



**Estatus, distribución y parámetros reproductores  
de las poblaciones de aves carroñeras en Aragón**

KEES WOUTERSEN, DAVID GARCÍA, FRANCO MORENO & MANUEL GRASA

# Estatus, distribución y parámetros reproductores de las poblaciones de aves carroñeras en Aragón

## Status, distribution and breeding parameters of the avian scavenger populations in Aragón

**PALABRAS CLAVES:** Aragón, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, breeding parameters, *Neophron percnopterus*, population tendency.

**KEY WORDS:** Aragón, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, parámetros reproductivos, *Neophron percnopterus*, tendencia poblacional.

**GAKO-HITZAK:** Aragoi, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, ugaltze-parametroak, *Neophron percnopterus*, populazio-joera.

Kees WOUTERSEN<sup>(1)</sup>, David GARCÍA<sup>(2)</sup>, Francho MORENO<sup>(3)</sup> & Manuel GRASA<sup>(4)</sup>

### RESUMEN

El presente trabajo describe la evolución espacial y temporal de las poblaciones de buitre leonado *Gyps fulvus*, alimoche *Neophron percnopterus* y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en Aragón (norte de España). La población de quebrantahuesos ha ido incrementando sus efectivos pasando de 28 territorios en 1988 a 73 en 2008. La de alimoche se ha reducido, de 459 territorios en 1988 a 337 en 2008. La población de buitre leonado ha crecido casi de forma exponencial hasta 1999 (530 parejas en 1979, 1600 en 1989 y 4383 en 1999). En 2008 (5100 parejas) se detecta una ralentización severa de la tasa de crecimiento en toda la región y un declive en varias colonias prepirenaicas, tanto en el número de parejas como en el de pollos volados. Los parámetros reproductores también han sufrido un descenso progresivo en las tres especies, que se puede atribuir sobre todo a efectos denso-dependientes en el quebrantahuesos y, en el caso del buitre leonado y el alimoche, a la menor disponibilidad trófica y a la mortalidad no-natural, respectivamente. La conservación de estas especies debería basarse prioritariamente en actuaciones encaminadas a erradicar el uso ilegal de venenos, en la aplicación rigurosa y efectiva de las medidas propuestas en los estudios de evaluación de Impacto Ambiental en parques eólicos y en la corrección de apoyos y balizado de tendidos eléctricos. La pérdida de fuentes de alimentación como consecuencia de la clausura de muldarses en aplicación de la normativa sanitaria comunitaria derivada de la crisis provocada por las EET/EEB, afecta a la subsistencia de las poblaciones de aves necrófagas. La administración autonómica está tomando medidas encaminadas a paliar esta amenaza mediante la creación de una red de comederos -RACAN-, medidas iniciales que deben complementarse con otras que procuren devolver un equilibrio en la distribución de los recursos, evitando la concentración de todas las carroñas en los comederos y con ello la modificación de pautas de comportamiento de búsqueda de alimento natural de las poblaciones de carroñeras.

### ABSTRACT

This paper describes the spatio-temporal evolution of the populations of griffon vulture *Gyps fulvus*, Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Aragón (north of Spain). The population of bearded vultures has increased its numbers, going from 28 territories in 1988 to 73 in 2008. The Egyptian vulture population has reduced, going from 459 territories in 1988 to 337 in 2008 (provisional results). The population of griffon vultures grew, almost exponentially until 1999 (530 pairs in 1979, 1600 in 1989 and 4383 in 1999). In 2008 (5100 pairs) a severe slowing down of the growth rate in all of the autonomous community was detected, and a decline in various pre-Pyrenean colonies, in the number of pairs as well as the number of chicks that had flown the nest. The breeding parameters have also suffered a descent in the three species, due to dense-dependent effects in the bearded vulture, less trophic availability and non-natural mortality in the case of the griffon vulture and Egyptian vulture respectively. The conservation of these species should be based mainly on action aimed at eradicating the illegal use of poisons, in the strictness and effectiveness of the measures proposed in the EIA studies in the case of wind farms and in the modification of power lines. The decrease in food resources as a consequence of the closure of carcass dumpsites in application of the community health regulations established as a result of the crisis provoked by the TSE/BSE, affects the subsistence of the scavenger birds of prey. The regional government is taking measures aimed at alleviating this threat by means of the creation of a network of feeding places (vulture restaurants) - RACAN; but these measures that should be complemented by others that attempt to return a balance to the distribution of the resources, avoiding the concentration of all the carcasses in the feeding places and with this the shift of the natural foraging behaviour of the scavenger populations.

### LABURPENA

Kapitulu honetan Aragoiko Sai arrearen *Gyps fulvus*, Sai zuriaren *Neophron percnopterus* eta Ugatzaren *Gypaetus barbatus* bilakaera, nola denboran hala espazioan, deskribatzen da. Ugatzen populazioak gora egin du, 1988an 28 lurralde izatetik 2008an 73 lurralde izateraino. Sai zuriaren populazioak behera egin du, 459 lurralde 1988an eta 337 lurralde 2008an (behin-behineko emaitzak). Sai arrearen populazioak gora egin du 1979 eta 1999 bitartean (530 eta 4383-4455 bikote, hurrenez hurren), baina 2008an moteldu egin da hazkundea (5100 bikote, aurreko eroldarekiko %13ko hazkundea). Ugalketa parametroek ere behera egin dute hiru espezieetan, ugatzen kasuan mendekotasunak eta elikagaiak lortzeko aukera urriagoak eraginda, eta heriotza ez naturak eraginda sai arrearen eta sai zuriaren kasuan. Kontserbazioaren geroa funtsean pozoiaren erabilerearen bazterketan oinarritu beharko litzateke. Bestalde, talkak eta elektrokuzioak dira hildakoen kopuru handienak eragiten dituztenak, eta beraz, komenigarria da euskarriak egokitze eta kable elektrikoak seinalezatzeko ekimenekin aurrera jarraitzea. Hondakindegia eta zaborteak pixkana-pixkana itxi direnez eta BEEK eragindako krisiaren ondorioz elikagai iturriak desagertu direnez, arriskuan dago hegazti sarraskijaleen biziraupena. Erkidegoko administrazioa neurriak hartzen hasia da mehatua arintzeko xedean, eta jantoki sare bat osatzen ari da -RACAN-, medidas iniciales que deben complementarse con otras que procuren devolver un equilibrio en la distribución de los recursos, evitando la concentración de todas las carroñas en los comederos y con ello la modificación de pautas de comportamiento de forrajeo natural de las poblaciones de carroñeras.

<sup>(1)</sup> C/ Ingeniero Montaner, 4-1-C, 22004 Huesca. E-mail: info@aragonnatuur.com

<sup>(2)</sup> C/ Bateria, 17. 08110. Montcada i Reixac, Barcelona

<sup>(3)</sup> C/ Saturno, 75.1ºB. 50012 Zaragoza. fjmoreno@zaragoza.es

<sup>(4)</sup> C/ Gallizos, 8 22376 Torla, Huesca - manolograsa71@hotmail.com

## 1. INTRODUCCIÓN

Las primeras aproximaciones al conocimiento de las poblaciones de buitres en Aragón se obtuvieron a partir de los censos realizados a finales de los años 70 en el caso del buitre leonado *Gyps fulvus* (TELLERÍA *et al.*, 1979-1980) y el alimoche *Neophron percnopterus* a mediados de los 80 (PEREA *et al.*, 1990). Por otro lado, el seguimiento de la población de quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* se viene realizando las dos últimas décadas por medio de censos simultáneos y el control anual de la reproducción. Toda la información anterior a los años 80 recogida en la bibliografía, o procedente de comentarios de ornitólogos y/o aficionados a las aves, es muy poco precisa y no comparable con los conocimientos obtenidos durante los últimos 15 años.

La creación de la Red Aragonesa de Comederos para Aves Necrófagas –RACAN- distribuida por las tres provincias (Huesca, Teruel y Zaragoza), los puntos de alimentación suplementaria específicos para el quebrantahuesos, así como la práctica de la ganadería extensiva han favorecido una disponibilidad trófica constante para la población de buitres. Es imprescindible señalar la determinante influencia que ha tenido en el periodo comprendido entre 1989-1999 el espectacular desarrollo del sector intensivo de porcino, así como la ausencia de una gestión rigurosa de sus bajas sobre el crecimiento de la población de buitre leonado. Sin embargo, la aplicación de las medidas contempladas en el Reglamento UE 1774/2002, la trasposición autonómica del Real Decreto 664/2007, de 25 de mayo, al ámbito de la Comunidad Autónoma de Aragón mediante el Decreto (hoy en fase de borrador) que derogará al 207/2005, están produciendo importantes cambios que afectan a la regulación de los depósitos de cadáveres a cielo abierto. La conjunción de una serie de factores como son: la aplicación de la normativa surgida a raíz de las EET-EEB, la implantación de la recogida de las bajas ganaderas en las explotaciones para su posterior incineración y la gradual creación de una red de comederos (50) sustitutiva de la red de más de 200 muladares tradicionales -consolidada histórica y territorialmente-, podría estar teniendo un efecto negativo en la tendencia poblacional de estas especies. Por otro lado, de la gestión de los recursos alimenticios podrían derivarse otros efectos, como la alteración de las pautas de dispersión y de uso del territorio.

Aragón es la segunda CCAA que alberga en su territorio el mayor número de grandes colonias de categoría IV (más de 90 parejas) de buitre leonado (DEL MORAL & MARTÍ, 2000; SEO/BIRDLIFE, 1999).

Es también la segunda comunidad autónoma en número de territorios ocupados por el alimoche, con el 19 % del total (DEL MORAL & MARTÍ, 2001; SEO/BirdLife, 2000) y la primera por número de parejas reproductoras de quebrantahuesos de todo el Paleártico Occidental (HEREDIA, 1991a; ANTOR *et al.*, 2004). Por otro lado, cabe destacar que el reciente proyecto de reintroducción de buitre negro *Aegypius monachus* en el norte de la provincia de Lleida (2007-2008) podría añadir en el futuro un nuevo actor en este escenario.

En el presente capítulo se presenta una síntesis sobre el estatus poblacional, la tendencia temporal y la evolución de los parámetros reproductores de las aves carroñeras que nidifican en Aragón. El objeto de este artículo es realizar un análisis de la tendencia poblacional y elaborar un dictamen sobre la viabilidad futura de estas poblaciones. Se pretende discutir cuál es la problemática actual y se proponen mejoras de gestión para favorecer la conservación de estas poblaciones mejorando sus tendencias actuales.

## 2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El presente análisis se circunscribe a las comarcas aragonesas (N de España) en las que se ha constatado la reproducción de alguna de las tres especies de buitres citadas (Figura 1). Los datos del buitre leonado y del alimoche se basan en los censos que se vienen haciendo sistemáticamente cada 10 años desde 1979 y 1987, respectivamente (véase ARROYO *et al.*, 1990; PEREA *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2001, 2002). En este caso también se tienen en cuenta los resultados de otros censos realizados de forma aleatoria en diferentes colonias, y que permiten precisar con más detalle las tendencias poblacionales. En lo que se refiere al quebrantahuesos, al estar catalogado "En peligro de extinción", el seguimiento que se realiza es más exhaustivo, gracias a la realización de censos simultáneos (entre 1989 y 2006), o al control anual de la reproducción. En este seguimiento intensivo juega un papel decisivo el que esta especie, a diferencia de las anteriores, cuenta con un Plan de Recuperación (Decreto 45/2003, 25 de febrero).

El seguimiento y la monitorización de las poblaciones de buitre leonado en Aragón se lleva a cabo a partir de los meses de enero-febrero. Se realizan controles espaciados cubriendo las fases de incubación (enero y marzo) y crianza de los pollos (marzo-junio) para poder determinar los parámetros reproductores. En el seguimiento de la reproducción de las colonias de buitre leonado

se realizan un mínimo de tres visitas; una en la 1ª quincena de febrero -para asegurar que han iniciado la reproducción las parejas- (MARTÍNEZ *et al.*, 1997), y las dos restantes en la 1ª quincena de abril y la 2ª de junio. Se pueden efectuar un máximo de cinco visitas. Para ello es conveniente intercalar una en la 1ª quincena de marzo -con el fin de confirmar las parejas que incuban- y la última en la 2ª quincena de julio, para obtener tasas de vuelo.

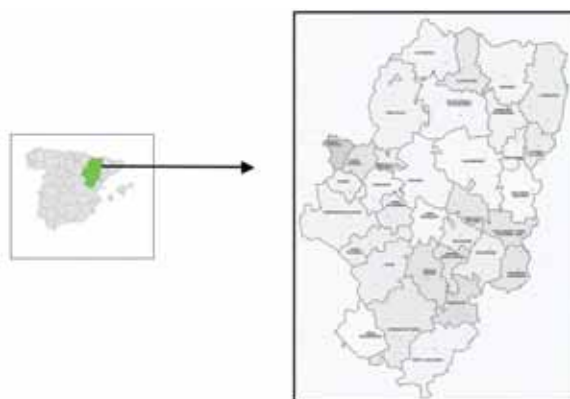
Se realizó un seguimiento particularmente intensivo de las colonias de buitre leonado que se hallan situadas en la Comarca de La Hoya de Huesca, en el Prepirineo aragonés. Las razones que justifican la elección de esta zona geográfica son: que representa el 47,2% de la población oscense de la especie (nidifican 800 parejas), y el 5% del total peninsular (DEL MORAL & MARTÍ, 2000), así como que -de acuerdo con el *Estudio de la situación de la red de muladares y vertederos en Aragón y conservación de las aves carroñeras* (2002)- la Hoya de Huesca era la segunda zona más deficitaria en esta provincia en cantidad de biomasa disponible para las carroñeras (-2191 kg/día). Este déficit se ha compensado (hasta 2005-2006) gracias a los aportes de cadáveres realizados en las comarcas del Somontano de Barbastro y Los Monegros (Gobierno de Aragón, informe inédito). Estas dos razones aducidas -la representatividad demográfica y el déficit cuantificado de recursos-, son las variables objeto de análisis en el impacto inicial que ha supuesto la recogida de bajas ganaderas (2005-2006) y otras actuaciones -como la clausura de muladares y la posterior habilitación de comederos-, sobre la demografía de las colonias de buitres controladas.

