

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

DAVID CAMPIÓN

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

Status, distribution and breeding parameters
of the avian scavenger birds populations in Navarra

PALABRAS CLAVES: Navarra, conservación aves necrófagas, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, recogida de cadáveres, alimentación suplementaria.

KEY WORDS: Navarra, conservation necrophage birds, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, collection of carcasses, supplementary feeding.

GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, hegazti sarraskijaleak, Nafarroa, *Gypaetus barbatus*, *Gyps fulvus*, *Neophron percnopterus*, sarraski-bilketa.

David CAMPIÓN⁽¹⁾

RESUMEN

En el presente estudio se revisa la evolución espacial y temporal de las poblaciones de buitre leonado *Gyps fulvus*, alimoche *Neophron percnopterus* y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en Navarra (norte de la Península Ibérica). Los conocimientos acerca de la biología, demografía y conservación de estas especies se ha ido incrementando en la región desde principio de los años 80. El buitre leonado ha evolucionado demográficamente de manera espectacular, pasando de 312 a 2751 parejas en veinticinco años y colonizando amplias áreas del oeste de la región, que estaban desocupadas a finales de los años 70. En 2007 y 2008 la población ha mostrado una ligera regresión y una caída de la productividad aparentemente ligadas al descenso de alimento desencadenado por la eliminación de cadáveres de ganado y el cierre masivo de muladeras. La población de alimoche se encuentra aparentemente estabilizada en torno a 150 parejas (censo año 2000), pero varios estudios locales más detallados sugieren que se está produciendo un descenso importante. El quebrantahuesos detuvo su evolución positiva a finales de los noventa y mantiene entre seis y ocho territorios reproductores. La presencia de población flotante de esta especie en la zona de estudio ha sufrido una fuerte regresión que amenaza el frágil proceso colonizador iniciado hacia nuevos sistemas montañosos fuera de los Pirineos. Los factores limitantes más importantes se encuentran ligados a mortalidad no natural (incidencia creciente del veneno y de colisiones en parques eólicos). La reciente implantación generalizada de un sistema de eliminación de los cadáveres de ganado puede estar teniendo una incidencia muy importante en algunas especies y especialmente en el buitre leonado. La conservación de las aves necrófagas en Navarra debe orientarse en el futuro de manera prioritaria hacia la disminución de la mortalidad no natural. Así mismo, la disponibilidad trófica debería asegurarse mediante un nuevo marco legal para la ganadería extensiva, que debe ser apoyada especialmente en medios montañosos poco productivos donde también pueden estudiarse reintroducciones de ungulados. La utilización de puntos de alimentación debe controlarse rigurosamente en todos sus aspectos para evitar efectos no deseados sobre la biología de las necrófagas. Por último, es muy importante continuar con la monitorización de estas aves y comenzar estudios específicos sobre diversos aspectos a menudo mal conocidos a pesar de tratarse de especies relativamente comunes.

ABSTRACT

In this study, the distribution and evolution of the populations of the griffon vulture *Gyps fulvus*, the Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, and the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Navarra (north of the Iberian Peninsula) are examined. The knowledge of the biology, demography and the conservation of this species have been increasing in the region since the start of the eighties. The griffon vulture has evolved demographically in quite a spectacular way, going from 312 to 2751 pairs in twenty five years and colonizing extensive areas of the east of the region, that were unoccupied at the end of the seventies. In 2007 and 2008 the population showed a slight decline and a fall of productivity apparently linked to the decrease of food caused by the elimination of carcasses from farming and the mass closing of dumpsites. The Egyptian vulture population apparently stabilized at around 150 pairs (census in 2000), but various other detailed studies suggest that a significant decline is taking place. The bearded vulture stopped its positive evolution at the end of the nineties and maintains between six and eight breeding territories. The presence of the floating population of this species in the study area has suffered a sharp decline that threatens the fragile colonizing process started in new mountain systems outside of the Pyrenees. The most important limiting factors are linked to unnatural death (increasing incidents of poison and collisions in wind farms). The recent generalized implementation of an elimination system of carcasses from farming may be having an important impact on some species, especially the griffon vulture. The priority of the conservation of necrophage birds in Navarra in the future should be to reduce death by unnatural causes. Trophic availability should also be ensured by means of a new legal framework for extensive farming that should be supported particularly in mountainous environments that are not very productive where the reintroduction of ungulates can also be studied. The use of feeding places should be rigorously controlled in all aspects in order to avoid undesired affects on the biology of the necrophages. Lastly, it is important to continue with the monitoring of these birds and to start specific studies about different aspects that are frequently unknown despite being relatively common species.

LABURPENA

Kapitulu honetan Nafarroako sai arrearen *Gyps fulvus*, sai zuriaren *Neophron percnopterus* eta ugatzaren *Gypaetus barbatus* bilakaera deskribatzen da, nola denboran hala espazioan. Hegazti hilikijale horiek guztiak egoera txarrean zeuden 60-70eko hamarkadan, baina egun hobeturik dute beren kontserbazioaren estatusa. Hala eta guztiz ere, bestelako da espezie bakoitzaren egoera, eta iraganean ez ziren faktore negatibo batzuk agertu dira. Bereziki garrantzitsuak dira heriotza eragiten duten arrazoi berriak (pozoia, parke eolikoak) eta abelgorrien

⁽¹⁾ Egillor (Val de Ollo), C/San Miguel nº3, 31172 Navarra

gorpuzkinak deuseztatzeko sistema orokor ezarri berria, gorpuzkin horiek baitira hegazti hilikijaleen elikagai iturri nagusiak. Sai arrea da demografiaaren ikuspuntutik bilakaera nabarmenena bizi izan duena, hogeita bost urteetan 312 bikote izatetik 2.751 izatera iragan baitira, nahiz eta orain, elikagai gutxiago dagoen honetan, apur batean atzera ari diren eta gutxiago ugaltzen ari diren. Sai zuriaren populazioa itxuraz egon-korturik dago, 150 bikote inguru (2000. urteko errolda), baina herri mailako azterketa batzuen arabera nabarmen behera egin du sai zuriaren populazioak; 2009an osatu beharreko guztizko errolda berrian egiaztu ahal izango da kontu hori. Ugatzak 90eko hamarkadaren amaieran eten zuen bere bilakaera positiboa, eta ugaltzeko sei eta zortzi lurralde bitarte mantentzen ditu. Gainera, ugatzen populazio mugikorra nabarmen murriztu da, eta Pirinioetatik kanpoko beste mendialdeak kolonizatzeko prozesua moteldu egin da. Hiru espezie hauen egungo egoerari buruzko eta faktore mehatxagarri nagusiei buruzko ikuspegi azkarra eskaintzen da artikulu honetan. Azkenik, kasu bakoitzaren aurrean hartu beharreko neurriak eztabaideatzen eta proposatzen dira.

1. INTRODUCCIÓN

El seguimiento de las poblaciones de rapaces necrófagas en Navarra comenzó en 1979 con el primer censo de buitre leonado *Gyps fulvus* (SEO, 1981). En los años inmediatamente posteriores se comenzó a censar intensivamente la población de alimoches *Neophron percnopterus* y de quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*. Como en otras áreas de la Península Ibérica y sur de Francia, las poblaciones de aves carroñeras han tenido en Navarra importantes incrementos, que aparecen resumidos en el presente trabajo. El cese de la persecución y una elevada potencialidad ambiental (grandes áreas de ganado extensivo y elevada disponibilidad de roquedos) posibilitó un aumento espectacular de las poblaciones de algunas de las necrófagas. La aparición de la ganadería intensiva benefició enormemente y contra todo pronóstico al censo de buitre leonado, que llegó a suponer el 11% de la población total española (DEL MORAL & MARTÍ, 2001) (Navarra ocupa tan solo el 2% de la superficie estatal).

Sin embargo, a partir del año 2000 la crisis de la encefalopatía espongiforme bovina (EEB) ha propiciado la promulgación de estrictos marcos legislativo agrosanitarios (particularmente el Reglamento 1774/2002) que se han traducido en la obligatoriedad de hacer desaparecer los cadáveres de ganado que anteriormente eran depositados en la naturaleza y quedaban a disposición de las aves necrófagas. El consiguiente desarrollo de legislación regional ha supuesto un tratamiento aún más extremado de las carroñas y aunque las consecuencias sobre la comunidad de aves necrófagas todavía no están claras, se trata de un fuerte impacto negativo sobre la disponibilidad trófica.

Debido a la popularidad de estas aves, este nuevo contexto ha sido abordado además por medios de comunicación generalistas de manera bastante especulativa. Ello ha creado un estado de opinión sobre la "hambruna" de los buitres que posiblemente ha favorecido sucesivas denuncias de ataques sobre ganado vivo que cuentan con un gran despliegue mediático y escasa base real en la mayor parte de los casos (véase MARGALIDA & CAMIÓN, 2009).

A continuación se resume la información actualizada disponible sobre distribución, tendencias poblacionales y parámetros demográficos básicos del buitre leonado, alimoche y quebrantahuesos en Navarra. La calidad de la información disponible es diferente para cada taxón lo que configura una perspectiva un tanto heterogénea pero útil a la hora de establecer un diagnóstico sobre el estado de conservación de estas aves y las diferentes carencias de gestión y conocimiento que existen sobre las mismas.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

Las carroñeras se distribuyen por toda la geografía de Navarra (aproximadamente 10.000 km²) de manera generalizada. Se trata de un territorio ecológicamente muy diverso siendo la única zona de la Península Ibérica y una de las escasas áreas de la Unión Europea donde confluyen las regiones biogeográficas Mediterránea, Atlántica y Alpina (UE, 1991). En la parte norte de Navarra prácticamente se unen los Pirineos occidentales (clima alpino) con el mar Cantábrico (clima atlántico), mientras que el sur se inscribe en la Cuenca del Ebro, con zonas de clima submediterráneo e incluso pseudodesértico (Figura 1).

El quebrantahuesos se restringe a la parte nororiental de Navarra (donde finaliza la cadena pirenaica) aunque de manera frágil ha colonizado algunas montañas atlánticas de la parte occidental. El seguimiento de la especie es realizado principalmente por el personal de campo del Gobierno de Navarra, si bien diferentes técnicos y entidades han participado en el mismo. Parte de los trabajos de seguimiento y gestión se han financiado con dos programas europeos (LIFE Vertebrados amenazados del Pirineo -finalizado en 1998- e Interreg IIIA Pirineo Vivo -terminado en 2007-).

