

**Estatus, distribución y parámetros reproductores
de la población de aves carroñeras en Cataluña**

DIEGO GARCÍA & ANTONI MARGALIDA

Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Cataluña

Status, distribution and breeding parameters of the avian scavenger population in Catalonia

PALABRAS CLAVES: Cataluña, dinámica poblacional, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, parámetros reproductores.

KEY WORDS: breeding parameters, Catalonia, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, population trend

GAKO-HITZAK: Katalunia, populazio(en) dinamika, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, ugaltze-parametroak.

Diego GARCÍA⁽¹⁾ & Antoni MARGALIDA⁽²⁾

RESUMEN

El presente capítulo describe la evolución espacial y temporal del estatus y parámetros reproductores de las poblaciones de buitre leonado *Gyps fulvus*, alimoche *Neophron percnopterus* y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en Cataluña desde los años 80 hasta la actualidad (2008). Los resultados muestran que todas las especies han incrementado progresivamente sus poblaciones, si bien los parámetros reproductores han mostrado un ligero descenso en el caso del buitre leonado, que ha sido más acusado en el caso del alimoche y el quebrantahuesos. La disminución de la disponibilidad trófica y el incremento en el uso ilegal de cebos envenenados son dos de los factores limitantes que hasta la fecha han afectado a las poblaciones de aves carroñeras y que pueden operar negativamente en la tendencia poblacional futura y en los valores de los parámetros reproductivos. Se discuten las medidas de conservación que pueden revertir esta tendencia con objeto de frenar una hipotética regresión poblacional.

ABSTRACT

This chapter describes the spatial and temporal evolution of the status and breeding parameters of the populations of Eurasian griffon vulture *Gyps fulvus*, Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Catalonia from the 1980s up the present day (2008). The results show that all these species' populations have increased progressively, although breeding parameters reveal a slight decrease in the case of the griffon vulture, and this decline was greater in the cases of the Egyptian vulture and the bearded vulture. The decrease in trophic availability and the increase in the illegal use of poisoned bait constitute two of the limiting factors that have affected scavenger populations to date, and which may have a negative impact on future population trends and breeding parameter values. Conservation measures aimed at reversing this trend in order to curb a hypothetical population regression are discussed.

LABURPENA

Kapitulu honetan Kataluniako Sai arrearen *Gyps fulvus*, Sai zuriaren *Neophron percnopterus* eta Ugatzaren *Gypaetus barbatus* estatusaren bilakaera, nola espazioan hala denboran, eta beren ugalketa parametroen bilakaera, 1980. urteetatik 2008. urtera arte, deskribatzen da. Eraitzen araberako espezie guztien populazioak egin du gora, baina ugalketa parametroek apur bat behera egin dute sai arrearen kasuan, eta nabarmen beherago sai zuriaren eta ugatzaren kasuan. Elikagaiak lortzeko aukerak murriztu izana eta hegaztiak harrapatzeko jaki pozoituen legez kanpoko erabilera emendatu izana dira faktore murriztaileetako bi, orain arte hegazti sarraskijaleen populazioari eragin baitiote eta etorkizuneko populazioaren joeran eta ugalketa parametroen balioetan ondorio negatiboak izan baititzakete. Joera hau irauli dezaketen kontserbazio neurriak aztertzen dira populazioaren balizko atzeraldiari galga jartzeko xedean.

1. INTRODUCCIÓN

El seguimiento y monitorización de una especie permite determinar la tendencia poblacional y los factores que pueden limitar o frenar la recuperación de sus poblaciones, siendo herramientas de manejo importantes para plantear estrategias que, de forma objetiva, sean eficaces para la corrección de los factores causales que limiten su recuperación y por tanto contribuyan en su conservación (CAUGHLEY & GUINN, 1996). Este es el caso de tres de las especies de buitres presentes en la península Ibérica.

En España, desde finales de los años 70 en el caso del buitre leonado *Gyps fulvus*, principios de los 80 para el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* y mediados de los 80 en el caso del alimoche *Neophron percnopterus*, sus poblaciones han sido censadas de forma coordinada para obtener información de la evolución de sus efectivos y de los parámetros reproductivos (véanse revisiones en PEREA *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2002 para el alimoche; ARROYO *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2001 para el buitre leonado; HEREDIA & HEREDIA, 1991; MARGALIDA & HEREDIA, 2005

⁽¹⁾ Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. C/ Dr. Roux, 80. 080017 Barcelona

⁽²⁾ Grupo de Estudio y Protección del Quebrantahuesos. Ap. 43. 25520 El Pont de Suert (Lleida).

para el quebrantahuesos). En el caso de Cataluña, el estatus y distribución de las tres especies de buitres que nidifican en esta región aparece bien documentado desde finales de los años 70 (véanse revisiones en MARCO & GARCÍA, 1981; MARGALIDA *et al.*, 2007). La información anterior a este período procede de recopilaciones bibliográficas y comunicaciones personales que han permitido obtener una visión general de la tendencia de la población.

Cataluña presenta un escenario típico de cohabitación buitres-ganadería extensiva que perfectamente puede constituir un modelo de gestión por la simbiosis que, hasta fechas recientes, ha supuesto la gestión de los cadáveres y su aprovechamiento por parte del gremio de carroñeros especialistas y facultativos. En esta región, las prácticas ganaderas que han facilitado la disponibilidad de recursos tróficos (al haber sido facilitados los cadáveres en el campo para el aprovechamiento de las aves carroñeras) y la creación de puntos de alimentación suplementaria para incrementar dicha disponibilidad, han permitido un incremento progresivo de sus poblaciones. Sin embargo, los cambios en la normativa sanitaria y la regulación del aprovechamiento de los restos que tradicionalmente y durante las últimas décadas habían sido depositados en el campo y que cada vez son más escasos, pueden condicionar la futura tendencia poblacional y parámetros reproductores de estas especies.

En este sentido, Cataluña alberga una importante población de aves carroñeras con presencia de tres especies nidificantes como son el buitre leonado, el alimoche y el quebrantahuesos que se distribuyen por las zonas montañosas del norte y sur de la región. Por otro lado, un reciente proyecto de reintroducción del buitre negro *Aegypius monachus* se ha ejecutado en agosto de 2007 y febrero de 2008, con la liberación de un total de 5 ejemplares en Alinyà (Alt Urgell) y 9 en Boumort (Pallars Jussà). Después del hacking realizado en ambas zonas, la presencia regular de individuos en el área de estudio sugiere la presencia regular de esta especie de la que todavía no se han observado asentamientos territoriales.

El presente capítulo sintetiza la información referente al estatus poblacional, su tendencia temporal y la variación de los parámetros reproductores de la comunidad de carroñeras especialistas presentes en Cataluña, con objeto de hacer un diagnóstico de la tendencia poblacional y viabilidad futura en esta región. Tras dicho diagnóstico se discuten las problemáticas y alternativas futuras de gestión para la mejora de sus poblaciones.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El área de estudio se centra en las comarcas de Cataluña (NE España) con presencia de alguna de las tres especies de carroñeras como reproductora (Figura 1). Estas comarcas se caracterizan por albergar una abundante cabaña ganadera (principalmente bovino y ovino) y explotaciones de intensivo (porcino) que proporcionan abundante alimento y condicionan la diferente densidad poblacional (véase MARGALIDA *et al.*, 2007). Los sectores de cría se ubican en zonas de montaña media con presencia de abundantes cortados rocosos a altitudes comprendidas entre los 600 y 2350 m. El régimen pluviométrico varía entre los 400 y 1000 mm anuales. El seguimiento de las tres especies se ha llevado a cabo anualmente en el caso del quebrantahuesos y de forma más irregular en el caso del buitre leonado y el alimoche, centrado su seguimiento en los censos nacionales (1979, 1989 y 1999 para el buitre leonado, véase revisiones en ARROYO *et al.*, 1990 y DEL MORAL & MARTÍ, 2001 y 1987-1988 y 2000 para el alimoche, PEREA *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2002) y censos aleatorios realizados cada 5-6 años para conocer con mayor detalle la tendencia. La distribución de las tres especies en las comarcas administrativas presentes en Cataluña aparecen en la Figura 1.

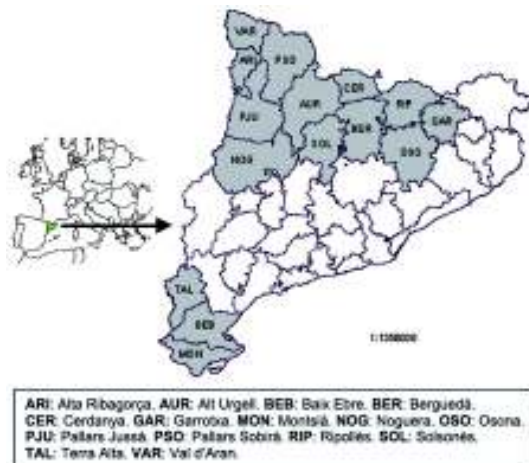


Figura 1. Zonificación comarcal del área de estudio con presencia de aves carroñeras en Cataluña en 2008.

Figure 1. Regional distribution of the study area with populations of that contained avian scavengers in 2008.