Según los criterios del III Censo Nacional (1999) han sido censadas dos colonias de Tipo II (entre 11 y 30 parejas): el Salto de Roldán-Peña San Miguel -censada los años 2001, 2004, 2005, 2006, 2007 y 2008- y el Río Formiga -censada los años 2001, 2002, 2003, 2005, 2006 y 2008-. Se incluyeron otras dos colonias de Tipo IV (más de 90 parejas): Riglos -censada los años 1999, 2001, 2006, 2007 y 2008- y San Martín de la Val d'Onsera -censada entre los años 2005 a 2008-. En último lugar, también se censó el núcleo de Campos de Ciano, que no se considera colonia por hallarse a distancia inferior a 1 km de una colonia-, durante los años 2001, 2005, 2006, 2007 y 2008. Se ha tenido acceso a documentación anterior al año 2000 (censo de 1999, Dpto. de Medio Ambiente del GA).

Los controles de la población de alimoches se llevan a cabo a partir de marzo-abril. Se realizan tres visitas para constatar: a) la ocupación de territorios y el inicio de la incubación -entre el 10 de marzo y el 15 de abril-; b) el desarrollo de la crianza -entre el 1 de mayo y el 15 de junio- y c) el éxito en la reproducción -a lo largo del mes de julio-.

El seguimiento y la monitorización de la población de quebrantahuesos se inicia a partir de noviembre y se prolonga, con controles semanales, hasta los meses de junio-julio. Consideramos que un nido está ocupado cuando se constata la presencia de una pareja o trío de aves adultas que muestran signos evidentes de reproducción (construcción del nido, comportamiento incubador, cebas durante la crianza y/o presencia de pollo).

En las tres especies, para el cálculo de los parámetros reproductores se consideró la terminología propuesta por CHEYLAN (1981), que asume la "productividad" como el resultado obtenido al dividir el número de pollos volados por el número de parejas controladas. El "éxito reproductor" es el resultado de la división del número de pollos volados por el número de parejas que inician la reproducción.



**Figura 1.** Distribución comarcal del área de estudio con presencia de aves carroñeras.  
**Figure 1.** District distribution of the study area with scavenger birds' presence.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Quebrantahuesos

##### 3.1.1. Distribución y status poblacional

El estatus poblacional de la especie en Aragón no se conocía hasta finales de los años 70, cuando se llevó a cabo un primer censo parcial de la población reproductora (HEREDIA, 1979). Por los datos bibliográficos existentes hasta entonces se puede asegurar que a principios de siglo la especie estaba presente en el conjunto del Pirineo oscense y zaragozano, así como en el Sistema

Ibérico. Otras fuentes históricas indican la existencia del Quebrantahuesos en el Pirineo aragonés a principios del siglo XX y llama la atención que no ha sido nombrado en las extensas obras de Ignacio de Asso: *Synopsis stirpium indigenarum Aragoniae* (1779), *Mantissa stirpium indigenarum Aragoniae* (1781), *Enumeratio stirpium in Aragonia noviter detectarum* (1784) y sobre todo en la *Introductio in Oryctographiam et Zoologiam Aragoniae* o en su libro *Accedit Enumeratio stirpium in eadem Regione noviter detectarum* (1784). La escasez de información antigua sobre la especie en Aragón indica que los naturalistas hacían pocas visitas a esta región, debido sobre todo a la inaccesibilidad del territorio. El primer autor que cita esta especie en Aragón fue Don Francisco Dieste y Buil en su obra *Tratado económico de la cría de Gallinas y estincion de fieras dañosas á los ganados* (1781), donde incluye el quebrantahuesos en su listado de aves premiadas por darles muerte, aduciendo lo siguiente: "...también especie de ave de rapiña, que hace igual daño como las anteriores..." También es citado por el aristócrata inglés Edward North Buxton, quién realizó cuatro visitas al Valle de Ordesa para cazar bucardos -entre 1880 y 1890- y observa cinco quebrantahuesos que bajan a comer el cadáver de un sarrío despeñado, además cita en su libro que "...en aquellos parajes el quebrantahuesos no es difícil de observar..." (BUXTON, 1893).

En su monografía sobre el quebrantahuesos (HIRALDO *et al.*, 1979) recogen solamente once localidades de cría en el Pirineo aragonés hasta el año 1900. El único dato que indica la presencia de la especie fuera del Pirineo, y el más antiguo que se conoce de Aragón, es el de la captura de un quebrantahuesos en Peralta de Alcofea (Huesca) en 1933; cita curiosa por hallarse esta localidad más de 30 km al sur de su área de distribución actual.

En su *Traité de zoologie: anatomie, systématique, biologie. Tome XV: oiseaux* (ROCHON-DUVIGNEAUD *et al.*, 1935) confirman que el quebrantahuesos era conocido en los alrededores de Jaca. La falta de observaciones históricas de otros ornitólogos extranjeros, en aquella época los mejores expertos en la identificación de aves, indica claramente que el quebrantahuesos no era un ave común en el Pirineo aragonés a principios del siglo XX. A partir de 1960 los hermanos Terrasse, junto a W. Suetens, fueron pioneros en los trabajos de localización de parejas nidificantes en el Alto Aragón. En resumen, para esta zona del Pirineo la

bibliografía antigua sobre la especie es más bien escasa, pues existen pocos datos sobre su distribución en el pasado (HIRALDO *et al.*, 1979).

La información más reciente sobre el estudio de las primeras unidades reproductoras se refiere a los años 1970-71, cuando se controlaron siete parejas en la comarca de la Jacetania en el Alto Aragón occidental (HEREDIA, inédito). En la década de 1980 a 1990 aumenta paulatinamente el número de nuevas parejas reproductoras de quebrantahuesos, debido a un mejor seguimiento de la especie. En la Jacetania se citan varias observaciones de ornitólogos extranjeros (entre 1980-1982) que confirman la presencia de 12 parejas en esta Comarca (Archivo Atlas de las Aves de Huesca, WOUTERSEN, 1998). En el periodo comprendido entre 1994-2005 se produce un incremento constante del número de parejas conocidas, pasando de 36 a 65 (Figura 2). En apenas once años se incrementa en 29 el número de unidades reproductoras conocidas, situación difícilmente atribuible sólo al crecimiento demográfico normal de la población. En el año 2008 la especie sigue repartida por las siete comarcas aragonesas (Las Cinco Villas, Jacetania, Alto Gállego, Sobrarbe, Ribagorza, La Hoya de Huesca y Somontano), concentrándose el 74,24% de la población reproductora en tres comarcas Alto aragonesas: Jacetania, Ribagorza y Sobrarbe (Figura 3). Especialmente rica es esta última comarca, ya que alberga el 37,5% de las unidades reproductoras. En 2008 se han censado un total de 73 territorios (13 de ellos nuevos, formados entre los años 2003 y 2008), 49 de los cuales están ocupados por parejas y 20 por tríos poliándricos (G.A., 2008. Figura 2). En conjunto, entre 1988 y 2008, se han descubierto 45 nuevos territorios en Aragón.

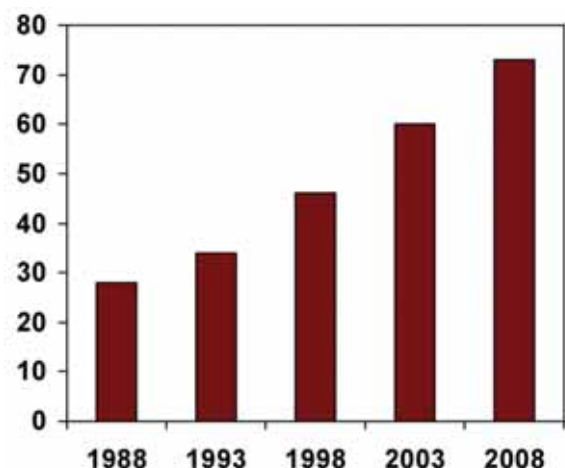
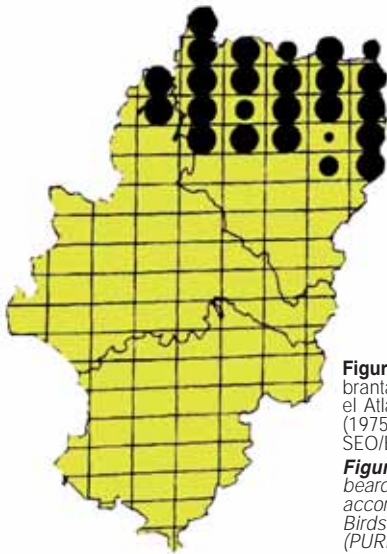


Figura 2. Evolución de la población reproductora de quebrantahuesos en Aragón  
 Figure 2. Evolution of the breeding population of bearded vultures in Aragón.

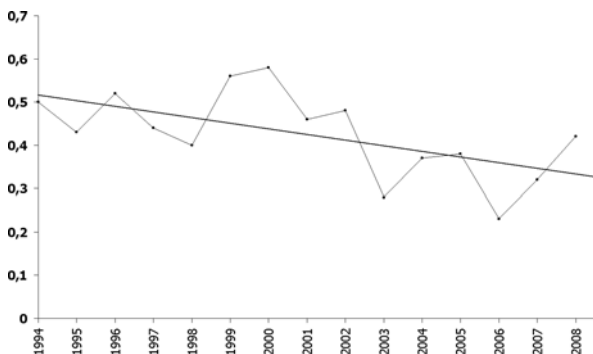


**Figura 3.** Distribución del quebrantahuesos en Aragón según el Atlas de las aves de España (1975-1995). (PURROY, *et al.*, SEO/BirdLife, 1997).

**Figure 3.** Distribution of the bearded vulture in Aragón in accordance with the Atlas of the Birds of Spain (1975-1995). (PURROY, 1997).

### 3.1.2. Parámetros reproductores

Los parámetros reproductivos marcan un claro retroceso durante los últimos años, en contraposición al aumento de la población reproductora. Si analizamos los datos obtenidos en Aragón durante los últimos 15 años (período 1994-2008), en los que se ha venido realizando un seguimiento regular de la reproducción, con un tamaño muestral cada vez mayor, la productividad (Figura 4) muestra una clara tendencia negativa. Así, mientras a principios de los 90 la productividad media oscilaba alrededor de 0,5, a partir del año 2000 estos valores no han superado la cifra de 0,39.



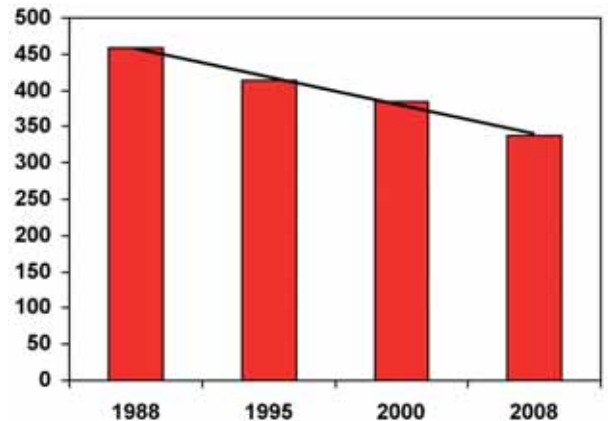
**Figura 4.** Tendencia de la productividad del quebrantahuesos en Aragón años 1994-2008.

**Figure 4.** Productivity of the bearded vulture in Aragón years 1994-2008.

## 3.2. Alimoche

### 3.2.1. Distribución y status poblacional

El alimoche es citado en la obra de Ignacio de Asso *Introductio in Oryctographiam et Zoologiam Aragoniae*, donde se recoge que "...esta especie



**Figura 5.** Evolución de la población de alimoche en Aragón durante el período 1988-2008.

**Figure 5.** Population trend of the Egyptian vulture in Aragón during 1988-2008.

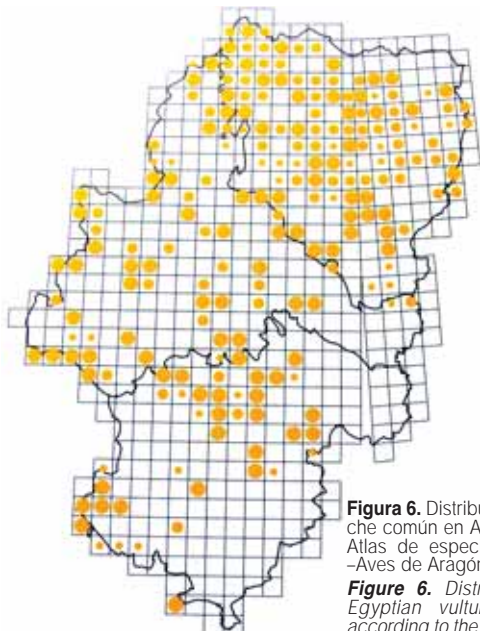
se encontraba presente en todo Aragón y nidificaba en acantilados rocosos...". También es identificado por el experimentado ornitólogo H.M. Wallis en su visita al valle de Ordesa (Brecha de Rolando) y Torla (1895). Entre 1968 y 1975 destacan las observaciones de C. Pedrocchi-Renault, sobre la presencia del alimoche en el Somontano, Sierras prepirenaicas meridionales, en la Depresión Media y Sierras interiores, así como en el Pirineo Axial del sector occidental.

Las primeras estimaciones sobre la población de alimoches en Aragón datan del primer censo nacional efectuado en 1988; para entonces la población se estimaba entre 175-180 parejas en Huesca, 47-50 en Teruel y 75-80 en Zaragoza (PEREA *et al.*, 1990). Los resultados del citado censo determinaron que Aragón era la segunda comunidad autónoma de la Península Ibérica (después de Castilla y León) en importancia numérica de parejas reproductoras. De las 161 parejas controladas en la población oscense, 30 nidificaron en el valle del Ebro (en el Somontano y Monegros) y 131 en el Pirineo (en la montaña media-baja). Era más abundante en la vertiente sur de las Sierras Exteriores y mostraba en el Pirineo oscense occidental una de las mayores densidades de la Península Ibérica. De hecho, en la comarca de la Jacetania la densidad de alimoches es tres veces mayor que en comarcas como Sobrarbe, Somontano o Monegros (WOUTERSEN & PLATTE-EUW, 1998). El seguimiento realizado de la población de alimoche en la Depresión Media del Ebro ha mostrado una tendencia regresiva. De las 70 parejas estimadas entre 1940 y 1950 se pasó a menos de 50 en 1986. En 1996 se censaron entre 13 y 25 parejas (TELLA, 1988). En la zona de Monegros la población de alimoche ha descendido

en un 50% en las últimas décadas (PEREA *et al.*, 1990). Es destacable el descenso que ha sufrido la especie en áreas del Moncayo, pues de entre 8 y 12 parejas censadas en 1988 se ha pasado a 5-6 en 1993 (P.V. RUIZ y A. PÉREZ, com. pers.). Lo mismo podemos decir de algunos sectores turolenses (J.L. LAGARES, com. pers.) y del sur de Huesca (D. GÓMEZ, com. pers.). Se conocen varios dormideros de alimoche en los alrededores de Huesca capital, cerca de Ainsa y en la Jacetania que están ocupados desde mediados de julio hasta finales de agosto, y donde pueden concentrarse hasta más de 100 ejemplares de la especie (WOUTERSEN & PLATTEEUW, 1998).