Las colonias de cría de buitre leonado son dependientes de la existencia de roquedos apropiados aunque la presencia de individuos de la especie es común en toda Navarra. Se han realizado varios censos completos (1979, 1989, 1999) en los que se han prospectado exhaustivamente

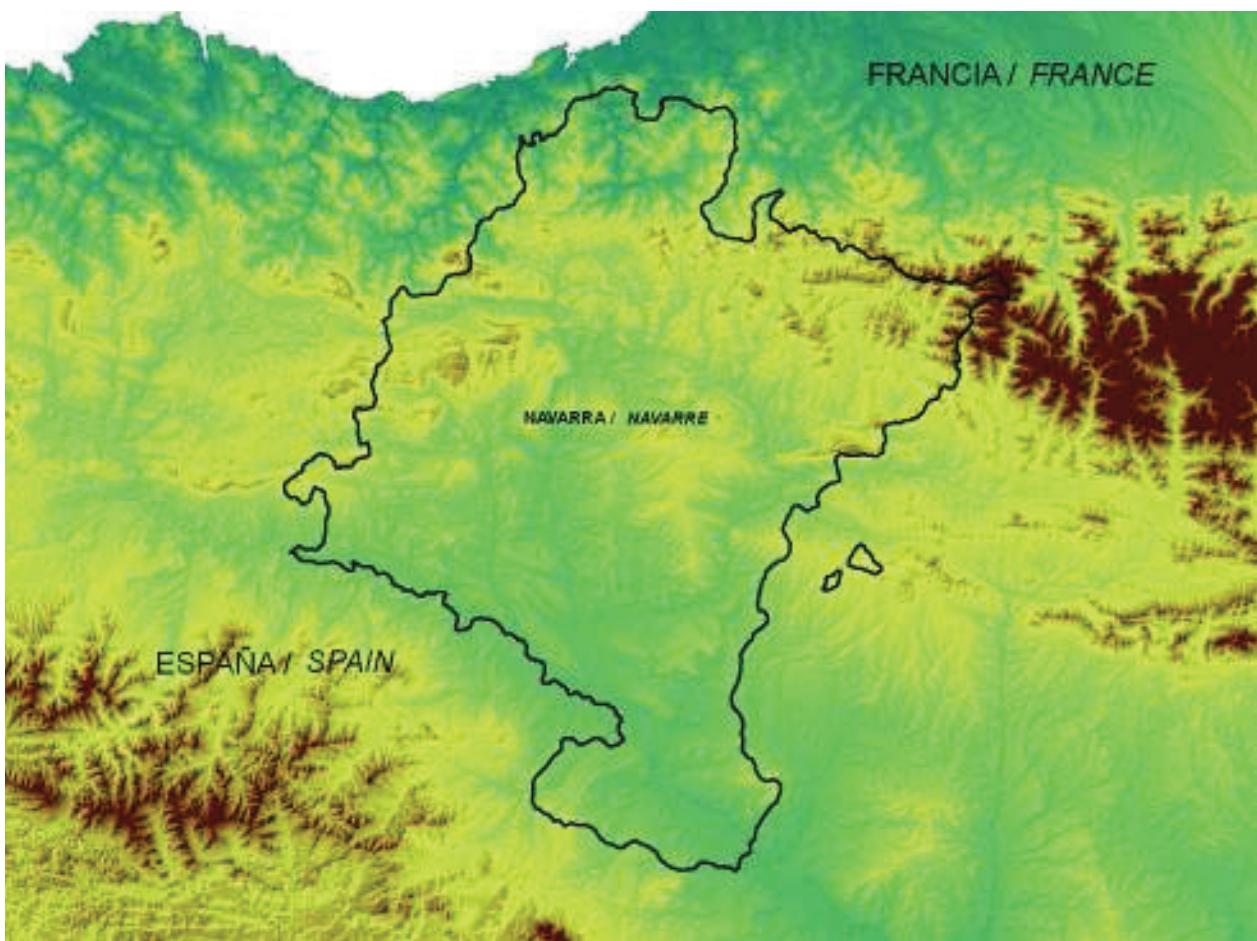


Figura 1. Situación y límites de Navarra. A la izquierda (oeste) se observa el mar cantábrico y a la derecha (este) los Pirineos occidentales. El tercio norte se encuentra intensamente forestado mientras que hacia el sur predominan los cultivos abiertos y pseudoestepas.

Figure 1. Situation and limits of Navarra. To the left (west) you can see the Cantabrian sea and to the right (East) the Western Pyrenees. The northern third is intensely forested while towards the south open fields and pseudo steppes are dominant.

todas las buitreras de la región (SEO, 1981; DONÁZAR *et al.*, 1989; FERNÁNDEZ & ELÓSEGUI, 1999). También se han realizado otros censos complementarios que comprenden una parte importante de la población con el objetivo de monitorizar sus parámetros reproductivos y definir la evolución demográfica de la especie (FERNÁNDEZ, 1994, 1997, 2004, 2007, 2008). Por último también la importante fracción no reproductora de la especie ha sido objeto de estudio (FERNÁNDEZ, 1998).

Como se ha comentado anteriormente decenalmente se prospectan todos los roquedos aptos para el alimoche. Además de ello, desde el año 1989 se viene realizando un seguimiento anual de la población de Bardenas en el sur de Navarra. Este seguimiento incluye la monitorización de las parejas conocidas y de todos los lugares potenciales de nidificación (DONÁZAR & CEBALLOS, 1994; CORTES-AVIZANDA *et al.*, 2009). También más recien-

temente se ha comenzado a seguir un área situada al norte en la que se ubican veinticuatro territorios conocidos y en la se supervisan también todos los roquedos potenciales (LEKUONA, 2007).

En cuanto al seguimiento de los parámetros reproductores, en el caso del quebrantahuesos el pequeño tamaño de la población posibilita un seguimiento semanal y en ocasiones casi diario de las parejas en reproducción.

Para la estima de los valores reproductivos del buitre leonado se realiza un control en febrero y otro a principios de junio, después de haberse comprobado en un trabajo específico que esa fecha es la más adecuada en Navarra para reducir el error inducido por fechas tardías o tempranas de puesta. Estos controles se realizan sobre una muestra de 10 colonias piloto que en la actualidad agrupan en torno a unas mil parejas (aproximadamente un 30% de la población reproductora).

Para el caso del alimoche la estima de la productividad (controlada sólo en dos áreas) se realiza en Bardenas mediante controles de las parejas nidiificantes en abril-mayo y en julio-agosto (véase para más detalles CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). En la otra zona de estudio se realizan visitas quincenales a las parejas controladas (LEKUONA, 2007).

3. RESULTADOS

3.1. Quebrantahuesos

3.1.1. Distribución y status poblacional

En el pasado y hasta el siglo XX el quebrantahuesos debía ser una especie bastante extendida en Navarra según cita SAUNDERS (1884) "The bearded vulture was observed by me on every excursion which I made in the mountains, from La Rhune to Navarre, and a pair of the birds is to be found in nearly every stack of rocks suitable for their nests. In the two stupendous pillars of limestone known as "Las Dos Hermanas" at Yrurzun they have bred from time immemorial (...)" Los roquedos adecuados son abundantes en Navarra y además de en sus áreas actuales del Pirineo y Prepirineo la especie se reproducía en los Montes Vascos y otras sierras occidentales hoy en proceso de recolonización (como es el caso citado por Saunders del roquedo de Dos Hermanas en Irurtzun).

El seguimiento sistemático de la especie en Navarra no comienza de manera significativa hasta los años 80, cuando se citaba la existencia de dos parejas reproductoras en el pirineo navarro, una de ellas a caballo de la muga con Aragón (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1982; ELÓSEGUI, 1985). En este último texto se hace referencia a la abundante presencia de jóvenes que "pueden verse sobre todo en invierno en todas las montañas". La situación permanece estable hasta la década de los noventa cuando se produce un incremento del número de territorios de quebrantahuesos en Navarra (Figura 2). Este incremento se estabiliza en el año 2000 en siete territorios reproductores. Posteriormente el número de territorios ha permanecido prácticamente estancado y variando entre seis y ocho territorios anuales.

3.1.2. Parámetros reproductores

El escaso tamaño de la población navarra impide realizar un análisis estadísticamente riguroso de la tendencia de los valores demográficos. Probablemente lo más ilustrativo sea observar la Figura 3, en la que puede constatarse como el número de pollos volados oscila en Navarra entre 0 y 3, no

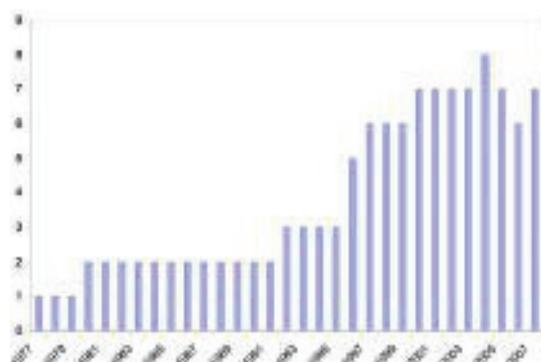


Figura 2. Evolución del número de territorios reproductores de quebrantahuesos en Navarra (1977-2007). Se entiende por territorios reproductores aquellos en los que se ha producido una puesta al menos en una ocasión.

Figure 2. Evolution of the number of breeding territories of the bearded vulture in Navarra (1977-2007). Breeding territories are understood as those in which at least one laying has been made.

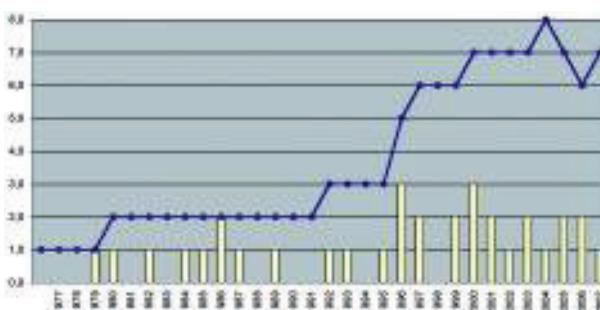


Figura 3. Evolución del número del número de pollos volados (columnas) y territorios reproductores (líneas) de quebrantahuesos en Navarra (1977-2007).

Figure 3. Evolution of the number of chicks fledged (column) and breeding territories (line) bearded vulture in Navarra (1997-2007).

siendo proporcional al incremento de territorios reproductores. En todo caso se observa una tendencia a la baja de la productividad cuya media en el periodo 1977-2007 es de 0,3 pollos volados/territorio controlado. El éxito reproductor medio en este periodo es de 0,45 pollos volados/puesta realizada.

3.1.3. Expansión geográfica hacia el oeste

Las reducidas dimensiones de Navarra limitan el número de territorios potenciales, estimado aproximadamente en una decena más de los actualmente existentes (DONÁZAR *et al.*, 1997). Se trata no obstante de un área importante debido a su situación de puente entre el Pirineo y las montañas cantábricas. Por ello resulta interesante detallar con precisión la situación actual de la expansión geográfica del quebrantahuesos hacia el oeste (Figura 4).