La monitorización se llevó a cabo durante el periodo reproductor, iniciando los controles de los sectores de nidificación en octubre en el caso del quebrantahuesos, enero-febrero en el buitre leonado y marzo-abril en el alimoche. El seguimiento consistió en una visita semanal hasta confirmar el vuelo del pollo y/o el fracaso reproductor en el

caso del quebrantahuesos y controles esporádicos en el caso del buitre leonado y alimoche que cubrieran los períodos de incubación (enero y abril) y crianza (marzo-agosto) de los pollos para determinar la productividad y éxito reproductor. Las observaciones se realizaron a distancia con ayuda de telescopios 20-60 x.

Consideramos que un nido estaba ocupado cuando la presencia de una pareja o trío con signos de reproducción (construcción del nido, comportamiento incubador o cebas durante la crianza y/o presencia de pollo) eran evidentes. Para el cálculo de los parámetros reproductores se consideró la terminología propuesta por CHEYLAN (1981) asumiendo la productividad como el resultado de la división entre el número de pollos volados y el número de parejas controladas y el éxito reproductor como el resultado de la división entre el número de pollos volados y el número de parejas que inician la reproducción.

3. RESULTADOS

3.1. Quebrantahuesos

3.1.1. Distribución y status poblacional

La información de la especie en Cataluña hasta finales de los años 70 es muy escasa y procede de la bibliografía. A finales del siglo XIX parece ser que era una especie poco rara en los Pirineos de Girona (VAYREDA, 1883). A principios del siglo pasado, concretamente en 1908 había una cita de la especie en los Ports de Besait de un ejemplar cazado en el término de Tortosa (BSCHN, 1909; FERRER *et al.*, 1986). En las comarcas de Lleida hay una cita de 1912 en las sierras Prepirenaicas exteriores (MALUQUER, 1952) y datos referentes a cinco ejemplares capturados en diferentes puntos de los Pirineos y Prepireneos los años 1921, 1927, 1933, 1942 & 1958 respectivamente (PALAUS, 1959). Toda esta información permite establecer que, entre finales del siglo XIX y principios del XX el área de distribución del quebrantahuesos en Cataluña ocupaba el Pirineo y Prepireneo de Lleida, Barcelona y Girona, así como las sierras del sur de Tarragona (GARCÍA *et al.*, 1996).

La información referente a fechas más recientes sugiere que en el Pirineo de Girona crió hasta principios de 1969 (FERRER *et al.*, 1986). En las comarcas de los Pirineos de Barcelona se la consideraba como reproductora hacia 1965 (HIRALDO *et al.*, 1979). Posteriormente, entre este año y 1977 tan solo había tres datos de la especie en esta zona, todas en la sierra del Cadí (BORRÀS *et al.*, 1977).

Entre 1980 y 1984 se determina que la población presente en Cataluña sería de 5-6 territorios que se distribuyen por el sector NW de esta comunidad (MARCO & GARCÍA, 1981; CRPR, 1984). Esto permite postular que entre 1940 y 1970 es cuando tiene lugar la regresión más importante de la especie en Cataluña, quedando su área de distribución relegada a las sierras más inaccesibles de los Pirineos y Prepireneos de Lleida, así como algunas zonas del Prepireneo de Barcelona y Pirineo de Girona.

A partir de los años 70, de forma paralela a la reducción de los factores no-naturales que afectaban negativamente a la especie (veneno y caza) y con el incremento de la población de ungulados salvajes, principalmente rebecos (*Rupicapra pyrenaica*) la población de la especie se estabilizó.

Entre 1980 y 1984 se localizaron cinco parejas reproductoras y otros dos territorios no reproductores (GARCÍA *et al.*, 1996). La mayor parte de los territorios se concentraban en el Pallars Jussà, Pallars Sobirà y la Alta Ribagorça, mientras que se localiza un único territorio en la zona oriental de los Pirineos.

En 1984 la especie se distribuía en la Alta Ribagorça, el Pallars Jussà, el Pallars Sobirà, la Noguera y el Berguedà. A partir del año 2000 los territorios ya se distribuían en nueve comarcas, si bien el grueso poblacional (76% de la población) se concentraba en cuatro comarcas: la Alta Ribagorça, el Pallars Jussà, el Pallars Sobirà y el Alt Urgell. En el año 2008 la distribución de la especie incluye 10 comarcas (la Val d'Aran, la Alta Ribagorça, el Pallars Sobirà, el Pallars Jussà, la Noguera, el Alt Urgell, la Cerdanya, el Solsonès, el Berguedà y el Ripollès), habiéndose censado 35 territorios, 29 de los cuales están ocupados por parejas reproductoras (MARGALIDA *et al.*, 2007, Figura 2).

Entre 1984 y el año 2008 se han formado por tanto 28 nuevos territorios (Figura 3), mostrando una clara tendencia expansiva hacia el E.

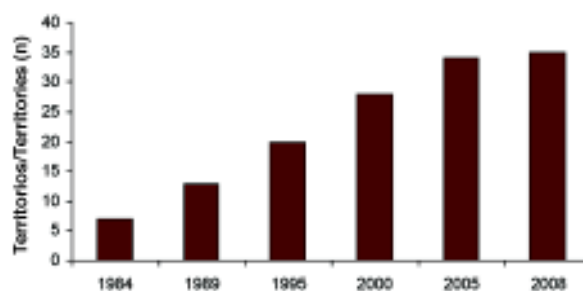


Figura 2. Evolución del número de territorios de quebrantahuesos en Cataluña durante 1984-2008.

Figure 2. Evolution on the number of territories of bearded vultures in Catalonia during the period 1984-2008.

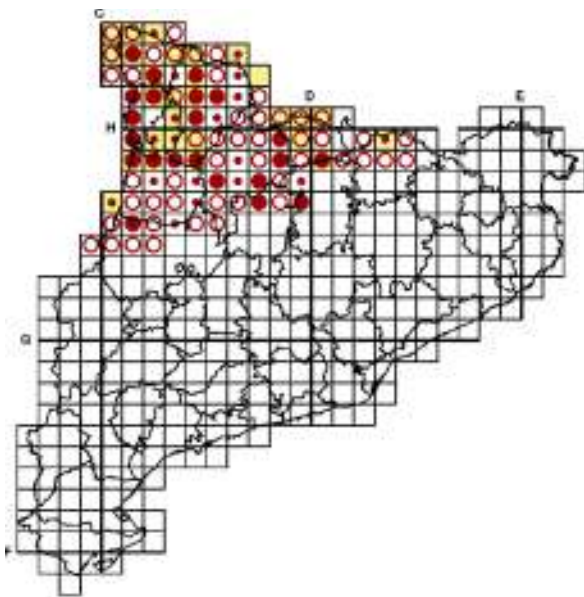


Figura 3. Distribución del quebrantahuesos en Cataluña según el *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002)*. Círculos rojos: nidificación probable o segura; círculos blancos: estival o no-reproductor; círculos pequeños: nidificación posible; cuadrados amarillos: nidificación posible, probable o seguro en el período 1975-1983.

Figure 3. Distribution of the bearded vulture in Catalonia according to the *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002)*. Red circles: breeding probable or certain; white circles: summer visitor or non-breeding bird; small circles: breeding possible; yellow squares: breeding possible, probable or definite during the period 1975-1983.

3.1.2. Parámetros reproductores

Aunque la población de quebrantahuesos en Cataluña ha experimentado un incremento gradual desde principios de los años 80, por el contrario los parámetros reproductivos muestran una clara tendencia regresiva. Analizando los datos procedentes de los últimos 21 años (período 1988-2008) en los que el seguimiento es más regular y el tamaño muestral más importante, tanto la productividad ($r_s = -0.53$, $P < 0.0001$, $n = 20$) como el éxito reproductor ($r_s = -0.58$, $P < 0.0001$, $n = 21$, Figura 4) muestran una tendencia regresiva.

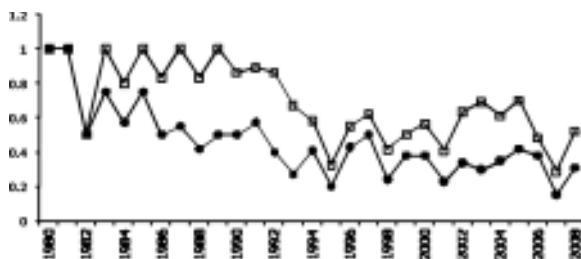


Figura 4. Evolución de la productividad (círculos negros) y éxito reproductor (cuadrados blancos) del quebrantahuesos en Cataluña durante el período 1980-2008. Productividad: número de pollos volados/número de parejas controladas. Éxito reproductor: número de pollos volados/número de parejas con puesta.

Figure 4. Evolution in productivity (black circles) and breeding success (white squares) of the bearded vulture in Catalonia during the period 1980-2008. Productivity: number of chicks fledged/number of pairs studied. Breeding success: number of chicks fledged/number of pairs with clutch.

va. Así, mientras en la década de los 80 la productividad no descendía de 0.5 pollos/pareja controlada y el éxito reproductor de 0.8 pollos/pareja con puesta, en la década de los 90 se inicia un progresivo declive de estos valores que todavía se mantiene en fechas recientes pese a las oscilaciones anuales, con valores para la productividad por debajo de 0.4 pollos/pareja controlada y de 0.6 pollos/pareja con puesta en el éxito reproductor.