El II Censo Nacional de Alimoche común del año 2000 mostró un total de 273 parejas estimadas, de las que 251 fueron seguras y 22 probables, para un total de 384 territorios prospectados. De éstos, 75 se consideraron abandonados, luego 309 fueron los territorios estimados. En este segundo censo la población se estima en 121 parejas en Huesca, 64 parejas en Teruel y entre 75 y 88 en Zaragoza. En el año 2008 se han censado 200 parejas seguras, frente a 220 territorios ocupados (DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE DEL GA-SEO/BirdLife, datos provisionales) (Figura 5).

En resumen, podemos concluir diciendo que la población de alimoche en Aragón ha descendido en las últimas décadas. Actualmente se distribuye de forma continua por la zona norte de Aragón, fragmentándose sus poblaciones conforme avan-



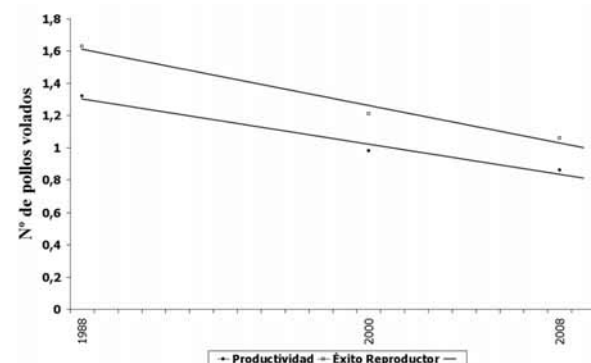
**Figura 6.** Distribución del alimoche común en Aragón según el Atlas de especies nidificantes -Aves de Aragón- (1998).

**Figure 6.** Distribution of the Egyptian vulture in Aragón according to the Atlas of nesting species - Birds of Aragón (1998). Large yellow circle: confirmed nesting; medium yellow circle: probable nesting; small yellow circle: possible nesting.

zamos hacia el sur. Las principales zonas de cría están localizadas en el Pirineo occidental y central, sierras prepirenaicas, Bardenas, cortados de Castellar -Alagón-, sierra del Moncayo, cuenca alta del Jalón y valles del Martín y Guadalope (Figura 6).

### 3.2.2. Parámetros reproductores y mortalidad

Es conveniente separar la población de alimoches de la zona pirenaica de la del Valle Medio del Ebro, pues son dos zonas bien diferenciadas y con problemáticas distintas para las aves. En Aragón la población de alimoche ha sufrido una fuerte regresión, especialmente en el Valle Medio del Ebro, donde se ha producido una pérdida del 70% del número de territorios. En 2002 se localizan siete territorios nuevos en el Valle del Ebro y la población de alimoche permanece estable con respecto al año 2001 (DOC. MEDIO AMBIENTE DEL G.A., 2002). En 2004 se visitaron 80 territorios, en los que se localizaron 46 parejas reproductoras que criaron con éxito 30 pollos. La escasez de comida provoca un descenso de la productividad, confirmándose una fuerte recesión a principios de 1990 en el Valle del Ebro, debido a la práctica desaparición del conejo, como consecuencia de la neumonía hemorrágica vírica (TELLA, 1991c). La principal causa de muerte en el alimoche es el uso de venenos (68% de las muertes en el Valle del Ebro), seguido de los disparos, los cepos y los accidentes con tendidos eléctricos (TELLA *et al.*, 2000). De igual forma, el endurecimiento de la normativa sanitaria europea, junto a la recogida sistemática de cadáveres para su posterior eliminación, ha supuesto una drástica reducción de la disponibilidad trófica de la especie. Ésto ha podido redundar en el descenso de los parámetros reproductores (Figura 7), pues la productividad ha descendido de 1,32 pollos volados/territorios controlados en 1998 a 0,98 pollos volados/territorios controlados en el año 2000.



**Figura 7.** Productividad y éxito reproductor del alimoche en Aragón.  
**Figure 7.** Productivity and breeding success of the Egyptian vulture in Aragón.

### 3.3. Buitre leonado

#### 3.3.1. Distribución, estatus y tendencia poblacional

La población ibérica de buitre leonado representa el 85% de la población europea de la especie y el 75% de la mundial (DEL HOYO *et al.*, 1994). De 2283 parejas censadas en 1979 se pasa, en 1989, a 7529 parejas y la especie queda incluida en la Categoría de "Interés Especial" dentro del *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*. En 1999, el III Censo Nacional ofrece la cifra de 17337 parejas repartidas en 1006 colonias (DEL MORAL & MARTÍ, 2000) lo que permite reclasificar a la especie como "Fuera de Peligro" en España. El crecimiento de la población ibérica de la especie ha traído consigo un aumento muy importante de su densidad, pero no así de su área de distribución. La especie está ausente como reproductora en el extremo noroccidental peninsular, sierras litorales mediterráneas, sur de la Comunidad Valenciana y ambos archipiélagos, siendo el NW de la provincia de León (OLEA *et al.*, 1999) una de las escasas áreas de reciente colonización. El III Censo Nacional de Buitre leonado (1999) estableció en 4383-4455 el número de parejas censadas en Aragón, mientras la estima alcanzó la cifra de 5827. Se partía de una situación en 1979 (I Censo Nacional) de 530 parejas y de 1600 en 1989 (II Censo Nacional). Según los datos de 1999 la población aragonesa de buitre leonado representaba el 25,3% del total peninsular, aportando Huesca un 9,8%, Zaragoza un 6,3% y Teruel un 9,2% (DEL MORAL & MARTÍ, 2000), con un incremento poblacional entre 1979-1989 del 136% y del 167% entre 1989-1999. La provincia de Huesca, a diferencia de Zaragoza y Teruel, redujo su tasa de crecimiento en el segundo tramo (entre 1979 y 1989 fue del 214%, mientras que entre 1989 y 1999 fue del 168%); hecho que los autores-coordinadores del censo consideraron indicativo de una posible saturación del territorio -elevado número de ejemplares flotantes y reproductores-.

En Aragón, la fracción reproductora, desde el oeste, coloniza la zona oriental de la provincia de Huesca, conectando con la de Lleida, así como la suroriental de la de Zaragoza (SAMPIETRO & PELAYO, 1998) (Figura 8). Se constata un aumento del gradiente altitudinal de la nidificación, con un rango que va de los 150 m en el Bajo Aragón hasta los 2300 m en los Valles del Aragón y del Cinca, pues WOUTERSEN & PLATTEEUW (1998) lo habían fijado en torno a los 2000 m en el Pirineo Occidental.

A partir de 1999 son pocos los trabajos publicados que han analizado el estatus poblacional

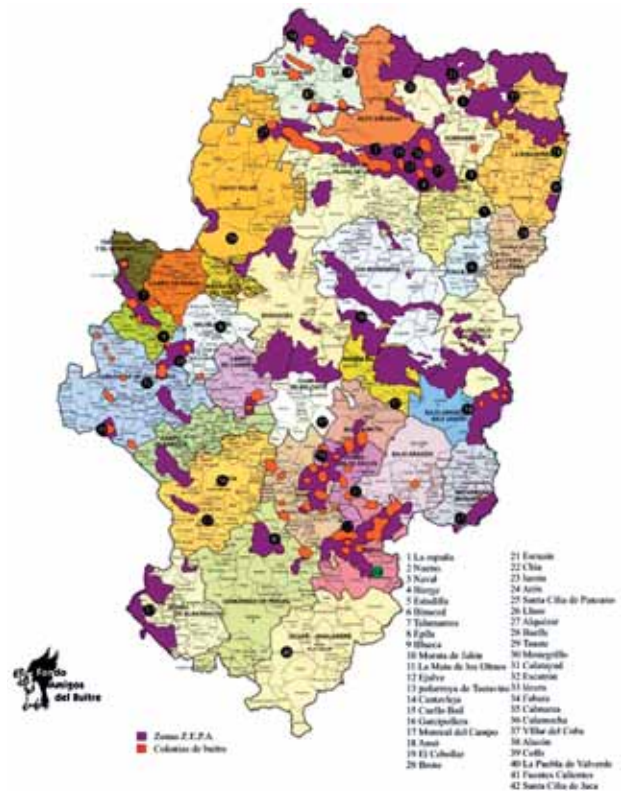


Figura 8. Distribución de las colonias de buitre leonado, zonas ZEPA y Red aragonesa de comederos para aves necrófagas-RACAN-

Figure 8. Distribution of the colonies of griffon vulture, SPA zones and Aragón network of feeding places for scavenger birds (RACAN).

de la especie. En el *Estudio de la situación de la red de muladares y vertederos en Aragón y conservación de las aves carroñeras* (2002) se hace una estima que cifra en "27000 ejemplares y en más de 8000 las parejas para el conjunto de Aragón". En 2008 se plantea un censo autonómico cuyos resultados preliminares indicarían un

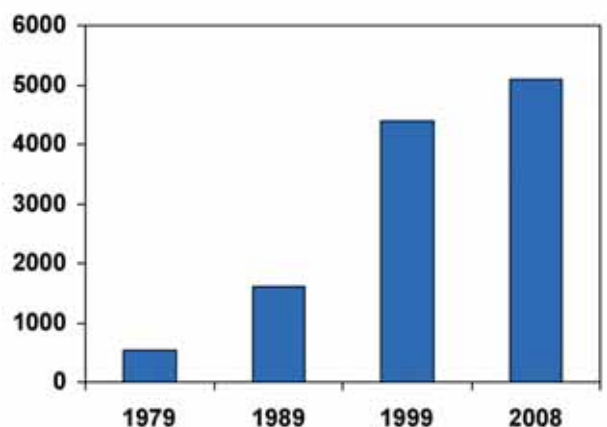


Figura 9. Evolución de la población de buitre leonado en Aragón durante el periodo 1979-2008 (los resultados del 2008 son provisionales).

Figure 9. Evolution of the population of griffon vulture in Aragón during the period 1979-2008 (results for 2008 are provisional).



incremento del 13% respecto a 1999. Este dato indica una ralentización del crecimiento respecto al periodo inter-censal 1989-1999. El crecimiento acumulado durante 1999-2008 es equiparable al crecimiento que se dio en un sólo año durante el periodo anterior (1989-1999) (Figura 9).

### 3.3.2. Análisis de los parámetros reproductores

Los valores de los parámetros reproductores muestreados han descendido desde 2006 en todas las colonias monitorizadas en nuestra área de control intensivo (Figura 10). Esta dinámica ha causado la desaparición del núcleo de Campos de Ciano. En 2007-2008 se observa una recuperación del número de parejas en San Martín de La Val d'Onsera, Salto de Roldán-Peña San Miguel y Riglos, aunque en esta última el éxito reproductor desciende hasta 0,23 –regresión que se inicia en el año 2000- y, en estas dos últimas colonias, se observa una leve recuperación en el número de pollos volados en el periodo comprendido entre 2002-2008. En el área de influencia de las colonias de Salto Roldán-Peña San Miguel y Riglos hay sendos comederos desde 2007 y consideramos que este hecho debe tener cierta influencia en la dinámica de las colonias, en especial en las de mayor tamaño. Podemos concluir que en todas las colonias monitorizadas el éxito reproductor y la productividad están por debajo del valor medio autonómico obtenido en el III Censo Nacional (1999), que se situaba en 0,84 y 0,85, respectivamente. Estos valores suponían entonces la tercera y la segunda cifra más alta a nivel nacional (véase del MORAL & MARTÍ, 1999).

En resumen, el descenso en las colonias estudiadas en las Sierras Exteriores Pirenaicas es del 21% en el número de parejas reproductoras y del 48 % en el número de pollos volados desde 2003.

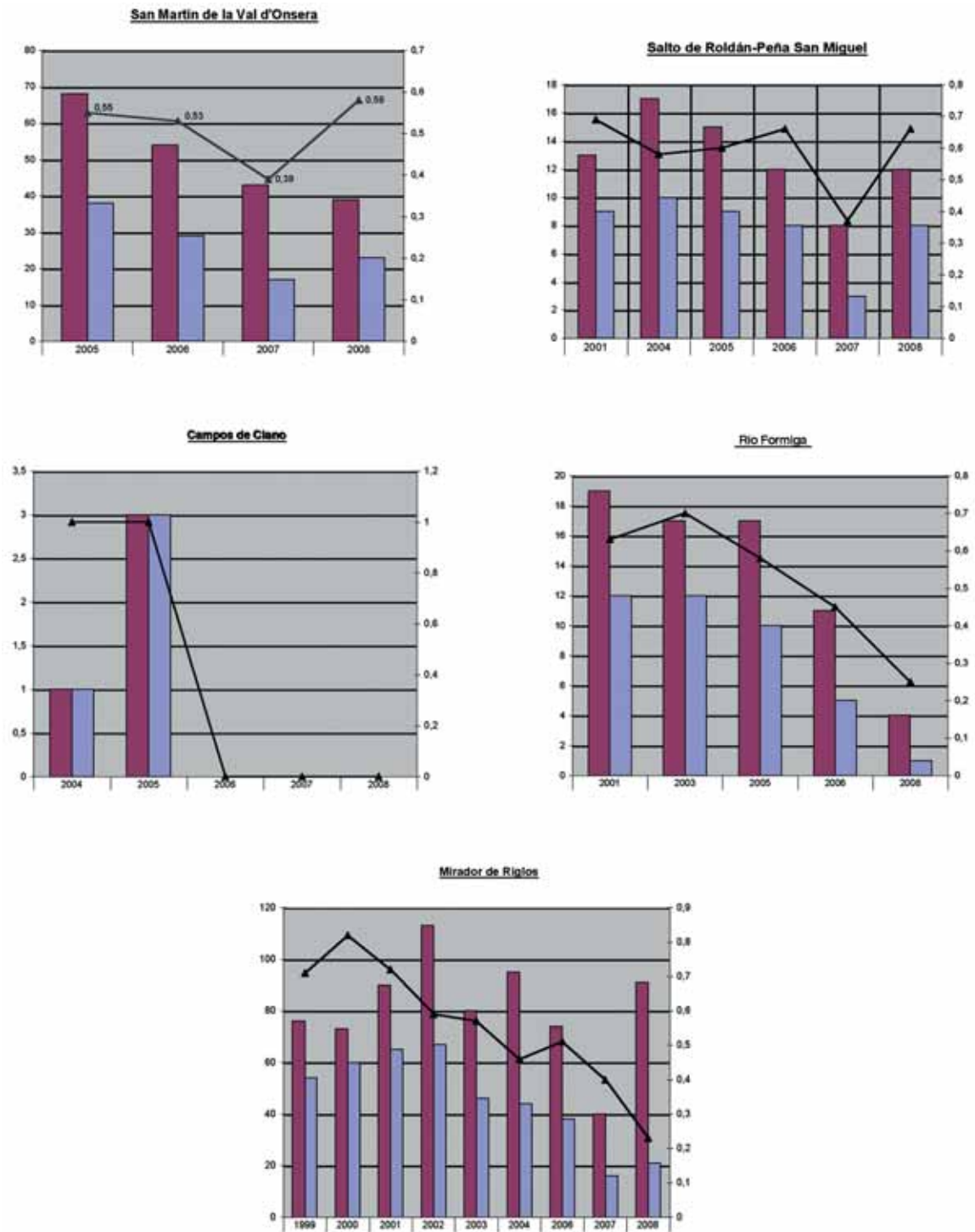
### 3.3.3. Ingresos en Centros de Recuperación

