observado un buitre con el pico deformado (Palomo et al., 2005). Se ha encontrado un buitre en el que por debajo del pico colgaba lo que parecía una segunda mandíbula (Abrego et al., 2007).

Masa corporal

Según Glutz von Blotzheim et al. (1971) la masa corporal media tiene un valor de 7,2 kg en machos y 7,5 kg en hembras. Cramp y Simmons (1980) dan valores de 7,5 a 10,5 kg en machos y 8 a 11 kg en hembras. La masa corporal media en la isla de Creta es de 7,44 kg (rango= 6-9 kg), sin diferencias entre sexos (Xirouchakis y Poulakakisi, 2008).

Dimorfismo sexual

La cabeza del macho tiene mayores dimensiones (Elósegui, 1989; Fernández y Fernández, 1974). En una muestra de la isla de Creta las hembras son algo mayores en sus medidas corporales pero los machos tienen la cabeza más grande y el pico más largo (3-5%). La hembra no muestra mayor corpulencia (Fernández y Fernández, 1974).

Parámetros hematológicos

Ver dimensiones de los glóbulos rojos, niveles de hemoglobina y hematocrito, leucocitos, proteínas, glucosa, urea, ácido úrico, colesterol, creatinina, enzimas plasmáticas, sodio, potasio, cloro, calcio, magnesio y fósforo en Polo et al. (1992).

Variación geográfica

Especie monofilética (Johnson et al., 2006), sin variación geográfica (Arshad et al., 2009a). Hay escasa diferenciación genética entre poblaciones (Arshad et al., 2009b).

El taxón *fulvescens* Hume, 1869, distribuido por Pakistán, India y Afganistán y considerado durante mucho tiempo como una subespecie de *G. fulvus*, no está relacionado genéticamente con este sino con *G. himalayensis* (Johnson et al., 2006).

Muda

La muda tiene lugar desde abril a diciembre. Los juveniles comienzan su primera muda en mayo de su segundo año calendario, comenzando por las primarias interiores (ppl) y contiuando hacia fuera. Posteriormente, a mediados del verano, algunos individuos mudan secundarias (solamente el 17% de las secundarias se mudan en la primera estación de muda) comenzando en cuatro focos: desde la más interior (ss25) hacia fuera, la más exterior (ssl) y ss5 o ss6 hacia dentro, y de modo centrífugo desde ss12. En el tercer año calendario, continúan mudando las primarias hacia fuera y aparecen dos nuevos focos en las secundarias, ss6 y ss15. La mayoría de las plumas de los juveniles se han mudado por complete en el cuarto año calendario, aunque algunos individuos en su quinto año calendario retienen secundarias juveniles. Los adultos no presentan un patrón consistente de muda y muestran un elevado grado de asimetría entre las dos alas (Zuberogoitia et al., 2013).

Voz

Emiten durante el comportamiento agresivo “kekeke-keke-kekekeke” además de silbidos y gruñidos (Cramp y Simmons, 1980).

Durante la cópula emite “gagr, gagr, gagr” (Fernández y Fernández, 1974) o “grak-grak” o bien “kreh-kreh” (Cramp y Simmons, 1980).

Los pollos emiten “gagaga”, “tetetet” o bien “gegegeg” (Glutz von Blotzheim et al., 1971).

Hábitat

Especie asociada con paisajes con escasa cobertura arbórea y con disponibilidad de alimento (Margalida et al., 2007). Se encuentra en zonas con espacios abiertos, disponibilidad suficiente de carroñas de ungulados silvestres y/o domésticos, cortados rocosos para la nidificación y condiciones climáticas favorables para el vuelo durante todo el año.

Abundancia

El buitre leonado disminuyó en los años 50 y 60 del siglo XX debido a la persecución humana (Anónimo, 1962). En Navarra y Zaragoza entre 1969 y 1975 se estabilizó aumentando posteriormente el número de colonias y de parejas (Donázar y Fernández, 1990). Entre 1979 y 1984 aumentó a un ritmo del 8,75 anual (Donázar, 1987). Las fluctuaciones en el número de

parejas reproductoras en España durante el periodo 1989-1999 se correlacionaron con los cambios en la abundancia de ganado (Parra y Tellería, 2004).

Tamaño poblacional

El número de parejas registrado en España se estimó en 2.283 en 1979 (SEO, 1981), en 7.529-8074 parejas en 1989 (Arroyo et al., 1990), 17.337 en 1999 y 24.609 en 2008 (Del Moral, 2009). La Tabla 2 recoge el censo realizado en 2008 en España, que estima la población total en 24.609-25.541 parejas (Del Moral, 2009).

Tabla 2. Poblaciones de buitre leonado en España. Censo de 2008 (Del Moral, 2009).

Comunidad	Nº colonias	Nº parejas aisladas	Rango total parejas
Castilla y León	305	30	5.965-6.062
Aragón	281	25	5.174-5.174
Andalucía	202	28	2.978-3.037
Navarra	80	4	2.783-2.783
Castilla-La Mancha	150	21	2.410-2.501
Extremadura	148	37	1.560-1.943
Cataluña	124	35	939-1.115
País Vasco	59	10	805-805
La Rioja	81	7	639-707
Cantabria	45	7	443-467
Madrid	20	4	454-461
Comunidad Valenciana	36	10	253-255
Asturias	26	7	151-176
Murcia	3		55-55

Martínez et al. (1997) calculan en 4 visitas entre enero y marzo el número adecuado para estimar el número de parejas reproductoras y 4 visitas antes de abril para estimar la productividad. Para estimar la edad de los reproductores recomiendan incrementar la frecuencia de visitas pues la proporción de adultos reproductores disminuye hasta el final de marzo y luego aumenta porque los subadultos se reproducen más tarde y sufren un mayor fracaso que los adultos.

Estatus de conservación

Categoría global IUCN (2013): Preocupación Menor LC (BirdLife International, 2015).

Categoría España IUCN (2002): No Evaluado NE (Madroño et al., 2004).

Amenazas

Muerte por el hombre

Entre 1953 y 1961 se registró la muerte por el hombre de 968 buitres leonados en seis provincias (Anónimo, 1962).

Envenenamiento

Durante el periodo 1992-2013 se registraron en España 1.576 buitres leonados entre un total de 6.307 rapaces envenenadas por cebos ilegales (Cano et al., 2016).

En una muestra de 119 buitres leonados, 8 quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), 8 alimoches (*Neophron percnopterus*) y 34 milanos reales (*Milvus milvus*) de los Pirineos franceses recogidos entre 2005 y 2012, el envenenamiento fue la causa principal de muerte (24,1%), seguido de trauma (12%), enfermedades bacterianas e inanición (8%) y electrocución (6%). El

uso ilegal de pesticidas fue la causa más importante de envenenamiento (53%), seguido del plomo utilizado en la munición de caza (17%). Se ha encontrado una relación positiva entre envenenamiento por plomo y trauma (Berny et al., 2015).

Se ha encontrado en 2012 en Andalucía un buitre leonado muerto que contenía elevados niveles de flunixinina (Zorrilla et al., 2015).

Se han encontrado concentraciones más elevadas de metales pesados (Pb) en buitres leonados de Cataluña que en Portugal (Carneiro et al., 2015). Se han encontrado elevados niveles de Pb en buitres leonados de Cincorres (Castellón), lo que puede tener efectos sobre biomarcadores del estrés oxidativo (Espín et al., 2014).

El 91% de los buitres leonados ibéricos examinados tenían concentraciones de plomo en sangre superiores a >20 [mu]g/dL (Mateo, 2009). Se han detectado elevados concentraciones de plomo en buitres leonados de Cazorla (media= 43.07 [mu]g/dL) (García-Fernández et al., 2005). Rodríguez-Ramos et al. (2009) han examinado las correlaciones entre señales clínicas y niveles de plomo en sangre.

En una muestra de buitres leonados de Aragón (n= 691) capturados a lo largo del año entre 2008 y 2012, la prevalencia de exposición basal al plomo fue del 44,9%, con 310 buitres que tenían concentraciones en sangre de más de 200 ng ml⁻¹; esta exposición basal se debe a fuentes geológicas ambientales pero aumenta con la ingestión de plomo de munición. El 4,2% de los buitres estaban dentro del rango de exposición clínica (500-1000 ng ml⁻¹) y 10 buitres tenían niveles potencialmente letales superiores a 1000 ng ml⁻¹. (Mateo-Tomás et al., 2016).

Tres hembras envenenadas por ingestión de plomo de munición tenían concentraciones de plomo en sangre entre 969-1384 mu g/dL y murieron a las 24 h de ser encontradas postradas (Carneiro et al., 2016).

Además de plomo, se han encontrado elevados niveles de arsénico en buitre leonados ibéricos (Mateo et al., 2003).

Contaminación por tratamientos del ganado

Se ha encontrado en 2012 en Andalucía un buitre leonado muerto que contenía elevados niveles de flunixinina (Zorrilla et al., 2015).

Se ha detectado una elevada proporción de individuos contaminados por residuos de fluoroquinolonas, antibióticos utilizados para el tratamiento del ganado, en buitres leonados de colonias distantes geográficamente entre sí y en diferentes épocas del año (Blanco et al., 2016).

En una muestra (n= 106) de buitres leonados de Cataluña y Navarra, se detectaron residuos de antibióticos en el 65%; las concentraciones máximas (0.4 mu g/mL) de enrofloxacin y ciprofloxacino eran relativamente bajas (Casas-Díaz et al., 2016).

En 2013 la Agencia española de medicamentos y productos sanitarios autorizó el uso de dos medicamentos que contienen diclofenaco para el tratamiento del ganado. Se ha estimado que su uso podría causar cada año la muerte de 715-6.389 buitres leonados, provocando un declive del 9-77% de la población española (Green et al., 2016).

Mortalidad en tendidos eléctricos

Se ha registrado mortalidad en tendidos eléctricos (Mendel, 1987). El monitoreo de 100 km de tendidos en el área del Parque nacional de Doñana registró 14 buitres leonados muertos por electrocución entre un total de 233 aves (9 aves muertas previamente y 5 durante el periodo julio 1982-julio 1983) (Ferrer et al., 1991). Durante el periodo 1988-1996, se encontró en las estribaciones de Sierra Morena oriental y el Campo de Montiel un buitre leonado muerto por electrocución entre un total de 274 rapaces (Guzmán y Castaño, 1998). Durante el periodo 1997-2003 se encontró un buitre leonado muerto por electrocución entre un total de 108 rapaces registradas en tres tendidos eléctricos de Andalucía (Buenavista, Villanueva de los Castillejos y Las Infantas) (Moleón et al., 2007). En la periferia de ZEPAS de la Comunidad Valenciana se encontraron muertos 20 buitres leonados entre un total de 400 aves en el periodo 2000-2010 (Pérez-García et al., 2011). En un estudio en el que se controlaron 333

líneas y 6.304 postes de alta tensión en Ciudad Real y Albacete entre octubre 2004 y diciembre de 2009 registró 952 rapaces de las que 30 (3,2%) eran buitres leonados (Guil et al., 2011).

Mortalidad por atropello

PMVC (2203) registran 6 buitres leonados muertos por atropello en carretera entre un total de 16.036 aves y SCV (1996) citan 7 buitres leonados muertos por atropello en líneas de ferrocarril entre un total de 182 aves.

Mortalidad por colisión con turbinas eólicas

El buitre leonado es la rapaz que sufre mayor mortalidad por colisión con turbinas eólicas. Atienza et al. (2011) recogen 1.079 buitres leonados muertos por colisión en parques eólicos de España. Una de las zonas donde sufre mayores tasas de mortalidad es Tarifa (Cádiz) (Acha, 1998). En Tarifa se han registrado tasas de mortalidad que varían entre 0,15 y 0,34 individuos/turbina⁻¹/año⁻¹ (Barrios y Rodríguez, 2004; Ferrer et al., 2012). El 63% de las aves planeadoras muertas en dos parques eólicos de Tarifa (Cádiz) que se registraron entre diciembre de 1993 y diciembre de 1994 eran buitres leonados (Barrios y Rodríguez, 2007). Durante el periodo 2006-2009 se registraron 221 buitres leonados muertos en turbinas eólicas de Tarifa (Cádiz) (De Lucas et al., 2012).

Las colisiones tienen lugar sobre todo en otoño e invierno y en ausencia de térmicas los buitres ascienden sobre las laderas (Barrios y Rodríguez, 2004). Los buitres chocan más cuando las corrientes ascendentes son peores, como ocurre en pendientes suaves y cuando las turbinas son más altas y están a mayores altitudes (De Lucas et al., 2008).

Ataques al ganado

Se ha recogido entre 1996 y 2010 información sobre 1.793 reclamaciones de ataques al ganado por parte del buitre leonado. La mayoría de los casos tienen lugar en áreas de elevada densidad de ganado, afectan principalmente a ovejas (49%) y vacas (31%) y durante la época de partos (abril-junio). En promedio el 69% de las reclamaciones de cada año son rechazadas por falta de evidencia acerca de si el animal estaba vivo antes de ser comido. El coste total de las compensaciones ascendió a 278.590 euros entre 2004 y 2010 (Margalida et al., 2014). Sin embargo, hay grandes dudas sobre la veracidad de la mayoría de estos ataques compensados económicamente por la administración (Blanco, G., com. pers.¹).