La recolonización de los montes vascos se produce en el período 1993-96 con la instalación permanente de hasta tres individuos solitarios en sendos territorios. La reocupación de este área

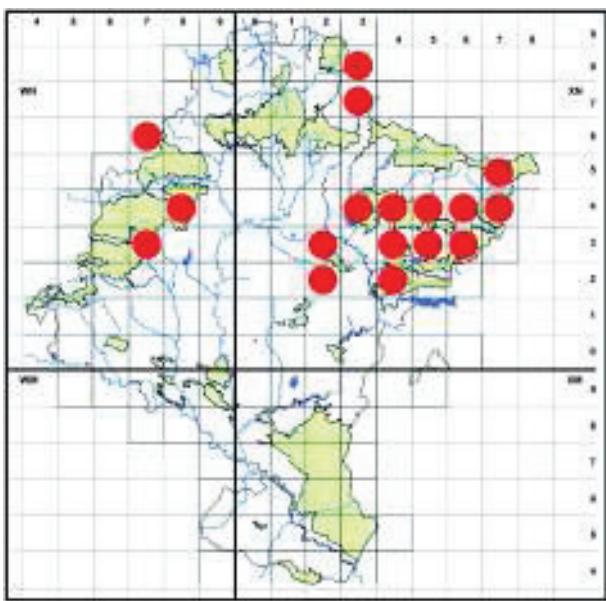


Figura 4. Distribución del quebrantahuesos en Navarra. Se indican las zonas con presencia continuada de la especie. Hay que tener en cuenta que un mismo territorio puede tener enclaves de nidificación en diferentes cuadrículas, comunidades autónomas e incluso Estados, así como que en algunos territorios nunca se ha producido una reproducción efectiva. Las zonas amarillas constituyen la red Natura 2000 en Navarra.

Figura 4 Distribution of the bearded vulture in Navarra. The areas are indicated with continued presence of the species. It has to be taken into account that one territory may have nesting enclaves in different grids, autonomous communities and even States, as well as in some territories an effective breeding has never been carried out. The yellow areas constitute the Natura 2000 areas in Navarra.

histórica por el quebrantahuesos siempre ha sido observada como algo muy positivo por su situación estratégica de pasillo hacia la Cordillera Cantábrica y por su distancia aproximada de 40 kilómetros al oeste del territorio prepirenaico más cercano. No obstante, se trata de una zona en la

que a fecha de hoy no se ha comprobado más que una sola puesta y eclosión en el año 2002 (es posible algún otro intento no controlado), manteniéndose en 2007 dos de los tres territorios, actualmente regentados por individuos adultos solitarios.

Como herramienta para aumentar la probabilidad de fijar nuevos territorios reproductores se han añadido dos nuevos puntos de alimentación específicos en estas sierras occidentales. Para evaluar la efectividad de esta medida también se ha aumentado fuertemente la presión de observación (de dos a treinta y cinco jornadas efectivas de censo). Todo ello ha permitido evidenciar un descenso del número de aves no adultas observadas, a pesar de que esta fracción de la población de quebrantahuesos ha aumentado enormemente en el Pirineo hasta casi duplicarse (ANTOR *et al.*, 2005).

En el período 1989-1993 la media de quebrantahuesos no adultos contactados por día de censo era de 2,5 (min: 1, max: 3,75), mientras que a partir del año 2000 no llega a 0,3 (min: 0,04, max: 0,15). En 1989 se detectaban 3,5 quebrantahuesos inmaduros por día de censo fuera de los Pirineos, mientras que a partir del año 2000 es necesario invertir entre 6 y 30 jornadas de censo para contactar con un solo quebrantahuesos no adulto. Cabe recordar aquí que en algunos de los grandes comederos instalados en el Pirineo central pueden concentrarse hasta 80 quebrantahuesos no adultos en la misma jornada (SESÉ *et al.*, 2005).



Figura 5. Quebrantahuesos adulto en el territorio reproductor de la Sierra de Urbasa-Andia, en los Montes Vascos (Noviembre 2007). En esta área la especie ha recolonizado sierras con productivos pastizales atlánticos montanos pastoreados por decenas de miles de cabezas de ganado en régimen extensivo. Foto: David Campión.

Figura 5. Adult bearded vulture in the breeding territory of the Urbasa-Andia mountain, in the Basque mountains (November 2007). In this area the species has recolonized mountain ranges with productive Atlantic mountain pastures, grazed by thousands of livestock in extensive farming. Photo: David Campión.

3.2. Buitre leonado

3.2.1. Distribución y estatus poblacional

El primer censo estandarizado de la especie se realizó en 1979, coincidiendo con el Primer Censo Nacional de Buitreras (SEO, 1981). En aquellos años el buitre leonado había comenzado a remontar su crítica situación del pasado, que probablemente tocó fondo en los años 60-70 en Navarra, como en otras partes del Estado.

En un principio se trataba de una especie ligada a los valles pirenaicos y prepirenaicos, aunque visible en toda Navarra y presente también con escasas parejas en los Montes Vascos. El progresivo aumento de su tamaño poblacional ha provocado que en la actualidad ocupe prácticamente todos los roquedos aptos para la nidificación. Ha colonizado también como nidificante la Depresión del Ebro en la Ribera de Navarra, ocupando cortados fluviales e incluso escarpes arcillosos de muy escasa calidad en las Bardenas Reales. Se conocen además grandes agrupaciones de individuos no reproductores frecuentemente asociadas a fuentes de alimento seguro y predecible en el Sur de Navarra (Figura 6).

La evolución del buitre leonado ha sido espectacular (Figura 7), pasando de 312 parejas censadas en 1979 a 2751 parejas en 2004 lo que implica que la población reproductora de buitre leonado se ha multiplicado por nueve en veinticinco años. En la actualidad parece que la especie muestra signos de estancamiento e incluso de leve retroceso, pero habrá que esperar al censo completo de 2009 para certificarlo.

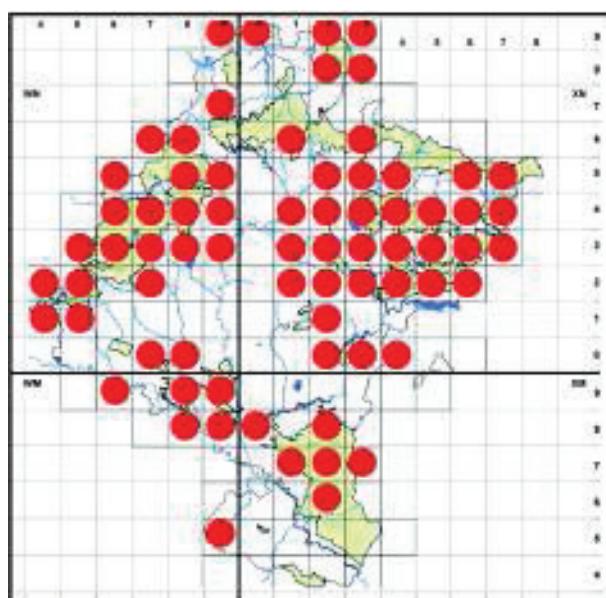


Figura 6. Distribución del buitre leonado en Navarra (2007).

Figura 6. Distribution of the griffon vulture in Navarra (2007).

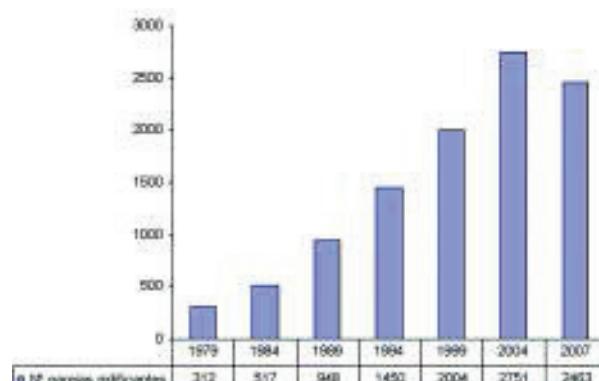


Figura 7. Evolución del número de parejas nidificantes de buitre leonado en Navarra (1979-2007).

Figure 7. Evolution of the number of nesting pairs (boxes below) of griffon vultures in Navarra (1979-2007).

Los diferentes trabajos realizados muestran cómo los censos de las diferentes colonias son variables, aumentando de tamaño unas y disminuyendo otras en el mismo año de censo probablemente debido a circunstancias locales y a movimientos de las aves entre colonias. Este hecho alerta sobre el riesgo de realizar predicciones demográficas basadas en el seguimiento de unas pocas colonias.

3.2.2. Parámetros reproductores

Los resultados varían ligeramente de unos censos a otros, pero siempre se habían mantenido por encima de 0,6 pollos/pareja controlada, no habiendo diferencias significativas en el período 1984-2004 (DONÁZAR *et al.*, 1988; FERNÁNDEZ, 1994, 1997, 2004; FERNÁNDEZ & ELÓSEGUI, 1999).

Sin embargo en el año 2007 se produce un desplome de un 35% de la productividad (0,43 pollos/pareja) (FERNÁNDEZ, 2007), coincidiendo con la implantación del sistema de recogida de cadáveres (Figura 8).

3.3. Alimoche

3.3.1. Distribución y status poblacional

El alimoche se distribuye por la totalidad de la geografía de Navarra, ocupando todo tipo de hábitats, desde los de montaña atlántica o pirenaica hasta las pseudo-estepas del valle del Ebro (Figura 9). Generalmente asociado a la ganadería extensiva y a la presencia de muladares, realiza también una selección positiva de hábitats fragmentados potencialmente ricos en presas naturales (CEBALLOS & DONÁZAR, 1988; CAMPIÓN, 1995). No se

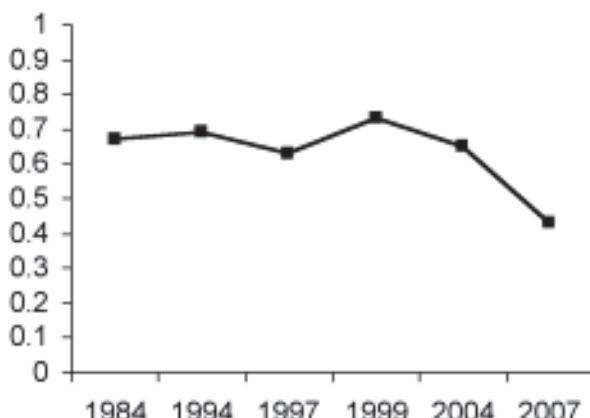


Figura 8. Evolución de la productividad del buitre leonado en Navarra (1984-2007).

Figura 8. Evolution of the productivity of the griffon vulture in Navarra (1984-2007)

han detectado cambios importantes en su distribución desde los primeros censos sistemáticos de la especie (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1982) hasta los más recientes (FERNÁNDEZ *et al.*, 2000).