Entre 2003 y 2007 ingresan en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de La Alfranca CRFSA (Zaragoza) 1663 buitres leonados. En 2007 ingresan 390 buitres, de los que 363 son ejemplares muertos o que deben ser sacrificados. El año 2006 marca un punto de inflexión cuantitativo (en el número de ingresos) y cualitativo (las causas, véase las Figuras 11 y 12). En este sentido, ingresaron un 51,9% más de aves respecto a 2005. Por causa de ingreso, en 2003 la principal causa (47,2%) era la electrocución. En 2004 y 2005 se igualan electrocución y colisión, pero en 2006 la colisión pasa a ser la primera causa, con un 48,6% del total. En 2007 la colisión representa el 57,1% del

total, muriendo el 99,1% de las aves ingresadas y los casos de electrocución se reducen, mientras que aumentan los atropellos, 38 -de los cuales sólo sobrevive uno-. Desde 2006 las colisiones y los atropellos representan más del 50% del total de los ingresos. De los ejemplares ingresados por estas dos causas sobrevive menos del 1%. La desnutrición es la tercera causa de ingreso y registra el mayor número de casos entre los meses de agosto y noviembre. El 81% de las aves ingresadas por este motivo sobreviven. Por otro lado, cabe destacar, como causa de ingreso a partir de 2006, la muy sintomática reaparición de ejemplares caídos en trampas o víctimas de disparos.

## 4. DISCUSIÓN

A partir de enero de 2005, con la implantación de la recogida sistemática de bajas ganaderas y la desaparición de la red de muladares tradicionales en aplicación del Reglamento UE 1774/2002, se crea un nuevo escenario que implica un desfase entre la población de aves y la disponibilidad y/o previsibilidad espacial y temporal de recursos algo que se intenta paliar con la habilitación de comederos. Este escenario es común y casi simultáneo en Aragón, Castilla y León y Navarra. Otros factores comunes que aparecen ligados son: la descoordinación inter-autonómica, la equiparación de las explotaciones de extensivo e intensivo en la gestión de las reses muertas, una escasa aplicación del marco legal (Norma UE 830/2005 y RD 664/2007 –derogatorio del 1098/2002) y, por último, que no se contemplan moratorias o excepciones que vienen amparadas por la Directiva Aves (79/409) y por la existencia de figuras de protección medioambiental (Parque Natural, ZEPA, LICs o Red Natura 2000). La suma de estas circunstancias y actuaciones tiene consecuencias directas sobre las poblaciones de aves necrófagas, pues éstas se encuentran con cambios drásticos en la disponibilidad global y predecible del alimento. En el caso de buitre leonado, esta situación, unida a otros factores (nuevas infraestructuras, aerogeneradores) está probablemente afectando a la demografía de la especie y modificando sus pautas de dispersión y de uso del territorio (CAMIÑA & MONTELÍO, 2006). Estos autores apuntan el importante descenso del volumen de comida disponible para las aves en la comarca aragonesa de Los Monegros. El Valle del Ebro, en su conjunto, ha sido un territorio esencial para las poblaciones prepirenaicas de buitre leonado, ya que allí dispusieron de un recurso predecible y abundante debido al incremento de las explotaciones intensivas de porcino.

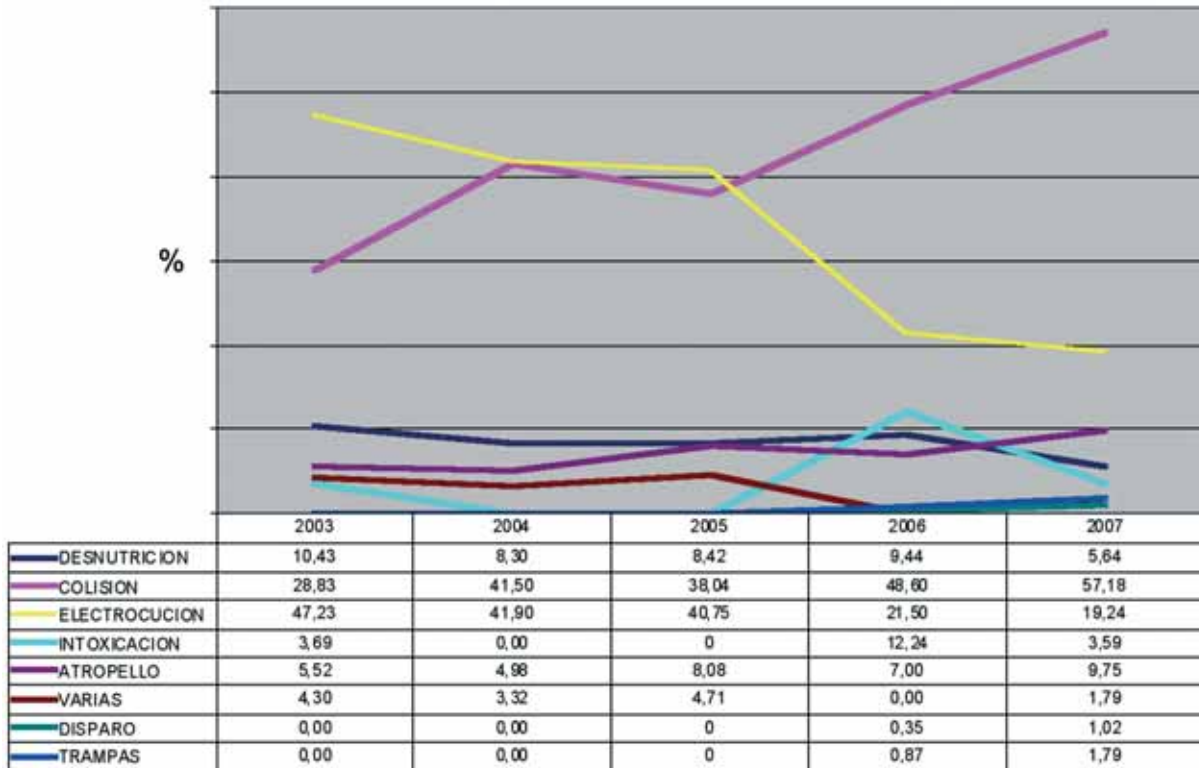
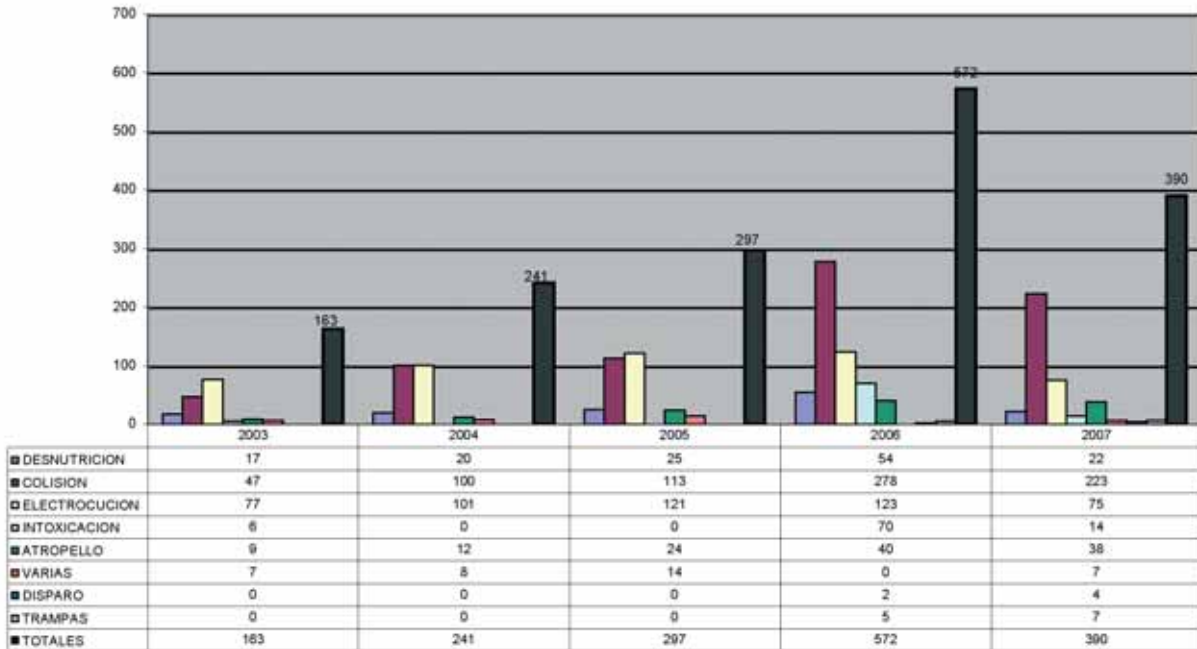


**Figura 10.** Evolución del número de parejas que inician la reproducción, éxito reproductor y pollos volados de las cuatro colonias de buitre leonado objeto de seguimiento y del núcleo de Campos de Ciano.

**Figure 10.** Evolution of the number of pairs that start reproduction, breeding success and chicks fledged of the four griffon vulture colonies subject to monitoring and of the Campos de Ciano nucleus.

Los parámetros reproductivos del alimoche y del buitre leonado (Figuras 13 y 14) en Aragón muestran en los últimos años una tendencia negativa. El crecimiento casi exponencial de su población en la década 1989-1999 se ha detenido

como consecuencia directa de la disminución de la disponibilidad trófica, esencialmente de la procedente del sector porcino. El censo nacional de 2009 debe confirmar esta desaceleración en la tendencia de la especie y quizás permita vislum-



Figuras 11 y 12. Evolución numérica y porcentual del número de buitres leonados ingresados en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de La Alfranca CRFSA (Zaragoza).

Figures 11 and 12. Numeric and percentage evolution of the number of griffon vultures admitted to the Recuperation Centre of Wild Fauna of La Alfranca CRFSA (Zaragoza).



**Figuras 13 y 14.** Los parámetros reproductivos de la población de alimoche y buitres leonados en Aragón está decreciendo.  
**Figures 13 and 14.** The breeding parameters of the population of Egyptian and griffon vultures in Aragón are decreasing.

fotos/photos: Javier Ara

brar su respuesta demográfica en un escenario como el anteriormente descrito. Deben considerarse además la incidencia de otros factores, como la reducción del sector extensivo, la problemática y el aparente aumento del número de casos de interacciones entre buitres y reses debilitadas o agonizantes (véase MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009), que resulta cuantificable desde 2006, y que pudiera ser una respuesta, antaño muy infrecuente, a la menor disponibilidad de recursos. La reducción en el éxito reproductor del buitre leonado coincide con los datos bibliográficos obtenidos en otras CCAAs y en la vertiente francesa pirenaica. Así, en Navarra se detecta un descenso del 11% en las colonias censadas en 2007 respecto a 2004. En 2008 el descenso se incrementa en un 0,5% (Nota Prensa Gobierno de Navarra 04.06.2008). En el País Vasco hay un descenso del éxito reproductor en Sierra Salvada (0,82 en 2001 vs 0,41 en 2007) y del número de parejas en Tertanga (PÉREZ DE ANA, 2007). En Castilla y León se produce un descenso de la productividad en Soria hasta alcanzar un valor de 0,52 (CAMIÑA, 2007). En Segovia, en el Parque Natural de las Hoces del Riaza, el descenso de la población de buitres en los últimos cuatro años es del 32%, siendo el peor de los últimos 15 años en lo que se refiere al número de pollos volados (FERNÁNDEZ, 2007 y Censo de otoño 2008). En Castellón el descenso es del 27%, y del 42% del número de parejas reproductoras en La Rioja, con tasas de crecimiento negativas desde 2003 en esta última CCAA (CAMIÑA, 2007). En las colonias pirenaicas de la vertiente francesa el número de parejas reproductoras desciende un 9,2 % (2006-2007, datos coordinación LPO). La incidencia de las muertes por colisión y atropello pueden verse potenciadas por la menor disponibilidad trófica. El aumentar el área y el tiempo de campeo y recurrir a carroñas de menor biomasa sería una respuesta esperable de las aves ante la falta de alimento (DONÁZAR, 1993; GRANDE DEL RÍO, 2007), lo que tendría como consecuencia un aumento de la vulnerabilidad de las aves con mayores posibilidades de ser víctimas de accidentes o intoxicaciones.

En cuanto al quebrantahuesos, la tendencia observada en los parámetros de productividad (período 1994-2008) es claramente regresiva. El aumento de las poblaciones de quebrantahuesos desde la década de los 80 indica que la gestión y las medidas encaminadas a su conservación han favorecido el incremento de territorios ocupados. Las medidas que en una etapa inicial

podríamos considerar positivas para la especie, como la creación de Puntos de Alimentación Suplementaria, actualmente son cuestionadas por algunos autores, ya que podrían estar contribuyendo a la aparición de regulación densodependiente de los parámetros demográficos (CARRETE *et al.*, 2006).