Consecuencias de la encefalopatía bovina espongiiforme

La aparición de la encefalopatía bovina espongiiforme dio lugar a la implementación de la directiva europea 1774/2002 por la que los cadáveres de ganado debía ser llevados a plantas procesadoras para su incineración. Como resultado inmediato, se redujo drásticamente la disponibilidad de alimento para los buitres (Camiña y Montelio, 2006). En un estudio realizado en La Rioja, se examinaron las barras de crecimiento de las rectoras de juveniles durante su primer año. La anchura de las barras fue más estrecha antes de la aparición de la enfermedad que después de la retirada de cadáveres de ganado. La presencia de barras de estrés mostró tendencias opuestas y había más durante el periodo anterior a la aparición de la enfermedad que después (Camiña y Yosef, 2012).

Las medidas sanitarias de retirada de cadáveres de ganado pueden tener consecuencias negativas. Se ha modelizado su efecto sobre el buitre leonado, pronosticándose un rápido declive de la especie (Margalida y Colomer, 2012).

Colisiones con aeronaves

Se han registrado 26 colisiones de buitres leonados con aeronaves en los alrededores del aeropuerto de Madrid Barajas durante el periodo 2006-2015 (Margalida, 2016).

Medidas de conservación

Alimentación suplementaria

Aunque los puntos de alimentación son una herramienta útil de conservación, pueden tener consecuencias negativas. Por un lado, producen grandes agregaciones de individuos alterando los procesos naturales del consumo de carroñas. Por otro, promueven la disminución de la productividad dependiente de la densidad. Además, favorecen la congregación de

depredadores con el consiguiente aumento del riesgo de depredación de vertebrados de tamaño medio y pequeño. Finalmente, pueden afectar los procesos de selección natural de las carroñeras (Cortés-Avizanda et al., 2016).

La abundancia de buitre leonados en puntos de alimentación suplementaria se correlaciona con la abundancia de carroñas no fragmentadas (Moreno-Opo et al., 2015).

El buitre leonado muestra preferencia por aportes de comida continuos y periódicos en puntos de alimentación suplementaria y por la presencia de numerosos sitios de alimentación en los alrededores (Moreno-Opo et al., 2015).

La presencia de numerosos buitres leonados (>100) en comederos excluye a otras especies de aves carroñeras. Se recomienda que deberían utilizarse numerosos puntos de alimentación suplementaria provistos de cantidades reducidas de alimento para mimetizar las condiciones naturales de impredecibilidad espacial y temporal de las carroñas, permitiendo el uso de los comederos por todas las especies de aves carroñeras (Cortés-Avizanda et al., 2010).

La exclusión de mamíferos en los puntos de alimentación suplementaria mediante vallado optimiza la alimentación de aves carroñeras. Las vallas más efectivas son aquellas que están electrificadas (5-8 voltios) y tienen una altura de 90-170 cm (Moreno-Opo et al., 2012).

Turbinas eólicas

En España los campos eólicos se solapan con el área de reproducción del buitre leonado (Tellería, 2009).

El buitre leonado es una de las especies de rapaces más sensibles a los campos eólicos terrestres según un índice de sensibilidad basado en atributos de las especies y otro de vulnerabilidad espacial desarrollado para la sierra de Boquerón (Valencia) (Noguera et al., 2010).

Los buitres tienen una excelente visión del suelo y lateral en la posición de vuelo durante la búsqueda de alimento pero no de la dirección de vuelo, lo que los hace vulnerables a la colisión con las turbinas eólicas (Martin et al., 2012).

Se ha observado una relación débil entre estudios de impacto ambiental y mortalidad de buitres leonados en campos eólicos de Tarifa (Cádiz) (20 campos con un total de 252 turbinas). Estos estudios analizan el efecto del campo eólico en su conjunto pero no examinan el efecto de cada turbina sobre cada especie (Ferrer et al., 2012).

El uso en Tarifa (Cádiz) de un programa de detención selectiva de turbinas cuando se detectan buitres leonados en sus proximidades permite reducir las tasas de mortalidad en un 50% (De Lucas et al., 2012).

En 2006-2007 se cerraron en la provincia de Castellón los puntos de alimentación suplementaria debido a la encefalopatía bovina espongiiforme y se instalaron campos eólicos. Como resultado, el número de parejas reproductoras disminuyó un 24%, la supervivencia de los adultos un 30% y la fecundidad un 35%. La población se recuperó en cuanto los puntos de alimentación fueron abiertos y se suprimieron las turbinas más problemáticas. Se recomienda que los puntos de alimentación sean situados lejos de los campos eólicos (Martínez-Abraín et al., 2012).

Un análisis de viabilidad de poblaciones en el que se tiene en cuenta la alimentación suplementaria, el desarrollo de campos eólicos y efectos catastróficos como el envenenamiento indica que las medidas que afectan a la supervivencia tienen efectos negativos superiores sobre la tasa de crecimiento de la población que las que afectan a la fecundidad (García-Ripollés y López-López, 2011).

Se recomienda que, en presencia de poblaciones de buitre leonado, se evite instalar turbinas eólicas sobre la cima de colinas con poca pendiente (De Lucas et al., 2008).

Modelización de poblaciones

Se ha propuesto un modelo en el que interaccionan tres especies de buitres (*Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus* y *Neophron percnopterus*) con 10 especies de ungulados domésticos y silvestres y simula su dinámica poblacional que puede ser útil para la toma de decisiones de manejo (Colomer et al., 2011).

Disponibilidad de alimento

Se ha estimado la disponibilidad de alimento y su efecto sobre la dinámica poblacional de aves carroñeras (*Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus* y *Neophron percnopterus*) en Pirineos concluyéndose que los ungulados silvestres son suficientes para que las poblaciones de buitres crezcan. Sin embargo, en el Prepirineo el alimento disponible es insuficiente, siendo necesario que se aporte alimento suplementario en caso de que no se puedan reintroducir ungulados silvestres (Margalida et al., 2011).

Los sitios de alimento suplementario no alteran el comportamiento de búsqueda de los buitres. Son utilizadas cuando el alimento escasea y cuando hay malas condiciones climatológicas para el vuelo. Sin embargo, cuando el tiempo es favorable, recorren amplias distancias a la búsqueda de recursos alimenticios impredecibles (Montsarrat et al., 2013).

Los basureros constituyen en la provincia de Cádiz un recurso importante para los buitres leonados durante la migración e invernada (Garrido et al., 2002).

Trashumancia

Se ha observado una estrecha relación entre trashumancia y buitres leonados. El número de vacas y ovejas trashumantes en los alrededores de los dormideros de buitres son el mejor predictor de la presencia y abundancia de buitres. Durante los últimos 15 años se ha reducido el número de ovejas trashumantes en un 62% y solamente se ocupan el 20% de los pastos de la Cordillera Cantábrica. El impacto de la trashumancia en los ecosistemas de montaña debería ser tenido en cuenta por la política agrícola de la Unión Europea (Olea y Mateo-Tomás, 2009).

Contaminación por tratamientos del ganado

Se ha propuesto el uso de meloxicam en vez de diclofenaco para el tratamiento del ganado (Green et al., 2016).

Otras contribuciones: 1. Guillermo Blanco. 1-04-2016

Distribución geográfica

El área de distribución se extiende por el sur del Paleártico, desde el noroeste de África y el sur de Europa, Turquía, Oriente Medio, suroeste de Asia hasta Mongolia (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980; Slotta-Bachmayr et al., 2004).

En la Península Ibérica está distribuido ampliamente en España aunque falta en Galicia, llanuras manchegas y sector noroeste de la meseta norte (García Ferré y Marco, 1983; Donázar, 1997; Martí, 2003; García-Ferré et al., 2004; Pascual Stevens et al., 2014; Seguí Llopis et al., 2015). Las poblaciones portuguesas son reducidas y se encuentran en gargantas de los ríos Duero, Tajo y Guadiana (De Juana y García, 2015). El incremento de población registrado entre 1989 y 1999 solamente mostró un pequeño aumento de su distribución geográfica debido al efecto limitante de la disponibilidad de sitios de nidificación, situados mayoritariamente en montañas calizas (Parra y Tellería, 2004).

Ha sido reintroducido en Alicante a partir del año 2000 en la Sierra de Mariola (Seguí Llopis y Seguí Romà, 2015).

Sus mayores frecuencias de aparición en invierno se dan en las cadenas montañosas y áreas con roquedos donde se reproducen (Del Moral, 2012). En Cataluña se encuentra en invierno en las mismas zonas que en primavera, observándose en el Prepirineo, Pirineo, Els Ports y en la depresión del Ebro. Puntualmente se encuentra en el litoral y prelitoral (García-Ferré et al., 2011).

Ha colonizado las islas Baleares en octubre de 2008 (Garriga i Mari, 2009), estableciéndose en Mallorca y reproduciéndose por primera vez en 2012 (Muntaner, 2012).

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual de la especie en la España peninsular entre un 76% y un 80% en 2041-2070 y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 14% y un 20% (Araújo et al., 2011).

Movimientos

Migración

En Europa hay dos tipos de movimientos, uno que tiene lugar entre abril y septiembre, por el que se registran desplazamientos de buitres hacia el norte y noreste, y otro en otoño e invierno que incluye movimientos de buitres hacia el suroeste (Terrasse, 2006), llegando a cruzar el Estrecho (Bernis, 1983). Dos buitres leonados pirenaicos fueron recapturados en Marruecos 19 y 41 meses más tarde (Elósegui y Elósegui, 1977). Dos buitres leonados anillados como pollos en Cádiz fueron recapturados en Senegal (Alonso, 1984). Nueve buitres leonados fueron recapturados en Marruecos (Garrido et al., 2005). En conjunto, buitres leonados anillados en España han sido recuperados en Europa y en África. Se han recuperado 30 en Francia, 1 en Suiza, 4 en Holanda, 1 en Polonia y 1 en Bulgaria. En África se han recuperado 13 en Marruecos, 8 en Argelia, 1 en Túnez, 3 en Mauritania, 1 en Mali, 9 en Senegal y 2 en Gambia (Anónimo, 2015).

Más del 90% de los individuos juveniles del norte de España abandonan sus colonias natales hacia finales de octubre. Recorren distancias diarias de 32-54 km dirigiéndose hacia el sur. Dos o tres semanas más tarde se reúnen en la zona del Estrecho de Gibraltar. En 1992 y en 1993 se contaron unos 4.000 buitres leonados que cruzaron a África (de ellos el 90% eran juveniles), estimándose que al menos el 30% de los juveniles españoles cruzan en otoño el Estrecho.

En el año 2000 se contó el paso de 4.816 buitres leonados (Garrido et al., 2005). El 28 de octubre de 2015 en menos de una hora cruzaron desde la Península Ibérica al Yebel Moussa unos 2.300 buitres leonados, totalizando al final del día unos 3.500 (El Khamlichi y Ramírez Román, 2015).

Durante la migración primaveral, durante el periodo del 1 mayo al 7 de julio de 2015 se registró el paso de 2.138 buitres leonados a la Península Ibérica desde el Yebel Musa (Marruecos) (El Khamlichi et al., 2015).

El Estrecho de Gibraltar dificulta la migración de los buitres leonados. El monitoreo continuo de ambos lados del Estrecho indica que tardan 18-25 min en cruzar los 15 km que separan los continentes. Para tener éxito, deben iniciar el cruce desde una altitud de al menos 600 m y batir las alas casi constantemente (Griesinger, 1998). Intentan cruzar en grupos grandes (59 individuos de media) entre las 11 y las 14 h. No cruzan con fuertes vientos del sur o del este. En muchos casos abortan el cruce y vuelven al lado peninsular. Durante el paso alternan planeos con aleteos (Bildstein et al., 2009). Algunos no pueden mantener el batido de alas y caen al mar (Bengtsson y Hirschfeld, 1992).

Dispersión

Los individuos dispersantes eligen las colonias más grandes y más próximas (Le Gouar et al., 2008).

Ecología trófica

Búsqueda de alimento

Las bajas necesidades tróficas de los buitres permiten reducir el metabolismo y prolongar el ayuno, lo que es ventajoso para localizar un alimento espacial y temporalmente impredecible como las carroñas (Donázar, 1993).

La distancia media diaria de vuelo es de 160 km en Israel y de 141 km en Francia y la altura media sobre el suelo de vuelo es de 462 m en Israel y de 338 m en Francia (Harel et al., 2016). Durante vuelos a corta distancia (>300 km), utilizan menos las térmicas, baten las alas más y vuelan a menor altura del suelo que en vuelos de larga distancia (>300 km). Los individuos jóvenes utilizan menos las térmicas y aletean más. Los individuos reproductores vuelan a menor altura que los no reproductores (Harel et al., 2016).

La localización y la intensidad de las térmicas es variable y su aprovechamiento varía con la edad de los buitres. No hay diferencias de edad con bajas condiciones de viento pero con condiciones intermedias de viento los buitres experimentados (> 5 años) las utilizan mejor que los buitres con poca experiencia (<2 meses) (Harel et al., 2016).

