munibe
SUPLEMENTO - GEHIGARRIA 29

Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación

Vultures, feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology

JOSÉ ANTONIO DONÁZAR,
ANTONI MARGALIDA & DAVID CAMPIÓN

ARANZADI
zientzia elkartea . sociedad de ciencias
society of sciences . société de sciences

Iñigo ZUBEROGOITIA, Kiko ÁLVAREZ, Mikel OLANO, Arturo F. RODRÍGUEZ & Ramón ARAMBARRI. "Evolución y situación actual de las poblaciones de aves carroñeras en el País Vasco: estatus, distribución y parámetros reproductores/ *Evolution and current status of the avian scavenger populations in the Basque Country: status, distribution and breeding parameters"*.

David CAMPIÓN. "Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Navarra/ *Status, distribution and breeding parameters of the scavenger birds population in Navarra".*

Kees WOUTERSEN, David GARCÍA, Francho 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".*

Diego GARCÍA & Antoni MARGALIDA. "Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Cataluña/ *Status, distribution and breeding parameters of the avian scavenger population in Catalonia".*

Martine RAZIN, Bertrand ELIOTOUT, Pascal ORABI & Michel TERRASSE. "Distribución, efectivos, reproducción y conservación de las poblaciones de buitres en Francia/ *Distribution, population, breeding and conservation of the vulture populations in France".*

Stavros M. XIROUCHAKIS & Rigas TSIAKIRIS. "Situación y tendencias poblacionales de los buitres en Grecia/ *Status and population trends of vultures in Greece".*

Fulvio GENERO. "Estado actual y conservación de las aves carroñeras en Italia/ *Current status and conservation of scavengers in Italy".*

António MONTEIRO, Carlos PACHECO & Nuno SANTOS. "Tendencias poblacionales, distribución y problemas de conservación de los buitres en Portugal/ *Population trends, distribution, and conservation concerns of vultures in Portugal".*

Martina CARRETE, Antoni MARGALIDA, Daniel ORO & José A. DONÁZAR. "Consecuencias poblaciones de los comederos para aves carroñeras: el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en el Pirineo español/ *Population consequences of vulture restaurants: the bearded vulture Gypaetus barbatus in the Spanish Pyrenees".*

Juan Manuel GRANDE, Martina CARRETE, Olga CEBALLOS, José Luis TELLA & José Antonio DONÁZAR. "Importancia de los muladares en la conservación del alimoche *Neophron percnopterus* en España/ *Relevance of vulture restaurants for the conservation of the Egyptian vulture Neophron percnopterus in Spain".*

José Ramón BENÍTEZ, Ainara CORTÉS-AVIZANDA, Enrique ÁVILA & Rubén GARCÍA. "Efectos de la creación de un muladar para la conservación de una población de alimoche *Neophron percnopterus* en Andalucía (Sur de España)/ *Effects of the creation of a muladar for the conservation of an Egyptian vulture Neophron percnopterus population in Andalucía (Southern Spain)".*

munibe

SUPLEMENTO - GEHIGARRIA 29

BUITRES, MULADARES Y LEGISLACIÓN SANITARIA: PERSPECTIVAS DE UN CONFLICTO Y SUS CONSECUENCIAS DESDE LA BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

Vultures, feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology

Editores

JOSÉ ANTONIO DONÁZAR, ANTONI MARGALIDA & DAVID CAMPIÓN

2009

Ficha catalográfica recomendada / Gomendatutako katalogo fitxa

BUITRES

Buitres, muladares y legislación sanitaria : perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación / Editores : José Antonio Donázar, Antoni Margalida & David Campión. – Donostia : Aranzadi Zientzia Elkartea = Sociedad de Ciencias Aranzadi, 2009.

552 p.: il. (Munibe. Suplemento, ISSN 1698-3807; 29)
D.L. SS 376-2010. ISBN 978-84-935986-6-2

I. Donázar Sancho, José Antonio (Ed.) II. Margalida Vaca, Antoni (Ed.) III. Campión Ventura, David (Ed.) 1. Buitres – Europa 2. Aves carroñeras – Legislación sanitaria 3. Fauna - Conservación.