Por otra parte, MARGALIDA *et al.*, (2008) analizan las causas de muerte de los quebrantahuesos en Europa entre los años 1986 y 2006. De los 106 casos de muerte estudiados es posible determinar la causa en el 82%, resultando ser las mismas: muerte por disparo (31%), uso de veneno intencionado (26%), colisión-electrocución (18%) y envenenamiento no intencionado (12%). A lo largo de este periodo la mortalidad mostró una significativa variación temporal, pues los resultados sugieren que mientras el número de muertes por colisión-electrocución permanecen estables o aumentan ligeramente, el número de casos por disparo ha descendido durante los últimos 6 años, al mismo tiempo que el uso de veneno intencionado y el envenenamiento no intencionado han aumentado. De los ejemplares localizados muertos sin radio-emisor, el 75% fueron tiroteados o habían colisionado con líneas de alta tensión. Por el contrario, la principal causa de mortandad en los ejemplares localizados muertos por medio del radio-emisor -el 86% de los casos- fue el veneno intencionado o no intencionado, lo que sugiere una muy alta incidencia de este factor en la mortalidad de los quebrantahuesos pirenaicos.

El alimoche ha sufrido en las últimas dos décadas un fuerte descenso de unidades reproductoras que ha sido muy acusado en el Valle Medio del Ebro y en el área de Monegros, donde el declive llegó al 50%. El uso ilegal de cebos envenenados resultó ser la principal causa de muerte (más del 65% de los cadáveres examinados; TELLA *et al.*, 2000). La utilización de cebos envenenados para el control de depredadores en los cotos de caza es causa de intoxicación de aves y de su ingreso en los centros de recuperación de la Comunidad Autónoma de Aragón; la gran incidencia en el alimoche está relacionada con su tendencia a explotar pequeñas carroñas lo que le hace muy vulnerable frente a envenenamientos de roedores, carnívoros y aves (córvidos).

En conjunto, en las tres especies de carroñeras están operando una serie de factores que limitan o ralentizan una evolución positiva de su productividad. La mortalidad no natural, causada

principalmente por venenos, es el principal factor limitante que afecta a las tres especies, aunque los casos en buitre leonado eran casi inexistentes hasta fechas muy recientes. Citemos, a modo de ejemplo, la muerte de 20 buitres leonados en Tauste al ingerir bolas impregnadas con pesticida (Heraldo de Aragón, 06.07.06). Otro factor que está impidiendo una evolución positiva de las poblaciones es la menor disponibilidad de recursos tróficos. El alimoche, se ha visto afectado además por el descenso de la población de conejo (a raíz del desarrollo de la neumonía hemorrágica vírica). La crisis de las EET-EEB (año 2000) supuso la adopción de medidas sanitarias consistentes en la clausura de muldares y en la implantación de servicios de recogida y eliminación de bajas ganaderas. Una y otra medida han significado un drástico descenso en el número y predecibilidad de carroñas en el campo, con una incidencia directa en la pervivencia y productividad de las aves carroñeras. Las dos causas de mortalidad no natural más frecuentes son: colisión y electrocución, de los que apenas sobreviven ejemplares afectados (datos del Centro de Recuperación de la Alfranca). La muerte por disparo también sigue siendo frecuente en Aragón. Las molestias a nidos por excursionistas, las interacciones interespecíficas -usurpación de nidos por otras especies- y conespecíficas intromisión de otro ejemplar en las labores de reproducción, pueden ser factores adicionales que limiten el éxito reproductor.

#### 4.1. Problemática y medidas de conservación futuras

La productividad del quebrantahuesos ha disminuido en el Pirineo aragonés, pasando de una media de 0,49 pollos/pareja/año entre 1994 y 2000 a 0,37 pollos/pareja/año entre 2001 y 2008, mientras que el número de territorios se ha duplicado entre 1993-2008. Si a todo esto unimos la escasa variación en la calidad de los cortados de cría (MARGALIDA *et al.*, 2008), estaríamos ajustándonos a un contexto de depresión denso-dependiente en la fecundidad (véase CARRETE *et al.*, 2006a). Otros factores que también podrían estar operando de forma simultánea y acentuarían este fenómeno serían: la inexperiencia de los ejemplares reproductores como consecuencia de las sustituciones producidas o de la incorporación de nuevas parejas al segmento reproductor, la calidad del alimento, las molestias humanas durante el proceso reproductor y las interacciones interespecíficas.

Puede que todos estos factores influyan en cierta medida en el descenso de la productividad. Sin embargo, recientes estudios han demostrado que tal fenómeno puede ser debido al efecto combinado del empaquetamiento de los territorios (un territorio/226 km<sup>2</sup>), la presencia de individuos preadultos en las inmediaciones de los comederos y la formación de tríos poliándricos (CARRETE *et al.*, 2006a, b; MARGALIDA & BERTRÁN, 2007), factores que están relacionados y que emanan de una población denso-dependiente, es decir, la regulación será más dependiente de la depresión de los parámetros demográficos, como es en este caso la productividad, que de otros factores como la calidad del hábitat.

Ciertos factores de los citados anteriormente se han podido ver favorecidos por la presencia de grandes puntos de alimentación suplementaria (MARGALIDA *et al.*, 2007). En otras subpoblaciones también se ha cuestionado la eficacia y funcionalidad de los comederos en la conservación de la especie (BRETAGNOLLE *et al.*, 2004). Los efectos que éstos pueden tener sobre la expansión de la población no se han estudiado. Estos puntos de alimentación son determinantes en épocas precisas como la crianza y han contribuido a reducir las tensiones territoriales y facilitado la compresión de territorios. Está demostrada la eficacia y necesidad de estos puntos para la conservación de la especie, y más cuando la normativa sanitaria ha reducido los últimos años la disponibilidad de alimento de forma significativa y el impacto del veneno es más que preocupante (HERNÁNDEZ, 2003; ANTOR, 2003). Sin embargo, creemos que es necesario evaluar con más detalle las posibles repercusiones que la alimentación suplementaria ha tenido y puede tener sobre la productividad -fruto de la densidad actual-, así como sobre la escasa expansión geográfica constatada hacia el oeste durante la última década. El uso y la tenencia de sustancias tóxicas han aumentado considerablemente en los últimos años. Según los datos analizados, la relación entre el uso de los Puntos de Alimentación Suplementaria (PAS) por los quebrantahuesos y la supervivencia de la especie, fue positiva. Sin embargo, contrariamente a la predicción teórica -es más alta y estable la supervivencia adulta entre las especies longevas- el uso de los PAS sólo aumentó en la supervivencia de la población pre-adulta. Además, los PAS amortiguan los efectos del envenenamiento ilegal en esta clase de edad, mientras que la supervivencia adulta disminuye

con los años. El modelo de simulación (CMR y Montecarlo) predice un plazo máximo en las probabilidades de extinción de 50 años. Las previsiones de supervivencia de la población a largo plazo -a este ritmo-, que se esperan en situaciones sin envenenamientos, predicen una menor problemática de conservación, mientras que incluyendo solo los PAS para poder mantener una gran población flotante, crea incertidumbre en este retraso del declive poblacional, pero reduce el riesgo de envenenamiento entre los adultos (ORO *et al.*, 2008). Sin embargo, no se pueden dejar de lado los efectos que su futura disminución pueden tener sobre la supervivencia juvenil, junto a las consecuencias que esto acarrearía en la viabilidad de la población. Sólo así se podrá mejorar el funcionamiento y gestión de los comederos, como futura herramienta eficaz en la conservación del quebrantahuesos (SESÉ *et al.*, 2005), porque es incuestionable que estas aves cada año hacen un mayor uso de estos puntos.

En cuanto a la alimentación del buitre leonado deberían considerarse dos aspectos. En primer lugar, debería respetarse su ecología, optando por facilitar el cadáver completo como recurso natural y legalmente amparado por normativas comunitarias y nacionales. En segundo lugar, debería desarrollarse un modelo mixto, donde además de aumentar el número de comederos -para evitar la concentración de aves-, se contemple la figura del muladar ligado a explotaciones ganaderas ubicadas en áreas amparadas por alguna figura de protección medioambiental (ZEPAS, LICIS, Parques Naturales, Red Natura 2000). Este modelo mixto podría evitar que los recursos fueran acaparados por esta especie en beneficio de las otras en situación poblacional más precaria (alimoche, quebrantahuesos) y a las que se podrían añadir el milano real *Milvus milvus* y el milano negro *Milvus migrans*. Tal y como se recoge en las Actas del Congreso de Caravaca (4-6 abril, 2008), es necesario apoyar el mantenimiento de actividades tradicionales en el medio natural y demandar una coordinación interdepartamental e interautonómica.

En 2002 se contabilizaron en Aragón 203 muladares o vertederos, 95 de ellos en la provincia de Huesca. Algunos eran vertederos ilegales en los que se depositaban miles de kilos de cadáveres procedentes de las explotaciones de porcino. En la actualidad han entrado en funcionamiento 36 de los 50 comederos incluidos en la red -RACAN-. 12 son abastecidos con cadáver entero (Categoría 1) por el gestor único de recogida de bajas ganaderas y los 24 restantes con subproductos de cate-

goría 2 y 3. En la provincia de Huesca funcionan 18 comederos: dos en la Jacetania, dos en el Sobrarbe, tres en la Ribagorza, dos en la comarca de la Hoya de Huesca, seis en el Somontano de Barbastro, uno en la comarca del Cinca Medio, uno en la Litera y uno en Los Monegros. El *Estudio de la situación de la red de muladares y vertederos en Aragón y conservación de las aves carroñeras* (2002) cifraba entre 9.000 y 15.000 kg/día la cantidad de biomasa animal eliminada por las aves necrófagas en toda la CA. En los diez primeros meses de 2008 se han depositado 950.000 kg, lo que equivaldría a decir que el consumo ha sido de 3.160 kg/día. (HERNÁNDEZ & RUCIO, 2008). Puede deducirse por lo tanto que se produciría un déficit diario mínimo de unos 6000 kg de alimento.

Es necesario adoptar medidas que erradiquen la utilización de cebos envenenados y que garanticen el acceso de las aves a una disponibilidad trófica equilibrada. La habilitación de comederos es una medida inicial válida, pero complementaria al proceso de recuperación de un modelo equilibrado de gestión de muladares para la ganadería extensiva. Lograr este objetivo implica la flexibilización de determinadas normativas y el desarrollo de excepciones -con el mismo rigor- en otras. Sobre la base legal de la Directiva de Aves comunitaria, cuyo objetivo es el de conservar a estas especies, ambas medidas deberían ponerse en práctica. Paralelamente, a partir de su aplicación debería realizarse el correspondiente seguimiento de estas actuaciones.

## 5. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todas aquellas personas que han participado en los censos y en las tareas de seguimiento reproductor de las especies tratadas en este artículo, Agentes de Protección de la Naturaleza y Técnicos del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, miembros de ONGs como, SEO/Bird Life, Fondo Amigos del Buitre -FAB-, la Fundación para la Conservación del quebrantahuesos -FCQ-, Ligue pour la Protection des Oiseaux-LPO- su aportación en las materias aquí tratadas. Igualmente, al Centro Internacional del Agua y el Medio Ambiente (CIAMA) en la Alfranca (Zaragoza) por su importante aportación al análisis de las causas de muerte. A Rafael Heredia por compartir sus datos sobre el quebrantahuesos, a la Diputación Foral de Navarra por la información solicitada y finalmente agradecemos a Javier Ara las fotos que amablemente nos ha cedido.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- ANTOR, R., MARGALIDA, A. & HEREDIA, R.  
2003 Quebrantahuesos, *Gypaetus barbatus*. In: Martí, R & Del Moral, J.C. (Eds.) *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid. Pp. 164-165.
- ANTOR, R., MARGALIDA, A. & HEREDIA, R.  
2004 Quebrantahuesos, *Gypaetus barbatus*. In: Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid. Pp. 125-129.
- ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V.  
1990 *El Censo Nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus): Población, distribución, demografía y conservación*. ICONA. Colección Técnica, Madrid. a la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid. Pp. 125-129.
- BRETAGNOLLE, V., INCHAUSTI, P., SEGUIN, J.F. & THIBAUT J.C.  
1990 Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Corsica. *Biological Conservation*. 120: 19-30
- BUXTON, N.E.  
1893 *Short Stalks: Hunting Camps*. Edward Stanford- 26 & 27 Cockspur Street, Charing Cross, S.W. Second Edition. London.
- CAMIÑA, A.  
2007 Muladares para el Buitre leonado en el Sistema Ibérico. *Quercus* 261: 22-27.
- CAMIÑA, A., & MONTELÍO, 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: 3-17.
- CARRETE, M., DONAZAR, J. A. & MARGALIDA, A.  
2006a Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: Implications for conservation. *Ecological Applications* 15: 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: 624-627.
- CHEYLAN, G.  
1981 Introduction. II Colloque International sur les Rapaces Méditerranéens. *Rapaces Méditerranéens*, 1: 3-5
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J.  
1994 Handbook of the birds of the world. Vol. 2. New World vultures to guineafowl. Lynx Ediciones. Barcelona.
- DEL MORAL, J.C. & MARTÍ, R. (Eds.)  
2001 *El Buitre leonado en la península Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico Coordinado*. 1999. Monografía nº 7. SEO/Birdlife. Madrid.
- DEL MORAL, J.C. & MARTÍ, R. (Eds.)  
2002 *El Alimoche común en España y Portugal (I Censo Coordinado)*. Año 2000. Monografía nº 8. SEO/Birdlife. Madrid.
- DONÁZAR, J.A.  
1993 *Los buitres ibéricos: biología y conservación*. Madrid: J. M. Reyer Editor.
- DONÁZAR, J.A., CEBALLOS, O. & TELLA, J.L.  
1996 Los grandes dormideros de alimoche peligran por el cierre de los muladares. *Quercus* 129: 46
- DONÁZAR, J.A., HIRALDO, F. & BUSTAMANTE, J.  
1993 Factores determinantes del Éxito reproductor en el quebrantahuesos. *Quercus* 91: 6-9
- FERNÁNDEZ & FERNÁNDEZ ARROYO, F.J.  
2007 Bajón en el censo de pollos de Buitre leonado en las Hoces del Riaza. *Quercus* 261: 33-34
- FERNÁNDEZ & FERNÁNDEZ ARROYO, F.J.  
2008 Resultados del Censo de Otoño, 2008 y Hoja Informativa sobre el Refugio de Rapaces de Montejo de la Vega 32.
- GOBIERNO DE ARAGÓN  
2007 [http://portal.aragon.es/portal/page/portal/MEDIOAMBIENTE/INFORMACION/MA\\_ARAGON\\_2001](http://portal.aragon.es/portal/page/portal/MEDIOAMBIENTE/INFORMACION/MA_ARAGON_2001)
- GRANDE DEL RÍO, J.M.  
2007 La dinámica de las poblaciones de alimoche Comunicación Jornadas sobre Buitres (UNED, Plasencia 2007).
- HEREDIA, B.  
1991 El Plan Coordinado de Actuaciones para la Protección del Quebrantahuesos. In: Heredia, R. & Heredia, B. (Eds.): *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. Colección técnica. Madrid: ICONA. Pp. 117-126.
- HEREDIA, R.  
1991a Distribución y estatus poblacional en España. In: Heredia, R. & Heredia, B. (Eds.). *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. Colección técnica. Madrid: ICONA. Pp. 15-25.
- HEREDIA, R.  
1991b Biología de la reproducción. In: Heredia, R. & Heredia, B. (Eds.). *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. Colección técnica. Madrid: ICONA. Pp. 27-38.
- HEREDIA, R.  
2005 Status y distribución del quebrantahuesos en España y diagnóstico de la situación de la población en la UE. In: Margalida, A. & Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*.: Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid. Pp. 21-37.
- HEREDIA, R. & MARGALIDA, A.  
2001 Status, breeding parameters and conservation measures in the Spanish bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. In: Sakoulis, A., Probonas, M. & Xirouchakis, S. (Eds): Proceedings of the 4th Workshop of bearded vulture Crete. Pp. 51-57.
- HERNÁNDEZ, M.  
2003 El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus* 203: 24-29
- HERNÁNDEZ, F. & RUCIO, J.  
2008 El Buitre leonado marca el rumbo a seguir. *Quercus* 274 (Suplemento Especial Aragón): 8-11.