3.2. Alimoche

3.2.1. Distribución y estatus poblacional

Hasta mediados del siglo XX, el alimoche se encontraba distribuido en el conjunto de los Pirineos y Prepirineos, así como la zona de los Ports de Tortosa Beceite en Tarragona (VAYREDA, 1883; SAUNDERS, 1884; MALUQUER, 1952; FILELLA & FERRER, 1978). Hacia 1960 desaparece de la comarca del Solsonès (CODINA & PARRAMÓN, 1969) y entre 1976 y 1978 de la comarca de la Garrotxa, del Berguedà y de la zona de los Ports (MUNTANER *et al.*, 1980; BORRÀS *et al.*, 1976).

El seguimiento de la población de alimoche en Cataluña se inició con los primeros estudios del estatus y evolución de las poblaciones de carroñeras (MARCO & GARCÍA, 1981). A principios de los años 80, la población de alimoches se estimaba en 25 parejas. Con la elaboración de *l'Atlas d'ocells nidificants de Catalunya i Andorra* (MUNTANER *et al.*, 1983) el número de parejas estimadas aumentó hasta 35. En 1987 se realizó el I Censo Nacional de la especie (PEREA *et al.*, 1990) y las estimas para Cataluña fueron de 29 parejas. En 1993 se llevó a cabo otro censo en todo el territorio y el número de parejas localizadas fue de 32, estimándose una población de 34 territorios. Los resultados del censo nacional realizado durante el año 2000 arrojó

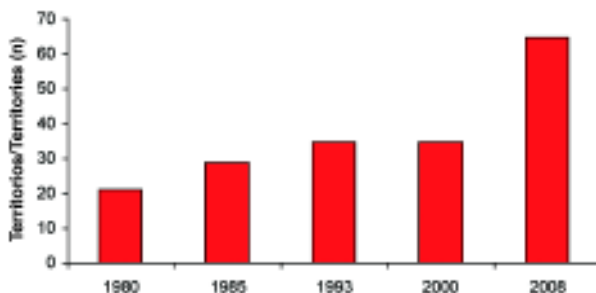


Figura 5. Evolución del número de territorios de alimoche en Cataluña durante el período 1980-2008.

Figure 5. Evolution on the number of territories of Egyptian vulture in Catalonia during the period 1980-2008.

unas cifras de 34 parejas nidificantes en Cataluña más 6 ubicadas en la frontera con Aragón (también contabilizadas en los últimos censos) que suponían un total de 40. En el año 2008 el censo global arroja un total de 67 territorios controlados (Figura 5), habiéndose incrementado en 27 (67.5%) el total poblacional de esta especie en Cataluña.

En conclusión podemos destacar que el área de distribución de la especie en Cataluña ha experimentado una notable expansión. En los primeros censos realizados entre 1981 y 1983, la población se encontraba distribuida en las comarcas Prepirenaicas de Lleida (Alta Ribagorça, Pallars Sobirà, Pallars Jussà, Noguera y Alt Urgell) y su área de distribución hacia el E finalizaba en el río Segre (Figura 6). Actualmente la especie se distribuye en comarcas como la Cerdanya, el Berguedà, el Solsonès, Osona, Ripollés, Garrotxa y la Terra Alta.

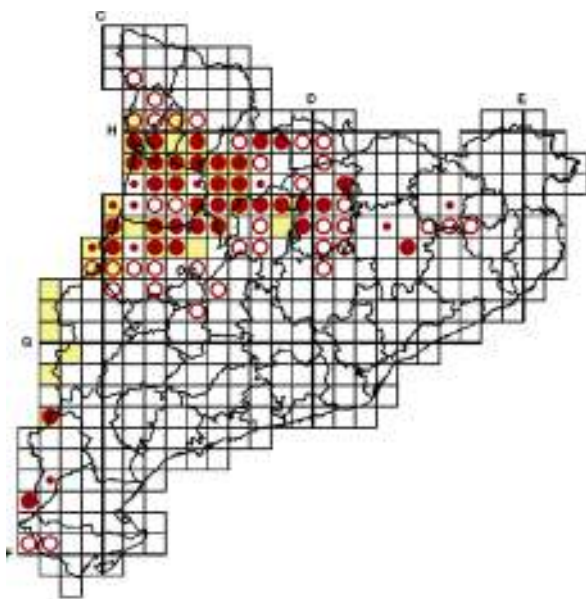


Figura 6. Distribución del alimoche común en Cataluña según el *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002)*. Círculos rojos: nidificación probable o segura; círculos blancos: estival o no-reproductor; círculos pequeños: nidificación probable; cuadrados amarillos: posible, probable o segura en el período 1975-1983.

Figure 6. Distribution of the Egyptian vulture in Catalonia according to the *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002)*. Red circles: breeding probable or definite; white circles: summer visitor or non-breeding bird; small circles: breeding possible; yellow squares: breeding possible, probable or certain during the period 1975-1983.

3.2.2. Parámetros reproductores

Aunque la población de alimoche en Cataluña parece haberse incrementado durante la última década y se ha constatado la recolonización de nuevos territorios, los parámetros reproductivos

muestran una ligera reducción. Así, de 1.5 pollos/pareja controlada obtenidos en 1981 se pasó a 1.3 pollos/pareja en 1993 y 0.9 pollos/pareja en el año 2000. Los resultados obtenidos en 2008 muestran unos valores de la productividad de 0.68 pollos/pareja y 0.72 pollos/pareja con puesta para la productividad y éxito reproductor respectivamente ($n = 32$, Figura 7). Este ligero descenso constatado no puede ser atribuido a una menor disponibilidad trófica después de las regulaciones selectivas de recogida de cadáveres aplicadas a partir de 2006, ya que la excepcional primavera lluviosa, entre otros, también podría haber afectado a este descenso y sería necesaria una serie temporal más extensa para evaluar con precisión la tendencia de los parámetros reproductivos.

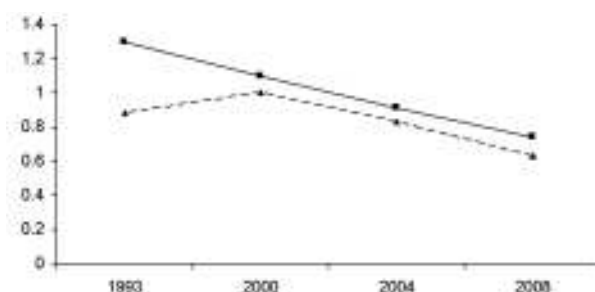


Figura 7. Evolución de la productividad (línea discontinua) y éxito reproductor (línea continua) del alimoche en Cataluña durante el período 1993-2008. Productividad: número de pollos volados/número de parejas controladas. Éxito reproductor: número de pollos volados/número de parejas con puesta.

Figure 7. Evolution of the productivity (dotted line) and breeding success (solid line) of the Egyptian vulture in Catalonia during the period 1993-2008. Productivity: number of chicks fledged/number of pairs studied. Breeding success: number of chicks fledged/number of pairs with clutch.

3.3. Buitre leonado

3.3.1. Distribución y status poblacional

A finales del siglo XIX y principios del XX el buitre leonado se encontraba extendido por el Pirineo catalán y se consideraba reproductor en las cuatro provincias (Barcelona, Tarragona, Lleida y Girona, SAUNDERS, 1884; TEXIDOR, 1880; VAYREDA, 1883). En la provincia de Barcelona su área de distribución se localizaba en la parte norte (Serra de Cadí y alrededores), desapareciendo como reproductor a finales de los años 50 (BORRÀS *et al.*, 1977). En la de Girona, también se localizaba en la zona pirenaica, desapareciendo como reproductor alrededor de 1963 (SARGATAL & LLINÀS, 1978).

A finales de los años 70, desaparecido ya de Barcelona y Girona, el buitre leonado se distribuía sólo en algunas comarcas de la provincia de Lleida y Tarragona. En concreto las comarcas de la Alta Ribagorça y el Pallars Jussà albergaban la prácti-

ca totalidad de la población catalana de la especie, mientras que el resto de ejemplares se distribuían en menor medida en comarcas como la Noguera, la Terra Alta, el Baix Ebre y el Montsià.

Desde principios de los años 80 la población de buitre leonado fue incrementando el número de efectivos así como su área de distribución, especialmente en las comarcas del Prepirineo. Este incremento poblacional y la expansión geográfica de la especie han hecho que en la actualidad el buitre leonado esté presente en otras comarcas como el Alt Urgell, el Baix Ebre, el Berguedà, el Solsonès y el Ripollès.

Atendiendo a los datos globales obtenidos en el último censo (1999), actualmente en Cataluña el buitre leonado se reproduce en un total de 10 comarcas, encontrando el mayor número de efectivos en el Pallars Jussà (48%) y la Alta Ribagorça (22%). Durante el verano, los desplazamientos que la especie realiza siguiendo las zonas de pastos con presencia de ganadería extensiva trashumante hacen que la especie pueda ser localizada en cualquier comarca pirenaica. En este sentido, en comarcas como la Val d'Aran, la Cerdanya o la Garrotxa, que no cuentan con población reproductora, es habitual observar grupos de buitres leonados durante todo el verano.