C.D.U. 598.279.1(4)

O

Munibe es una revista científica que comienza a publicarse en 1949. A partir de 1984 se divide en dos series. Una, Munibe Antropologia-Arkeologia con ISSN 1132-2217 y la otra, Munibe Natur Zientziak con ISSN 0214-7688. Ambas se completan con diversos Suplementos.

Munibe zientzia aldizkaria 1949.urtean hasi zen argitaratzen. 1984. urteaz geroztik, bi sailetan banatuta dago. Bata, Munibe Antropologia-Arkeologia, 1132-2217 ISSN-duna; eta bestea, Munibe Natur Zientziak, 0214-7688 ISSN-duna. Biek hainbat Eranskin dituzte osagarri modura.

Diríjase toda la correspondencia a / Zuzendu gutunak helbide honetara:

SOCIEDAD DE CIENCIAS ARANZADI ZIENTZIA ELKARTEA
Zorroagagaina 11 • 20014 Donostia
Tel. 943 466142 • Fax 943 455811
e-mail: idazkaritza@aranzadi-zientziak.org • www.aranzadi-zientziak.org

Fotografías / Argazkiak: José Manuel Aguilera-FAB, Javier Ara, Juan Carlos Ascaso, Antonio Atienza, Jordi Bas, Toni Batet, José Ramón Benítez, Bruno Berthemy, Javier Blasco Zumeta, David Campión, Alberto Carreño, A. Cortés-Avizanda, Manuel de la Riva, José A. Donazar, Juan Antonio Fargallo, Marino García-Montijano, Héctor Garrido-EBD, Fulvio Genero, Jesús A. Lemus, Antoni Margalida, J.M. Pérez de Ayala-MMA, Nuria Selva, Alfonso Senosiaín, David Serrano, Adam Wajrak y Dave Watts.

Foto contraportada / Back cover photo: Jordi Bas

Ilustración de portada / Front cover illustration: Francisco J. Hernández (www.avestrazos.com)

Traductores / Translators: Sheila Hardie, Sarah Young, Michael Lockwood, Julie Morgan, Lidia López y Duarte Viana.

Maquetación / Maketazioa: TamTam diseño, eventos & multimedia S.L.
Imprime / Inprimatzen du: Antza inprimategia, S.A.L.

D.L. SS 376-2010. ISBN 978-84-935986-6-2.

Antolatzaile Nagusia / Organizador principal: ARANZADI zientzia elkartea sociedad de ciencias

Laguntzaileak / Colaboradores:

Estación Biológica Doñana CSIC
Generalitat de Catalunya Departament de Medi Ambient i Habitatge
Ribagorça Rodànica
Gipuzkoako Foru Aldundia Diputación Foral de Gipuzkoa
Landa Ingurumen Garapenerako Departamentua Departamento para el Desarrollo del Medio Rural
BFA DFB Bizkaiko Foru Aldundia Diputación Foral de Bizkaia
Arabako Foru Aldundia Diputación Foral de Álava
EUSKO JAURLARITZA GOBIERNO VASCO
Grup d'Estudi i Protecció del Trencalós

AURKEZPENA

Elkartea jaio zenetik, 1947. urtetik, Aranzadi Zientzi Elkarteak arreta berezia eman zion hegaztien munduari, eta sentsibilitate berezi horri esker aintzindari haiek estatu mailako lehen Hegaztien Eraztuntze Zientifikoaren Bulegoa sortu zuten, Doñanako eraztuntzeak hasi ziren, eta pertsonalki, Ramon Elosegi kideak Pirinioetako putreak eraztuntzen nola hasi zen gogoratzen dut.

Azken hamarkadetan ez soilik gure inguru natura-la, baita gure giza ingurua ere nabarmenki aldatu da, batzuetan ingurumenean arazo larriak eragiten dituen neurriz kanpoko garapenaren ondorioz eta beste batzuetan, zorionez, ikertzaileen masa kritiko berri bat sortzen da gure arazoei erantzuten saiatzeko asmoarekin, tartean hegazti sarraskijaleen arazoa.