Los buitres pueden ayunar durante dos o tres semanas (Elósegui, 1989). Según un estudio realizado en Israel, los buitres están más activos cuando están hambrientos. Vuelan distancias mayores y se mueven más lejos de los dormideros que cuando están saciados. Sin embargo, los buitres cambian su estrategia en función del número de días sin obtener alimento para evitar el riesgo de inanición. Los primeros días sin alimento incrementan las distancias diarias recorridas, los desplazamientos máximos y la altitud del vuelo, mientras que los siguientes días los disminuyen. Hay un cambio de estrategia de maximizar la obtención de alimento durante los primeros días a minimizar el gasto energético los días siguientes (Spiegel et al., 2013).

Generalmente se alimentan de día aunque hay registros ocasionales de actividad nocturna (Hernando, 1998; Camiña Cardenal, 2002). Los buitres tienen dependencia de las condiciones térmicas para el vuelo. En invierno las corrientes térmicas son menos frecuentes y por ello los buitres permanecen más en los dormideros, vuelan menos horas y deben batir más las alas para volar que en verano. El adelanto de la puesta puede estar relacionado con hacer coincidir las demandas energéticas de alimentar al pollo con el periodo de menor dificultad para el vuelo (Nathan et al., 2012).

En carroñeros sociales como el buitre leonado, se han propuesto varias hipótesis sobre la transferencia de información durante la búsqueda de carroñas. Según una hipótesis no social, los buitres solamente usan información individual durante la búsqueda. Según otra hipótesis, llamada refuerzo social, los buitres forman largas cadenas de buitres que siguen a otros que vuelan hacia las carroñas (Donázar, 1993). Por otro lado, una hipótesis local sugiere que los buitres son atraídos por aquellos buitres que hacen vuelos de cicleo sin ganar altura y descienden verticalmente hacia una carroña. Un estudio realizado en el NE de la Península Ibérica ha comprobado que el comportamiento y abundancia de buitre leonados y carroñas en un área de 10.000 km² se ajusta a la hipótesis local (Cortés-Avizanda et al., 2014).

En Vizcaya se establecieron 24 sitios de alimentación experimental en un área de 10.614 km² para analizar los movimientos de búsqueda de alimento de 241 buitres leonados marcados. Los adultos no se movieron al azar sobre toda el área sino que fueron observados en tres núcleos separados de alimentación. Una vez establecidos en las áreas de reproducción, los subadultos se comportaron igual que los adultos. Los resultados sugieren que las zonas de alimentación se restringen a zonas próximas a las áreas de reproducción (Zuberogotia et al., 2013).

Competición intraespecífica por el acceso a la carroña

El número de individuos que se reúnen en la carroña puede ser de más de 300 (Donázar, 1993). Puede observarse congregaciones cercanas al millar de aves, e incluso superiores en comederos de Segovia (Acha et al., 1998; Blanco, G., com. pers.!).

Se ha sugerido que el hambre regula la jerarquía de acceso a la carroña que se forma entre los individuos que van llegando (Valverde, 1959; König, 1974; Terrasse y Terrasse, 1974). Sin embargo, observaciones realizadas sobre buitres anillados de edad conocida muestran que es la edad la que determina el acceso a las carroñas. El número de buitres presentes junto a la carroña se incrementa rápidamente antes de disminuir lentamente y se correlaciona con la cantidad de alimento disponible. El tamaño de grupo observado siempre es menor que el tamaño potencial que saciaría a todos los individuos. Los adultos viejos llegan antes y se marchan antes que los individuos más jóvenes y probablemente se benefician de un alimento de mayor calidad. Algunos viejos adultos son los primeros en comer. Debido a la impredecibilidad de las carroñas y de los costes de su localización, los buitres prefieren permanecer y competir antes que buscar otra carroña (Bosè et al., 2012).

Siempre se observan en las carroñas más adultos viejos que adultos jóvenes e inmaduros. En otoño se incrementa el número de juveniles en las carroñas, alcanzando el 11% (Bosè et al., 2012). Los buitres juveniles prefieren alimentarse en puntos de alimentación suplementaria situados lejos de las colonias de reproducción y en los que se depositan carroñas más irregularmente y en menor cantidad. En estos sitios los juveniles llegan antes que los adultos y en mayor proporción (Duriez et al., 2012).

Cuando el tamaño del grupo aumenta, la tasa de alimentación disminuye debido a competición por interferencia (Bosè y Sarrazin, 2007).

Dieta

El buitre leonado puede alimentarse de cadáveres abandonados por los depredadores, reses domésticas o salvajes muertas por enfermedad o accidente, animales muertos depositados en muladares, alimento robado a otras especies y animales muertos por los mismos buitres (Donázar, 1993).

En Andalucía se alimenta sobre todo de cabras (34,9%), ovejas (20,9%), asnos (11,6%) y vacas (7%). En menor proporción se alimentan de ciervos, caballos y perros. Ocasionalmente se observaron buitres alimentándose de gamos, dromedarios, zorros y liebres (Fernández, 1975b). En Sierra Morena predominan en la dieta cabras y ovejas (43,3%), seguido de ciervos (21,6%), équidos (7,5%), bóvidos (6%), suidos (5,2%) y aves (5,2%) (Hirald, 1977).

Esta dieta ha cambiado mucho. En la actualidad la ganadería extensiva se ha reducido mucho y los buitres ya no dependen tanto de ella (Blanco, G., com. pers.)¹.

Los buitres leonados se benefician de la caza de ciervo y jabalí. Un estudio realizado en la Cordillera Cantábrica ha revelado un estrecho ajuste espacio temporal en el uso del área entre los buitres y las cacerías (Mateo-Tomás y Olea, 2010).

Ocasionalmente se alimenta de carroñas menores de 5 kg. Su dieta puede incluir también liebre (Fernández, 1977; Donázar, 1993) y conejo (González et al., 1984; Margalida, 1997). A partir del año 2000, la legislación de la Unión Europea limitó progresivamente el abandono de animales muertos. Como consecuencia, el buitre leonado amplió su nicho trófico, consumiendo un número significativo de conejos (*Oryctolagus cuniculus*) y basura (Donázar et al., 2010).

En lo que se refiere a la ingestión de invertebrados, un pollo vomitó tres pequeños caracoles (Fernández, 1977). Hay una observación de buitre leonado comiendo coleópteros en Andalucía (Beven, 1979).

Ocasionalmente devora animales atropellados en carreteras, como por ejemplo gato (Margalida, 1997) y perro (PMVC, 2003).

Camiña et al. (2002) observaron buitres leonados alimentándose de un buitre leonado que estaba muerto.

Se ha observado buitres leonados comiendo plantas (Fernández, 1998).

Se han observado buitres ingiriendo guijarros (Camiña Cardenal, 2002). Un pollo vomitó una piedra de 2,5 cm (Fernández, 1977). Un ejemplar tenía en el intestino algunos guijarros de 7 mm de diámetro (Palau Soler, 1960).

Ave carroñera que solo de modo excepcional es capaz de comer animales muy debilitados y aún vivos (Donázar, 1997). Camiña Cardenal et al. (1995) observaron a buitres leonados devorando una oveja muy debilitada pero todavía viva. Un buitre leonado que había quedado atrapado en un ala por una roca desprendida en una ladera fue muerto y consumido por otros buitres leonados (Martínez de Lecea et al., 2011).

Otras contribuciones: 1. Guillermo Blanco. 1-04-2016

Biología de la reproducción

Selección del sitio de nidificación

Nidifica generalmente en roquedos, pero evita las zonas climatológicamente adversas que dificultan el vuelo de los buitres. Así, la nidificación en roquedos del Cáucaso se correlaciona negativamente con las precipitaciones anuales (Gavashelishvili y McGrady, 2006).

Un estudio realizado en el nordeste ibérico puso de manifiesto su falta de nidificación en el valle del Ebro. También se puso de manifiesto una correlación positiva entre abundancia de cortados y número de nidos de buitre leonado (Donázar Sancho et al., 1989). Nidifica generalmente en zonas montañosas; como excepción, nidifica en roquedos situados en la costa de Orión (Cantabria) (González Morales, 1969).

El 85% de los nidos durante el periodo 1989-1999 se encontraban en áreas calizas (Parra y Tellería, 2004).

La altitud en la que se encuentran los nidos varía entre 100 m (Cádiz) y 1.600 m (Sistema Ibérico) (SEO, 1981).

En Castellón, la probabilidad de nidificación se asocia con el tamaño de los cortados, mayor altitud, presencia de pistas no asfaltadas, mayor cobertura forestal y menor cobertura de regadíos y zonas quemadas (García-Ripollés et al., 2005).

Un estudio realizado en la cordillera Cantábrica ha puesto de manifiesto que durante el proceso de colonización de nuevos lugares de reproducción, al principio priman la densidad de ganado y las características de los roquedos mientras que posteriormente es más importante la densidad de reproductores (Mateo-Tomás y Olea, 2011).

Hay competencia por los sitios de nidificación en colonias de elevada densidad, llegando a producirse peleas muy violentas entre hembras (Blanco et al., 1997b).

Los nidos se sitúan en salientes cubiertos (41,9%), cornisas cubiertas (21,4%), salientes sin cubrir (19,7%) y cornisas sin cubrir (16,9%) (SEO, 1981).

Los nidos ubicados en cuevas y los situados en repisas abiertas orientadas hacia el sur tenían mayor éxito reproductivo. También se ha observado que hay relación entre éxito del nido y distancia entre nidos (López-López et al., 2005). Según un estudio realizado en Guipúzcoa, el número medio de pollos en nidos y los jóvenes que vuelan fue superior en nidos situados en repisas con extraplomo que en nidos situados en plataformas y salientes (Lekuona, 1998).

En zonas donde escasean los roquedos favorables para la nidificación puede anidar en árboles. Se trata de nidos construidos por otras aves. Se citan nidos en alcornoques, encinas, pinos resineros y enebros (Traverso, 2001). De Andrés et al. (1987) citan un intento de nidificación en un nido de buitre negro sobre alcornoque. Se cita un caso de reproducción en un antiguo nido de águila real sobre encina (Fernández-Arroyo y Martínez, 1991). En el sureste de Madrid anida habitualmente en nidos construidos por buitre negro sobre árboles (González et al., 1984; Traverso, 1998). Entre 1977 y 1980 se registraron 8 nidos sobre encina y 4 nidos sobre enebro. Entre 1996 y 2000 se registraron 120 nidos sobre pino resinero (Traverso Martínez, 2005). Se ha citado un nido sobre árbol en el monte de El Pardo (Madrid) (SEO, 1981).

Tamaño de colonia

Especie colonial aunque algunas parejas se reproducen en solitario. El censo de 2008 registró 225 parejas aisladas y 1.560 colonias formadas por 2 a 566 parejas (Del Moral, 2009).

Distancia entre nidos

La distancia entre nidos dentro de la colonia varía entre 4 y 498 m (media= 73 m) (López-López et al., 2005).

Parejas que inician la reproducción

En Pirineos hicieron la puesta el 95,7% de las parejas y en el Prepirineo lo hicieron el 82,5% (Donázar et al., 1988). En León iniciaron la reproducción en 1997 el 86,2% de las parejas (Olea et al., 1999). El porcentaje de parejas que inician la reproducción fue el 79,5% en colonias de Castellón en 2002 (López-López et al., 2004).

Cortejo

La forma más común de cortejo es cuando dos buitres vuelan uno sobre otro de manera sincronizada, estando situado el macho sobre la hembra (Fernández y Fernández, 1974). Esta formación suele durar 60 s y termina cuando se incorporan otros individuos. Estos vuelos de cortejo se incrementan desde mediados de septiembre hasta alcanzar el máximo a mediados de diciembre (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

En el nido se observa acicalamiento del plumaje de la cabeza entre los miembros de la pareja, que dura 114 s de media y la mayoría de las veces es iniciado por el macho (68%) (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

Nido

Ambos sexos contribuyen a la construcción y cuidado del nido (Donázar, 1993).

En Creta los buitres comienzan a aportar material (ramas y hojas, a menudo de plantas aromáticas) al nido en diciembre, de media 32 d antes de la puesta (rango= 17-44 d). Aportan material de media cinco veces al día y durante la construcción del nido siempre permanece un adulto en él. No es raro el robo de material de otros nidos (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

En nidos de Cádiz, la base está formada por ramas de acebuché, algarrobo y lentisco. Sobre esta base se asientan hierbas y hojas. El diámetro medio del nido es 65,3 cm (rango= 50-84 cm), el espesor medio 15 cm y la concavidad 7-12,5 cm (n= 156) (Fernández y Fernández, 1974).

Cópula

Las cópulas tienen lugar entre mediados de octubre y finales de febrero, con un máximo en la primera quincena de enero (Fernández, 1975a). Durante la cópula el macho emite una serie de broncos y ásperos sonidos, en los que pueden predominar tonos muy graves (Fernández, 1973).

Los intentos de cópula duran de media 48 s (rango= 10-420 s) y la duración media de las cloacas yuxtapuestas es de 11,7 s (Xirouchakis y Mylonas, 2007). Según Fernández y Fernández (1974) la duración media de los intentos de cópula es de 31,8 s.