En los últimos 20 años, la regulación de la caza de ungulados salvajes, especialmente el rebeco, en las reservas nacionales de caza, ha comportado un fuerte aumento de sus efectivos. Paralelamente, el número de permisos de caza se ha incrementado, constituyendo los restos que el cazador rechaza una importante fuente de alimento. No obstante, la reducción de los recursos tróficos tras la aplicación de la recogida selectiva de cadáveres probablemente expliquen la aparición, cada vez con más frecuencia, de la especie en comarcas como Osona, el Bages y la Anoia donde no era habitual observarla.

En cuanto al estatus poblacional, los primeros estudios cuantitativos sobre la situación de la especie en el conjunto de Cataluña se realizaron a finales de los años 70. En efecto, en 1979, coincidiendo con el primer censo nacional de la especie, el número de parejas localizadas fue de 38 que se encontraban distribuidas en siete colonias. Tan sólo 10 años más tarde, la población ya se había vuelto a triplicar, aumentando en 78 el número de parejas estimadas respecto el anterior censo. En 1999 la población ya casi se había cuadruplicado con respecto el censo de 1989. De 116 nidos presentes en 1989 se había pasado a 431 en 1999 (Figura 8).

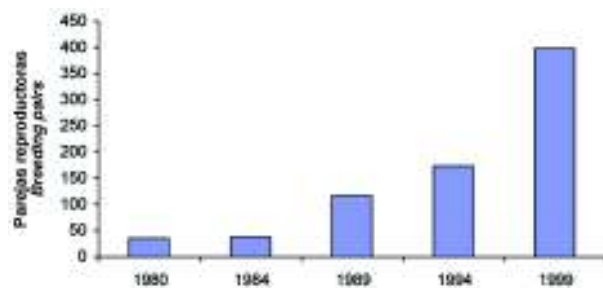


Figura 8. Evolución del número de nidos de buitre leonado en Cataluña durante el período 1979-1999.

Figure 8. Evolution on the number of nests of Eurasian griffon vulture in Catalonia during the period 1979-1999.

El censo parcial de la población realizado en 2008 (que contiene aproximadamente el 40% de los efectivos censados en 1999) arroja cifras ligeramente superiores a las obtenidas en las mismas zonas en el anterior censo de 1999. Como muestra la Figura 9, el incremento parece haberse ralentizado sin mostrar el crecimiento exponencial que en años anteriores se había manifestado.

No obstante, puesto que a nivel espacial la distribución de la especie se ha ampliado, hasta la obtención de cifras globales en el próximo censo de 2009 no podrá determinarse con fiabilidad el estatus real de la especie, si bien no parece aventurado pronosticar que su crecimiento se ha esta-

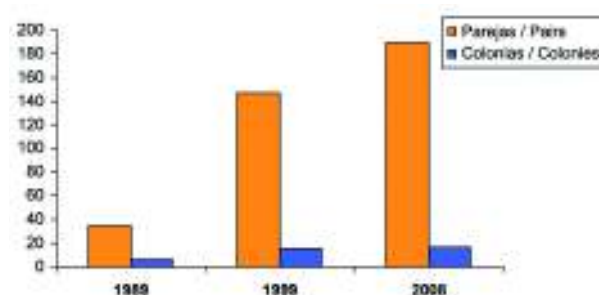


Figura 9. Evolución del estatus de parejas reproductoras de buitre leonado entre 1989 y 2008 basado en el censo parcial (40% de la población de Cataluña) de las comarcas de la Alta Ribagorça y zona fronteriza del Pallars Jussà.

Figure 9. Evolution of the status of breeding pairs of griffon vulture between 1989 and 2008, based on the partial census (40% of the population in Catalonia) in the regions of the Alta Ribagorça and the zone bordering the Pallars Jussà.

	1989	1994	1999	2004	2008
Massivert	0	4	3	9	11
Cosdevia	5	11	9	20	7
Faiada	5	12	11	9	5
Torneda	3	6	19	18	17
Barravés	0	0	2	8	8
Coll	0	0	0	3	7
Castarné	0	0	2	6	7
Total	13	33	43	73	64

Tabla 1. Variación temporal del número de parejas reproductoras de buitre leonado en siete colonias focales sometidas a seguimiento regular.

bilizado durante la última década. Pese a estas limitaciones, los resultados parecen sugerir un incremento de los efectivos y un mantenimiento de las colonias (Figura 9).

Si analizamos los resultados a una escala espacial menor, el seguimiento focal de varios sectores pirenaicos y prepirenaicos muestra la variación de las colonias (Tabla 1). Así mientras algunas colonias han aumentado su número (Massivert y Tormeda) otras han descendido sus efectivos (Cosdevia y Faiada) y en sectores en los que la especie no estaba presente a mediados de los años 90 (Barravés, Castarné y Coll) se ha producido una recolonización e incremento de sus efectivos. Estos resultados sugieren una variación espacial de los efectivos que han podido redistribuirse a lo largo de los años en función de la disponibilidad trófica, entre otros factores.

Por tanto, los resultados de los censos parciales (como el efectuado en 2008) hay que tomarlos con cautela porque hasta el recuento global de la población, las estimas parciales pueden presentar sesgos relacionados con esta redistribución espacial, si bien es evidente que en los últimos 20 años la especie ha recolonizado gran parte de su actual área de distribución mostrando una clara expansión geográfica de su población (Figura 10).

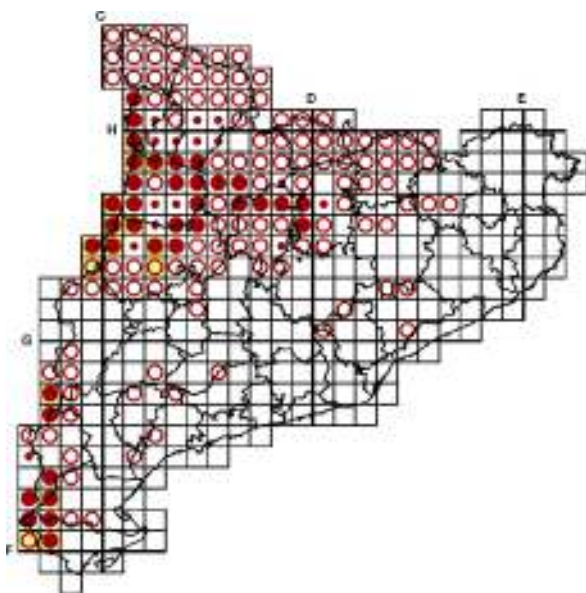


Figura 10. Distribución del buitre leonado en Cataluña según el *Atlas de aves nidificantes de Catalunya (1999-2002)*. Círculos rojos: nidificación probable o seguro; círculos blancos: estival o no-reproductor; círculos pequeños: nidificación posible; cuadrados amarillos: posible, probable o seguro en el período 1975-1983.

Figure 10. Distribution of the griffon vulture in Catalonia according to the *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002)*. Red circles: breeding probable or definite; white circles: summer visitor or non-breeding bird; small circles: breeding possible; yellow squares: possible, probable or certain during the period 1975-1983.

3.3.2. Parámetros reproductores

Los parámetros reproductores del buitre leonado han sido estimados durante los censos nacionales y controles esporádicos en colonias focales realizados entre dichos censos. Los resultados muestran cierta estabilización si bien en 2008 se han registrado los valores más bajos, aunque no sean muy diferentes de los observados una década antes. Así, a mediados de los años 80 la productividad y éxito reproductor alcanzaban valores de 0.8 pollos/pareja y 0.9 pollos/pareja con puesta respectivamente, mientras que los últimos resultados obtenidos en 2008 son 0.68 pollos/pareja y 0.72 pollos/pareja con puesta para la productividad y éxito reproductor respectivamente (Figura 11). Pese al ligero descenso constatado, éste no puede ser directamente atribuido a la menor disponibilidad trófica tras la regulación de la recogida de cadáveres aplicada a partir del año 2006. Como hemos comentado, los valores de 0.71 pollos/pareja y 0.76 pollos/pareja con puesta obtenidos para la productividad y éxito reproductor, respectivamente, de 1994 sugieren fluctuaciones que podrían explicarse por fenómenos puntuales que afecten en un año concreto a los parámetros reproductores de la colonia tales como la meteorología o las molestias humanas. El seguimiento en los próximos años debería confirmar si la tendencia regresiva continua o si por el contrario la primavera lluviosa de 2008 podría explicar el mayor número de fracasos constatado.

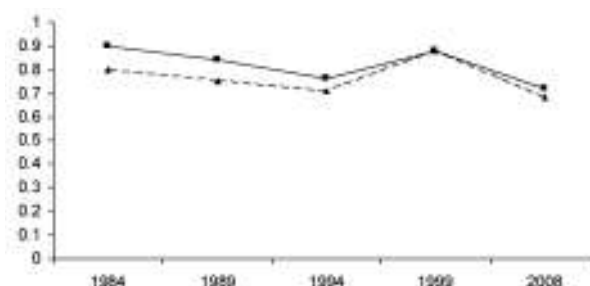


Figura 11. Evolución de la productividad (línea discontinua) y éxito reproductor (línea continua) del buitre leonado en Cataluña durante el período 1984-2008. Productividad: número de pollos volados/número de parejas controladas. Éxito reproductor: número de pollos volados/número de parejas con puesta.