Putreei, ugatzei eta sai zuriei buruzko ikerketa honek balio digu arazoa guk geuk sortzen dugula eta gure garapenaren ondorioak gure ingurune naturalean eragin zuzena dutela ikusteko. Esatea erraza da, baina frogatzeko beharrezkoa izan da obra hau egitea posible egin duten urte luzeetan garatutako ikerketen egileen parte-hartzea; zalantzarik gabe, lan hau gure putreak, haien arazoak, kudeaketa-gomendioak eta etorkizuneko proposamenen konponbideen erreferentziazko dokumentua izango da Europa mailan.

Aranzadi Zientzi Elkartearentzat pribilegio handia da Europa osoko biologoen parte-hartzea izatea, eta haien jakintza emanez eta laburbilduz Munibe aldizkariaren lan monografiko hau osatzea posible egin dute. Eskerrik asko egile guztiei, ingurumenaren alde duzuen pasioagatik, argitalpen honetan parte hartzeagatik eta baita editoreei ere, egin duten lan desinteresatu guztiagatik. Horrez gain, eskertu nahi ditut halaber argitalpen hau posible egiteko lagundu diguten erakunde eta entitate guztien babesa.

Hegazti sarraskijale handiak Pirinioetako paisaiaren osagai banaezina dira, eta bertako bioaniztasuna ez litzateke gauza bera izango gure zeruetan betiko silueta hori egongo ez balitz.

Bukatzeko, nire esker ona berriro erakutsi nahi diet Kongresua ahalbidetu duten guztiei. Zuen ahalegina eta ilusioa eredugarria izan daitezela XXI. mendean barneratua den gizarte honentzat.

PRESENTACIÓN

Desde sus inicios en 1947 la Sociedad de Ciencias Aranzadi prestó especial atención al mundo de las aves y gracias a esa sensibilidad aquellos pioneros crearon a nivel estatal la primera Oficina de Anillamiento Científico de Aves, comenzaron los anillamientos en Doñana e incluso personalmente recuerdo como el socio Ramón Elosegui inició los anillamientos de buitres en el Pirineo.

No solo nuestro entorno natural sino también nuestro medio humano ha cambiado notablemente en estas últimas décadas, en ocasiones mediante un desarrollo desmesurado que nos acarrea graves problemas medioambientales y en otras afortunadamente formando una nueva masa crítica de investigadores que intentan dar respuesta a problemáticas como la conservación de nuestras aves carroñeras.

Este estudio de los buitres, quebrantahuesos y alimoches nos sirve para darnos cuenta de que el problema lo creamos nosotros y que las consecuencias de nuestro desarrollismo tienen un reflejo directo en el medio natural. Decir esto es fácil pero para probarlo es precisa la participación de especialistas cuyas investigaciones desarrolladas durante años han hecho posible esta obra, que sin duda será una referencia europea sobre el estado de conservación de nuestros buitres, sus problemas, las recomendaciones de gestión y las soluciones de futuro propuestas.

Para la Sociedad de Ciencias Aranzadi es un privilegio contar con la participación biólogos de todo Europa que, aportando y sintetizando sus conocimientos, han hecho posible este monográfico de la revista Munibe. Gracias a todos los autores por vuestra pasión por el medioambiente, por colaborar en esta publicación y a los editores por toda su desinteresada labor. También quisiera agradecer a aquellas instituciones y entidades que nos han apoyado haciendo posible esta publicación.

Las grandes aves carroñeras, son parte inseparable del paisaje de los Pirineos y su biodiversidad no sería la misma sin la presencia eterna de su silueta en nuestros cielos.

PRESENTATION

Since its foundation in 1947, the Aranzadi Science Society has paid special attention to birds. This special commitment led to the creation of the nation's first Office of Scientific Bird Ringing in Doñana; I personally remember how member Ramon Elosegui started vulture ringing in the Pyrenees.

The environments that surround us—both natural and human—have changed significantly in the last few decades. On occasion this change has involved excessive development, leading to serious environmental problems. Fortunately, changes have also brought about a new, critical group of researchers who attempt to find answers to problems such as the conservation of our carrion birds.

This study of vultures, bearded vultures and Egyptian vultures suggests that we are the cause of these environmental problems and that the consequences of our constant development are reflected directly in nature. This statement is an easy one to make, but in order to prove it true we must look to the specialists whose research, spanning many years, has enabled the present study. This analysis will undoubtedly become a European reference regarding the state of vulture conservation, problems associated with this conservation, recommendations regarding how to manage the problem and solutions for the future.