Como ya se ha comentado anteriormente, la población de alimoche se muestrea de manera exhaustiva en los censos decenales de rapaces rupícolas. En el primer censo (1980-81) se localizaron 110 parejas, en el año 1991 ascendió a 160 parejas y en el año 2000 se contabilizaron 159, aproximadamente el 12% de los efectivos calculados para el Estado español. La densidad de alimoche en Navarra (1,53 parejas/100 km²) es más de cinco veces superior a la del estado (0,27 parejas/100 km²) (FERNÁNDEZ *et al.*, 2000).

En el censo total del año 2000 los coordinadores del mismo calificaban el mantenimiento del censo como “aparente”, argumentando que el mejor conocimiento de la especie sería el que en realidad estaba sustentando artificialmente la estabilidad poblacional. Esta afirmación está basada en el seguimiento fino y a largo plazo de la población reproductora de Bardenas (DONÁZAR & CEBALLOS, 1994), que indicaba una tendencia a la baja que posteriormente ha sido confirmada en un reciente trabajo (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009) en el que se muestra como la población de Bardenas ha pasado de 56 a 26 parejas, lo que supone un declive global del 54% en el período 1989-2007.

Con el fin de obtener información de la especie en otras zonas geográficas, en el trienio 2005-2007 también se ha monitorizado anualmente un grupo de 24 territorios situados más al norte, con el preocupante resultado de un descenso aproximado del 50% respecto a las parejas existentes en el censo

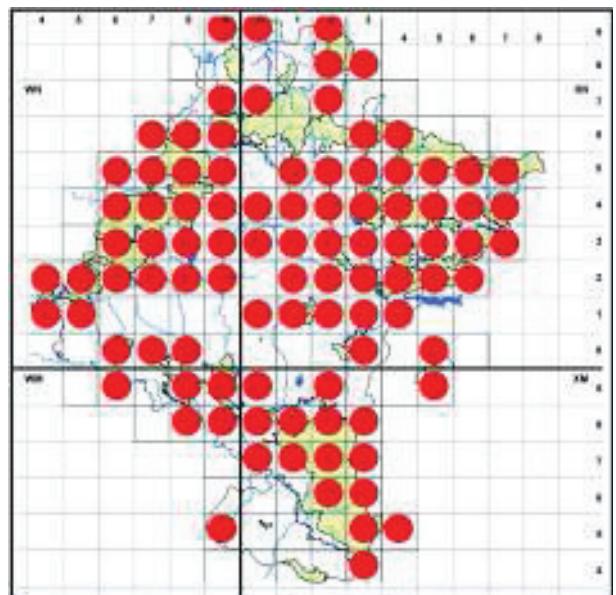


Figura 9. Distribución del alimoche en Navarra (DONÁZAR, 2003).

Figura 9. Distribution of the Egyptian vulture in Navarra (DONÁZAR 2003).

del año 2000 (LEKUONA, 2005; LEKUONA, 2007). Todo ello hace sospechar que se ha producido una reducción importante de la población de alimoches en Navarra, lo que podrá ser comprobado en breve ya que va a ser censada en su totalidad en el año 2010.

3.3.2. Parámetros reproductores

La productividad del alimoche ha sido especialmente monitorizada en la Bardena desde 1989 y la media es de 0,6 pollos/pareja controlada para las zonas más tradicionalmente dependientes del conejo (Bardena Blanca) y algo mayor para áreas asociadas a la ganadería (Bardena Negra). Las oscilaciones interanuales son muy fuertes, no existiendo una tendencia clara al alza o a la baja (Figura 10). De manera similar, en el otro estudio llevado a cabo en Navarra los valores se sitúan en torno a 0,91-0,75 pollos/pareja en el período 2005-2007 (LEKUONA, 2005; LEKUONA, 2007).

4. DISCUSIÓN

Todas las especies de necrófagas en Navarra han mostrado tendencias positivas tras alcanzar probablemente sus niveles más bajos en los años 60-70. El cese de la persecución directa aparentemente fue suficiente para comenzar la recuperación de estas especies puesto que el medio ofrecía abundantes recursos tróficos y zonas de nidificación adecuadas. No obstante tras alcanzar óptimos en la década de los años 90 las trayectorias han

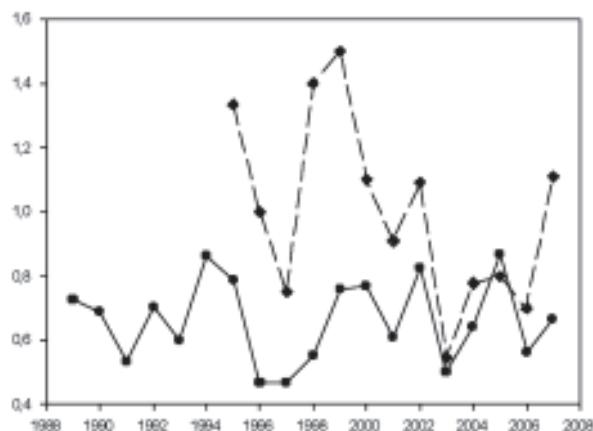


Figura 10. Evolución de la productividad del alimoche en la Bardena (1988-2008). En trazo discontinuo valores pertenecientes a la Bardena negra y en trazo continuo a la Bardena blanca (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009).

Figura 10. Evolution of the productivity of the Egyptian vulture in the Bardena (1988-2008). In the discontinuous line, values belonging to the Bardena negra and the continuous line to the Bardena blanca (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009).

sido diferentes para cada especie. Podemos distinguir por un lado a las especies de más alto valor de conservación debido a su escasez y catalogación legal (alimoche y quebrantahuesos) y por el otro al buitre leonado.

En el caso del quebrantahuesos el importante aumento de territorios y la expansión geográfica de los años noventa se estancó por completo al final de esta década. Las causas del detenimiento de este proceso probablemente son múltiples, aunque algunos de los factores negativos son bastante conocidos. Ya se ha citado para otras comunidades autónomas que los parámetros reproductores del quebrantahuesos muestran una tendencia regresiva (MARGALIDA & HEREDIA, 2005). Es muy posible que la situación de borde de distribución de Navarra agrave aún más esta tendencia negativa, ya que a los factores habitualmente tenidos en cuenta (mortalidad adulta, calidad del hábitat) probablemente haya que añadir otros derivados de la filopatria de la especie (abandono de territorios, dificultades de recambio) y de una mayor humanización del área. Por ejemplo, en otras áreas el quebrantahuesos aprovecha de manera habitual cadáveres de ungulados silvestres (HIRZEL *et al.*, 2004) –como sarrios *Rupicapra rupicapra* y/o ibices *Capra ibex*– mientras que en Navarra es totalmente dependiente de la existencia de ganado ovino extensivo (en declive en el Prepirineo) y del manejo que se disponga para el mismo. También en áreas más humanizadas son más probables molestias en las áreas de cría debidas a la caza o actividad forestal, presencia de infraestructuras (ARROYO & RAZIN, 2006).

En lo que se refiere a la zona occidental, el llamado “frente de colonización”, es difícil averiguar las causas de este estancamiento de la evolución espacial. Diferentes trabajos determinan que la potencialidad del hábitat de estas sierras para el quebrantahuesos es menor que la del Pirineo (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1982; DONÁZAR *et al.*, 1993; BUSTAMANTE, 1994; DONÁZAR *et al.*, 2005), aunque son zonas de presencia histórica comprobada de la especie. Son efectivamente zonas en las que, como ya se ha comentado, los riesgos asociados a la humanización son mayores, por lo que pueden haberse dado casos de mortalidad no detectada de individuos. Otra posibilidad es que la elevada filopatria de la especie induzca el regreso al Pirineo de los individuos asentados en estas sierras exteriores y dificulte la instalación definitiva de individuos reproductores. Se ha intentado repetidamente el marcaje de los adultos territoriales de esta zona, por el momento sin resultado positivo.

Por otro lado, aunque en ocasiones es difícil comparar los censos realizados en los años 80 con los actuales, es palpable un notable descenso del número de individuos flotantes (no territoriales) en Navarra. Este descenso está con toda probabilidad ligado a la instalación de grandes comederos en el Pirineo Central que provocan una menor movilidad de las aves no territoriales –jóvenes, subadultos y adultos no reproductores– (CARRETE *et al.*, 2009). Es muy posible que esta disminución de la presencia de individuos flotantes tenga repercusión sobre los procesos de colonización de nuevas áreas (CARRETE *et al.*, 2006a,b; CARRETE *et al.*, 2006), fenómeno que se manifestaría de manera especialmente aguda en el borde de distribución de la especie.

Para el caso del alimoche, la población de Navarra (160 parejas) puede haber sufrido un serio retroceso si se confirman en 2010 los resultados de los seguimientos detallados realizados en los últimos años en dos áreas diferentes de Navarra. El número de territorios detectados se incrementó entre el primer y segundo censo (1981-1991), manteniéndose en el siguiente (2000), aunque ello muy probablemente se debió más a un progresivo mejor conocimiento de la especie que a un aumento real de la población de alimoche en Navarra. Debido a que la productividad de las parejas estudiadas en las dos zonas control no aparecía evolucionar negativamente, parece claro que los descensos de población observados en estas zonas deben estar provocados por un incremento de la morta-

lidad adulta. Muy probablemente la aparición del veneno, una amenaza tradicionalmente ausente de Navarra, es la causa de esta evolución negativa. En este sentido apuntan varios episodios de envenenamientos recientes, tanto en zonas limítrofes de Aragón como en Bardenas. Se ha documentado también que en zonas de media montaña el abandono de la ganadería extensiva y otras actividades tradicionales está provocando un descenso de la calidad del hábitat para ésta (CAMPIÓN, 1995) y otras especies de aves de presa no forestales (DONÁZAR *et al.*, 1997).

La recogida de cadáveres tiene un impacto profundo sobre la disponibilidad de alimento para las carroñeras. Debido a las diferentes estrategias biológicas de estas especies y a los diferentes manejos y tipos de ganado, este efecto probablemente es complejo y afecta a cada ave necrófaga de manera distinta. Por ejemplo la gran capacidad de detección de carroñas y de desplazamiento del buitre leonado, su dominancia y su carácter gregario puede facultarle para explotar carroñas de tamaño más pequeño o de aparición impredecible, hasta el presente más disponibles para otras especies del gremio -alimoche, milano real *Milvus milvus*, milano negro *M. migrans* e incluso águila real *Aquila chrysaetos*- . No obstante, en principio el buitre leonado debe ser la especie más afectada ya que es el principal consumidor de carroñas de ganado. Por ello no sorprende la coincidencia en el tiempo de la implantación de los sistemas de recogida de cadáveres y el cambio de tendencia de la demografía de la especie (descenso tanto de población nidificante como de la productividad de la misma).