Figure 11. Evolution of the productivity (dotted line) and breeding success (solid line) in the griffon vulture in Catalonia during the period 1984-2008. Productivity: number of chicks fledged/number of pairs studied. Breeding success: number of chicks fledged/number of pairs with clutch.

3.3.3. Ingresos de buitres leonados en Centros de Recuperación de Fauna Salvaje

Para evaluar si la reducción de la disponibilidad de alimento, principalmente a partir de 2006 tras la aplicación de la recogida selectiva de

cadáveres, se ha traducido en un incremento del número de ejemplares de buitre leonado ingresados en los diferentes Centros de Recuperación de Fauna Salvaje, se recopiló la información disponible durante los últimos 5 años. La Figura 12 muestra la variación anual de las entradas de buitres leonados a los centros de recuperación de Cataluña mostrando cómo, durante los tres últimos años el registro de entradas ha ido incrementándose, siendo el año 2006 el que mayor número de individuos fueron ingresados. Si bien no se disponen de los motivos de los ingresos, la mayor parte parece proceder de individuos juveniles recuperados durante el verano y otoño con problemas de inanición.

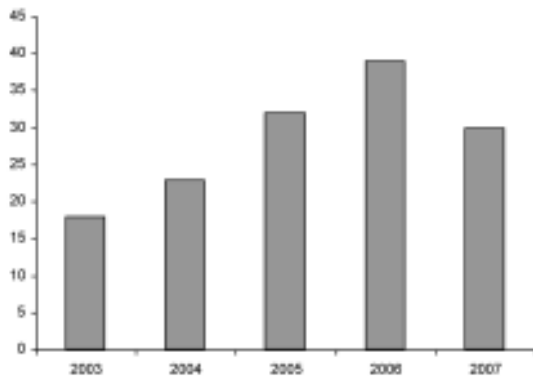


Figura 12. Evolución temporal de la entrada de buitres leonados en los centros de recuperación de fauna de Cataluña durante el período 2003-2007.

Figure 12. Temporal evolution of the number of griffon vultures taken to Wildlife Recovery Centres in Catalonia during the period 2003-2007.

4. DISCUSIÓN

La tendencia poblacional del buitre leonado, alimoche y quebrantahuesos en Cataluña ha mostrado signos positivos de recuperación, con incrementos notables de sus poblaciones en las últimas dos décadas. A nivel espacial, se ha constatado una ampliación del área de distribución y recolonización de nuevos territorios que han evidenciado la expansión geográfica de las tres especies estudiadas. A nivel temporal, el paulatino incremento de sus poblaciones (sólo teniendo en cuenta los datos disponibles desde finales de la década de los 80 en los que el conocimiento de sus poblaciones es más exhaustivo), sugieren que hasta la fecha, la gestión y medidas de conservación aplicadas han sido correctas. Por el contrario, los parámetros reproductores parecen tener valores inferiores a los documentados en las décadas de los 80 y 90.

El moderado optimismo que podía sugerir la tendencia constatada puede verse interrumpido por los factores limitantes que están operando en

la actualidad y que pueden afectar a sus poblaciones. En este sentido, desde principios de los años 90 la aparición del uso ilegal de cebos envenenados puede estar afectando a la dinámica poblacional y parámetros reproductores, tal y como se ha evidenciado en las diferentes especies de buitres en otras regiones de España (CARRETE *et al.*, 2007; HERNÁNDEZ & MARGALIDA 2008; MARGALIDA *et al.*, 2008a). Recientes estudios en el centro de España también han identificado la presencia de antibióticos como posible causa de mortalidad (LEMUS *et al.*, 2008). A esto debemos añadir los efectos que la reducción en la disponibilidad de comida puede tener en el gremio de carroñeros y otras especies carroñeras facultativas como el águila real *Aquila chrysaetos* o el milano real *Milvus milvus*. La aplicación de la normativa sanitaria en la regulación del depósito de cadáveres en el campo se llevó a cabo durante 2006 y sus efectos podrán evidenciarse en los próximos años. En especies oportunistas como el alimoche o el quebrantahuesos, los efectos de la reducción de alimento pueden ser menos dramáticos. A ello cabe añadir que la presencia de puntos de alimentación suplementaria específicos para los quebrantahuesos pueden enmascarar, todavía más, esta realidad que debería ser más evidente en poblaciones prepirenaicas y de Sierras Exteriores (más dependientes de la ganadería extensiva). Sin embargo, paradójicamente los resultados sugieren un descenso de los parámetros reproductivos, más evidente en el caso del alimoche y el quebrantahuesos en los últimos 20 años, mientras que en el caso del buitre leonado los valores parecen haberse mantenido más regulares. Si bien en el quebrantahuesos se ha descrito que el paulatino incremento poblacional está compactando la población (MARGALIDA *et al.*, 2008b) y provocando la aparición de fenómenos de regulación denso-dependiente que pueden estar afectando a la productividad global de la especie (CARRETE *et al.*, 2006a) así como un incremento en la aparición de tríos poliándricos que también afectan a la fecundidad de los territorios (CARRETE *et al.*, 2006b), en el alimoche no existen estudios detallados que evalúen su situación y tendencia poblacional. No obstante, en otras regiones se ha evidenciado un declive acusado como consecuencia de la elevada mortalidad no-natural por el uso ilegal de cebos envenenados (CARRETE *et al.*, 2007), factor que también está afectando a la población de quebrantahuesos (MARGALIDA *et al.*, 2008b). Esto indicaría que ambas especies, con estrategias de forrajeo

similares, estarían más expuestas a los riesgos de mortalidad no-natural como consecuencia de la ingestión de cebos envenenados que el buitre leonado. Quizá la obtención e ingestión de pequeñas presas y restos en el campo contaminadas sea más probable en alimoches y quebrantahuesos y ello redunde en una mayor tasa de mortalidad. En este sentido, un factor que podría dificultar la interpretación de esta hipótesis es el mayor contingente poblacional de buitre leonado que soportaría más fácilmente los efectos de esta mortalidad no-natural y cuya población flotante sustituiría rápidamente las bajas.

4.1. Problemática y medidas de conservación futuras

El manejo futuro de las tres especies de carroñeras y el futuro asentamiento del buitre negro como potencial especie nidificante depende de la gestión de los recursos tróficos (Figura 13). En Cataluña, las bajas proporcionadas por la ganadería extensiva generalmente se han depositado en el campo o cerca de las explotaciones ganaderas, sin que exista una cultura de muladares

más típica de otras zonas como Aragón o Navarra (véase WOUTERSEN *et al.*, 2009; CAMPIÓN, 2009). En este sentido, la presencia de muladares y puntos de alimentación suplementaria, ubicados tras un análisis riguroso de su idoneidad, puede permitir mantener de forma artificial parte de la población y operar positivamente para frenar los efectos del uso ilegal de cebos envenenados. Sin embargo, la gestión de las carroñeras en Cataluña debería continuar como hasta la fecha, dependiendo de las bajas que la ganadería extensiva proporcionaba y de las que actualmente también proporciona la caza de ungulados salvajes. Estos han sido unos factores muy importantes para la recuperación de las poblaciones de estas especies y su distribución más heterógena (MARGALIDA *et al.*, 2007). La disponibilidad de recursos puede reducir la ingestión de presas contaminadas (venenos) como principal causa de mortalidad y a la vez reducir el número de denuncias que atribuyen las interacciones (ataques) de buitres leonados al ganado extensivo (véase MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009) que los ganaderos relacionan con la falta de alimento.



fotografía: Antoni Margalida

Figura 13. La carroña proporcionada por el ganado doméstico ha sido la principal fuente de alimento de los carroñeros en Cataluña.
Figure 13. Carrion provided by domestic livestock has been the main food resource for scavengers in Catalonia.

La imprevisibilidad espacial y temporal de los recursos es la forma más adecuada de alimentar al gremio de carroñeros, por lo que los puntos de alimentación suplementaria deberían adquirir un papel secundario en la gestión, siempre basados en criterios que determinen la disponibilidad trófica, densidad poblacional y recolonización de territorios vacantes como parámetros que valoren la idoneidad y necesidad de su ubicación.