It is a privilege for the Aranzadi Science Society to welcome the participation of biologists from all over Europe who have made this piece for the Munibe Magazine possible. Thank you to all of the authors for your passion for the environment and for collaborating in this publication. We thank the editors as well for your hard work. We would also like to express our gratitude to the institutions and organizations that have supported us, making the publication of this work possible.

Large carrion birds are an essential part of the Pyrenean landscape; the region's biodiversity would simply not be the same without the eternal presence of their silhouettes in the sky.

FCO. ETXEBERRIA GABILONDO
Aranzadi Zientzi Elkarteko Lehendakaria
Presidente S. C. Aranzadi
President, Aranzadi Science Society

A la memoria de Miguel Blázquez Álvarez,
por su pasión por el estudio de la naturaleza.

SAIEKIKO ZERU BAT

José Antonio Valverdek ugatzari buruz esaten zuen, ezen, "eboluzioaren izurra izurtuz" hortzik gabeko animalia hau hezurretatik elikatzen trebatu zela. Egia esanda, bai ugatza bai gainerako saiak piztia arraroak dira eta askotan, ez-adituak ez ezik, adituak ere uzten dituzte harrituta eta nahasita. Gogoan dut, hirurogeita hamarreko urteen hasieran, ekologia-irakasle batek nola azaltzen zien –heraberik gabe eta ex cathedra hitz eginez– bere ikasleei saiak desagertzera kondenatuta zeudela, beste garai batzuetako animaliak zirela eta haien biziraupenak egunak zenbatuta zeuzkala gure artean; herrialde moderno batekin ez omen ziren elementu bateragarriak. Liburu honetako orrietan irakurleak ikasi ahal izango du irakasle argidotar hura zer zela-eta zebilen tronpaturik eta orduz geroztik zer gertatu den gure sai-espezie guztiek (sai jakintsuak izan ezik: sai zuriak alegia) euren populazioak areagotu ahal izan zitzaten. Hala ere, ziur-ziur nago ni bezala zuek ere kezkatuta geratuko zaretela. Antza denez, dena ondo zihoanean, espezie hauen berreskurapena lortzeko bideko zatirik gogorrena egina zegoenean, mehatxu berriak eta mehatxu zaharrak elkartzen hasiak omen dira gure saiekiko zeruak arriskuan jarriz. Izan ere, nik santutegi galdu batean sai bat edo beste geratzea ez baitut nahi. Ez, hainbat espezietako sai asko nahi ditut nik. Nire herrikideek eta gure bisitariek begiak altxatu eta, orain bezala, sai arreen talde baten mirari aerodinamikoa airean flotatzen ikus ditzaten nahi dut; Mediterraneo aldeko mendi, larre batera joanda, zuhaitz baten adaburuan kokatutako sai beltz baten pose handientsua begiets dezaten nahi dut; sai zuriaren zuri-beltza baxu eta astitsu hegan, ahoratzeko auskalo zer gauza kakanarruren bila, mendi-hegaletan ranpante ikus dezagun nahi dut; Espainiako edozein menditan miretsita gera gaitezen nahi dut, ugatz bat bere akrobazietan atzematerakoan, erortzen utzi duen hezurrari jarraiki behera jaistea –josteta hutsez?– erabakitzen duenean, jaurtitzaile olinpikoaren punteriaz normalean beti aukeratzen duen arrokaren –eta ez beste baten– aurka hezurra lehertu eta puska dadin. Alegia, irakasle hark, luzarora, arrazoi izaten amaitzea ez dut nahi. Eta hori nahi dut badakidalako, ezen, herrialde garatu batean saien eta pertsonen arteko elkarbizitza, posible ez ezik, desiragarria eta denontzat ona ere badela. Hori horrela ez denean, zerbait gaizki egiten ari garen seinale; gizarte bezala, baldartasunez ari gara jokatzen.