Las parejas de buitre leonado copulan una media de 71,7 veces por puesta, con una media de 1,2 intentos de cópula por día. El incremento gradual de cópulas durante el periodo fértil sugiere que puede haber competición espermática (Margalida y Bertrán, 2010).

Paternidad

El buitre leonado es monógamo, al menos en poblaciones de baja densidad (Le Gouar et al., 2011). Sin embargo, se han observado cópulas extrapareja (Elósegui, 1989). En Creta se ha observado un 3,3% de intentos de cópula y un 4% de cópulas exitosas fuera de la pareja (Xirouchakis y Mylonas, 2007). En relación con lo anterior, el número de intentos de cópula se correlaciona positivamente con el número de vecinos próximos (a menos de 20 m) (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

La frecuencia y duración de las cópulas en la pareja aumentan durante el periodo considerado como fértil, cuando las parejas pasan más tiempo juntas en el nido. Además se observan menos intrusiones territoriales, una respuesta agresiva de las parejas a los intrusos y una elevada presencia de las parejas en los nidos. Aunque los sitios de nidificación están sometidos a una baja exposición a intentos de cópula extra-pareja, la elevada tasa de cópulas es el mecanismo más efectivo para prevenir la relativa incertidumbre de la paternidad en el sistema colonial de reproducción del buitre leonado (Bertrán et al., 2016).

Puesta

La puesta tiene lugar entre noviembre y febrero en Oriente Medio, entre diciembre y marzo en el sur de Europa, entre marzo y abril en el Cáucaso y entre el 25 de diciembre y el 16 de abril en la isla de Creta (Grecia) (Xirouchakis, 2010).

En Guipúzcoa la puesta tiene lugar entre la segunda semana de enero y la segunda de febrero (Lekuona, 1998). En el sur peninsular las puestas tienen lugar entre el 20 de diciembre y el 10 de febrero (Fernández, 1973).

La puesta es de generalmente un huevo, aunque hay puestas dobles (Elósegui, 1989). Se cita un nido en Navarra con una puesta de dos huevos de los que salen adelante dos pollos (Elosegi Onandía y Elosegi Irurtia, 2010).

Según un estudio realizado en las hoces de Riza en 1991-1997, de 1.392 parejas estudiadas, 1.153 hicieron la puesta. De ellas fracasaron 533 puestas y hubo una segunda puesta de reemplazo en 20 casos (3,8%), de las que volaron 3 pollos (Martínez et al., 1998).

Las puestas de reemplazo fueron observadas a los 20-28 días (Fernández y Fernández, 1974).

En una muestra de España (n= 60) el tamaño medio del huevo es de 92 x 70,1 mm (Glutz von Blotzheim et al., 1971). En una muestra de Cádiz el huevo mide 8,99 cm x 6,81 cm de media (rango= 8,26-9,34 x 6,65-7,02 cm) y su peso es 227 g de media (rango= 218-241 g) (n= 127) (Fernández y Fernández, 1974).

Incubación

Durante los 3-5 días que preceden a la puesta la hembra permanece echada en el nido varias horas diarias y a intervalos variables (Fernández, 1977).

La incubación es compartida por los dos sexos, aunque es la hembra la que asume la mayor parte y el macho toma progresivamente un papel más activo (Donázar, 1993).

Cada miembro de la pareja incuba durante 37,4 h de media (rango= 25,6-50,2 h) siendo después relevado (Xirouchakis y Mylonas, 2007). Según Fernández (1977) durante los 10 primeros días el macho solo cubre el huevo durante el 12,6% del tiempo total diurno. Entre los días 11 y 25 los tiempos de incubación son para macho y hembra el 22,7% y 77,3% respectivamente. Entre los días 26 y 50 los tiempos de incubación son para macho y hembra el 42,8% y 57,2% respectivamente. A partir del día 51 los tiempos de incubación son para macho y hembra el 10,5% y 89,5% respectivamente. Hay descansos de 3-5 min en el que el adulto se incorpora y se separa algo para aseo y defecar. La frecuencia de relevos varía desde dos veces al día hasta una cada dos días.

Según Cramp y Simmons (1980) la duración media del periodo de incubación es de 52 días (rango= 48-54). El tiempo medio de incubación examinado en Cádiz es de 58,5 días (Fernández y Fernández, 1974), precisado posteriormente a 56 días (Fernández, 1977). El periodo medio de incubación en la isla de Creta (Grecia) es de 57 ± 4 días (Xirouchakis, 2010).

Los adultos tienen una peor condición física durante el periodo de incubación y mejoran después del nacimiento del pollo (Zuberogoitia et al., 2013).

Cuidado del pollo

Durante los primeros cinco días de vida del pollo la hembra no abandona el nido y permanece sobre el pollo todo el tiempo (Fernández, 1977)

Hasta la edad de 4 semanas el pollo permanece casi constantemente atendido por uno de los adultos. El porcentaje de tiempo que permanece el pollo solo se incrementa con la edad. A la edad de 6-7 semanas, permanece solo por periodos de 30 min de media y a la edad de 10-12 semanas está solo durante 62 min de media. A la edad de 18 semanas el pollo está solo el 65% del tiempo (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

Durante la primera semana de vida el pollo recibe el alimento en el pico. Algunas veces el adulto regurgita el alimento en el nido y el pollo se alimenta allí. A la edad de 8 semanas el pollo se alimenta directamente del adulto. El pollo suele pedir alimento con las alas caídas y las plumas dorsales y escapulares erizadas levantando el cuello y la cabeza hacia el pico del adulto (Fernández, 1977). A menudo el pollo estimula la regurgitación mediante el picoteo del pico del adulto (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

La duración de la estancia del pollo en el nido 110-132 días (Elósegui, 1989).

Estructura y dinámica de poblaciones

Edad de la primera reproducción

Las observaciones realizadas sobre individuos marcados como pollos hasta la madurez indican que hay reproductores adultos que tienen una edad mínima de 5-6 años (Blanco et al., 1997a). También se reproducen individuos de 4 años (Sarrazin et al., 1996). Estos individuos y algunos de 5 años (Blanco y Martínez, 1996) se denominan subadultos y todavía no han adquirido la coloración de adultos (Blanco y Martínez, 1996; Blanco et al., 1997a).

Las hembras se reproducen antes que los machos. En 22 parejas mixtas (adulto y subadultos) observadas, todos los subadultos eran hembras ((Blanco y Martínez, 1996). Los subadultos comienzan la reproducción más tarde y sufren un mayor fracaso reproductivo que los adultos (Martínez et al., 1997).

La distribución de edades de los buitres leonados reproductores no varía entre regiones, según un estudio en el que se compararon colonias de Pirineos, Castilla y León, Extremadura y Cádiz y está formada por mayoritariamente (87% de media) por buitres con plumaje de adulto. El 73% de las parejas eran adultas, el 23% de las parejas fueron mixtas y el 4% fueron subadultas

(Blanco et al., 1997a). En dos colonias de Castellón examinadas en 2002 el porcentaje de parejas formadas por adulto-adulto fue del 24,1%, por lo menos un adulto el 28,6%, adulto-subadulto el 8,9%, por lo menos un subadulto el 4,5% y subadulto-subadulto el 1,8% (López-López et al., 2004).

Parámetros reproductores

Se ha estimado en las poblaciones españolas una productividad del 0,65 en 1989, 0,69 en 1999 y del 0,62 en 2008. El éxito reproductor disminuyó del 0,78 en 1989, al 0,75 en 1999 y 0,67 en 2008 (Del Moral, 2009). Las Tablas 3 y 4 recogen valores de éxito reproductivo y productividad en varias poblaciones españolas.

La productividad es mayor en colonias de 11-30 parejas (0,72) y menor en colonias de más de 90 parejas (0,59) (Arroyo et al., 1990).

Tabla 3. Éxito reproductivo del buitre leonado en poblaciones ibéricas.

	Año	Éxito reproductivo (Pollos/puesta)	Referencia
Castellón	2002	0,83	López-López et al.(2004)
Cordillera Cantábrica		0,84	Arroyo et al. (1990)
León	1997	0,68	Olea et al. (1999)
Prepirineo Navarra	1984	0,88	Donázar et al. (1988)
Pirineo Navarra	1984	0,52	Donázar et al. (1988)
Pirineos		0,77	Arroyo et al. (1990)
Guipúzcoa	1984-1993	0,87	Lekuona (1998)
Hoces del Duratón		0,63-0,68	Palacín et al. (1993)

Tabla 4. Productividad del buitre leonado en poblaciones ibéricas.

Area	Año	Productividad (Pollos/pareja)	Referencia
Euskadi		0,67	Del Moral y Martí (2001)
Guipúzcoa	1984-1993	0,76	Lekuona (1998)
León	1997	0,57	Olea et al. (1999)
Pirineos Navarra	1984	0,5	Donázar et al. (1988)
Prepirineo Navarra	1984	0,75	Donázar et al. (1988)
Castellón	2002	0,66	López-López et al.(2004)
Extremadura		0,67	Del Moral y Martí (2001)
Murcia		0,64	Del Moral y Martí (2001)

La productividad del buitre leonado disminuyó en Navarra entre 1969 y 1994 tanto en hábitats óptimos (nidos antiguos) como subóptimos (nidos nuevos) según aumentó su abundancia (Fernández et al., 1998). La población nidificante en Sierra Salvada (País Vasco) pasó de un éxito reproductivo del 82% en 2001, al 55% en 2006, 41% en 2007, 56% en 2008 y 51% en 2009 (Pérez de Ana, 2009-2010).

En una muestra ibérica de buitres leonados la proporción de sexos era de casi 1 (26 machos: 28 hembras) (Wink et al., 1998).

Supervivencia

Se ha estimado en Grands Causses (Francia) la tasa de supervivencia de adultos en 0.987. La tasa de supervivencia durante los tres primeros años de vida es de 0.858 (Sarrazin et al., 1994).

Un estudio realizado durante 32 años en Grands Causses (Francia) basado en 1.152 individuos marcados ha puesto de manifiesto una tasa de supervivencia de 0.65 durante el primer año de vida. Entre las edades 2 y 27 años las tasas anuales de supervivencia (0.94) son elevadas y estables y hay escasa heterogeneidad entre individuos. A partir de los 28 años de vida comienza la clase de edad de senescencia, en la que disminuye la tasa anual de supervivencia

(0.82). La variación temporal en la supervivencia de aves senescentes se asoció negativamente y de manera marginal con la amplitud de temperaturas durante el invierno y el verano. Hay una mayor variación temporal de las probabilidades anuales de supervivencia en las clases de edad juvenil y senescente (Chantepie et al., 2016).

Longevidad

Puede alcanzar en libertad una longevidad de al menos 35 años (Chantepie et al., 2016).

Estructura de poblaciones

En Riba-Côa (Portugal), utilizando los criterios de edad de Elósegui (1989), se ha estimado mediante observaciones realizadas durante dos meses una estructura basada en 67,9% de adultos (5 años o más), 6,3% de subadultos (3-4 años), 7,6% de inmaduros (1-2 años) y 18,2% de juveniles (menores de un año) (Van Beest et al., 2008). Sin embargo, estos datos deberían ser tomados con cautela por los métodos utilizados.

Interacciones con otras especies

Se producen interacciones entre las especies atraídas por las carroñas. Buitres y jabalíes facilitan el acceso al interior de las carroñas de urracas y milanos. Las carroñeras de menor tamaño atacan a las de mayor tamaño y a su vez las mayores atacan a las más pequeñas aunque hay un patrón jerárquico entre especies basado en el tamaño (Álvarez et al., 1976).

El número de especies total o parcialmente carroñeras de vertebrados observadas en un estudio realizado en carroñas de varios sitios de la Península Ibérica varió entre seis y 17 (*Aegypius monachus*, *Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus*, *Accipiter gentilis*, *Aquila adalberti*, *Aquila chrysaetos*, *Buteo buteo*, *Circus aeruginosus*, *Corvus corax*, *Corvus corone*, *Cyanopica cyanus*, *Garrulus glandarius*, *Milvus milvus*, *Canis lupus*, *Canis lupus familiaris*, *Genetta genetta*, *Herpestes ichneumon*, *Martes sp.*, *Meles meles*, *Sus scrofa*, *Ursus arctos*, *Vulpes vulpes*). La riqueza de especies fue mayor en sitios con especies de buitres (media= 14) que en sitios sin especies de buitres (media= 6,5). La tasa de consumo de carroñas varió entre sitios entre 0,3 kg/h y más de 22,2 kg/h. Los sitios ricos en especies y con presencia de buitres tienen las tasas más altas de consumo, lo que indica mayor competición interespecífica a escala local. Las tasas de consumo eran más bajas cuando los zorros estaban presentes que cuando los buitres leonados estaban presentes, lo que sugiere que la riqueza de especies y en menor medida la presencia de buitres son las variables que incrementan las tasas de consumo. Sin embargo, la proporción de especies que dejaron de consumir carroña fue inferior en los sitios sin buitres. Los efectos negativos de altos niveles de competición por el alimento en algunos sitios se compensan parcialmente por su elevada riqueza de especies. La proporción de especies que dejaron de consumir carroña se estabilizó con una elevada riqueza de especies (Sebastián-González et al., 2016).