La disponibilidad de alimento para el buitre leonado ha sido enorme hasta la implantación de la recogida de cadáveres y varias veces superior a lo que todas las carroñeras juntas son capaces de consumir (FERNÁNDEZ, 1988; CAMPIÓN, 2001). Todo ello incluso con estimas conservativas de la oferta trófica disponible que se basaban en el ganado extensivo y que no tenían en cuenta el alimento potencial procedente de explotaciones intensivas debido a la dificultad de su estima (se trataba de una práctica ilegal). En todo caso aún es difícil encontrar una relación directa entre la recogida de cadáveres y la evolución del censo de buitre leonado, ya que con las cifras actuales de eliminación de restos animales todavía existe alimento suficiente para la población de buitres (FERNÁNDEZ, 2008). Probablemente haya que explorar factores más

finos como la distribución temporal de la oferta de alimento y su accesibilidad, la exactitud de los censos ganaderos o la mortalidad real según tipo y hábitat de ganado para mejorar el conocimiento de la realidad trófica de las necrófagas.

También es la especie cuantitativamente más perjudicada por los parques eólicos, en los que se produce una importante mortalidad de buitres leonados, no estimada con precisión pero superior a varios cientos de individuos al año (LEKUONA, 2001).

Por último, el tema de los posibles ataques del buitre leonado sobre el ganado es importante señalar que la razón más frecuentemente esgrimida (la falta de comida) para justificar estos supuestos ataques es muy cuestionable. Las denuncias de posibles ataques por parte de buitres leonados comenzaron a mediados de los noventa, cuando la disponibilidad de comida era enorme. También está claro que la población de buitre ha estado creciendo hasta el presente a buen ritmo, lo que en ningún caso encaja con una situación de "hambruna". Tanto en Navarra como en Cataluña se ha comprobado que no existe relación alguna entre el número de ataques/año y la densidad de buitres (véase MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). Por todo ello, asumiendo que las interacciones entre los buitres y el ganado existen y han existido siempre, es probable que nos encontremos ante una situación más provocada por factores intrínsecamente humanos (cambios en la mentalidad de la sociedad en general y de la rural en particular, cambios en el manejo ganadero, situación crítica de las economías agrarias de montaña, impacto mediático) que por modificaciones en el comportamiento de los buitres.

4.1. Medidas de conservación futuras

Evidentemente el veneno es un tema central en la conservación de aves carroñeras. Por si solo puede desbaratar cualquier trabajo de conservación llevado a cabo durante años. Debe ser una de las prioridades máximas de trabajo, sino la mayor de todas.

Son precisos también estudios rigurosos que evalúen el complejo efecto de la retirada de cadáveres sobre el gremio completo de carroñeras (en la actualidad se está llegando a la retirada de un 80% de la biomasa antes disponible). Estos trabajos no deberían centrarse como hasta ahora sólo en el buitre leonado, sino también en los efectos en cascada de posibles modificaciones en la búscu-

queda y consumo de carroñas por parte del buitre leonado sobre otras aves.

Buena parte del área de distribución de alimoche, milano real y quebrantahuesos coincide con áreas de abandono galopante de actividad ganadera y avance de la superficie forestal en los últimos 50 años. Deberían establecerse medidas concretas de fomento y conservación de estos territorios, que en ocasiones dependen de una o dos explotaciones ganaderas. Complementariamente, muchas de estas zonas de media montaña probablemente son ya aptas para ensayar reintroducciones bien planificadas de ungulados silvestres (ciervo común *Cervus elaphus*) y cabra montés *Capra pyrenaica* que además de otros efectos beneficiosos pueden hacer disminuir la dependencia de las carroñeras por un ganado cada vez más escaso y menos accesible para las aves.

La rigurosa monitorización realizada sobre el buitre leonado ha permitido un conocimiento bastante preciso de su evolución demográfica, lo que ha evitado en Navarra especulaciones alarmistas. Debería proseguirse con esta línea de trabajo y, en el inquietante contexto actual que afecta a las aves carroñeras, ampliarla a otras especies de necrófagas (especialmente al alimoche y milano real). Como medida de precaución, deberían realizarse urgentemente simulaciones demográficas que tengan en cuenta los nuevos parámetros demográficos y la importante mortalidad conocida y causada por parques eólicos sobre el buitre leonado. En la situación actual hay que añadir a la elevada mortalidad el descenso poblacional y la caída del éxito reproductor, lo que condiciona un escenario muy peligroso para esta especie.

La nueva normativa veterinaria desarrollada en Navarra ha supuesto el cierre de muchos muladares que venían funcionando de manera "alegal" desde hace décadas. Poco a poco se vuelven a crear o reabrir puntos de alimentación en base a una nueva normativa (Orden Foral 259/2006). No obstante el proceso es muy dificultoso debido al estricto control sanitario que se pretende implantar y al hecho de que sólo un único gestor autorizado de cadáveres puede aportar alimento a los diferentes muladares (los ganaderos no pueden hacerlo). Se debe abrir el máximo número de muladares posible, principalmente para conseguir una amplia distribución espacial de los mismos. También deben tenerse en cuenta a las diferentes aves necrófagas, para lo cual se pueden implantar diferentes tipos de muladares, aportes, horarios, periodicidad, can-

tidades, etc.. (CORTÉS AVIZANDA *et al.*, 2006). Sin negar la utilidad de los puntos de alimentación como herramienta de conservación, es urgente un nuevo marco legal europeo y local que tenga en cuenta la importancia de la ganadería extensiva para la conservación de las aves necrófagas.

Otras líneas de investigación preferente ligadas a la política actual preventiva de creación de puntos de alimentación para las carroñeras deberían centrarse en asegurar la calidad del suministro de alimento que se ofrece en los muladares, para descartar posibles efectos perniciosos a largo plazo derivados de sustancias zoosanitarias o infecciones crónicas del ganado (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009). También debería realizarse un seguimiento fino del efecto de los comederos sobre las poblaciones de carroñeras (dispersión juvenil, colonización nuevos territorios, áreas de campeo, aumento de las interacciones..) para evitar fenómenos perversos que "desnaturalicen" la biología de las aves.

Es también importante el radiomarcaje de alguno de los quebrantahuesos colonizadores situados en el borde occidental de su área de distribución para corregir posibles fuentes de mortalidad y conocer el alcance de los movimientos de estas aves.

6. AGRADECIMIENTOS

Algunas personas (especialmente Carmelo Fernández y Paz Azkona) llevan muchos años coordinando los censos de rapaces rupícolas y necrófagas. Sin ellos no sería posible contar con la abundante información hoy disponible. De la misma manera, el seguimiento de la población de alimoches de Bardenas coordinado y realizado por Josean Donázar y Olga Ceballos va mucho más allá del interés profesional. Por ambas labores han pasado la mayor parte de los que estamos metidos de alguna manera en el mundo de la conservación en Navarra. Los mapas de distribución han sido realizados por Alfonso Llamas. La mayor parte del trabajo de campo realizado con el quebrantahuesos lo realizan los antiguos Guardas de Medio ambiente (hoy Guardas Forestales), gracias a todos ellos. Algunos trabajos han sido parcialmente financiados por instrumentos europeos LIFE o INTERREG. Por último, la Sección de Hábitats del Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente ha sufragado la mayor parte de los estudios realizados sobre necrófagas y ha suministrado amablemente los datos.

7. BIBLIOGRAFÍA

- ANTOR, R., ALCÁNTARA, M. & GIL, J.A.
- 2005 Evolución de la fracción preadulta de la población pirenaica de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). *Revista de anillamiento* 15: 16-19.
- ARROYO, B. & RAZIN, M.
- 2006 Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. *Biological Conservation* 128: 276-284.
- BLANCO, G., LEMUS, J. A., ARROYO, B., MARTÍNEZ, F. & GARCÍA-MONTIJANO, M.
- 2009 El dilema de la ganadería extensiva y el mito de los muladares: implicaciones en la contaminación por fármacos y su impacto en la salud de las aves carroñeras. In: Donazar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 402-451.
- BUSTAMANTE, J.
- 1994 Statistical model of nest-site selection for the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees and evaluation of the habitat available with a geographical information system. In: Mayol, J., & Muntaner, J., (Eds.). *Actas VI Congreso Rapaces Mediterraneas*. Palma de Mallorca. Birdlife. Pp. 393-400.
- CAMIÓN, D.
- 1995 La fragmentación del hábitat forestal y la conservación de las aves de presa en Navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra* 1: 37-45.
- CAMIÓN, D.
- 2001 Posibles efectos sobre la conservación de las aves rapaces de Navarra de la Decisión 00/418/CE por la que se reglamenta el uso de los materiales de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles. Informe inédito. Gobierno de Navarra.
- CARRETE, M., DONAZAR, J. A. & MARGALIDA, A.
- 2006a Density-dependent productivity depression in Pyrenean Bearded Vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.
- CARRETE, M., DONAZAR, J. A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.
- 2006b Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation change the mating system of bearded vultures? *Biology Letters* 2: 624-627.
- CARRETE, M., MARGALIDA, A., ORO, D. & DONAZAR, J. A.
- 2009 Consecuencias poblacionales de los comederos para aves carroñeras: el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Pirineo español. In: Donazar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 226-253.
- CEBALLOS, O. & DONAZAR, J. A.
- 1988 Actividad, uso del espacio y cuidado parental en una pareja de alimoches (*Neophron percnopterus*) durante el periodo de dependencia de los pollos. *Ecología* 2: 275-291.
- CORTÉS-AVIZANDA, A., CEBALLOS, O. & DONAZAR, J. A.
- 2009 Long-term trends in population size and breeding success in the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in northern Spain. *Journal of Raptor Research* 43:43-49.
- CORTÉS AVIZANDA, A., CARRETE, M. & DONAZAR, J. A.
- 2006 *Seguimiento de la eficacia de los puntos de alimentación de aves necrófagas para la conservación de diferentes especies amenazadas*. Informe inédito. Gobierno de Navarra. Programa INTERREG III A España / Francia.
- DONAZAR, J. A.
- 2003 Alimoche común (*Neophron percnopterus*). In: Martí, R. & Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid, DGNCN-SEO.
- DONAZAR, J. A., BUSTAMANTE, J., NEGRO, J.J. & HIRALDO, F.
- 1997 *El quebrantahuesos en Navarra: identificación de territorios potenciales, genética y seguimiento del Plan de recuperación*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.
- DONAZAR, J. A. & CEBALLOS, O.
- 1994 *Conservación del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra: análisis de la demografía y examen del fenómeno de formación de trios*. Informe Inédito. Gobierno de Navarra.
- DONAZAR, J. A., CEBALLOS, O. & FERNANDEZ, C.
- 1989 Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: A multivariate study. In: Meyburg, B.U. & Chancellor, R.D. (Eds.). *Raptors in the Modern World*. WWGBP. Berlin. Pp. 545-549.
- DONAZAR, J. A., ELÓSEGUI, J. & SENOSIAIN, A.
- 1988 Éxito reproductor del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra. *Doñana, Acta Vertebrata* 15: 187-192.
- DONAZAR, J. A. & FERNÁNDEZ, C.
- 1982 Censo de cinco rapaces rupícolas en Navarra: quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), Aguilu real (*Aquila chrysaetos*), Aguilu perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), Halcón común (*Falco peregrinus*) y alimoche (*Neophron percnopterus*). *Príncipe de Viana. Sup. Ciencias II* (2): 435-441.
- DONAZAR, J. A., HIRALDO, F. & BUSTAMANTE, J.
- 1993 Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.
- DONAZAR, J.A., MARGALIDA, A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F., ROMERO-PUJANTE, M., ANTÓR, R., GARCÍA, D., CAMIÓN, D. & HEREDIA, R.
- 2005 Aplicación de modelos predictivos en la selección del cortado de nidificación por el quebrantahuesos en los Pirineos: cambios a largo plazo (1991-2002). In: Margalida, A. & Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España*. Organismo Autónomo Paques Nacionales. Madrid. Pp. 139-152.
- DONAZAR, J. A., NAVESO, M. A., TELLA, J. L. & CAMIÓN, D.
- 1997 Extensive grazing and raptors in Spain. In: Pain D. J. & Pienkowski, M. W. (Eds.). *Farming and birds in Europe*. Cambridge, Academic Press: Pp 117-149.
- ELÓSEGUI, J.
- 1985 *Navarra, Atlas de aves nidificantes*. Pamplona, CAN.