- HIRALDO, F., DELIBES, M. & CALDERÓN, J.  
1979 *El Quebrantahuesos Gypaetus barbatus: sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías 22. Madrid: ICONA.
- MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.  
2000 Breeding behaviour of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*): minimal sexual differences in parental activities. *Ibis* 142: 225-224.
- MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.  
2001 Function and temporal variation in use of ossuaries by bearded vultures (*Gypaetus barbatus*) during the nestling period. *The Auk* 118: 785-789.
- MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.  
2005 Ecología trófica del quebrantahuesos en los Pirineos. In: Margalida, A. & Heredia, R. (Eds): *Biología de la conservación del quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid. Pp. 117-136.
- MARGALIDA, A., BERTRAN, J., & BOUDET, J.  
2005b Laying date delayed and clutch replacement in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees. *Vulture News* 76: 40-45.
- MARGALIDA, A., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.  
2007 Cae la productividad en el quebrantahuesos. *Quercus* 253: 14-20.
- MARGALIDA, A., GARCIA, D., BERTRAN, J. & HEREDIA, R.  
2003 Breeding biology and success of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the eastern Pyrenees. *Ibis* 145: 244-252.
- 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.
- MARÍN, M.  
2007 *Biología evolutiva y biodiversidad. Ecología y disponibilidad trófica del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en la población del Pirineo*. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- NEWTON, I.  
1998 *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London.
- OLEA, 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: 81-88.
- ORO, D., MARGALIDA, A., CARRETE, M., HEREDIA, R. & DONÁZAR, J.A.  
2008 Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *Plos One* 3: e4084.
- PEREA, J.L., MORALES, M., & VELASCO, J.  
1991 España posee la principal población de Alimoche de Europa. *Quercus* 68: 15-22
- PEREA, J.L., MORALES, M., VILLARROEL, M. & VELASCO CABAS, J.  
1990 *El Alimoche (Neophron percnopterus) en España. Población, distribución, problemática y conservación*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.
- PEREZ DE ANA, J.M.  
2007 Los Buitres de Sierra Salvada sufren la recogida de ganado muerto. *Quercus* 261: 30-32
- PURROY, F.J.  
1997 (coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Barcelona: Lynx Edicions-SEO.
- SAMPIETRO, F.J.  
2000 *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Gobierno de Aragón.
- SEO  
1997 *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Barcelona.
- SESÉ, J.A., ANTOR, R.J., ALCÁNTARA, M., ASCASO, J.C., & GIL, J.A.  
2005 La alimentación suplementaria en el quebrantahuesos: estudio de un comedero del Pirineo occidental aragonés. In: Margalida, A., & Heredia, R., (Eds). *Biología de la conservación del quebrantahuesos Gypaetus barbatus en España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid. Pp. 85-95.
- SUNYER, C. & HEREDIA, R.  
1991 El quebrantahuesos en España. AEDENAT-CODA. *Actas I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Madrid: ICONA. Pp. 9-17.
- TELLA, J.L.  
1988 *El alimoche (Neophron percnopterus) en la cuenca media del Ebro*. Informe inédito.
- TELLA, J.L.  
1991c *Dinámica poblacional del alimoche (Neophron percnopterus) en el valle medio del Ebro. Valoración de la NHV del conejo sobre las poblaciones de alimoche*. Informe DGA.
- TELLA, J.L.  
1992 El alimoche: biología y evolución poblacional en la depresión del Ebro. *Surcos* 34: 38-41.
- TELLA, J. L., J. M. GRANDE, D. SERRANO & J. A. DONÁZAR, J. A.  
2000 *Monitorización de la población de Alimoche (Neophron percnopterus L.) en el valle medio del Ebro*. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito. Departamento de Medio Ambiente, Diputación General de Aragón.
- TERRASSE, J. F.  
2004 *El quebrantahuesos: descripción, costumbres, observación, reintroducción, mitología*. Ediciones Omega. Barcelona.
- WALLIS, H.N.  
1895 Notes in birds of the Central Pyrenees. *The Ibis* 3: 64-85
- WOUTERSEN, K. & PLATTEEUW, M.  
1998 *Atlas de las aves de Huesca*. Kees Woutersen Publicaciones. Huesca.



foto/photo: Jordi Bas



**Status, distribution and breeding parameters  
of the scavenger birds population in Aragón**

KEES WOUTERSEN, DAVID GARCÍA, FRANCHO MORENO & MANUEL GRASA

## 1. INTRODUCTION

The first approximations to the knowledge of the vulture populations in Aragón were obtained from the censuses carried out at the end of the seventies in the case of the griffon vulture *Gyps fulvus* (TELLERIA *et al.*, 1979-1980) and the Egyptian vulture in the mid-eighties (PEREA *et al.*, 1990). On the other hand, the monitoring of the bearded vultures *Neophron percnopterus* population *Gypaetus barbatus* has been gradually carried out over the past two decades by means of simultaneous censuses and the annual control of the reproduction. All the information before the 80s included in the bibliography, or from comments from ornithologists and/or those interested in birds, is not very precise and not comparable with the knowledge obtained over the past 15 years.

The creation of the Aragón Network of Feeding Places for Necrophage Birds – RACAN – distributed throughout the three provinces (Huesca, Teruel and Zaragoza), the points of supplementary feeding specifically for the bearded vultures, as well as the practice of extensive stock farming has contributed to a constant trophic availability for the vulture populations. It is necessary to point out the deciding influence it has had on the growth of the population of the griffon vulture, the spectacular development of the intensive pig farming sector, as well as the absence of a strict administration of the deaths in this sector – in the period between 1989-1999. However, the application of the measures considered in the EU Regulation 1774/2002, the autonomous shift of the Royal Decree 664/2007, of 25 May, to the Autonomous Community of Aragón by means of the decree (now in its first stages) which will repeal that of 207/2005, are producing important changes that affect the regulation of the open air carcass deposits. The combination of: the application of the regulation that arose as a result of the TSE-BSE, the implementation of the collection of the dead animals from the farms for their subsequent incineration and gradual creation of a network of feeding places (50) to replace the network of more than 200 traditional dumpsites – historically and territorially consolidated-, may be having a negative effect on the population trend of these species. On the other hand, other effects may result from the control of feeding resources such as the alteration of the dispersion guidelines and the use of the territory.

Aragón is the second autonomous community that accommodates the highest number of Type IV colonies of the griffon vulture in its territory (taking into account to its size) with more than 90 pairs (DEL MORAL & MARTÍ, 2000; SEO/BIRDLIFE, 1999). It is also the second autonomous community in number

of territories occupied by the Egyptian vulture, with 19% of the total (DEL MORAL & MARTÍ 2001; SEO/BIRDLIFE, 2000) and the first by number of breeding pairs of bearded vultures of all the Western Palearctic – indigenous populations: Pyrenees, Crete and Corsica (HEREDIA 1991a; ANTOR *et al.*, 2004). On the other hand, it is worth mentioning that the recent reintroduction project of the cinereus vulture *Aegypius monachus* in the north of the province of Lleida (2007-2008) could add a new actor to this scene in the future.

In this chapter a synthesis about the population status is presented, the temporal trends and the evolution of the breeding parameters of the scavenger birds that nest in Aragón. The objective of this article is to carry out an analysis of the population trend and to prepare a report about the future viability of these populations. It discusses what the present problem is and proposes management improvements for the conservation of these populations, improving their present trends.

## 2. STUDY AREA AND METHODS

The present analysis is limited to the Aragón areas (North of Spain) in which the breeding of one of the three species of vultures mentioned exists (Figure 1). The data of the griffon vulture and of the Egyptian vulture is based on the censuses which have been carried out systematically every 10 years since 1979 and 1987, respectively (see ARROYO *et al.*, 1990; PEREA *et al.*, 1990; DEL MORAL & MARTÍ, 2001, 2002). In this case the results of other censuses are also taken into account, censuses which were carried out randomly in different colonies, and that allow the population trends to be specified with more detail. With reference to the bearded vulture, on being classified as "In danger of extinction", the monitoring that is carried out is more exhaustive, thanks to other simultaneous censuses having been carried out (between 1989 and 2006), or the annual breeding control. It should be remembered that this species, as opposed to the previous ones, have a Recuperation Plan (Decree 45/2003, 25 February). In Figure 1 the distribution of the three species in the administrative districts that are present in Aragón appear.

The follow-up and monitoring of the populations of griffon vultures in Aragón is carried out in the months January-February and March-April for the Egyptian vulture. Spaced checks are carried out that cover the incubation phases (January and March) and breeding (March-June) of the chicks in order to determine the breeding parameters. In the follow up of the reproduction of the griffon vulture

colonies a minimum of three visits are made; one in the first fortnight of February – in order to ensure that the pairs have started breeding (MARTÍNEZ *et al.*, 1997), and the other two in the 1<sup>st</sup> fortnight of April and the 2<sup>nd</sup> of June. A maximum of five visits can be made, for this one is included in the first fortnight of March – in order to secure the pairs that incubate – and the last one in the second fortnight of July in order to obtain flight rates.

In the Egyptian vulture censuses three visits are made in order to confirm the identification of territories and the start of the incubation between 10 March and 15 April; the development of the rearing between 1 May and 15 June and the success in the reproduction throughout the month of July.

The griffon vulture colonies, the subject of this study, are situated in the District of La Hoya de Huesca, in the Aragón Pyrenees. The reasons that justify the choice of this geographic area are: that it represents 47.2% of the Huescan population of this species (800 pairs nest), and 5% of the peninsular total (DEL MORAL & MARTÍ, 2000), and that the Hoya de Huesca was the second most lacking in quantity of available biomass for the scavengers (-2191 kg/day) – in accordance with the *Study of the situation of network of dumpsites and tips in Aragón and the conservation of scavenger birds* (2002)-, this deficit has been compensated (until 2005-2006) by the Somontano of Barbastro and Los Monegros districts (VV.AA.2002).

These alleged reasons – the large demographic representation and the quantified deficit of resources, are the variables to be analyzed in the initial impact that the collection of dead animals from farms involved (2005-2006), and other actions such as the closure of dumpsites and the subsequent setting up of feeding places, on the demography the controlled vulture colonies.

According to the criteria of the III National Census (1999) censuses have been taken on two Type II colonies (between 11 and 30 pairs): the Salto de Roldán-Peña San Miguel – censused in 2001, 2004, 2005, 2006, 2007 and 2008, and the River Formiga where censuses were taken in 2001, 2002, 2003, 2005, 2006 and 2008. Another two Type IV colonies (more than 90 pairs): Riglos – censuses taken in 1999, 2001, 2006, 2007 and 2008, and San Martín de la Val d'Onsera – censuses taken between 2005 and 2008. Lastly, censuses were also taken in the nucleus of Campos de Ciano, although it is not considered a colony as it is located at a distance of less than 1 km from a colony. Censuses were taken in 2001, 2005, 2006, 2007 and 2008. Access to documentation before 2000 was available (census of 1999, Department of Environment of the GA).

The follow-up and monitoring of the bearded vulture is carried out weekly. It starts in November and lasts until the months of June-July. We consider that a nest is occupied when there is a pair or trio that show clear signs of breeding (construction of the nest, incubating behaviour, fattening during breeding and/or presence of a chick).

For the calculation of the breeding parameters in the three species, the terminology proposed by CHEYLAN (1981) was considered, that assumes “productivity” as the result obtained after dividing the number of chicks fledged by the number of monitored pairs. The “breeding success” is the result of the division of the number of chicks fledged by the number of pairs that start breeding.

### 3. RESULTS

#### 3.1. Bearded vulture

##### 3.1.1. Distribution and population status

In Aragón the population status of the species was unknown until the end of the seventies, when a first partial census of the breeding population was carried out (HEREDIA, 1979). By looking at the bibliography data available until then, it can be confirmed that the species was present in Aragón in the Huesca and Zaragoza Pyrenees, as well as in the Sistema Ibérico at the beginning of the century. Other historical sources indicate the existence of the bearded vulture in the Aragón Pyrenees at the beginning of the 20<sup>th</sup> century and it is curious that it was not mentioned in Ignacio de Asso's extensive works *Synopsis stirpium indigenarum Aragóniae* (1779), *Mantissa stirpium indigenarum Aragóniae* (1781), *Enumeratio stirpium in Aragónia noviter detectarum* (1784) and especially *Introductio in Oryctographiam, et Zoologiam Aragóniae* or in *Accedit Enumeratio stirpium in eadem Regione noviter detectarum* (1784). The scarceness of old information about the species in Aragón indicates that the naturalists did not visit this region very often mainly due to the inaccessibility of the territory. The first author that mentions this species in Aragón was Don Francisco Dieste y Bul in his work *Tratado económico de la cría de Gallinas y estincion de fieras dañosas á los ganados* (*Economic treatment of Chickens and extinction of wild beasts that are damaging to livestock*) (1781), where he includes the bearded vulture in his list of birds that were awarded a prize when presented dead, stating the following: “also a bird of prey, that does as much damage as the aforementioned ones...” It is also mentioned by the English aristocrat Edward North Buxton, who

made four visits to the Ordesa Valley in order to hunt Pyrenean Ibex between 1880 and 1890 and saw five bearded vultures coming down to eat the carcass of a chamois that had fallen off a cliff. He also mentioned that in those places, it was not difficult to see the bearded vulture (BUXTON, 1893).