El orden de llegada a carroñas de gansos (*Anser anser*) en Doñana fue en primer lugar por milano real (*Milvus milvus*), seguido en orden descendiente por urraca (*Pica pica*), cuervo (*Corvus corax*), aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*), cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*), águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), buitre leonado (*Gyps fulvus*), buitre negro (*Aegypius monachus*), garza real (*Ardea cinerea*), busardo ratonero (*Buteo buteo*) y gaviota sombría (*Larus fuscus*). El buitre leonado, el buitre negro, el cuervo y la urraca comparten las carroñas (Hirald et al., 1991).

El buitre negro es dominante sobre el buitre leonado en las carroñas (Alvarez et al., 1976). Se ha registrado un caso de agresión violenta en el que el buitre negro causó una grave herida en el cuello a un juvenil de buitre leonado (Blanco et al., 1997b).

Un buitre leonado en migración por el estrecho de Gibraltar fue acosado por gaviotas (*Larus michahellis*). El buitre cayó al mar, consiguiendo llegar la costa a nado desde una distancia de 400 m (Cortés, 2009).

El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) muestra comportamiento territorial agresivo con el buitre leonado durante la época de reproducción (Bertrán y Margalida, 2002).

El buitre leonado ocasionalmente ingiere huesos en osarios de quebrantahuesos (Bertrán y Margalida, 1997; Margalida y Beltrán, 2003).

El cuervo (*Corvus corax*) nidifica a veces al lado de nidos de buitre leonado (Fernández y Fernández-Arroyo, 1994).

El buitre leonado usurpa nidos de otras especies; la usurpación de nidos por el buitre leonado está facilitada por sus bajas exigencias a la hora de seleccionar el cortado de cría, su tamaño, abundancia y temprano inicio de la reproducción (Fernández y Donázar, 1993; Margalida y García, 1999). En nidos de rapaces controlados en Navarra, fueron usurpados por el buitre leonado el 2,6% de los nidos de alimoche, el 7,6% de los nidos de águila real, el 39,1% de los nidos de águila perdicera y el 44,4% de los nidos de quebrantahuesos (Fernández y Donázar, 1991, 1993). Margalida (2011) menciona la usurpación de un nido de águila real.

El alimoche ocasionalmente roba alimento a los pollos de buitre leonado (Pascual y Santiago, 1991).

Estrategias antidepredatorias

Los buitres evalúan el riesgo de depredación según la disponibilidad de alimento y su estado de apetito y pueden modificar su comportamiento de precaución a un comportamiento menos precavido. En experimentos de alimentación suplementaria por personas, los buitres redujeron el tiempo de reacción ante la exposición del alimento y la distancia de inicio de la huida desde un día y 250 m a 2,8-19,2 min y 15,2-52,2 m respectivamente (Zuberogoitia et al., 2010).

Los buitres leonados adultos generalmente abandonan el nido ante la llegada de una persona pero algunas hembras permanecen en el nido y la atacan durante su estancia (Fernández, 1977).

El pollo generalmente se aplasta en el nido ante la llegada de una persona. Otra respuesta del pollo es la regurgitación de alimento. Algunos pollos intentan huir y se introducen en grietas. Otros son agresivos y muerden al intruso (Fernández, 1977).

Depredadores

El cuervo (*Corvus corax*) es un depredador potencial de los huevos. Se ha observado el acoso coordinado de cuervos al adulto mientras incubaba. Unos picotean al buitre mientras otros esperan a que se aparte para tener acceso al huevo (Donázar, 1993).

Una pareja de alimoches (*Neophron percnopterus*) rompió un huevo de buitre leonado utilizando piedras y se alimentaron de su contenido (Barcell et al., 2015).

Se ha observado la depredación de un pollo de buitre leonado por zorro (*Vulpes vulpes*) (Catala y Gil-Delgado, 1988).

Parásitos y patógenos

Se citan en España los siguientes:

Apicomplexa: *Babesia moshkovskii* (Merino et al., 2002). Blanco et al. (1998) no encontraron hematozoos en una muestra de 82 buitres leonados.

Mallophaga Amblycera: *Nosopon casteli* (Pérez y Palma, 1998), *Laemobothrion vulturis* (Martín Mateo, 1977, 2002).

Phthiraptera Ischnocera: *Falcolipeurus quadripustulatus* (Martín Mateo et al., 1984), *Aegypocercus trigonoceps* (Martín Mateo, 2009).

Ácaros: *Argas gilcolladoi* (Estrada-Peña et al., 1987).

Se ha detectado *Mycoplasma* sp. en buitres leonados del sur de España (Poveda et al., 1990).

Se ha detectado *Salmonella* sp. (Millán et al., 2004), *Coxiella burnetii* (Astobiza et al., 2011), *Staphylococcus aureus* de tipo ST133 (Porrero et al., 2014), Chlamydiaceae sp. (Ortega et al., 2012) y *Toxoplasma gondii* en buitres leonados ibéricos (Cabezón et al., 2011; Darwich et al., 2012).

Se ha detectado *Salmonella enterica* en un buitre leonado de Cataluña (Molina-López et al., 2015).

En una muestra de buitres leonados de Castellón se aisló *Campylobacter jejuni* en el 1% de los individuos (n= 97). Los buitres leonados pueden ser un factor de riesgo en la transmisión de *Salmonella*, que se aisló en el 52,6% de los individuos (Marín et al., 2014).

La diversidad bacteriana en la faringe y en la cloaca está formada por 26 géneros Gram-negativos y 20 géneros Gram-positivos. Los géneros más abundantes son *Escherichia*, *Enterococcus*, *Staphylococcus*, *Clostridium* y *Lactococcus*. *Escherichia coli* y *Enterococcus faecalis* fueron las especies más comunes. *Staphylococcus* y *Erysipelothrix* se encontraron en la faringe y *Salmonella* y *Corynebacterium* en la cloaca (Vela et al., 2015). Existe también publicada una caracterización de los serotipos de *E. coli* en esta especie (Mora et al., 2014¹).

Se ha identificado *Enterococcus faecium* M3K31 en heces de buitres leonados (Arbulu et al., 2016).

Se ha encontrado en buitres leonados betalactamasas de espectro extendido (ESBL) y betalactamasas tipo AmpC (pAmpC) productoras de *Escherichia coli* (Alcalá et al., 2016).

Se han encontrado lesiones en la cavidad oral de pollos y adultos producidas por levaduras sobre todo del género *Candida* (López-Rull et al., 2015; Blanco. G., en preparación)¹.

Las relaciones entre inmunidad innata y carotenoides pueden cambiar a lo largo de la ontogenia, incluso en especies que carecen de coloraciones basadas en carotenoides. Bajas concentraciones de carotenoides en plasma debidas a una dieta carroñera pueden ser esenciales para el desarrollo y activación del sistema inmune durante el crecimiento. Los pollos de buitre leonado mostraron menor hemólisis, mayor concentración de carotenoides y mayor infección por patógenos que los adultos. La hemólisis se correlacionó negativamente con la concentración de carotenoides solamente en los pollos. Los individuos con mayor infección por patógenos mostraron menor hemaglutinación que los que tenían un menor intensidad de la infección, independientemente de su edad y de su nivel de carotenoides (López-Rull et al., 2015).

Otras contribuciones: 1. Guillermo Blanco. 1-04-2016

Actividad

Dedican en la isla de Creta una media de 7,6 horas por día a buscar alimento, siendo menor el periodo de búsqueda en diciembre (6,4 horas por día) que en junio (9,3 horas por día) (Xirouchakis y Andreou, 2009). La búsqueda de alimento en Pirineos lleva 7-8 h por día (58,3-66,6% del periodo de luz solar medio anual). Dedicar unas dos horas (11,7%) al mantenimiento y cuidado del plumaje, a menudo con las alas abiertas, y el resto (20,8%) al descanso. En invierno dedican 5 h a buscar alimento mientras que en verano aumenta a 9 h (Leconte, 1987). Buscan alimento sobre todo entre las 11 y las 17 h (García-Ripollés et al., 2011).

Dominio vital

En invierno, según datos recogidos en Israel, recorren una distancia media de 35 km por día, mientras que en verano es de 70 km por día. Los buitres hacen a veces (2,5% de los casos) movimientos a larga distancia fuera de su dominio vital (hasta 1.750 km) (Nathan et al., 2012). En un estudio realizado en España las distancias medias recorridas por día varían entre 2,8 y 47,6 km, a una distancia media de 14 km al lugar de descanso (García-Ripollés et al., 2011).

El tamaño medio del dominio vital de los buitres leonados de Grands Causses (Francia) es de 1.272 km² en primavera y 473 km² en invierno (Monsarrat et al., 2013). El tamaño del dominio vital en la isla de Creta varía entre 390 y 1300 km², con un radio medio de 15 km de la colonia (Xirouchakis y Andreou, 2009).

Se ha estimado en España el tamaño medio del dominio vital de individuos no reproductores en 7.419 km² (García-Ripollés et al., 2011).

Muestra comportamiento territorial en el nido y sus alrededores, hasta la distancia de picoteo (Donázar, 1993) o hasta 5 m (Xirouchakis y Mylonas, 2007).

Comportamiento

Ver Biología de la reproducción, Estrategias antidepredatorias y Ecología trófica.

En muchas zonas de la Península Ibérica se observan dormideros comunales de buitre leonado que llegan a concentrar más de un centenar de individuos (Donázar, 1993). Se encuentran en roquedos pero también en árboles (Cramp y Simmons, 1990). En la isla de Creta los buitres se comienzan a reunirse en dormideros durante marzo a junio y alcanzan el máximo entre junio y agosto (Xirouchakis, 2007).

Bibliografía

Abrego, J., Montelio, E., Camina, A. (2007). Description of a bill abnormality in a griffon vulture *Gyps fulvus* in Spain. *Vulture News*, 56: 64.

Acha, A. (1998). Negative impact of wind generators on the Eurasian griffon *Gyps fulvus* in Tarifa, Spain. *Vulture News*, 38: 10-18.

Acha, A., Blanco, G., Ruiz, P., Martínez, F., Doval, G. (1998). A great banquet at a spanish vulture restaurant. Does Europe end at the Pyrenees? *Vulture News*, 39: 34-39.

Alcalá, L., Alonso, C. A., Simón, C., González-Esteban, C., Oros, J., Rezusta, A., Ortega, C., Torres, C. (2016). Wild Birds, Frequent Carriers of Extended-Spectrum beta-Lactamase (ESBL) Producing *Escherichia coli* of CTX-M and SHV-12 Types. *Microbial Ecology*, 72 (4): 861-869.

Alonso, J. A. (1984). Sur les quartiers d'hiver des vautours fauves migrateurs. *Alauda*, 52 (4): 308-309.

Alvarez, F., Arias de Reyna, L., Hiraldo, F. (1976). Interactions among avian scavengers in southern Spain. *Ornis Scandinavica*, 7: 215-226.

Anónimo (1962). *Control de animales dañinos Información estadística*. Años 1953-1961. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Folleto No. 2.

Anónimo (2016). *Banco de datos de anillamiento del remite ICONA – Ministerio de Medio Ambiente. Datos de anillamiento y recuperaciones en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife, ICO, EBD-CSIC y GOB. Madrid. www.anillamientoseo.org

Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Rodrigues Neto, D., Pozo Ortego, I., Gómez Calmaestra, R. (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española frente al cambio climático*. 2. Fauna de vertebrados. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 pp.

Arbulu, S., Frantzen, C., Lohans, C. T., Cintas, L. M., Herranz, C., Holo, H., Diep, D. B., Vederas, J. C., Hernández, P. E. (2016). Draft Genome Sequence of the Bacteriocin-Producing Strain *Enterococcus faecium* M3K31, Isolated from Griffon Vultures (*Gyps fulvus* subsp. *fulvus*). *Genome Announcements*, 4 (2): e00055-16.

Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V. (Eds.) (1990). *II Censo Nacional de buitre leonado (Gyps fulvus): población, distribución, demografía y conservación*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.

Arshad, M., González, J., El-Sayed, A. A., Osborne, T., Wink, M. (2009a). Phylogeny and phylogeography of critically endangered *Gyps* species based on nuclear and mitochondrial markers. *Journal of Ornithology*, 150 (2): 419-430.