FERNÁNDEZ, C.

- 1988 *Inventariación de la importancia de los muladares para las aves carroñeras en Navarra*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C.

- 1994 *Censo, evolución demográfica de las colonias y productividad del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C.

- 1997 *Evolución de las colonias, variaciones en la productividad, fenología de la reproducción y composición de las parejas reproductoras de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C.

- 1998 *Distribución de la población flotante de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra fuera del área de reproducción habitual*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C.

- 2004 *Estimación de la población, evolución de las colonias y productividad del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra en 2004*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C.

- 2007 *Censo de las colonias piloto y estima de la productividad de I buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra en 2007*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C.

- 2008 *Censo de las colonias piloto y estima de la productividad del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra en 2008*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C., O. CEBALLOS & AZKONA, P.

- 2000 *Censo de alimoches (*Neophron percnopterus*) nidificantes en Navarra*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C. & ELÓSEGUI, J.

- 1999 *Censo nacional de buitreras (1999)*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

FERNÁNDEZ, C. & ELÓSEGUI, J.

- 1999 *Censo nacional de buitreras (1999): evolución de las colonias y productividad del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

HIRZEL, A. H., POSSE, B., OGGIER, P.-A., CRETENAND, Y., GLENZ, C. & ARLETTAZ, R.

- 2004 Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology* 41: 1103-1116.

LEKUONA, J. M.

- 2001 *Uso del espacio por la avifauna y control de la mortalidad de aves y murciélagos en los parques eólicos de Navarra durante un ciclo anual*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

LEKUONA, J. M.

- 2005 *Seguimiento de la incidencia de la mortalidad sobre el alimoche en la zona noroccidental de Navarra, año 2005*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

LEKUONA, J. M.

- 2007 *Seguimiento de la incidencia de la mortalidad sobre el alimoche en la zona noroccidental de Navarra, año 2007*. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

LEMUS, J. A., G. BLANCO, J. GRANDE, B. ARROYO, M. GARCÍA-MONTIJANO & MARTÍNEZ, F.

- 2008 Antibiotics threaten wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: 144.

MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D.

- 2009 Interacciones entre buitres leonados (*Gyps fulvus*) y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 466-481.

MARGALIDA, A. & HEREDIA, R.

- 2005 *Biología de la conservación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.

MORAL DEL, J. C. & MARTÍ, R.

- 2001 *El buitre leonado en la Península ibérica. III Censo Nacional y I Censo ibérico coordinado 1999*. Madrid, SEO/Birdlife.

SAUNDERS, H.

- 1884 Notes on the Birds of the Pyrenees. *Ibis* 8: 365-392.

SEO

- 1981 Primer Censo Nacional de Buitreras (1979). *Ardeola* 26-27: 165-312.

SESÉ, J., ANTOR, R. J., ALCÁNTARA, M., ASCASO, J. C. & GIL, J. A.

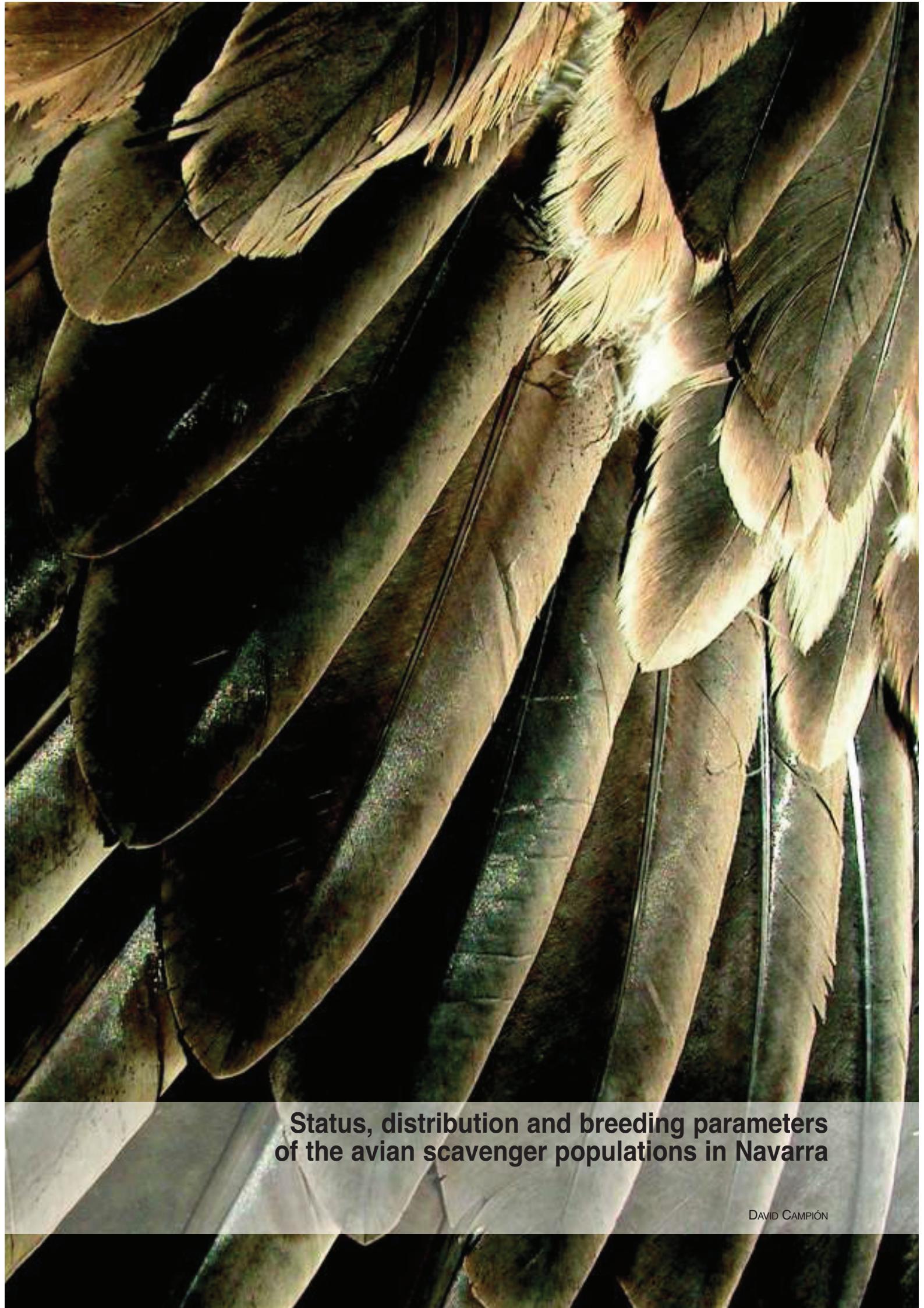
- 2005 La alimentación suplementaria en el quebrantahuesos: estudio de un comedero del Pirineo occidental aragonés. In: Margalida, A. & Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España*. O. A. D. P. Nacionales. Madrid. Pp. 279-304.

UE

- 1991 *CORINE Biotopes manual, Habitats of the European Community*. Office for Official Publications of the European Communities EUR 12587/3.



foto/photo: Jordi Bas



**Status, distribution and breeding parameters
of the avian scavenger populations in Navarra**

DAVID CAMPIÓN

1. INTRODUCTION

The monitoring of necrophage raptor populations in Navarra started in 1979 with the first census of griffon vultures *Gyps fulvus* (SEO, 1981). In the years immediately following this, the censuses started to be taken intensively of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and bearded vulture *Gypaetus barbatus* populations. As in other areas of the Iberian Peninsula and the south of France, the populations of scavenger birds have had significant increases in Navarra, which is summed up in this work. Stopping the persecution of this species and an elevated environmental potentiality (large areas of extensive farming and elevated availability of limestone) made it possible for a substantial increase of some of the necrophages to take place. The appearance of intensive farming brought huge benefits and against all predictions, to the census of the griffon vulture which reached 11% of the total Spanish population (MORAL DEL & MARTÍ 2001) (Navarra only occupies 2% of the state land surface).

However, from 2000 on, the "Bovine Spongiform Encephalopathy" (BSE) crisis" favoured the announcement of strict agro health legislation (particularly regulation 1774/2002) that has been translated into the obligatory nature of disposing of the farming carcasses that were previously deposited in the countryside and remained at the disposal of the necrophage birds. The consequent development of regional legislation meant an even more extreme treatment of scavengers and although the consequences on the necrophage bird community are still not clear, there has been a strong negative impact on the trophic availability.

Due to the popularity of these birds, this new context has been dealt with by the general media in quite a speculative manner. This has created an opinion status about the "famine" of the vultures that has quite possibly favoured successive reports of attacks on livestock that has extensive media coverage and no real basis in the majority of the cases see (MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009).

Below is a summary of updated information available about the distribution, population tendencies and basic demographic parameters of the griffon vulture, Egyptian vulture and bearded vulture in Navarra. The quality of the information available is different for each taxon which forms quite a heterogeneous but useful perspective when it comes to establishing a diagnosis about the status of conservation of these birds and the different shortcomings in management and knowledge that exist about them.

2. STUDY AREA AND METHODS

The scavengers are distributed throughout the province of Navarra (approximately 10,000 km²). Ecologically, this is a very diverse area with it being the only region in the Iberian Peninsula and one of the few areas in the European Union where the Mediterranean, Atlantic and Alpine bio-geographic regions come together (EU, 1991).