5. AGRADECIMIENTOS

A todos los Agentes Rurales y Guardas de Reserva que han colaborado en los censos y monitorización de las aves carroñeras en Cataluña. A todos los ornitólogos que con sus observaciones han permitido incrementar el conocimiento sobre el estatus y distribución del gremio de carroñeros en Cataluña. Joan Estrada y Sergi Herrando facilitaron los mapas de distribución publicados en el *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V.
1990 *II Censo Nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus): población, distribución, demografía y conservación*. Serie Técnica. ICONA, MAPA. Madrid.
- BORRÀS, A., DE JUAN, A., BRIEGA, J.M. & VIDAL, A.
1977 Sobre fenología, status y distribución de accipitriformes (aves) en la provincia de Barcelona. *Miscel·lània Zoològica* 4: 265-298.
- BSCHN.
1909 Butlletí de la Societat Catalana d'Història Natural, Febrer 1909. Any VI, nº 2. P. 10.
- CAMPIÓN, D.
2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de las poblaciones de aves carroñeras en Navarra. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 66-87.
- CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & MARGALIDA, A.
2006a. Density-dependent productivity depression in Pyrenean Bearded Vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.
- CARRETE, M., DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.
2006b. Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation changes mating system in bearded vultures? *Biology Letters* 2: 24-27.
- CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DIAZ-DÉLGADO, R. & ROMO, A.
2007 Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136: 143-154.
- CAUGHLEY, G. & GUNN, A.
1996 *Conservation Biology in Theory and Practice*. Blackwell, Cambridge, UK.
- CODINA, F. & PARRAMON, J.
1969 Notas ornitológicas de la comarca de Solsona (Lérida). *Miscelánea Zoológica* 2: 51-65.
- C.R.P.R.
1984 Grandes rapaces de los Pirineos catalanes. *Acta Biológica Montana* 4: 397-403.
- CHEYLAN, G.
1981 Introduction. *Rapaces Méditerranéens* 1: 3-5.
- DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds.).
2001 *El Buitre Leonado en la Península Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico coordinado*, 1999. Monografía 7. SEO/Birdlife. Madrid.
- DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds.).
2002 *El Alimoche Común en España y Portugal. Año 2000*. Monografía 8. SEO/Birdlife. Madrid.
- ESTRADA, J., PEDROCCHI, V., BROTONS, L. & HERRANDO, S.
2004 *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: Institut Català d'Ornitologia / Lynx edicions.
- FERRER, X., MARTÍNEZ-VILALTA, A. & MUNTANER, J.
1986 Ocells. In: Folch, R. (Ed.). *Història Natural dels Països Catalans*. Vol. 12. Barcelona, Enciclopèdia Catalana.
- FILELLA, S. & FERRER, X.
1978 Aves carroñeras de Cataluña. *Première Reunión Franco-Catalane pour l'étude et la protection des Rapaces Méditerranéens* (Documento inédito).
- GARCÍA, D., MARGALIDA, A., PARELLADA, X. & CANUT, J.
1996 Evolución y parámetros reproductores del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Catalunya (NE España). *Alauda* 64: 339-238.
- HEREDIA, R. & HEREDIA, B.
1991 *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A.
2008 Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology* 17: 264-272.
- LEMUS, J.A., BLANCO, G., GRANDE, J., ARROYO, B., GARCÍA-MONTIJANO, M. & MARTÍNEZ, F.
2008 Antibiotics threaten wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.
- MALUQUER, J.
1952 Notas para el estudio de las aves de Lérida. *Pirineos* 25: 421- 470.

- MARCO, X. & GARCÍA, D.
1981 Situation actuelle des populations de nécrophages (*Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus* et *Neophron percnopterus*) en Catalogne. *Rapaces Méditerranéens* 1: 119-129.
- MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D.
2009 Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente. In: Donazar J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 466-481.
- MARGALIDA, A., GARCÍA, D. & CORTÉS-AVIZANDA, A.
2007 Factors influencing breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity & Conservation* 42: 189-200.
- MARGALIDA, A. & HEREDIA, R.
2005 *Biología de la conservación del quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- MARGALIDA, A., DONÁZAR, J.A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F. & ROMERO-PUJANTE, M.
2008 Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150: 242-249.
- MARGALIDA, A., HEREDIA, R., RAZIN, M. & HERNÁNDEZ, M.
2008 Sources of variation in mortality of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.
- MUNTANER, J., FERRER, X. & MARTÍNEZ-VILALTA, A.
1983 *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Barcelona: Ketres.
- PALAU, F.J.
1959 Notas para el estudio del, "*Gypaëtus barbatus*" en los Pirineos Orientales. *Miscelanea Zoológica* 1: 97-100.
- PEREA, J.L., MORALES, M. & VELASCO, J.
1990 *El alimoche (Neophron percnopterus) en España: población, distribución, problemática y conservación*. Colección Técnica. Madrid: Ministerio de agricultura, pesca y alimentación/ICONA.
- SAUNDERS, H.
1884 Notes on the Birds of the Pyrenees. *The Ibis* Fifth series. No VIII.
- VAYREDA, E.
1883 *Fauna ornitológica de la provincia de Gerona*. Imprenta y Librería de Paciano Torres. Girona.
- WOUTERSEN, K., GARCÍA, D., MORENO, F. & GRASA, M.
2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Aragón. In: Donazar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 88-115.



foto/photo: Jordi Bas



**Status, distribution and breeding parameters
of the avian scavenger population in Catalonia**

DIEGO GARCÍA & ANTONI MARGALIDA

1. INTRODUCTION

Tracking and monitoring a species makes it possible to determine the population trends and the factors that can limit or curb the recovery of its population. Thus, they are important management tools for determining strategies that are objectively suitable for correcting the causal factors that limit the species' recovery and therefore contribute to its conservation (CAUGHLEY & GUINN, 1996).

In Spain, since the end of the 1970s, in the case of the Eurasian griffon vulture *Gyps fulvus*, the start of the 1980s for the bearded vulture *Gypaetus barbatus* and the mid 1980s for the Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, coordinated censuses have been carried out on the bird populations in order to obtain information on their numbers and breeding parameters (see PEREA *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2002 for the Egyptian vulture; ARROYO *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2001 for the griffon vulture; and HEREDIA & HEREDIA, 1991 and MARGALIDA & HEREDIA, 2005 for the bearded vulture). In Catalonia, the status and distribution of the three vulture species that breed in this region appear to be well documented from the end of the 1970s (see MARCO & GARCÍA, 1981; MARGALIDA *et al.*, 2007). Information from before this period comes from bibliographical compilations and pers.comms, which have allowed us to obtain a general view of the population trend.

In Catalonia there is a typical vulture-extensive cattle rearing cohabitation scenario, which can constitute a perfectly adequate management model for the symbiosis that, until recently, involved the management of carcasses and their use by the guild of specialist and facultative scavengers. In this region, the livestock-rearing practices that provided trophic resources (with carcasses being left out in the field for avian scavengers) and the creation of supplementary feeding stations in order to increase the availability of this type of food, have led to a progressive increase in the size of the scavengers' populations. However, changes in EU public health regulations and rules for the use of remains that traditionally, and for the last few decades, were left out in the field but are now increasingly scarce, may condition these species' future population trends and breeding parameters.

Catalonia is home to a large population of avian scavengers, with three breeding species: the Eurasian griffon vulture, the Egyptian vulture and the bearded vulture, which inhabit the mountainous areas in the north and south of this autonomous community. Moreover, a recent project to reintroduce the cinereous vulture *Aegypius monachus* was carried

out in August 2007 and February 2008, with the release of a total of five individuals in Alinyà (*Alt Urgell*) and nine in Boumort (*Pallars Jussà*). After hacking was carried out in both zones, the regular presence of individuals in the study area during the first few months after their release suggested the regular presence of this species, although no territorial settlements have been seen to date.

This chapter summarises the information on the population status, its temporal trends and the variation in the breeding parameters of the specialist scavenger population in Catalonia, in order to diagnose the population trend and future viability of these species in this region. After this diagnosis, the problems and future management options aimed at improving the populations are discussed.

2. STUDY AREA AND METHODS

The study area encompasses several regions of the Autonomous Community of Catalonia (NE Spain), in which at least one of three avian scavenger species is known to breed (Figure 1). These regions are characterised by the fact that they contain a large quantity of livestock (mainly bovine and ovine), and intensive breeding exploitations (porcine), which provide plenty of food and condition the different population densities (see MARGALIDA *et al.*, 2007). The breeding areas are situated in mid-mountain zones, where there are a large number of rocky ledges at altitudes of 600-2350 m. The rainfall pattern fluctuates between 400-1000 mm per annum. The monitoring of the three scavenger species was carried out annually in the case of the bearded vulture and more irregularly in the cases of the griffon and Egyptian vultures, with monitoring being based on national censuses (1979, 1989 and 1999 for the griffon vulture, see ARROYO *et al.*, 1990 and DEL MORAL & MARTÍ, 2001 and 1987-1988 and 2000 for the Egyptian vulture, PEREA *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2002) and random censuses, which were carried out every 5-6 years to study the trend in more detail. The distribution of the three species in the administrative regions of Catalonia is shown in Figure 1.

Monitoring took place during the breeding period, with the observation of the nesting sectors beginning in October in the case of the bearded vulture, January-February for the griffon vulture and March-April for the Egyptian vulture. Monitoring consisted of weekly visits until the chicks fledged and/or breeding failure was confirmed in the case of the bearded vulture, and sporadic observations in the case of the griffon and Egyptian vultures, which took place during the incubation (January and April) and

chick-rearing (March-August) periods, in order to determine productivity and breeding success. Observations were made from a distance, using 20-60 x telescopes.

We considered that a nest was occupied when the presence of a pair or trio with signs of breeding (nest building, incubation behaviour or feeding during chick-rearing and/or the presence of a chick) was obvious. In order to calculate the breeding parameters, the terminology proposed by CHEYLAN (1981) was considered, taking productivity as the result of the division between the number of fledged chicks and the number of observed pairs, and breeding success as the result of the division between the number of fledged chicks and the number of birds that started breeding.