- Arshad, M., Pedall, I., González, J., Wink, M., Hatzofe, O., Khan, A. A., Osborne, T. (2009b). Genetic variation of four *Gyps* species (*Gyps bengalensis*, *G. africanus*, *G. indicus* and *G. fulvus*) based on microsatellite analysis. *Journal of Raptor Research*, 43 (3): 227-236.
- Astobiza, I., Barral, M., Ruiz-Fons, F., Barandika, J. F., Gerrickagoitia, X., Hurtado, A., García-Pérez, A. L. (2011). Molecular investigation of the occurrence of *Coxiella burnetii* in wildlife and ticks in an endemic area. *Veterinary Microbiology*, 147 (1-2): 190-194.
- Atienza, J. C., Martín Fierro, I., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J. (2011). *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos* (versión 3.0). SEO/BirdLife, Madrid.
- Barcell, M., Benítez, J. R., Solera, F., Román, B., Donázar, J. A. (2015). Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) uses stone-throwing to break into a Griffon vulture (*Gyps fulvus*) egg. *Journal of Raptor Research*, 49 (4): 521-522.
- Barrios, L., Rodríguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41 (1): 72-81.
- Barrios, L., Rodríguez, A. (2007). Patrones espaciales y temporales de mortalidad de aves en dos parques eólicos del sur de España. Pp. 241-253. En: De Luca, M., Guyonne, F. E., Ferrer, M. (Eds.). *Aves y parques eólicos. Valoración del riesgo y atenuantes*. Quercus, Madrid. 291 pp.
- Bengtsson, K., Hirschfeld, E. (1992). Griffon vulture drowning in sea. *British Birds*, 85 (4): 186.
- Bernis F. (1983) Migration of the common griffon vulture in the western Palearctic. Pp 185-196. En: Wilbur, R., Jackson, J. A. (Eds.). *Vulture biology and management*. University of California Press, Berkeley.
- Berny, P., Vilagines, L., Cugnasse, J. M., Mastain, O., Chollet, J. Y., Joncour, G., Razin, M. (2015). Vigilance Poison: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118: 71-82.
- Bertrán, J., Macià, F. X., Margalida, A. (2016). How do colonial Eurasian Griffon Vultures prevent extra-pair mating? *Peerj*, 4: e1749.
- Bertrán, J., Margalida, A. (1997). Griffon vultures (*Gyps fulvus*) ingesting bones at the ossuaries of bearded vultures (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Raptor Research*, 31 (3): 287-288.
- Bertrán, J., Margalida, A. (2002). Territorial behavior of bearded vultures in response to griffon vultures. *Journal of Field Ornithology*, 73 (1): 86-90.
- Beven, G. (1979). Griffon vulture apparently feeding on beetles. *British Birds*, 72 (7): 336.
- Bildstein, K. L., Bechard, M. J., Farmer, C., Newcomb, L. (2009). Narrow sea crossings present major obstacles to migrating griffon vultures *Gyps fulvus*. *Ibis*, 151 (2): 382-391.
- BirdLife International (2015). *Gyps fulvus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2015.2. <www.iucnredlist.org>.
- Blanco, G., Gajón, A., Doval, G., Martínez, F. (1998). Absence of blood parasites in griffon vultures from Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 34 (3): 640-643.
- Blanco, G., Junza, A., Segarra, D., Barbosa, J., Barrón, D., (2016). Wildlife contamination with fluoroquinolones from livestock: Widespread occurrence of enrofloxacin and marbofloxacin in cultures. *Chemosphere*, 144: 1536-1543.
- Blanco, G., Martínez, F. (1996). Sex difference in breeding age of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*). *Auk*, 113 (1): 247-248.

- Blanco, G., Martínez, F., Traverso, J. M. (1997a). Pair bond and age distribution of breeding griffon vultures *Gyps fulvus* in relation to reproductive status and geographic area in Spain. *Ibis*, 139 (1): 180-183.
- Blanco, G., Traverso, J. M., Marchamalo, J., Martínez, F. (1997b). Interspecific and intraspecific aggression among griffon and cinereous vultures at nesting and foraging sites. *Journal of Raptor Research*, 31 (1): 77-79.
- Bosè, M., Duriez, O., Sarrazin, F. (2012). Intra-specific competition in foraging Griffon Vultures *Gyps fulvus*: 1. Dynamics of group feeding. *Bird Study*, 59 (2): 182-192.
- Bosè, M., Sarrazin, F. (2007). Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon Vultures, *Gyps fulvus*. *Ibis*, 149: 490-501.
- Cabezón, O., García-Bocanegra, I., Molina-López, R., Marco, I., Blanco, J. M., Hofle, U., Margalida, A., Bach-Raich, E., Darwich, L., Echeverría, I., Obón, E., Hernández, M., Lavín, S., Dubey, J. P., Almería, S. (2011). Seropositivity and Risk Factors Associated with *Toxoplasma gondii* Infection in Wild Birds from Spain. *Plos One*, 6 (12): e29549.
- Camiña Cardenal, A. (2002). Observations of feeding Eurasian griffons *Gyps fulvus* in Spain. *Vulture News*, 46: 13-14.
- Camiña, A. (2005). A leucistic or partial albino Eurasian griffon *Gyps fulvus*. *Vulture News*, 52: 34.
- Camiña Cardenal, A., Honrubia Baticón, A., Senosiain, A. (1995). Attacks on livestock by Eurasian griffons in northern Spain. *Journal of Raptor Research*, 29 (3): 214.
- Camiña, A., Montelio, E. (2006). Griffon vulture *Gyps fulvus* food shortages in the Ebro Valley (NE Spain) caused by regulations against bovine spongiform encephalopathy (BSE). *Acta Ornithologica*, 41 (1): 7-13.
- Camiña, A., Palomo, R., Torres, J. C. (2002). Observation of cannibalism in Eurasian griffons *Gyps fulvus* in Spain. *Vulture News*, 47: 25-26.
- Camiña, A., Yosef, R. (2012). Effect of European Union BSE-related enactments on fledgling Eurasian Griffons *Gyps fulvus*. *Acta Ornithologica*, 47 (2): 101-109.
- Cano, C., de la Bodega, D., Ayerza, P., Mínguez, E. (2016). *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2013)*. WWF y SEO/BirdLife, Madrid. 48 pp.
- Carneiro, M., Colaco, B., Brandao, R., Azorin, B., Nicolas, O., Colaco, J., Pires, M. J., Agusti, S., Casas-Díaz, E., Lavín, S., Oliveira, P. A. (2015). Assessment of the exposure to heavy metals in Griffon vultures (*Gyps fulvus*) from the Iberian Peninsula. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113: 295-301.
- Carneiro, M. A., Oliveira, P. A., Brandao, R., Nicolás Francisco, O., Velarde, R., Lavín, S., Colaco, B. (2016). Lead Poisoning Due to Lead-Pellet Ingestion in Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) From the Iberian Peninsula. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 30 (3):274-279.
- Casas-Díaz, E., Cristofol, C., Cuenca, R., Agusti, S., Carneiro, M., Marco, I., Lavín, S., Margalida, A. (2016). Determination of fluoroquinolone antibiotic residues in the plasma of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus*) in Spain. *Science of the Total Environment*, 557: 620-626.
- Catala, M. C., Gil-Delgado, J. A. (1988). Predación de zorro (*Vulpes vulpes*) sobre un pollo de buitre leonado (*Gyps fulvus*). *Doñana Acta Vertebrata*, 15 (2): 245-247.
- Chantepie, S., Teplitsky, C., Pavard, S., Sarrazin, F., Descaves, B., Lecuyer, P., Robert, A. (2016). Age-related variation and temporal patterns in the survival of a long-lived scavenger. *Oikos*, 125 (2): 167-178.

- Colomer, M. A., Margalida, A., Sanuy, D., Pérez-Jiménez, M. J. (2011). A bio-inspired computing model as a new tool for modeling ecosystems: The avian scavengers as a case study. *Ecological Modelling*, 222 (1): 33-47.
- Cortés, J. (2009). A migrant griffon vulture *Gyps fulvus* swims to Spain. *Gibraltar Bird Report*, 9: 48-49.
- Cortés-Avizanda, A., Blanco, G., DeVault, T., Markandya, A., Virani, M. Z., Brandt, J., Donázar, J. A. (2016). Supplementary feeding and endangered avian scavengers: benefits, caveats, and controversies. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (4): 191-199.
- Cortés-Avizanda, A., Carrete, M., Donázar, J. A. (2010). Managing supplementary feeding for avian scavengers: Guidelines for optimal design using ecological criteria. *Biological Conservation*, 143 (7): 1707-1715.
- Cortés-Avizanda, A., Jovani, R., Donázar, J. A., Grimm, V. (2014). Bird sky networks: How do avian scavengers use social information to find carrion? *Ecology*, 95 (7): 1799-1808.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (Eds.) (1980). *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic*. Volume II. Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford.
- Darwich, L., Cabezón, O., Echeverría, I., Pabón, M., Marco, I., Molina-López, R., Alarcia-Alejos, O., López-Gatius, F., Lavín, S., Almería, S. (2012). Presence of *Toxoplasma gondii* and *Neospora caninum* DNA in the brain of wild birds. *Veterinary Parasitology*, 183 (3-4): 377-381.
- De Andrés, A. J., Barrera, M., González-Daimiel, J., Pereira, J. F. (1987). Noticiario ornitológico. Intento de nidificación en árbol en Sierra Morena. *Ardeola*, 34 (2): 281.
- De Juana, E., Garcia, E. (2015). *The Birds of the Iberian Peninsula*. Christopher Helm, London. 688 pp.
- De Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M. J., Muñoz, A. R. (2012). Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biological Conservation*, 147 (1): 184-189.
- De Lucas, M., Janss, G. F. E., Whitfield, D. P., Ferrer, M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45 (6): 1695-1703.
- Del Moral, J. C. (2009). *El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. Seguimiento de aves, 30. Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 212 pp.
- Del Moral, J. C. (2012). Buitre leonado. *Gyps fulvus*. Pp. 170-171. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
- Del Moral, J. C., Martí, R. (Eds.) (2001). *El buitre leonado en la península ibérica*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Donázar, J. A. (1987). Apparent increase in a griffin vulture (*Gyps fulvus*) population in Spain. *Raptor Research*, 21 (2): 75-77.
- Donázar, J. A. (1993). *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J. M. Reyero, Madrid. 256 pp.
- Donázar, J. A. (1997). La falsa polémica sobre el buitre leonado. Carroñeros o predadores? *Quercus*, 136: 16-17.
- Donázar, J. A. (1997b). Buitre leonado. *Gyps fulvus*. Pp. 100-101. En: Purroy, F. J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions, Barcelona. 580 pp.
- Donázar Sancho, J. A., Ceballos Ruiz, O., Fernández León, C. (1989). Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. Pp. 545-552. En:

Meyburg, B. U., Chancellor, R. D. (Eds.). *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin, London & Paris.

Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Carrete, M. (2010). Dietary shifts in two vultures after the demise of supplementary feeding stations: consequences of the EU sanitary legislation. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 613-621.

Donázar, J. A., Elósegui, J., Senosiain, A. (1988). Éxito reproductor del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra. *Doñana Acta Vertebrata*, 15: 187-192.

Donázar, J. A., Fernández, C. (1990). Population trends of the griffon vulture *Gyps fulvus* in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conservation*, 53 (2): 83-91.

Duriez, O., Eliotout, B., Sarrazin, F. (2011). Age identification of Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus* in the field. *Ringling & Migration*, 26: 24-30.

Duriez, O., Herman, S., Sarrazin, F. (2012). Intra-specific competition in foraging Griffon Vultures *Gyps fulvus*: 2. The influence of supplementary feeding Management. *Bird Study*, 59 (2): 193-206.

El Khamlichi, R., Amezian, M., (1), El Haoua, M. K., Bergier, P. (2015). La importancia del Yebel Musa, Marruecos, en la conservación de especies *amenazadas de Buitres durante sus movimientos por el área del Estrecho de Gibraltar*. *Go-South Bulletin*, 12: 61-77.

El Khamlichi, R., Ramírez Román, J. (2015). Plus de 3500 Vautours fauves migrent au Jbel Moussa, record pour l'espece au Maroc. *Go-South Bulletin*, 12: 107-108.

Elosegi Onandia, I., Elosegi Iruiria, M. M. (2010). Two chickens griffon vulture nest in Baztanen (Navarre). *Munibe* (Ciencias Naturales - Natur Zientziak), 58: 261-266.

Elósegui, I. (1989). Vautour fauve (*Gyps fulvus*), Gypaete barbu (*Gypaetus barbatus*), Percnoptere d'Egypte (*Neophron percnopterus*): Synthèse bibliographique et recherches. *Acta Biologica Montana*. Serie documents de travail 3.

Elósegui, J., Elósegui, R. (1977). Desplazamientos de buitres comunes pirenaicos. *Munibe*, 29: 97-104.

Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., Maria-Mojica, P., García-Fernández, A. J. (2014). Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Environmental Research*, 129: 59-68.

Estrada-Peña, A., Lucientes, J., Sánchez, C. (1987). *Argas (Persicargas) gilcolladoi* n. sp. (Acarina: Argasidae): a parasite of the griffon vulture, *Gyps fulvus*, in Spain. *Journal of Parasitology*, 73 (4): 824-828.

Fernández y Fernández-Arroyo, F. J. (1994). Common ravens nesting beside griffon vultures. *British Birds*, 87 (1): 42.

Fernández, F. J. (1998). Buitres leonados (*Gyps fulvus*) comiendo plantas. *El Escribano*, 17: 2-6.

Fernández-Arroyo, F., Martínez, F. (1991). Buitre leonado (*Gyps fulvus*). *Alytes*, 5: 236.

Fernández, C., Azkona, P., Donázar, J. A. (1998). Density-dependent effects on productivity in the griffon vulture *Gyps fulvus*: the role of interference and habitat heterogeneity. *Ibis*, 140 (1): 64-69.

Fernández, C., Donázar, J. A. (1991). Griffon vultures *Gyps fulvus* occupying eyries of other cliff nesting raptors. *Bird Study*, 38 (1): 42-44.

Fernández, C., Donázar, J. A. (1993). Usurpación de nidos de otras rapaces rupícolas por los buitres leonados. *Quercus*, 91: 10-12.