In the northern part of Navarra, the Eastern Pyrenees (Alpine climate) meet with the Cantabrian Sea (Atlantic climate), while the south forms part of the Ebro Basin, with sub-mediterranean and pseudo-desert area climates (Figure 1).

The bearded vulture is restricted to the north-eastern part of Navarra (where the Pyrenean chain ends) although it has weakly colonized some Atlantic mountains of the eastern part. The monitoring of the species is mainly carried out by the Government of Navarra country rangers, although different technicians and organizations have participated. Part of the monitoring work and management has been financed by two European programmes (LIFE Threatened vertebrates of the Pyrenees – ended in 1998 – in Interreg IIIA Pirineo Vivo – finished in 2007).

The griffon vulture breeding colonies are dependent on the existence of appropriate limestone pillars although the presence of individuals of the species is common in all of Navarra. Various complete censuses have been carried out (1979, 1989, 1999) in which all the vulture nests of the region are thoroughly surveyed (SEO 1981; DONÁZAR *et al.*, 1989; FERNÁNDEZ & ELÓSEGUI 1999). Other complementary censuses have also been carried out that include an important part of the population with the objective of monitoring its breeding parameters and improving the demographic evolution of the species (FERNÁNDEZ, 1994; FERNÁNDEZ, 1997; FERNÁNDEZ, 2004; FERNÁNDEZ, 2007; FERNÁNDEZ, 2008). Lastly, the important non-breeding fraction of the species has been studied (FERNÁNDEZ, 1998).

As previously mentioned, all of the limestone pillars that are appropriate for the Egyptian vulture are surveyed every ten years. In addition to this, since the year 1989 an annual follow-up of the Bardenas population in the south of Navarra has been carried out. This follow-up includes the monitoring of known pairs and all the potential nesting places (DONÁZAR & CEBALLOS, 1994). An area situated in the north has also been monitored recently in which there are twenty four known territories and in this area all of the potential limestone pillars are also supervised (LEKUONA, 2007). With regards to the monitoring of

the breeding parameters, in the case of the bearded vulture the small size of the population makes it possible to carry out a weekly follow-up and at times a daily survey of the breeding pairs.

For the estimations of the breeding values of the griffon vulture an inspection is carried out in February and others at the beginning of June, after having proven in a specific study that this date is appropriate in Navarra in order to reduce the errors caused by late or early laying dates. These inspections are carried out on a sample of 10 pilot colonies that presently include about a thousand pairs (approximately 30% of the breeding population).

For the case of the Egyptian vulture, the estimation of productivity (only controlled in two areas) is carried out in Bardenas by means of controls of the nesting pairs in April-May and July-August for more details (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). In the other study area fortnightly visits to the monitored pairs are carried out (LEKUONA, 2007).

3. RESULTS

3.1. Bearded vulture

3.1.1. Distribution and population status

In the past and until the twentieth century the bearded vulture would have been a fairly widely distributed species in Navarra as quoted from (SAUNDERS, 1884) “*The bearded vulture was observed by me on every excursion which I made in the mountains, from La Rhune to Navarre, and a pair of the birds is to be found in nearly every stack of rocks suitable for their nests. In the two stupendous pillars of limestone known as "Las Dos Hermanas" at Yurzun they have bred from time immemorial (...)*”. The limestone pillars in Navarra are abundant and in addition to their present areas of the Pyrenees and pre-Pyrenees the species reproduced in the Basque Mountains and other Eastern mountain ranges that are today in the process of recolonization (such as the case quoted by Saunders of the Dos Hermanas limestone pillars in Irurtzun).

The systematic monitoring of the species in Navarra did not start significantly until the 80s, when the existence of two breeding pairs in the Navarra Pyrenees, one of them in the frontier with Aragon (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1982; ELÓSEGUI, 1985). In this last text, reference is made to the abundant presence of young that “*can be seen especially in winter in all of the mountains*”. The situation remained stable until the nineties when there was an increase in the number of

bearded vulture territories in Navarra (Figure 2). This increase stabilized in 2000 in seven breeding territories. Previously, the number of territories practically remained at a standstill and varied between six and eight annual territories.

3.1.2. Breeding parameters

The limited size of the Navarra population prevents a thorough statistical analysis being carried out on the trends of the demographic values. Probably the most illustrative is to look at Figure 3, in which we can see how the number of chicks that have flown the nest fluctuates between 0 and 3, not being proportional to the increase of breeding territories. In any case, a tendency towards a decrease in productivity is observed whose average in the period from 1977-2007 was 0,3 chicks flown the nest/territory monitored. The average breeding success in this period was 0.45 chicks flown the nest/laying.

3.1.3. Geographic expansion towards the west

The reduced dimensions of Navarra limit the number of potential territories, estimated at approximately a dozen more than the present number (DONÁZAR *et al.*, 1997). This however, is an important area due to its bridge situation between the Pyrenees and the Cantabrian mountains. For this reason it is interesting to precisely detail the present situation of the geographic expansion of the bearded vulture towards the west (Figure 4).

The recolonization of the Basque mountains happened in the period from 1993-96 with the permanent installation of up to three single individuals in each one of the territories. The reoccupation of this historical area by the bearded vulture has always been seen as something positive due to its strategic position in the corridor towards the Cantabrian Mountains and for its distance of approximately 40 kilometres to the west of the nearest pre-Pyrenean territory. However, this is an area where until now, no more than one laying and eclosion was confirmed in the year 2002 (it is possible that another unmonitored attempt was made), maintaining in 2007 two of the three territories, presently run by solitary adult individuals.

As a tool for increasing the probability of fixing new breeding territories two new specific feeding places have been added in these eastern sierras. In order to evaluate the effectiveness of this measure, the observation pressure has

also been increased greatly (from two to thirty five census days). All of this has shown a decrease in the number of non adult birds observed in Navarra, despite this fraction of the population having increased to a great extent in the Pyrenees to the point that it has doubled (ANTOR *et al.*, 2005).

In Navarra, in the period 1989-1993 the average number of bearded vultures contacted per census day was 2.5 (min: 1, max: 3.75), while from 2000 it didn't reach 0.3 (min: 0.04, max: 0.15). In 1989 3.5 immature bearded vultures were detected per census day outside of the Pyrenees, while from the year 2000 it was necessary to invest between 6 and 30 census days in order to contact even one non adult bearded vulture. It is worth mentioning here that in some of the large feeding places installed in the central Pyrenees up to 80 bearded vultures can come together in the same day (SESÉ *et al.*, 2005).

3.2. Griffon vulture

3.2.1. Distribution and population status

The first standardized census of the species took place in 1979, coinciding with the First National Census of Vulture Colonies (SEO, 1981). In those years the bearded vulture had started to recover from its critical situation of the past and probably hit an all time low in the 60s-70s in Navarra, as in other parts of the State.

At first this was a species associated with the Pyrenean and pre-Pyrenean valleys, although visible in all of Navarra and also present with few pairs in the Basque Mountains. The progressive increase of its population size has resulted in it occupying all limestone pillars that are suitable for nesting. The Ebro Depression in the Ribera de Navarra has also been colonized as being appropriate for nesting, occupying river cliffs and even in clay escarpments of quite poor quality in the Bardenas Reales. Large groups of non-breeding individuals frequently associated to the safe, predictable feeding sources in the south of Navarra are also known (Figure 6).

The evolution of the griffon vulture has been spectacular (Figure 7), going from 312 pairs in 1979 to 2751 in 2004 which means that the griffon vulture breeding population multiplied nine times in twenty five years. At present it seems that the species shows signs of stagnation and even of slight deterioration, but we will have to wait for the complete 2009 census in order for this to be verified.

The different works carried out show how the censuses in different colonies are variable, increasing in size in some colonies and decreasing in others in the same census year, probably due to local circumstances and to movements of birds between colonies. This fact warns us of the risk of making demographic predictions based on the monitoring of only a few colonies.

3.2.2. Breeding parameters

The results vary slightly from one census to another, but they have always remained above 0.6 chicks/pair monitored, with there being no significant differences in the period 1984-2004 (DONÁZAR *et al.*, 1988; FERNÁNDEZ, 1994; FERNÁNDEZ, 1997; FERNÁNDEZ & ELÓSEGUI, 1999; FERNÁNDEZ, 2004).

However, in the year 2007 there was a sharp decline of 35% of productivity (0.43 chicks/pair) (FERNÁNDEZ, 2007), coinciding with the implementation of the collection system of carcasses (Figure 8).

3.3. Egyptian vulture

3.3.1. Distribution and population status

The Egyptian vulture is spread throughout the whole of Navarra, occupying all types of habitats, from the Atlantic or Pyrenean mountains to the pseudo-steppes of the Ebro valley (Figure 9). Generally associated with extensive farming and to the presence of dumpsites, it also positively selects fragmented habitats that are potentially rich in natural preys (CEBALLOS & DONÁZAR, 1988; CAMPIÓN, 1995). Important changes have not been detected in its distribution since the first systematic censuses of the species (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1982) to the most recent ones (FERNÁNDEZ *et al.*, 2000).

As was previously mentioned, the Egyptian vulture population are sampled thoroughly in the ten-year censuses of rock dwelling raptors. In the first census (1980-81) 110 pairs were located, in 1991 this rose to 160 pairs and in 200 159 were accounted for, approximately 12% of the numbers calculated for the Spanish State. The density of the Egyptian vulture in Navarra (1.53 pairs/100 km²) is more than five times higher than that of the state (0.27 pairs/100 km²) (FERNÁNDEZ *et al.*, 2000).

In the total census of 2000 the coordinators classified the maintenance of the census as "apparent", arguing that the best knowledge of the spe-

cies would be that which in reality was artificially sustaining the population stability. This affirmation is based on the careful, long term monitoring of the breeding population of Bardenas (DONÁZAR & CEBALLOS, 1994), that indicated a tendency to decrease that previously has been confirmed in a recent work (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009) which showed how the Bardenas population has gone from 56 to 26 pairs, which means an overall decline of 54% in the period 1989-2007.

With the aim of obtaining information about the species in other areas, in the three-year period 2005-2007, a group of 24 more northern territories was monitored annually, with the worrying result of an approximate descent of 50% with respect to the existing pairs in the census of 2000 (LEKUONA, 2005; LEKUONA, 2007). All of this makes one suspect that a significant reduction of the Egyptian vulture population has taken place in Navarra, which may be confirmed shortly as there is going to be a complete census made in 2009.