3. RESULTS

3.1. Bearded vulture

3.1.1. Distribution and population status

Information on this species in Catalonia up to the end of the 1970s was very scarce and comes from the literature. At the end of the 19th century, it was apparently quite a common species in the Pyrenees in the Province of Girona (VAYREDA, 1883). At the start of the 20th century, more specifically in 1908, there was one record of the species in the Ports de Beseit when one individual was hunted in the Tortosa district (BSCHN, 1909; Ferrer *et al.*, 1986). In the regions of Lleida there was one record in 1912 in the Pre-Pyrenean External Sierras (MALUQUER, 1952) and data referring to five specimens captured in different parts of the Pyrenees and Pre-Pyrenees from 1921, 1927, 1933, 1942 and 1958 respectively (PALAUS, 1959). All this information allows us to establish that, between the end of the 19th century and the beginning of the 20th, the bearded vulture's distribution in Catalonia included the Pyrenees, the Pre-Pyrenees in the provinces of Lleida, Barcelona and Girona, as well as the mountains in the south of the Province of Tarragona (GARCÍA *et al.*, 1996). Information from more recent times suggests that the species bred in the Pyrenees in the Province of Girona until the start of 1969 (FERRER *et al.*, 1986). In the Pyrenean regions of the Province of Barcelona it was considered a breeding species until 1965 (HIRALDO *et al.*, 1979). Subsequently, between 1965 and 1977, there were only three recordings of the species in that area, all in the Cadí Mountain Range (BORRÀS *et al.*, 1977). Between 1980 and 1984 it was established that the population in Catalonia consisted of 5-6 territories in the NW

sector of the autonomous community (MARCO & GARCIA, 1981; CRPR, 1984). This allows us to suppose that the greatest regression in the species' population in Catalonia took place between 1940 and 1970, with its distribution range being relegated to the most inaccessible mountains in the Pyrenees and Pre-Pyrenees in the Province of Lleida, as well as some areas of the Pre-Pyrenees in the Province of Barcelona and the Pyrenees in the Province of Girona.

In the 1970s, in parallel with the reduction of non-natural factors that had a negative impact on the species (poisoning and hunting), and the increase in wild ungulates, especially the Pyrenean chamois *Rupicapra pyrenaica*, the species' population became stable.

Between 1980 and 1984, five breeding pairs were found and another two non-breeding territories (GARCIA *et al.*, 1996). Most of the territories were in the Pallars Jussà, Pallars Sobirà and the Alta Ribagorça regions, whilst a single territory was found in the eastern part of the Pyrenees.

In 1984, the species was found in the Alta Ribagorça, Pallars Jussà, Pallars Sobirà, Noguera and the Berguedà regions. After 2000, the territories were spread over nine regions, although most of the population (76%) was concentrated in four regions: the Alta Ribagorça, Pallars Jussà, Pallars Sobirà and the Alt Urgell. In 2008, the species was found in 10 regions (the Val d'Aran, Alta Ribagorça, Pallars Sobirà, Pallars Jussà, Noguera, Alt Urgell, Cerdanya, Solsonès, Berguedà and the Ripollès), with 35 territories having been recorded, 29 of which were occupied by breeding pairs (MARGALIDA *et al.*, 2007, Figure 2).

Thus, between 1984 and 2008, 28 new territories were formed (Figure 3), revealing a clear tendency to expand eastwards

3.1.2. Breeding parameters

Although the bearded vulture population in Catalonia has gradually grown since the beginning of the 1980s, the species' breeding parameters show a clear regressive trend. Analysing the data from the last 21 years (1988-2008) in which monitoring was more regular and the sample size larger, both the productivity ($r_s = -0.53$, $P < 0.0001$, $n = 20$) and the breeding success ($r_s = -0.58$, $P < 0.0001$, $n = 21$, Figure 4) reveal negative correlations, which suggest a regressive trend. Thus, whilst in the 1980s the productivity never dropped below 0.5 chicks/studied pair, and the breeding

success was never lower than 0.8 chicks/pair with clutch, in the 1990s a progressive decline in these values began, which continues today despite annual variations, with productivity values of less than 0.4 chicks/studied pair and 0.6 chicks/pair with clutch for breeding success.

3.2. Egyptian vulture

3.2.1. Distribution and population status

Until the middle of the 20th century, the Egyptian vulture was found throughout the Pyrenees and the Pre-Pyrenees, as well as the Ports de Tortosa Beseit area in Tarragona (VAYREDA, 1883; MALUQUER, 1952; SAUNDERS, 1884; FILELLA & FERRER, 1978). Around 1960, it disappeared from the Solsonès region (CODINA & PARRAMON, 1969) and between 1976 and 1978 from the regions of the Garrotxa, the Berguedà and the Ports zone (MUNTANER *et al.*, 1980; BORRÀS *et al.*, 1976).

The monitoring of the Egyptian vulture population in Catalonia began with the first studies of the status and evolution of scavenger populations (MARCO & GARCÍA, 1981). At the beginning of the 1980s, the Egyptian vulture population was estimated at 25 pairs. With the publication of the *Atlas d'ocells nidificants de Catalunya i Andorra* (MUNTANER *et al.*, 1983), the number of estimated pairs increased to 35. In 1987, the first Spanish National Census of this species was carried out (PEREA *et al.*, 1990) and it was estimated that there were 29 pairs in Catalonia. In 1993, another census of the whole territory was carried out and the number of pairs located was 32, with the population being estimated at 34 pairs. According to the national census carried out in 2000, there were 34 nesting pairs in Catalonia, plus six located on the border with Aragón (also counted in the last censuses), which gave a total of 40. In 2008, the global census revealed a total of 67 monitored territories (Figure 5), with the total population of this species in Catalonia having increased by 27 (67.5%).

In conclusion, it appears clear that the Egyptian vulture's range has expanded remarkably in Catalonia. In the first censuses carried out in 1981 and 1983, the population was distributed across Pre-Pyrenean regions of the Province of Lleida (Alta Ribagorça, Pallars Sobirà, Pallars Jussà, Noguera and Alt Urgell) and, in the east, this species' range finished at the River Segre (Figure 6). This vulture is currently found in regions such as the Cerdanya, Berguedà, Solsonès, Osona, Ripollés, Garrotxa and the Terra Alta.

3.2.2. Breeding parameters

Although the Egyptian vulture population in Catalonia, is increasing, and the recolonisation of new territories has been observed, the breeding parameters show a slight decrease. Thus, from 1.5 chicks/studied pair in 1981, the numbers declined to 1.3 chicks/pair in 1993 and 0.9 chicks/pair in 2000. The results obtained in 2008 show productivity values of 0.68 chicks/pair and 0.72 chicks/pair with clutch for productivity and breeding success respectively ($n = 32$, Figure 7). This slight decrease cannot be attributed to a lower trophic availability after the regulation of the selective disposal of carcasses that was applied in 2006, since the exceptionally rainy spring, among other things, may also have affected this decrease, and a longer temporal series would be necessary in order to assess the breeding parameter trend more precisely.

3.3. Griffon vulture

3.3.1. Distribution and population status

At the end of the 19th century and the beginning of the 20th, the Eurasian griffon vulture was found throughout the Catalan Pyrenees and was believed to breed in the four provinces of Catalonia (Barcelona, Tarragona, Lleida and Girona), (SAUNDERS, 1884; TEXIDOR, 1880; VAYREDA, 1883). In the Province of Barcelona its range was in the north (the Cadí Mountain Range and surrounding area), but it disappeared as a breeding bird at the end of the 1950s (BORRÀS *et al.*, 1977). In the Province of Girona, it was also found in the Pyrenees, disappearing as a breeding bird around 1963 (SARGATAL & LLINÀS, 1978).

At the end of the 1970s, the griffon vulture had already disappeared from Barcelona and Girona, and was only found in a few regions of the provinces of Lleida and Tarragona. More specifically, the regions of the Alta Ribagorça and the Pallars Jussà contain practically the entire Catalan population of this species, whilst the remaining individuals are found in lower numbers in regions such as the Noguera, the Terra Alta, the Baix Ebre and the Montsià.

Since the start of the 1980s, the range and the size of the griffon vulture population have been increasing, especially in the Pre-Pyrenean regions. This increase in the population size and the geographic expansion of the species mean that the griffon vulture is now found in other regions such as the Alt Urgell, the Baix Ebre, the Berguedà, the Solsonès and the Ripollés.

According to the global data obtained in the last census (1999), the griffon vulture currently breeds in a total of 10 regions in Catalonia, with the largest number of birds being found in the Pallars Jussà (48%) and the Alta Ribagorça (22%). During the summer, the movements the species carries out, following grazing areas with the presence of extensively reared livestock that carry out seasonal migration, mean that the griffon vulture can be found in any region in the Pyrenees. Thus, in regions such as the Val d'Aran, the Cerdanya or the Garrotxa, which have no breeding populations, groups of griffon vultures can often be seen throughout the summer.

In the last 20 years, the regulation of the hunting of wild ungulates, especially the Pyrenean chamois, in the national hunting reserves, has led to a great increase in the size of the griffon vulture population. At the same time, the number of hunting permits has increased, and the remains hunters leave behind constitute an important source of food for the vultures. Nevertheless, the reduction in trophic resources due to the application of regulations controlling the selective disposal of carcasses probably explains the increasingly frequent appearance of the species in regions such as Osona, Bages, and Anoia, where it was not commonly observed in the past.