In his monograph about the bearded vulture (HIRALDO *et al.*, 1979), only eleven breeding places were included in the Aragón Pyrenees up to 1900. The only data that indicates the presence of the species outside the Pyrenees, and the oldest known in Aragón, is that of the capture of a bearded vulture in Peralta de Alcofea (Huesca) in 1933; a curious detail as this place is more than 30km to the south of its present distribution area.

In his work "*Traité de zoologie: anatomie, systématique, biologie. Tome XV: oiseaux*" (ROCHON-DUVIGNEAUD *et al.*, 1935) Rochon-Duvigneaud confirms that the bearded vulture was known in the vicinity of Jaca. The lack of historical observations of other foreign ornithologists, in that era the best experts in the identification of birds, clearly indicates that the bearded vulture was not a common bird in the Aragón Pyrenees at the beginning of the 20th century. From 1960 the Terrasse brothers, together with W. Suetens, were pioneers in the localization works of nesting pairs in High Aragón. To sum up, for this area of the Pyrenees the old bibliography about the species is scarce, and there is very little data about its distribution in the past (HIRALDO *et al.*, 1979).

In Aragón, the most recent information about the study of the first breeding units refers to the years 1970-71, when seven pairs were monitored in the area of Jacetania in western High Aragón (HEREDIA, unpublished). In the decade 1980 to 1990 the number of new breeding pairs of bearded vultures increased, due to a better monitoring of the species. In Jacetania various observations from foreign ornithologists were mentioned (between 1980-1982) that confirm the presence of 12 pairs in the area (Bird Atlas of Huesca, WOUTERSEN, 1998). In the period between 1994-2005, a constant increase in the number of pairs was produced, going from 36 to 65 (Figura 2). In only eleven years, the number of known breeding units increased by 29, a situation that is difficult to attribute merely to the normal evolution of the population. In 2008 the species continued to be distributed amongst the seven districts of Aragón (Las Cinco Villas, Jacetania, Alto Gállego, Sobrarbe, Ribagorza, La Hoya de Huesca and Somontano), with 72.24% being concentrated in three of the High Aragón districts: Jacetania, Ribagorza and

Sobrarbe (Figura 3). In particular, this last district in which 37.5% of the breeding units are accommodated. In 2008 censuses were taken on a total of 73 territories (thirteen of them newly formed between 2003 and 2008), 49 of which are occupied by pairs and 20 by polyandric trios (G.A., 2008. Figure 2). Between 1988 and 2008, 45 new territories were discovered in Aragón.

### 3.1.2. Breeding parameters

The population of bearded vultures in Aragón has increased progressively since the monitoring of the species started at the end of the seventies. However, as has happened in other areas, during the last decade the breeding parameters mark a clear backward step. If we analyze the data obtained in Aragón during the last 15 years (period 1994-2008), in which regular monitoring of the breeding has been carried out, with an ever increasing sample size, the productivity shows a clearly negative tendency (Figura 4). While at the beginning of the 90s the average productivity fluctuated around 0,5, from 2000 onwards these values have not exceeded 0,39.

## 3.2. Egyptian vulture

### 3.2.1. Distribution and population status

The Egyptian vulture is mentioned in the works of Ignacio de Asso *Introductio in Oryctographiam et Zoologiam Aragóniae*; this species was present in all of Aragón and nested in rocky cliffs. It was also identified by the experienced ornithologist H.M. Wallis during his visit to the Ordesa valley (Brecha de Rolando) and Torla (1895). Between 1968 and 1975 the observations of C. Pedrocchi stand out about the presence of the Egyptian vulture in el Somontano, the southern pre-Pyrenean mountains, in the Depression Media and interior mountain ranges and Axial Pyrenees of the western sector.

The first estimations about the population of Egyptian vultures in Aragón date from the first national census carried out in 1988; then the population was estimated at between 175-180 pairs in Huesca, 47-50 in Teruel and 75-80 in Zaragoza (PEREA *et al.*, 1990). Of the 161 pairs monitored in the Huesca population 30 nested in the Ebro valley (in the Somontano and Monegors) and 131 in the Pyrenees in the medium-low mountains, being more abundant on the southern slope of the Exterior mountain ranges, showing the western Huesca Pyrenees as one of the most densely

populated in the peninsula. These results marked Aragón as the second autonomous community of the Iberian Peninsula (after Castilla y León) in numeric importance of breeding pairs. In the district of Jacetania, the density of Egyptian vultures is three times higher than in districts such as Sobrarbe, Somontano or Monegros (WOUTERSEN & PLATTEEUW, 1998). The monitoring carried out of the population of Egyptian vultures in the medium Ebro depression showed a regressive tendency between the years 1940-1950, going from 70 pairs to 50 in 1986. In 1996, 13-25 pairs were censused (TELLA, 1998). In the Monegros zone the Egyptian vulture population has descended by 50% in recent decades (PURROY, 1997). The decrease suffered in areas of the Moncayo is noticeable, falling from 8-12 pairs in 1988 to 5-6 in 1993 (P.V. RUIZ y A. PÉREZ, com. pers.), certain sectors in Teruel (J.L. LAGARES, com. pers.) and in the south of Huesca (D. GÓMEZ, com. pers.). Various Egyptian vulture sleeping places are known in the outskirts of the Huesca capital, near Ainsa and in the Jacetania that are occupied from mid-July until the end of August and where more than 100 individuals of the species may be concentrated (WOUTERSEN & PLATTEEUW, 1998).

The II National Census of Egyptian vulture of 2000 showed a total of 273 estimated pairs, of which 251 were confirmed and 22 probable, for a total of 384 territories surveyed, 75 were considered to be abandoned, so there were 309 estimated territories. In this second census the population is estimated at 121 pairs in Huesca, 64 pairs in Teruel and 75-88 in Zaragoza. In 2008 censuses were taken of 200 confirmed pairs, against 220 occupied territories (DEPARTMENT OF ENVIRONMENT OF THE GA-SEO/Birdlife, information provisional) (Figura 5).

To sum up, we can conclude by saying that the Egyptian vulture population in Aragón has decreased in recent decades. It is distributed continuously throughout the northern area of Aragón, with its populations being fragmented as we advance towards the south. The main breeding areas are located in the western and central Pyrenees, pre-Pyrenean mountains, Bardenas, Cortados de Castellar, the Moncayo mountain range, the high Jalón basin and the Martín and Guadalupe Valleys (Figura 6).

### 3.2.2. Breeding parameters

It is convenient to separate the population of Egyptian vultures of the Pyrenean area from the medium Valley of the Ebro, as they are two very dif-

ferent areas with distinct problems for the birds. In Aragón the Egyptian vulture population has suffered a strong regression, especially in the medium Ebro valley, where there has been a loss of 70% of the number of territories. In 2002 seven new territories were located in the Ebro valley and the Egyptian vulture population remained stable in 2001 (DOC. MEDIO AMBIENTE DEL G.A. 2002).

In 2004 80 territories were visited, in which 46 breeding pairs were located with 30 chicks being raised successfully. The scarcity of food provokes a fall in productivity, confirming a strong recession at the beginning of 1990 in the Ebro valley, due to the almost complete disappearance of the rabbit, as a consequence of the viral hemorrhagic fever (TELLA, 1991c.). The main cause of death in the Egyptian vulture is the use of poisons (68% of deaths in the Ebro valley), followed by shootings, traps and accidents with power lines (TELLA *et al.*, 2000). In the same way, the hardening of the European health regulations together with the systematic collection of carcasses for their subsequent elimination has meant a drastic reduction in the trophic availability of the species.

This has resulted in a decrease of the breeding parameters (Figure 4) in which the productivity has fallen from 1.32 chicks flying the nest/monitored territories in 1998 to 0.98 in 2000.

## 3.3. Griffon vulture

### 3.3.1. Distribution and population status

The Iberian population of the griffon vulture represents 85% of the European population of the species and 75% of the world population (DEL HOYO *et al.*, 1994). Of 2283 pairs that censuses were taken of in 1979, this rises to 7529 pairs in 10 years, which allows the species to be reclassified as "Out of Danger". In 1999, the III National Census offers the figure of 17337 pairs spread throughout 1006 colonies (DEL MORAL & MARTÍ, 2000).

Since then the species is included in the Category "Special Interest". The growth of the Iberian population of the species has brought with it a more important increase of its density and not of its distribution area. The species is absent as a breeder in the extreme north west of the Peninsula, Mediterranean coastal mountain ranges, the south of the Valencian Community, the east of Andalusia and both archipelagos, with the NW of the province of Leon (OLEA *et al.*, 1999) being one of the areas of recent coloniza-

tion. In Aragón, the breeding fraction from the east, colonized the western area of the province of Huesca, connecting with that of Lleida, as well as the south east of Zaragoza (SAMPIETRO & PELAYO, 1998) (Figura 8). An increase of the altitudinal gradient is confirmed, with a range that goes from 150 m in low Aragón to 2300 m in the Valleys of Aragón and Cinca (WOUTERSEN & PLATTEEUW, 1998). These authors had fixed the altitudinal limit at around 2000 m in the Western Pyrenees.

The III National Census of the griffon vulture (1999) established the number of censuses taken at 4383-4455 pairs in Aragón and the estimate reached the figure of 5827. It started with a situation in 1979 (I National Census) of 530 pairs and 1600 in 1989 (II National Census). According to the 1999 data the Aragón population of the Egyptian vulture represented 25.3% of the total peninsula population, with Huesca contributing 9.8%, Zaragoza 6.3% and Teruel 9.2% (DELMORAL & MARTÍ, 2000), with a population increase between 1979-1989 of 136% and 167% between 1989-1999. The province of Huesca, as opposed to Zaragoza and Teruel, reduced its growth rate in the second stretch (1989-1999; 168% vs 214% from 1979-1989) given that the authors-coordinators of the census considered it indicative of a possible saturation of the territory, together with an elevated number of pairs.

Few works have been published since 1999 that have analyzed the population status of the species. In the study *Estudio de la situación de la red de muladares y vertederos en Aragón y conservación de las aves carroñeras (Study of the situation of the dumpsites and tips networks in Aragón and the conservation of scavenger birds)* (2002), an estimate is made at "27000 individuals and more than 8000 pairs for the whole of Aragón". In 2008 a regional census was proposed whose preliminary results would indicate an increase of 13% from 1999. This information indicates a slowing down of the growth with respect to the intercensus period 1989-1999. The growth accumulated during 1999-2008 is comparable to the growth that occurred in just one year during the previous period (1989-1999). The number of nesting pairs became 5100, a figure inferior to the 5827 estimated in 1999 and 2002 (>8000) (Figura 9).

### 3.3.2. Analysis of the breeding parameters

The values of the breeding parameters sampled decrease from 2006 in all of the colonies

monitored (Figura 10). This dynamic causes the disappearance of the Campos de Ciano nucleus. In 2007-2008 a recuperation of the number of pairs in San Martín de La Val d'Onsera, Salto de Roldán-Peña San Miguel and Riglos is observed although in the latter, the breeding success goes down to 0.23 – a regression that starts in 2000 and a slight recuperation is observed in the number of chicks that flew the nest in the period 2002-2008, in these last two colonies. In the area of influence of the colonies of Salto Roldán-Peña San Miguel and Riglos both have had feeding places since 2007 – we consider its possible influence in the dynamic of the colonies outstanding, particularly in the larger ones. We can conclude that in all the colonies monitored, breeding success and productivity are below the regional average value of 0.84 and 0.85; obtained in the III National Census (1999) and that, respectively, they were higher than the national level by 3° and 2° respectively (see DELMORAL and MARTÍ, 1999). The decrease in the colonies studied is 12% in the number of breeding pairs and 48% in the number of chicks that have flown the nest since 2003.

### 3.3.3. Admissions in Recuperation Centres

Between 2003 and 2007, 1663 griffon vultures were admitted to the Recuperation Centre of Wild Fauna of La Alfranca CRFSA (Zaragoza). In 2007, 390 Vultures were admitted, of which 363 individuals were dead or had to be put to sleep. 2006 marks a quantitative inflection point (in the number of admissions) and qualitative (the causes, see Figures 11 and 12). In this sense, 51.9% more birds were admitted than in 2005. In 2003, the main cause of admissions was electrocution (47.2%). In 2004 and 2005 electrocution and collision were equal in the number of admissions, but in 2006 collision became the main cause, with 48.6% of the total. In 2007, collision represented 57.1% of the total, with 99.1% of the admitted birds dying. The cases of electrocution decreased and crashes increased (38 in 2007), of which 97.3% of the individuals died. Since 2006 collisions and crashes have represented more than 50% of the total admissions. Of the individuals admitted for these two causes, less than 1% survived. Malnutrition is the third cause of admission, with cases coming in between the months of August and November and with 81% of the birds admitted surviving. On the other hand, it is worth mentioning the very symptomatic reappearance of individuals caught in traps or victims of shootings as a cause of admission since 2006.



#### 4. DISCUSSION

It is necessary to make a brief description of the new scenario that came about from January 2005 with the implementation of the systematic collection of dead farm animals and the disappearance of the network of traditional dumpsites in application of the EU Regulation 1774/2002. Attempts are being made to alleviate the gap between the population of birds and the availability and/or spatio-temporal forecast of resources with the setting up of feeding places. This scenario is common and almost simultaneous in Aragón, Castilla y Leon and Navarra. Other common factors are: inter-regional discoordination, comparing the extensive or intensive uses in the management of the dead animals, a scarce application of the legal framework (EU Standard 830/2005 and RD 664/2007 – repealing that of 1098/2002) and lastly moratoriums or exceptions that are protected by the birds directive (79/409) and for the existence of environmental protection figures (Natural park, SPA, LICs or Natural Network 2000). The sum of these actions has a direct consequence on the population of necrophages; as there is a new scenario in which the forecast of finding food and the volume of food have decreased. This situation, unpublished before 1999 and together with other factors (new infrastructures – wind generators) are affecting the demography of the species and possibly modifying its dispersion guidelines and the use of the territory (CAMIÑA & MONTELÍO, 2006). These authors show the important fall of the volume of food available for the birds in the Aragón district of Los Monegros. This district and that of Somontano of Barbastro compensated until 2005-2006 for the lack of resources in La Hoya de Huesca in application of the EU Regulation 1774/2002. The Ebro Valley has been an added territory essential for the pre-Pyrenean griffon vulture populations, as there was a predictable and abundant resource due to the increase of the increased intensive pig farming sector.