3.3.2. Breeding parameters

The productivity of the Egyptian vulture has been monitored, especially in la Bardena since 1989 and the average is 0.6 chicks/pair monitored for the areas that are more traditionally dependent on the rabbit (Bardena blanca) and somewhat higher than areas associated to farming (Bardena negra). The year to year fluctuations are strong, with there being no clear tendency to rise or fall (Figure 10). Similarly, in the other study carried out in Navarra, the values are situated at 0.91-0.75 chicks/pair in the period 2005-2007 (LEKUONA, 2005; LEKUONA, 2007).

4. DISCUSSION

All of the necrophage species in Navarra showed positive tendencies after reaching what were probably their lowest levels in the 60s-70s. Cessation of direct persecution was apparently sufficient to start the recuperation of these species given that the environment offered trophic resources and adequate nesting areas. However, after reaching optimum levels in the 90s, the paths taken by each species have been different. We can distinguish on the one hand the species of higher conservation value due to the scarcity and legal classification (Egyptian vulture and bearded vulture) and on the other hand the griffon vulture.

In the case of the bearded vulture the important increase of territories and the geographic expansion of

the nineties came to a complete standstill at the end of this decade. There are probably various causes for the delay of this promising process, although some of the negative factors are fairly unknown. It has already been mentioned for other autonomous communities that the breeding parameters of the bearded vultures show a regressive tendency (MARGALIDA & HEREDIA, 2005). It is very possible that the border situation of the distribution of Navarra makes this negative tendency even more serious, as it is probably necessary to add other factors derived from the philopatry of the species (abandonment of territories, replacement difficulties) and of a greater humanization of the area, to those factors that are already usually taken into account (adult mortality, quality of habitat). For example, in other areas the bearded vulture normally uses carcasses of wild ungulates (HIRZEL *et al.*, 2004) – such as Pyrenean mountain goats *Rupicapra rupicapra* and/or the Alpine Ibex *Capra ibex* – while in Navarra it is totally dependent on the existence of extensive sheep farming (in decline in the pre-Pyrenees) and the handling that is available for this. Also, in more humanized areas, disturbances are more likely due to hunting and foresting activity (ARROYO & RAZIN, 2006), the presence of varied infrastructures, amongst others.

In what is referred to the eastern area, the so-called “colonization front”, it is difficult to ascertain the causes of this standstill of the spatial evolution. Different works determine that the potentiality of the habitat of these mountain ranges for the bearded vultures is less than that of the Pyrenees (DONÁZAR & FERNÁNDEZ 1982; DONÁZAR *et al.*, 1993; BUSTAMANTE, 1994; DONÁZAR *et al.*, 2005), although they are areas with proven historical presence of the species. They are effectively areas in which, as has already been commented on, the risks associated to humanization are greater, and so there may have been cases of undetected mortality of individuals. Another possibility is that the elevated philopatry of the species induces the return to the Pyrenees of individuals that are settled in these exterior mountain ranges and makes the definitive installation of breeding individuals difficult. Repeated attempts have been made to mark these territorial adults of this area, but without a positive result for the time being.

On the other hand, although it is difficult to compare the censuses made in the 80s to the present ones, a notable decrease in the number of floating (non-territorial) individuals in Navarra is obvious. This decrease is most likely linked to the installation of large feeding places in the Central Pyrenees that cause less mobility of the non-territorial birds – young, sub-adults and non breeding adults (CARRETE *et al.*,

2009). It is very possible that this fall in the presence of floating individuals has repercussions on the colonization processes of new areas (CARRETE *et al.*, 2006a; CARRETE *et al.*, 2006b), a phenomenon that would be particularly acute in the distribution border of the species.

For the case of the Egyptian vulture, the excellent population of Navarra (160 pairs) may have suffered a series backward step if the results of the detailed follow-ups carried out in the last few years in two different areas of Navarra are confirmed in 2009. The number of territories detected increased between the first and second census (1981-1991), maintaining itself in the following one (2000), although this was most probably due more to a progressively better knowledge of the species than a real increase of the population of Egyptian vultures in Navarra. Due to the fact that the productivity of the pairs studied in the two control areas does not seem to be evolving negatively, it seems clear that the decreases in the population observed in these areas should be caused by an increase of the adult mortality. It is highly probable that the appearance of poison, a threat that was traditionally absent in Navarra, is the cause of this negative evolution. In this sense various episodes of recent poisoning are noted, in neighbouring Aragon as well as in Bardenas. It has also been documented that in mountainous areas the abandonment of extensive farming and other traditional activities is causing a decrease in the quality of the habitat for this (CAMPIÓN, 1995) and other species of non-forest birds of prey (DONÁZAR *et al.*, 1997).

The collection of carcasses has a profound impact on the availability of food for the scavengers. Due to the different biological strategies of these species and to different handling and types of livestock, this effect is probably complex and affects each necrophage bird in a different way. For example, the griffon vulture's great capacity for finding carcasses, its movement, its dominance and its instinctive nature may help it to use smaller carcasses or of unpredictable appearance, that were until now, available for other species of the group – Egyptian vulture, red kite *Milvus milvus*, the black kite *M. migrans* and even the golden eagle *Aquila chrysaetos*. However, in theory, the griffon vulture should be the most affected species as it is the main consumer of livestock carcasses. For this reason, the coincidence in the time of the implementation of the collection systems of carcasses and the change of the demography of the species is not surprising (decrease of nesting population as well as its productivity).

The availability of food for the griffon vulture was enormous until the implementation of the collection of

carcasses and various times more than all the scavengers put together are capable of consuming (FERNÁNDEZ, 1988; CAMPIÓN, 2001). All of this even with conservative estimates of the trophic offer available that was based on extensive farming and that did not take into account the potential food from intensive farming due to the difficulty of its estimation (this was an illegal practice). In any case, it is still difficult to find a direct relation between the collection of carcasses and the evolution of the griffon vulture census, as with the present figures of elimination of animal remains there is still enough food for the vulture population (FERNÁNDEZ, 2008). It will probably be necessary to explore more detailed factors such as the temporal distribution of food and its accessibility, the exactness of the livestock census or the real mortality according to type and habitat of livestock in order to improve the knowledge of the trophic reality of the necrophages.

It is also the species that is most quantitatively at risk by the wind farms, in which a significant level of mortality of griffon vultures is produced roughly estimated at several hundreds of individuals per year (LEKUONA, 2001).

Lastly, the subject of possible attacks on the griffon vulture on the livestock is dealt with in a separate, exclusive chapter in this monograph (MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). It is important to note here that the most frequently maintained reason (lack of food) to justify these supposed attacks is very questionable. The reports of possible attacks by the griffon vultures started in the mid-90s, when food was widely available. It is also clear that the vulture population has been growing steadily until now, which under no circumstances fits with a "famine" situation. In Navarra as well as in Catalonia it has been proven that there is no relation between the number of attacks/year and the density of vultures (MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009).

Taking all of this into account, assuming that the interactions between the vultures and livestock exist and have always existed, it is probable that we find ourselves with a situation that has been caused more by intrinsically human factors (changes in the mentality of society in general and of the countryside in particular, changes in farm handling, critical situation of the mountain agricultural economy, environmental impact) than by changes in the behaviour of the vultures.

4.1. Future conservation measures

Clearly, poison is a core subject in the conservation of scavenger birds. This alone could destroy any conservation efforts carried out over years. It should be one of the main work priorities, if not the main priority of all. Thorough studies that evaluate

the complex effect of the removal of carcasses on the whole scavenger group (at present almost 80% of the biomass that was previously available is being removed). These works should not be focused only on the griffon vulture as has been the case until now, but also on the chain effects of possible changes in the search and consumption of carcasses by the griffon vulture on other birds.

A large part of the distribution area of the Egyptian vulture, red kite and bearded vulture coincides with areas of soaring abandonment of farming activity and the advancement of the forest surface in the last 50 years. Concrete measures for the promotion and conservation of these territories should be established, that at times depend on one or two farms. Complementarily, a lot of these areas of mountain environments are probably already suitable to try well planned reintroduction projects of wild ungulates (the red deer *Cervus elaphus* and the Spanish ibex *Capra pyrenaica*) that as well as other benefits may decrease the dependence of scavengers on farming that is becoming scarcer and scarcer and less accessible to the birds.

The thorough monitoring carried out on the griffon vulture has allowed for quite a detailed knowledge of their demographic evolution, which has avoided alarmist speculations in Navarra. This line of work should be continued with and, in the worrying present context that affects scavenger birds, extend it to other necrophage birds (especially to the Egyptian vulture and red kite). As a precautionary measure, serious demographic simulations should be carried out urgently that take into account the new demographic parameters and the important mortality known and caused by wind farms on the griffon vulture. In the present situation, the population and fall of breeding success has to be added to the elevated level of mortality, which presents a very dangerous scenario for this species.

The new veterinary regulations developed in Navarra have meant the closing of a lot of dumpsites that have been working "illegally" for decades. Little by little feeding places are being created or reopened based on a new legislation (Foral Order 259/2006). However, the process is very difficult due to the strict health control that authorities are trying to implement and the fact that only one authorized manager of carcasses can provide food to the different dumpsites (the farmers cannot do it). The maximum amount of dumpsites should be opened, mainly in order to achieve a wide spatial distribution of sites. The different necrophage birds should also be taken into account, for which diffe-

rent types of dumpsites, contributions, timetables, periodicity, quantities etc. could be implemented (CORTÉS *et al.*, 2006). Without denying the usefulness of feeding places as a conservation tool, a new European and local legal framework that takes into account the importance of extensive farming for the conservation of necrophage birds is urgent.

Other preferable lines of investigation linked to present preventative politics of the creation of feeding places for scavengers should be focused on ensuring the quality of food supply that is offered in the dumpsites, in order to rule out any harmful long term effects derived from animal health substances or chronic infections of the livestock (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009). A detailed follow-up should also be carried out of the effect of the feeding places on the scavenger populations (youth dispersion, new territories colonization, hunting grounds, increase of the interactions) in order to avoid perverse phenomenon that "denaturalize" the biology of the birds.

Radio marking of some of the colonizing bearded vultures situated in the eastern border of its distribution area is also important in order to correct possible sources of mortality and to find out the scope of the movements of these birds.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

Some people (especially Carmelo Fernández and Paz Azkona) have spent many years coordinating the rock dwelling birds of prey and necrophages. Without them it would have been impossible to obtain the abundance of information that is available to us today. Similarly, the monitoring of the Egyptian vulture population of Bardenas, coordinated and carried out by Josean Donázar and Olga Ceballos has gone above and beyond mere professional interest. The majority of the people who are involved in the world of conservation in Navarra have contributed to both of these projects. The distribution maps were done by Alfonso Llamas. The majority of the field work with the bearded vultures was carried out by the old Environmental Rangers (now Forest Rangers). Thank you to all of them. Some works have been partially financed by European instruments LIFE or INTERREG. Lastly, the Section of Habitats of the Department of Rural Development and Environment has helped in the majority of studies carried out on necrophages and have generously supplied information.



foto/photo: Jordi Bas