Fernández, J. A. (1973). Sobre la reproducción en el buitre leonado. *Vida Silvestre*, 5: 20-26.

- Fernández, J. A. (1975a). Distribución y frecuencia de la cópula del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en el sur de España. *Doñana Acta Vertebrata*, 2 (2): 193-199.
- Fernández, J. A. (1975b). Consideraciones sobre el régimen alimenticio de *Gyps fulvus*. *Ardeola*, 21: 209-217.
- Fernández, J. A. (1977). Comportamiento del buitre leonado (*Gyps f. fulvus*) en nido. *Ardeola*, 22: 29-54.
- Fernández, J. A., Fernández, L. (1974). Sobre sexo, mecanismos y proceso de reproducción en el buitre leonado (*Gyps fulvus*). *Doñana Acta Vertebrata*, 1 (2): 193-199.
- Ferrer, M., De la Riva, M., Castroviejo, J. (1991). Electrocution of raptors on power lines in southwestern Spain. *Journal of Field Ornithology*, 62 (2): 181-190.
- Ferrer, M., de Lucas, M., Janss, G. F. E., Casado, E., Muñoz, A. R., Bechard, M. J., Calabuig, C. P. (2012). Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 49 (1): 38-46.
- García-Fernández, A. J., Martínez- López, E., Romero, D., María-Mojica, P., Godino, A., Jiménez, P. (2005). High levels of blood lead in griffon vultures (*Gyps fulvus*) from Cazorla Natural Park (southern Spain). *Environmental Toxicology*, 20 (4): 459-463.
- García Ferré, D., Marco, X. (1983). Voltor comú. *Gyps fulvus*. Pp. 60-61. En: Muntaner, J., Ferrer, X., Martínez-Vilalta, A. (Eds.). *Atlas dels ocells nidificants de catalunya i Andorra*. Ketres, Barcelona. 322 pp.
- García-Ferré, D., Margalida, A., Borau, A., Beneyto, A., Expósito, C., Jiménez, X. (2004). Voltor comú. *Gyps fulvus*. Pp. 162-163. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. Herrando, S. (Eds.). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. ICO - Lynx Editions, Barcelona. 638 pp.
- García-Ferré, D., Margalida, A., Mestre-Querol, J., Baiges, C. (2011). Voltor comú. *Gyps fulvus*. Pp. 208-209. En: Herrando, S., Brotons, L., Estrada, J., Guallar, S., Anton, M. (Eds.). *Atlas dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009*. Institut Català d'Ornitologia/Lynx Ediciona, Barcelona. 645 pp.
- García-Ripollés, C., López-López, P. (2011). Integrating effects of supplementary feeding, poisoning, pollutant ingestion and wind farms of two vulture species in Spain using a population viability analysis. *Journal of Ornithology*, 152 (4): 879-888.
- García-Ripollés, C., López-López, P., García-López, F., Aguilar, J. M., Verdejo, J. (2005). Modelling nesting habitat preferences of Eurasian Griffon Vulture *Gyps fulvus* in eastern Iberian Peninsula. *Ardeola*, 52 (2): 287-304.
- García-Ripollés, C., López-López, P., Urios, V. (2011). Ranging behaviour of non-breeding Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus*: a GPS-telemetry study. *Acta Ornithologica*, 46 (2): 127-134.
- Garrido, J. R., Camiña, A., Guinda, M. A., Egea, M., Mouati, M., Godino, A., Paz de la Rocha, J. L. (2005). Absence of the Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*) in Northern Morocco. *Journal of Raptor Research*, 39 (1): 70-74.
- Garrido, J. R., Sarasa, C. G., Fernández-Cruz, M. (2002). Rubbish dumps as key habitats for migration and wintering in the griffon vulture (*Gyps fulvus*) at a migratory bottleneck: implications for conservation. Pp. 143-151. En: Yosef, R., Miller, M., Pepler, D. (Eds.). *Raptors in the new millennium: proceedings of the World Conference on Birds of Prey & Owls. Raptors 2000: joint meeting of the: Raptor Research Foundation, World Working Group on Birds of Prey*. International Birding & Research Center, Eilat.
- Garriga i Mari, E. (2009). Invasio de les Illes per voltors forasters. *Es Busqueret*, 18: 37-43.
- Gavashelishvili, A., McGrady, M. J. (2006). Breeding site selection by bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) and Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*) in the Caucasus. *Animal Conservation*, 9: 159-170.

Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E. (1971). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 4. Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

González Morales, J. L. (1969). Una colonia de *Gyps fulvus* en la costa cantábrica. *Ardeola*, 15: 128.

González, L. M., González, J. L., Llandres, C. (1984). Tree-nesting colony of griffon vultures in Spain. *Vulture News*, 11: 12-13.

Green, R. E., Donazar, J. A., Sánchez-Zapata, J. A., Margalida, A. (2016). Potential threat to Eurasian griffon vultures in Spain from veterinary use of the drug diclofenac. *Journal of Applied Ecology*, 53 (4): 993-1003.

Griesinger, J. (1998). Juvenile dispersion and migration among Griffon Vultures *Gyps fulvus* in Spain. Pp. 613-621. En: Chancellor, R. D., Meyburf, B. U., Ferrero, J. J. (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. ADENEX- WWGBP. Mérida & Berlin. 680 pp.

Guil, F., Fernández-Olalla, M., Moreno-Opo, R., Mosqueda, I., Gómez, M. E., Aranda, A., Arredondo, A., Guzmán, J., Oria, J., González, L. M., Margalida, A. (2011). Minimising Mortality in Endangered Raptors Due to Power Lines: The Importance of Spatial Aggregation to Optimize the Application of Mitigation Measures. *Plos One*, 6 (11): e28212.

Guzmán, J., Castaño, J. P. (1998). Electrocutación de rapaces en líneas eléctricas de distribución en Sierra Morena oriental y Campo de Montiel. *Ardeola*, 45 (2): 161-169.

Harel, R., Duriez, O., Spiegel, O., Fluhr, J., Horvitz, N., Getz, W. M., Bouten, W., Sarrazin, F., Hatzofe, O., Nathan, R. (2016). Decision-making by a soaring bird: time, energy and risk considerations at different spatio-temporal scales. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 371 (1704): 20150397.

Harel, R., Horvitz, N., Nathan, R. (2016). Adult vultures outperform juveniles in challenging thermal soaring conditions. *Scientific Reports*, 6: 27865.

Hernando, J. (1998). Vultures eat during the night. *Vulture News*, 39: 40-41.

Herrero, F., Beltrán, D., Camiña, A. (2011). An albino Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Spain. *Vulture News*, 61: 33-34.

Hiraldó, F. (1977). Relaciones entre morfología, ecología y distribución de los buitres del Viejo Mundo. Pp. 753-757. En: *Actas I Reunión Iberoamericana de Zoología de Vertebrados*. La Rábida.

Hiraldó, F., Blanco, J. C., Bustamante, J. (1991). Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study*, 38: 200-207.

Johnson, J. A., Lerner, H. R. L., Rasmussen, P. C., Mindell, D. P. (2006). Systematics within *Gyps* vultures: a clade at risk. *BMC Evolutionary Biology*, 6: 65.

König, C. (1974). Zum verhalten spanischer Geier an Kadavern. *Journal für Ornithologie*, 115: 289-320.

Le Gouar, P., Robert, A., Choisy, J. P., Henriquet, S., Lecuyer, P., Tessier, C., Sarrazin, F. (2008). Roles of survival and dispersal in reintroduction success of griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Ecological Applications*, 18 (4): 859-872.

Le Gouar, P., Sulawa, J., Henriquet, S., Tessier, C., Sarrazin, F. (2011). Low evidence for extra-pair fertilizations in two reintroduced populations of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). *Journal of Ornithology*, 152 (2): 359-364.

Leconte, M. (1977). Étude de la reproduction du vautour fauve dans les Pyrénées occidentales. *Le Courbageot*, 4: 8-19.

Lekuona, J. M. (1998). Fenología y parámetros reproductores del Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en una colonia de Guipúzcoa (N España) (1984-1993). *Miscellanea Zoologica*, 21 (1): 53-59.

- López-López, P., García-Ripollés, C., Verdejo, J. (2004). Population status and reproductive performance of Eurasian griffons (*Gyps fulvus*) in eastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 38 (4): 350-356.
- López-Rull, I., Hornero-Méndez, D., Frías, O., Blanco, G. (2015). Age-Related Relationships between Innate Immunity and Plasma Carotenoids in an Obligate Avian Scavenger. *Plos One*, 10 (11): e0141759.
- Madroño, A., González, C., Atienza, J. C. (Eds.) (2004). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SEO/Birdlife, Madrid.
- Margalida, A. (1997). Consumición de pequeños cadáveres por parte de buitres leonados *Gyps fulvus* en Cataluña (NE España). *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 14: 55-57.
- Margalida, A. (2011). Quebrantahuesos – *Gypaetus barbatus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Bautista, L. M. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Margalida, A. (2016). Stop vultures from striking aircraft. *Nature*, 536 (7616): 274.
- Margalida, A., Bertran, J. (2003). Interspecific and intraspecific kleptoparasitic interactions of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) at nesting areas. *Journal of Raptor Research*, 37 (2): 157-160.
- Margalida, A., Bertrán, J. (2010). Copulatory behaviour in the colonial Eurasian griffon vulture *Gyps fulvus*. *Journal of Ethology*, 28 (1): 179-182.
- Margalida, A., Campion, D., Donazar, J. A. (2014). Vultures vs livestock: conservation relationships in an emerging conflict between humans and wildlife. *Oryx*, 48 (2): 172-176.
- Margalida, A., Colomer, M. A. (2012). Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Scientific Reports*, 2: 753.
- Margalida, A., Colomer, M. A., Sanuy, D. (2011). Can Wild Ungulate Carcasses Provide Enough Biomass to Maintain Avian Scavenger Populations? An Empirical Assessment Using a Bio-Inspired Computational Model. *Plos One*, 6 (5): e20248.
- Margalida, A., García, D. (1999). Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study*, 46 (2): 224-229.
- Margalida, A., García, D., Cortés-Avizanda, A. (2007). Factors influencing the breeding density of bearded vultures, Egyptian vultures and Eurasian griffon vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30 (2): 189-200.
- Marín, C., Palomeque, M. D., Marco-Jiménez, F., Vega, S. (2014). Wild Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) as a Source of *Salmonella* and *Campylobacter* in Eastern Spain. *PLOS ONE*, 9 (4): e94191.
- Martí, R. (2003). Buitre leonado. *Gyps fulvus*. Pp. 168-169. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Martín Mateo, M. P. (1977). Primera cita para España de *Laemobothrion vulturis* (F., 1775) encontrado sobre *Gyps fulvus* (Habl.) (Malloph. Laemobothriidae). *Graellsia*, 33: 221-226.
- Martín Mateo, M. P. (2002). *Mallophaga Amblycera*. En: Ramos, M. A. et al. (Eds.). Fauna Iberica. Vol. 20. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
- Martín Mateo, M. P. (2009). *Phthiraptera Ischnocera*. En: Ramos, M. A. et al. (Eds.). Fauna Iberica. Vol. 32. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.

Martín Mateo, M. P., Aguirre, J. M., Gallego, J., Colom, L. (1984). Malófagos de rapaces españolas. 1. Estudio de especies de *Falcolipeurus* Bedford 1931 de Aegypidae. *Eos*, 60: 87-100.

Martin, G. R., Portugal, S., Murn, C. P. (2012). Visual fields, foraging and collision vulnerability in *Gyps* cultures. *Ibis*, 154 (3): 626-631.

Martínez de Lecea, F., Hernando, A., Illana, A., Echegaray, J. (2011). Cannibalism in Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus*. *Ardea*, 99 (2): 240-242.

Martínez, F., Blanco, G., Rodríguez, R. F. (1998). Rate, timing and success of clutch replacement by colonial griffon vultures *Gyps fulvus*. *Ornis Fennica*, 75 (3): 145-148.

Martínez, F., Rodríguez, R. F., Blanco, G. (1997). Effects of monitoring frequency on estimates of abundance, age distribution, and productivity of colonial Griffon vultures. *Journal of Field Ornithology*, 68 (3): 392-399.

Martínez-Abrain, A., Tavecchia, G., Regan, H. M., Jiménez, J., Surroca, M., Oro, D. (2012). Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, 49 (1): 109-117.

Mateo, R. (2009). Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries. Pp. 71-98. En: Watson, R. T., Fuller, M., Pokras, M., Hunt, G. (Eds.). *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*. Proceedings of the conference, 12-15 May 2008, Boise State University, Idaho. Peregrine Fund, Boise.

Mateo, R., Taggart, M., Meharg, A. A. (2003). Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environmental Pollution*, 126 (1): 107-114.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. P. (2010). When hunting benefits raptors: a case study of game species and vultures. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (4): 519-528.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. P. (2011). The importance of social information in breeding site selection increases with population size in the Eurasian Griffon Vulture *Gyps fulvus*. *Ibis*, 153 (4): 832-845.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. P., Jiménez-Moreno, M., Camarero, P. R., Sánchez-Barbudo, I. S., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Mateo, R. (2016). Mapping the spatio-temporal risk of lead exposure in apex species for more effective mitigation. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 283 (1835): 20160662.