The breeding parameters of the Egyptian vulture and the griffon vulture in Aragón have shown a negative trend in recent years (Figures 13 and 14). The Egyptian vulture has suffered a sharp decline in breeding units (before the year 2000), particularly in the medium Ebro valley and in the area of Monegros where it fell by 50%. With regards to the Egyptian vulture, the almost exponential growth of its population in the decade 1989-1999 has been detained as a direct consequence of the objective reduction of the trophic availability, essentially from the pig farming sector. The national census of 2009 should confirm this slowdown in the trend of the species and give a glimpse into its demographic response in a scenario where the rare occurrence of factors of unnatural mortality played a

part (collision with wind generators) before 1999 and that the guidelines of dispersion and use of the territory may also be modified. Other factors should also be considered such as the reduction of the extensive sector, the problems and controversy provoked by the increase of the number of cases of interaction between Vultures and weak or suffering animals (see MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009), quantifiable since 2006 in what could be a response, described but very infrequent in the past, to the scarce availability of resources. The reduction of the parameters sampled coincides with the bibliographic data obtained from other CC.AA and from the slopes of the French Pyrenees. In Navarra a decrease is detected (11%) in the colonies where censuses were taken in 2007 compared to 2004. In 2008 the decrease grew to 0.5% (Navarra Government Press Note 04.06.2008). In the Basque country, there is a decrease in the breeding success in Sierra Salvada (0.82 in 2001 vs 0.41 in 2007) and in the number of pairs in Tertanga (PÉREZ DE ANA, 2007). In Castilla y Leon there was a decrease of productivity in Soria until it reached the value of 0.52 (CAMIÑA, 2007). In Segovia, in the Hoces del Riaza Natural Park, the decrease of the population of Vultures in the last four years is 32%, and the worst in the last 15 years with regards to the number of chicks that have flown the nest (FERNÁNDEZ, 2007 and Autumn census 2008). In Castellon, the decrease was 27% and 42% of the number of breeding pairs in La Rioja, with negative growth rates since 2003 in the last CCAA (CAMIÑA, 2007). In the Pyrenean colonies of the French slopes the number of breeding pairs fell by 9.2% (2006-2007, coordination data LPO). The incidence of death by collision and crashes may be directly related to the lower trophic availability. Increasing the hunting area and time and resorting to biomasses of lesser entity are the birds' responses to the lack of food (DONÁZAR, 1993; GRANDE DEL RÍO, 2007) that consequently increases the possibilities and vulnerability of the birds to be victims of accidents or poisoning.

With regards to the bearded vulture, although the number of breeding units and territories occupied in Aragón has increased, the tendency observed in the productivity parameters (period 1994-2008) is clearly regressive. The increase of the bearded vulture populations since the 80s indicates that the management and measures aimed at its conservation have favoured the increase of occupied territories. The measures that we may consider to be positive for the species in the initial stage such as the creation of supplementary feeding points, are presently questioned by other authors, as they may be contributing to the appearance of density-dependent regulation of the demographic parameters (CARRETE *et al.*, 2006).

In the three scavenger species, a series of factors is operating that limit or slow down a positive evolution of its productivity. In the case of the Vulture the growth is detained and there are declines in geographic areas. The decline of the Egyptian vulture populations is more accentuated; in Aragón the main cause of death in the Egyptian vulture is the use of illegal poisoned traps with more than 65% of the carcasses identified (TELLA *et al.*, 2000). The use of poisoned traps for the control of predators in the hunting grounds is the cause of poisoning of birds and their admission to the recuperation centres. The increased occurrence in the Egyptian vulture is related to its selective character and its tendency to exploit lesser resources, a tendency that the griffon vulture is demonstrating with the consequent risk of being a victim of these episodes. As an example, the death of 20 griffon vultures in Tauste after consuming balls injected with pesticide (Heraldo de Aragón, 06.07.06). Another factor that is preventing a positive evolution of the populations is the lesser availability of trophic resources. The Egyptian vulture has also been affected by the decrease in the rabbit population (caused by the development of viral hemorrhagic fever. The TSE-BSE crisis (year 2000) meant the adoption of consistent health measures in the closure of dumpsites and in the implementation of collection services and the elimination of dead farm animals. One or other of the measures has meant a drastic fall in the number and prediction of carcasses in the countryside, with a direct impact on the survival and productivity of the scavenger birds. The two most frequent causes of unnatural mortality, collision and electrocution, both have survival rates of less than 1%. Death by shooting also continues to be frequent in Aragón. The annoyance to nests by hikers, interspecies interactions – usurpation of nests by other species – and conspecific intromission of another individual in the breeding process are also contributing factors.

#### 4.1. Problems and measures of future conservation

The productivity of the bearded vulture has decreased in the Aragón Pyrenees by an average of 0.49 chicks/pair/year from 1994-2000 to 0.37 chicks/pair/year from 2001-2008, while the number of territories doubled between 1993-2008; if to all this we add the scarce variation in the quality of the breeding (MARGALIDA *et al.*, 2008), we would be adjusting ourselves to a context of density-dependent depression in fertility (see CARRETE *et al.*, 2006a). Other factors that may also be operating simultaneously by accentuating this phenomenon would be: the inexperience of the breeding individuals

as a consequence of the substitutions produced or the incorporation of new pairs to the breeding segment, the quality of food, the human disturbances during the breeding process and the interspecies interactions.

It may be that all these factors influence the decrease of productivity to a certain extent. However, recent studies have shown that such a phenomenon may be due to the combined effect of the packaging of the territories (1 territory/226 km<sup>2</sup>), the presence of pre-adult individuals in the surrounding areas of the feeding places and the formation of polyandric trios (CARRETE *et al.*, 2006a, b; MARGALIDA *et al.*, 2007), factors that are related and that come from a density-dependent population, that is, the regulation will be more dependent on the depression of the demographic parameters, such as productivity in this case, than on other factors such as quality of habitat.

Certain factors (of those previously mentioned) have been favoured by the presence of large supplementary feeding places (MARGALIDA *et al.*, 2007). In other subpopulations the efficiency and functionality of the feeding places has also been questioned in the conservation of the species (BRETAGNOLLE *et al.*, 2004). The effects that these may have on the expansion of the population have not been studied. These feeding places are determined in particular periods such as rearing and have contributed to the reduction of territorial tensions and facilitated the compression of territories. The efficiency and necessity of these points have been demonstrated for the conservation of the species, and more when the health regulations have significantly reduced the availability of food in recent years and the impact of poison is more than worrying (HERNÁNDEZ, 2003; ANTOR, 2003). However, we think that it is necessary to evaluate in more detail the possible repercussions that the supplementary food has had on productivity, derived from the density detected and on the scarce geographic expansion during the last decade, as well as the effects its future decrease would have on the productivity and youth survival, and their consequences on the viability of the population. Only in this way can the functioning and management of the feeding places be improved, as a future efficient tool in the conservation of the bearded vulture (SESÉ *et al.*, 2005), because it is questionable that these birds make more use of these feeding places every year.

From 1979-2002 there are 34 accidents of bearded vultures documented, in 27 of the cases the individuals died (79%). The causes of mortality

were related with 13 cases of poisoning, 9 with power lines, and 7 with shootings, and 1 possible predation and 4 of unknown causes (HEREDIA & MARGALIDA, 2003). It is shown that the average age that the bearded vultures died at has increased notably in recent years.

In 2002 203 dumpsites/tips were taken into account, 95 of them in the province of Huesca, some of them illegal tips in which thousands of kilos of carcasses from the use of pigs are deposited. The network RACAN foresees the creation of 50 feeding places; there are presently 36 in operation, 12 of which are provided with entire carcasses (category 1) by the only collection manager of dead farm animals and the remaining 24 with category 2 and 3 subproducts. In the province of Huesca there are 18 feeding places; there are two in operation in the region of Hoya de Huesca, in the regions of Somontano de Barbastro and Los Monegros – that had compensated for the lack of resources of la Hoya de Huesca, there are 4 and 1 respectively. The 2002 study estimated that there were between 9,000 and 15,000 kg/day of biomass eliminated by the necrophage birds in the whole CA. In the first ten months of 2008, 950,000 kg had been deposited, which is equivalent to 3,160 kg/ day (HERNÁNDEZ & RUCIO, 2008). A minimum daily deficit of some 6000 kg of food can therefore be deduced.

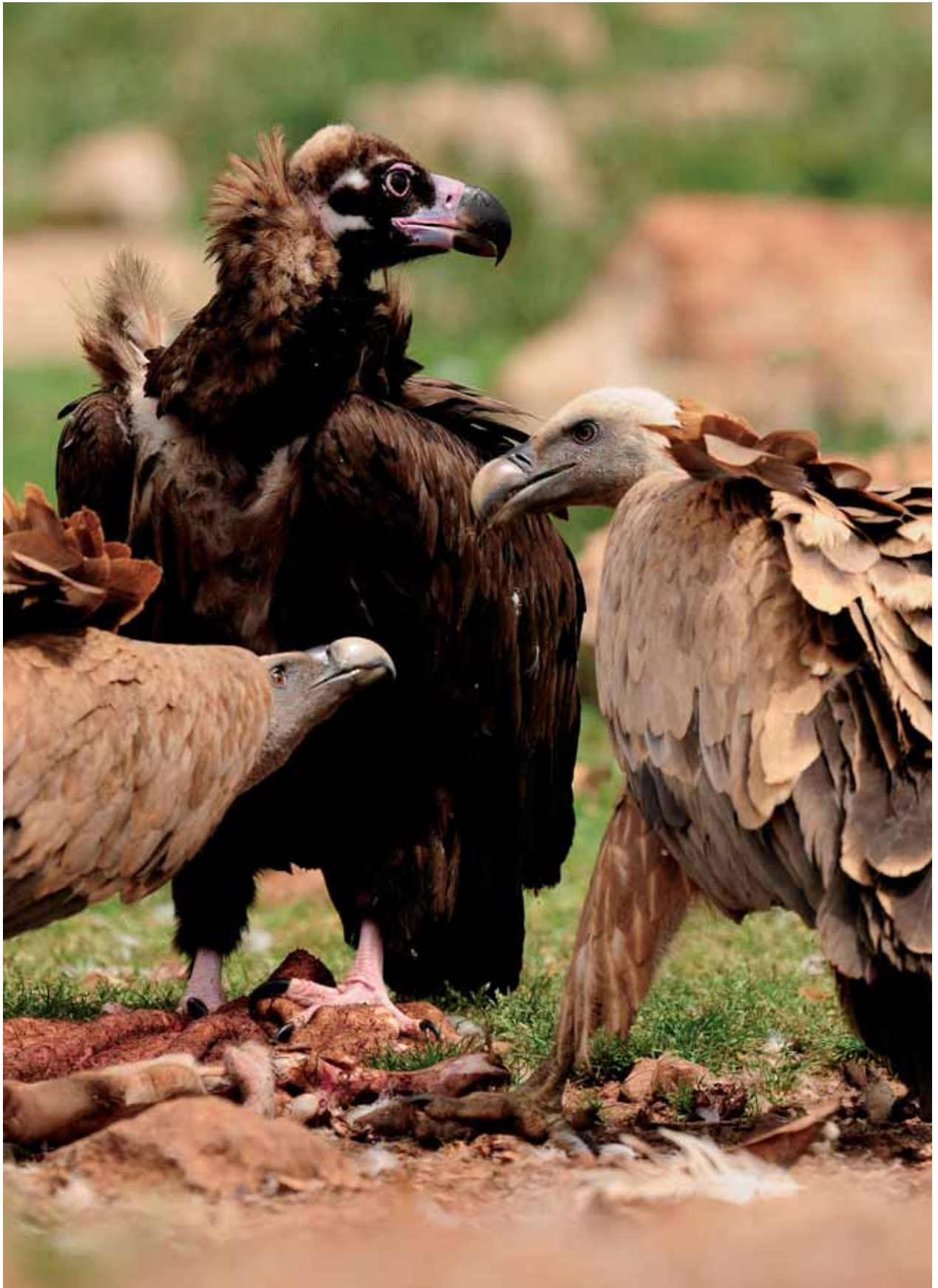
With regards to the griffon vulture the access to its food should consider two aspects. Firstly, its ecology should be respected, opting to facilitate the complete carcass as a natural resource and legally protected by community and national regulations. Secondly, a mixed model should be developed where as well as increasing the number of feeding places in order to avoid the concentration of birds, the figure of dumpsites linked to farming uses located in areas protected by some environmental protection figure should be contemplated (ZEPAS, LIUCS, Natural Parks, Red Natura 2000). This mixed model could avoid this species from hoarding the resources from others in a more precarious population situation (Egyptian vulture, bearded vulture) to which should be added the red kite *Milvus milvus* and black kite *Milvus migrans*. As was included in the Acts of Congress of Caravaca (4-6 April, 2008) it is necessary to support the traditional activities of maintenance in the natural environment and to demand inter-government and inter-region coordination.

It is necessary to adopt measures that eradicate the use of poisoned traps and all measures that guarantee access for the birds to a balanced

trophic availability. The setting up of feeding places is a valid initial measure to take, but complementary to the recuperation process of a balanced management model of dumpsites for extensive farming. Achieving this objective implies the relaxation of certain regulations and the development of exceptions, with the same strictness as in others, with a follow-up in its application on the legal base of the community Birds Directive with a clear premise - that of conserving this species.

## 5. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank people that participated in field work and monitoring of the species studied, Agentes de Protección de la Naturaleza and the Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, SEO/Bird Life, Fondo de amigos del Buitre (FAB), la Fundación para la Conservación del quebrantahuesos (FCQ), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Centro Internacional del Agua y el Medio Ambiente (CIAMA) in la Alfranca (Zaragoza) for their work in the analyses of causes of dead. Thanks to Rafael Heredia for data about bearded vultures, to the Diputación Foral de Navarra and finally to Javier Ara for the pictures.



foto/photo: Jordi Bas