As for the population status, the first quantitative studies of the species' status in the whole of Catalonia were carried out at the end of the 1970s. Indeed, in 1979, coinciding with the first national census of the species, 38 pairs were observed, distributed in seven colonies. Only 10 years later, the population had already tripled, with the estimated number of pairs having increased by 78 in comparison with the previous census. In 1999, the population had almost quadrupled with regard to the 1989 census. A total of 116 nests were observed in 1989 and 431 in 1999 (Figure 8).

The partial census of the population carried out in 2008 (containing almost 40% of the individuals counted in 1999), produced figures slightly higher than those obtained in the same zones in the previous census in 1999. As can be seen in Figure 9, the increase appears to have slowed down, without showing the exponential growth that had been observed in previous years.

Nevertheless, given that on a spatial level the distribution of the species has increased, until global figures are obtained in the next census in 2009, it will not be possible to determine the actual status of this species reliably, although it seems rea-

sonable to predict that its growth stabilised over the last decade. Despite these limitations, the results appear to suggest an increase in numbers and a maintenance of the colonies (Figure 9).

If we analyse the results on a smaller scale, the focal monitoring of several Pyrenean and Pre-Pyrenean sectors shows the variation in the colonies (Table 1). Thus, whilst some colonies have increased in size (Massivert and Tormeda) others have become smaller (Cosdevia and Faiada), and in sectors in which the species was not present during the 1990s (Barravés, Castarné and Coll), there has been a recolonisation and increase in its numbers. These results suggest a spatial variation in the numbers that might have been redistributed over the years in accordance with the trophic availability, amongst other things.

	1989	1994	1999	2004	2008
Massivert	0	4	3	9	11
Cosdevia	5	11	9	20	7
Faiada	5	12	11	9	5
Tormeda	3	6	19	18	17
Barravés	0	0	2	8	8
Coll	0	0	0	3	7
Castarné	0	0	2	6	7
Total	13	33	43	73	64

Table 1. Temporal variation in the number of breeding pairs of Eurasian griffon vultures in 7 focal colonies that were monitored regularly.

Therefore, the results of partial censuses (like the one carried out in 2008) should be interpreted with caution until the global census of the population is carried out, because the partial estimates could contain biases related to spatial redistribution, although it is obvious that in the last 20 years the species has recolonised a large part of its current range, with its population showing a clear geographical expansion.

3.3.2. Breeding parameters

The griffon vulture's breeding parameters were estimated during national censuses and in random studies of focal colonies, which were carried out between the national censuses. The results show a certain amount of stabilisation since, despite the fact that the lowest values were recorded in 2008, they were not very different to those observed a decade earlier. Thus, in the mid 1980s, the productivity and breeding success reached values of 0.8 chicks/pair and 0.9 chicks/pair with clutch respectively, whilst the latest results obtained in 2008 were 0.68 chicks/pair and 0.72 chicks/pair with clutch for productivity and breeding success respectively (Figure 11). Despite the slight decrease observed,

it cannot be directly attributed to the lower trophic availability due to the laws regulating the disposal of carcasses, which were applied in 2006. As mentioned earlier, the values of 0.71 chicks/pair and 0.76 chicks/pair with clutch obtained for productivity and breeding success, respectively, from 1994, suggest fluctuations that could be explained by specific phenomena that affect a colony's breeding parameters in a given year, such as the weather conditions or human disturbance. Monitoring over the next few years should confirm whether the regressive trend continues or whether, on the contrary, the rainy spring of 2008 could explain the higher number of failures observed.

3.3.3. Number of griffon vultures being taken to Wildlife Recovery Centres

In order to assess whether the shortage of available food, especially since 2006, after the application of regulations concerning the selective disposal of carcasses, has led to an increase in the number of griffon vultures being taken to different Wildlife Recovery Centres, information from the last five years was compiled. Figure 12 shows the annual variation in the number of griffon vultures being taken to Catalan Wildlife Recovery Centres, revealing how, in the last three years, the record of entries has increased, with 2006 being the year when the highest number of individuals were taken in. Although the reasons why these vultures were taken to the Wildlife Recovery Centres are not known, most of them appear to have been young birds that were found during the summer and autumn suffering from starvation-related problems.

4. DISCUSSION

The population trends of the griffon vulture, Egyptian vulture and the bearded vulture in Catalonia have shown positive signs of recovery, with notable increases in their populations over the last two decades. On a spatial level, there has been an increase in the range and in the recolonisation of new territories, which has revealed the geographic expansion of the three species studied. On a temporal level, the gradual increase in their populations (only taking into account the data available from the end of the 1980s in which the knowledge of their populations is most exhaustive), suggests that the management and the conservation measures applied to date have been correct. On the contrary, the breeding parameters appear to have values lower than those documented in the 1980s and 1990s.

The moderate optimism that might be inferred by this trend could be interrupted by the current limiting factors, which may affect their populations. Indeed, from the beginning of the 1990s, the illegal use of poisoned bait may have been affecting the population dynamics and breeding parameters, as has been seen in different vulture species in other parts of Spain (CARRETE *et al.*, 2007; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008; MARGALIDA *et al.*, 2008a). Recent studies in central Spain have also identified the presence of antibiotics as a possible cause of mortality (LEMUS *et al.*, 2008). To this we should add the effects that the reduction in the availability of food may have on the guild of specialist scavengers and other facultative scavengers such as the golden eagle *Aquila chrysaetos* or the red kite *Milvus milvus*. EU public health regulations regarding the disposal of carcasses in the field were applied in 2006 and the effect of these measures will be seen in the next few years. In opportunist species such as the Egyptian vulture or the bearded vulture, the effect of the reduction in food may be less dramatic. Moreover, the presence of specific supplementary feeding stations for bearded vultures can further mask this reality that should be more obvious in Pre-Pyrenean populations and in the External Sierras (more dependent on extensive livestock rearing). However, paradoxically, the results suggest a decrease in breeding parameters, more obvious in the case of the Egyptian vulture and the bearded vulture in the last 20 years, while in the case of the griffon vulture the values seemed to have remained more stable. Although in the case of the bearded vulture a gradual increase in the population is compacting the population (MARGALIDA *et al.*, 2008b) and causing the appearance of density-dependent regulation phenomena, which might be affecting the species' global productivity (CARRETE *et al.*, 2006a) as well as an increase in the appearance of polyandric trios, which also affect the fertility of the territories (CARRETE *et al.*, 2006b), in the Egyptian vulture no detailed studies have been carried out to assess the species' status or population trend. However, in other regions there has been a sharp decline as a result of high non-natural mortality due to the illegal use of poisoned bait (CARRETE *et al.*, 2007), a factor that is also affecting the bearded vulture population (MARGALIDA *et al.*, 2008b). This would suggest that the Egyptian vulture and the bearded vulture, with similar foraging strategies, appear to be more exposed to the risks of non-natural mortality as a result of the ingestion of poisoned bait than the griffon vulture. The obtaining and ingesting of contaminated small prey and remains in the field is probably more common in the Egyptian vulture and the bearded vulture and results in a higher mortality

rate. However, one factor that could complicate the interpretation of this hypothesis is the greater griffon vulture population contingent, which could withstand the effects of this non-natural mortality more easily and whose floating population could rapidly replace any losses.

4.1. Problems and future conservation measures

The future management of the three species of scavengers and the future settlement of the cinereous vulture as a potential breeding species depend on the management of trophic resources. In Catalonia, dead animals from extensive livestock rearing have generally been dumped in the field or left out near livestock exploitations, without the existence of a '*muladar*' [designated carcass dump] culture, more typical of other areas such as Aragón or Navarra (see WOUTERSEN *et al.*, 2009; CAMPIÓN, 2009). The presence of these designated carcass dumps and supplementary feeding stations, whose locations are chosen after a detailed study, can allow part of the population to be maintained artificially, and have a positive impact by curbing the effects of the illegal use of poisoned bait. However, the management of scavengers in Catalonia should continue as it has done to date, depending on dead animals from extensive livestock rearing and those that are currently provided by wild ungulate hunting. These have been some of the most important factors affecting the recovery of the populations of

these species and their more heterogeneous distribution (MARGALIDA *et al.*, 2007). The availability of resources can reduce the ingestion of contaminated prey (poisons) as the main cause of mortality and at the same time reduce the number of formal complaints by cattle farmers who attribute the interactions (attacks) of griffon vultures on extensively reared livestock (see MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009) to a lack of food.

The spatial and temporal unpredictability of resources is the most suitable way of feeding the guild of scavengers, so the supplementary feeding stations should play a secondary role in the management of these species, always based on criteria that determine the trophic availability, population density and recolonisation of vacant territories as parameters that can evaluate how ideal and essential their location is.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank all the Rangers and Gamekeepers who collaborated in the censuses and in monitoring avian scavengers in Catalonia. We would also like to thank all the ornithologists who, with their observations, allowed us to learn more about the status and distribution of the guild of scavengers in Catalonia. Joan Estrada and Sergi Herrando provided the maps of the distribution published in the *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*.