Mendel, H. (1987). Stomatod eines Gansegeiers (*Gyps fulvus*). *Ornithologische Mitteilungen*, 39 (5): 125.

Merino, S., Peirce, M. A., Fernández, M., Lanzarot, P. (2002). Redescription of *Babesia moshkovskii* (Schurenkova) from the griffon vulture *Gyps fulvus* (Hablizl). *Journal of Natural History*, 36 (14): 1635-1638.

Millán, J., Aduriz, G., Moreno, B., Juste, R. A., Barral, M. (2004). Salmonella isolates from wild birds and mammals in the Basque Country (Spain). *Revue Scientifique et Technique Office International des Epizooties*, 23 (3): 905-911.

Moleón, M., Bautista, J., Garrido, J. R., Martín-Jaramillo, J., Avila, E., Madero, A. (2007). La corrección de tendidos eléctricos en áreas de dispersión de águila-azor perdicera: efectos potenciales positivos sobre la comunidad de aves rapaces. *Ardeola*, 54 (2): 319-325.

Molina-López, R. A., Vidal, A., Obón, E., Martín, M., Darwich, L. (2015). Multidrug-resistant *Salmonella enterica* Serovar Typhimurium Monophasic Variant 4,12:i:- Isolated from Asymptomatic Wildlife in a Catalonian Wildlife Rehabilitation Center, Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 51 (3): 759-763.

Monsarrat, S., Benhamou, S., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C., Bouten, W., Duriez, O. (2013). How Predictability of Feeding Patches Affects Home Range and Foraging Habitat Selection in Avian Social Scavengers? *Plos One*, 8 (1): e53077.

- Mora, A., Ortega, N., García, E., Susana Viso, S., Candela, M. G., Dahbi, G., Cuello, F., Caro, M. R. (2014). First Characterization of *Escherichia coli* Strains Isolated from Wildlife Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in the Southeast of Spain. *Open Journal of Veterinary Medicine*, 4: 329-333.
- Moreno-Opo, R., Margalida, A., García, F., Arredondo, A., Rodríguez, C., González, L. M. (2012). Linking sanitary and ecological requirements in the management of avian scavengers: effectiveness of fencing against mammals in supplementary feeding sites. *Biodiversity and Conservation*, 21 (7): 1673-1685.
- Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Arredondo, A., González, L. M., Margalida, A. (2015). Manipulating size, amount and appearance of food inputs to optimize supplementary feeding programs for European cultures. *Biological Conservation*, 181: 27-35.
- Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Margalida, A. (2015). Optimization of supplementary feeding programs for European vultures depends on environmental and management factors. *Ecosphere*, 6 (7): 127.
- Muntaner, J. (2012). El voltor lleonat, nova especie nidificant a les Balears. *Es Busqueret*, 30: 8-12.
- Nathan, R., Spiegel, O., Fortmann-Roe, S., Harel, R., Wikelski, M., Getz, W. M. (2012). Using tri-axial acceleration data to identify behavioral modes of free-ranging animals: general concepts and tools illustrated for griffon cultures. *Journal of Experimental Biology*, 215 (6): 986-996.
- Noguera, J. C., Pérez, I., Mínguez, E. (2010). Impact of terrestrial wind farms on diurnal raptors: developing a spatial vulnerability index and potential vulnerability maps. *Ardeola*, 57 (1): 41-53.
- Olea, P. P., García, J., Falagán, J. (1999). Expansión del buitre leonado *Gyps fulvus*: tamaño de la población y parámetros reproductores en un área de reciente colonización. *Ardeola*, 46 (1): 81-88.
- Olea, P. P., Mateo-Tomás, P. (2009). The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: the case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142 (8): 1844-1853.
- Ortega, N., Apaza, D., González, F., Salinas, J., Caro, M. R. (2012). Occurrence of Chlamydiaceae in non-symptomatic free-living raptors in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (1): 351-355.
- Palau Soler, F. J. (1960). Notas ornitológicas del nor-este de España (con algunos datos de Levante). *Ardeola*, 6 (1): 221-234.
- Palomo, R., Camiña, A., Coletto, J. (2005). An abnormal beak in a Eurasian griffon *Gyps fulvus*. *Vulture News*, 52: 35.
- Parra, J., Tellería, J. L. (2004). The increase in the Spanish population of griffon vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International*, 14 (1): 33-41.
- Pascual, J., Santiago, J. M. (1991). Egyptian vultures steal food from nestling griffon vultures. *Journal of Raptor Research*, 25 (3): 96-97.
- Pascual Stevens, D., García, E., Álvarez Laó, C. M. (2014). *Gyps fulvus*. Pp. 172-175. En: García, E., García-Rovés, P., Vigil Morán, A., Alonso Cuetos, L. M., Fernández Pajuelo, M. A., Silva González, G., Pascual Stevens, D., Álvarez, D. (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes de Asturias (1990-2010)*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies, Avilés. 629 pp.
- Pérez de Ana, J. M. (2009-2010). Evolución de la población nidificante de buitre leonado (*Gyps fulvus*) y su éxito reproductor en Sierra Salvada (País Vasco) entre los años 1997 y 2009. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Alava*, 23: 145-153.

Pérez, J. M., Palma, R. L. (1998). First records of species of the genus *Nosopon* Hopkins, 1950 (Phthiraptera: Menoponidae) in Spain. *Research and Reviews in Parasitology*, 58 (2): 145-148.

Pérez-García, J. M., Botella, F., Sánchez-Zapata, J. A., Moleón, M. (2011). Conserving outside protected areas: Edge effects and avian electrocutions on the periphery of Special Protection Areas. *Bird Conservation International*, 21: 296-302.

PMVC. (2003). *Mortalidad de vertebrados en carreteras*. Documento técnico de conservación nº 4. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV). Madrid. 350 pp.

Polo, F. J., Celdrán, J. F., Peinado, V. I., Viscor, G., Palomeque, J. (1992). Hematological values for four species of birds of prey. *Condor*, 94 (4): 1007-1013.

Porrero, M. C., Mentaberre, G., Sánchez, S., Fernández-Llario, P., Casas-Díaz, E., Mateos, A., Vidal, D., Lavin, S., Fernández-Garayzabal, J. F., Domínguez, L. (2014). Carriage of *Staphylococcus aureus* by Free-Living Wild Animals in Spain. *Applied and Environmental Microbiology*, 80 (16): 4865-4870.

Poveda, J. B., Carranza, J., Miranda, A., Garrido, A., Hermoso, M., Fernández, A., Domenech, J. (1990). An epizootiological study of avian mycoplasmas in southern Spain. *Avian Pathology*, 19 (4): 627-633.

Rodríguez-Ramos, J., Gutiérrez, V., Hofle, U., Mateo, R., Monsalve, L., Crespo, E., Blanco, J. M. (2009). Lead in griffon and cinereous vultures in central Spain: correlations between clinical signs and blood lead levels. Pp. 235-236. En: Watson, R. T., Fuller, M., Pokras, M., Hunt, G. (Eds.). *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans*. Proceedings of the conference, 12-15 May 2008, Boise State University, Idaho. Peregrine Fund, Boise.

Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J. L., Danchin, E. (1996). Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis*, 138 (2): 315-325.

Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J. L., Danchin, E., Clobert, J. (1994). High survival estimates of Griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *Auk*, 111 (4): 853-862.

Sebastián-González, E., Moleón, M., Gibert, J. P., Botella, F., Mateo-Tomás, P., Olea, P. P., Guimaraes, P. R., Jr., Sánchez-Zapata, J. A. (2016). Nested species-rich networks of scavenging vertebrates support high levels of interspecific competition. *Ecology*, 97 (1): 95-105.

SCV (1996). *Mortalidad de vertebrados en líneas de ferrocarril*. Documentos Técnicos de Conservación SCV, nº 1. Majadahonda. 23 pp.

Seguí Llopis, A., Seguí Romà, A. (2015). Buitre leonado (*Gyps fulvus*). Pp. 140-141. En: López Iborra, G., Bañuls Patiño, A., Zaragoza Llenes, A., Sala Bernabeu, J., Izquierdo Rosique, A., Martínez Pérez, J. E., Ramos Sánchez, J., Bañuls Patiño, D., Arroyo Morcillo, S., Sánchez zapata, J. A., Campos Roig, B., Reig Ferrer, A. (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante*. Publicaciones de la Universitat d'Alacant – SEO/Alicante, Alicante. 543 pp.

SEO (1981). Primer censo de buitreras (1979). *Ardeola*, 26-27: 165-312.

Slotta-Bachmayr, L., Bögel, R., Camiña Cardenal, A. (2004). *The Eurasian Griffon Vulture (Gyps fulvus) in Europe and the Mediterranean*. East-European/Mediterranean Griffon Vulture Workin Group, Salzburg y Madrid. 101 pp.

Spiegel, O., Harel, R., Getz, W. M., Nathan, R. (2013). Mixed strategies of griffon vultures' (*Gyps fulvus*) response to food deprivation lead to a hump-shaped movement pattern. *Movement Ecology*, 1: 5.

Tellería, J. L. (2009). Overlap between wind power plants and griffon vultures *Gyps fulvus* in Spain. *Bird Study*, 56 (2): 268-271.

Terrasse, J. F., Terrasse, M. (1974). Comportement de quelques Rapaces nécrophages dans les Pyrénées. *Nos Oiseaux*, 356: 289-299.

- Terrasse, M. (2006). The movements of griffon vulture in France and Europe. *Ornithos*, 13 (5): 273-299.
- Traverso, J. M. (1998). Eurasian Griffon *Gyps fulvus* nesting on pine trees. *Vulture News*, 39: 25-26.
- Traverso, J. M. (2001). Buitre leonado. Nidificaciones sobre árbol en España. *Quercus*, 180: 23-25.
- Traverso Martínez, J. M. (2005). Nidificaciones en árbol de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en la Comunidad de Madrid. Pp. 59-63. En: López-Palacios Villaverde, J. A. (Coord.). *III Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras. Guadalajara 28 abril a 1 de mayo de 2000*. Ecologistas en Acción, Guadalajara. 124 pp.
- Valverde, J. A. (1959). Moyens d'expression et hiérarchie sociale chez le vautour fauve *Gyps fulvus* (Hablizl). *Alauda*, 27: 1-15.
- Van Beest, F, van den Bremer, L., de Boer, W. F., Heitkönig, I. M. A., Monteiro, A. E. (2008). Population dynamics and spatial distribution of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in Portugal. *Bird Conservation International*, 18: 102-117.
- Vela, A. I., Casas-Díaz, E., Fernández-Garayzabal, J. F., Serrano, E., Agustí, S., Porrero, M. C., Sánchez del Rey, V., Marco, I., Lavin, S., Domínguez, L. (2015). Estimation of Cultivable Bacterial Diversity in the Cloacae and Pharynx in Eurasian Griffon Vultures (*Gyps fulvus*). *Microbial Ecology*, 69 (3): 597-607.
- Wink, M., Sauer-Gurth, H., Martínez, F., Doval, G., Blanco, G., Hatzofe, O. (1998). The use of (GACA)₄ PCR to sex Old World vultures (Aves: Accipitridae). *Molecular Ecology*, 7 (6): 779-782.
- Xirouchakis, S. M. (2007). Seasonal and daily activity pattern in Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) colonies on the island of Crete (Greece). *Ornis Fennica*, 84 (1): 39-46.
- Xirouchakis, S. M. (2010) Breeding biology and reproductive performance of Griffon Vultures *Gyps fulvus* on the island of Crete (Greece), *Bird Study*, 57 (2): 213-225.
- Xirouchakis, S., Andreou, G. (2009). Foraging behaviour and flight characteristics of Eurasian griffons *Gyps fulvus* in the island of Crete, Greece. *Wildlife Biology*, 15 (1): 37-52.
- Xirouchakis, S. M., Mylonas, M. (2007). Breeding behaviour and parental care in the Griffon vulture *Gyps fulvus* on the island of Crete (Greece). *Ethology Ecology & Evolution*, 19 (1): 1-26.
- Xirouchakis, S., Poulakakisi, N. (2008). Biometrics, sexual dimorphism and gender determination of Griffon Vultures *Gyps fulvus* from Crete. *Ardea*, 96 (1): 91-98.
- Zorrilla, I., Martínez, R., Taggart, M. A., Richards, N. (2015). Suspected flunixin poisoning of a wild Eurasian Griffon Vulture from Spain. *Conservation Biology*, 29 (2): 587-592.
- Zuberogoitia, I., De La Puente, J., Elorriaga, J., Alonso, R., Palomares, L. E., Martínez, J. E. (2013). The flight feather molt of Griffon vultures (*Gyps fulvus*) and associated biological consequences. *Journal of Raptor Research*, 47 (3): 292-303.
- Zuberogoitia, I., González-Oreja, J. A., Martínez, J. E., Zabala, J., Gómez, I., López-López, P. (2013). Foraging movements of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus*): implications for supplementary feeding management. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (3): 421-429.
- Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., Margalida, A., Gómez, I., Azkona, A., Martínez, J. A. (2010). Reduced food availability induces behavioural changes in Griffon Vulture *Gyps fulvus*. *Ornis Fennica*, 87 (2): 52-60.