Lehenagoko garaietan jada baldartasunez jokatu genuen, geure sarraskijaleen populazioen artean triskantza handia egin genuenean, soroetan pozoia barreiatuta. Hirurogeiko urteetan eta hirurogeita hamarreko urteetan, saiak elikadurarik ezagatik urritzen ari zirela uste zen. Aldiz, José Antonio Donázar

PRÓLOGO: UN CIELO CON BUITRES

Decía José Antonio Valverde refiriéndose al quebrantahuesos que "rizado el rizo de la evolución" este animal sin dientes se especializó en alimentarse de huesos. La verdad es que el quebrantahuesos y también el resto de los buitres, son bichos raros y tienden a sorprender y confundir al profano y a veces a los expertos. Recuerdo, a principios de los años setenta, como un profesor de ecología explicaba, sin empacho y hablando ex cátedra, a sus alumnos que los buitres estaban condenados a extinguirse, que eran animales de otros tiempos y que su pervivencia entre nosotros tenía los días contados; no eran elementos compatibles con un país moderno. En las páginas de este libro podrá aprender el lector porqué estaba equivocado el insigne profesor y qué ha ocurrido desde entonces para que todas nuestras especies de buitres hayan incrementado sus poblaciones (salvo el buitre sabio, el alimoche). Sin embargo, estoy convencido de que como yo también se quedarán preocupados. Parece que ahora, cuando todo iba bien, cuando lo más duro del camino para conseguir la recuperación de estas especies estaba hecho, viejas y nuevas amenazas se están aliando para poner en riesgo nuestros cielos con buitres. Porque yo no quiero que haya algún que otro buitre en un santuario perdido. No, quiero muchos buitres de las diferentes especies. Quiero que mis conciudadanos y nuestros visitantes puedan alzar la mirada al cielo y, como ahora, contemplar el milagro aerodinámico de un grupo de leonados flotando en el aire; quiero que al acercarse a una montaña mediterránea, a una dehesa, puedan contemplar la majestuosa pose de un buitre negro perchado en la copa de un árbol; quiero que podamos ver rampante sobre las laderas el blanco y negro del alimoche buscando bajo y pausado vaya usted a saber que cosa pequeñaja que llevarse a la boca; quiero que nos quedemos admirados en cualquier montaña española al sorprender a un quebrantahuesos en sus acrobacias cuando, ¿por diversión? decide acompañar al hueso que ha dejado caer para que, con puntería de tirador olímpico, se estrelle y rompa al chocar en la roca tradicionalmente escogida por él y no en otra. En fin, quiero que el profesor, a la larga, no acabe llevando razón. Y lo quiero porque sé que la convivencia de poblaciones de buitres y personas en un país desarrollado no sólo es posible, es deseable y bueno para todos. Cuando no es así, es que algo estamos haciendo mal; estamos actuando, como sociedad, con torpeza.

Ya actuamos con torpeza en tiempos pasados cuando diezmamos las poblaciones de nuestros carroñeros sembrando el campo de veneno. En los sesenta y principios de los setenta se pensaba que los buitres estaban descendiendo por la falta de alimento. Sin embargo, un grupo de investigadores jóvenes capita-

buru zuen ikertzaile gazteek osatutako talde batek, sai arrearekin lan eginez, argi eta garbi erakutsi zigun sai arreen populazioentzat elikadura ez zela inoiz faktore murriztailerik izan, ez urritzen ari zirenean ez berriz ugaltzen hasi zirenean. Populazio-beherakaden arrazoiak sai helduen hilkortasun-tasak arautzen zituzten faktoreetan bilatu behar ziren, eta espezie sarraskijale honentzat –eta beste batzuentzat– jaki eta gorpu pozoituak ziren hilkortasunaren iturri nagusia, dudarik gabe. Poliki-poliki, egia hori norainokoa zen egiaztatuz joan ginen beste sai-espezie batzuekin. Tragikoena aztura horiek beren horretan jarraitzea eta azken urteetan Autonomia Erkidego askotan berriro azaldu izana da. Lehen bezala, tamaina erdiko harraparien eta harrapari generalisten aurka egiteko pozoiak erabiltzea, alfer-alferrik izateaz gain, askotan kontrako eragina lortzen duen zentzugabekeria baino ez da. Horrela jokatzen dugunean, harrapari eta sarraskijale handiak akabatzea izaten da gehienetan lortzen duguna. Egia da, bai, aldi berean posible izan daitekeela nahi genuena lortzea: azeriak, mangosta iberiarrak, e.a. urritzea. Baina aldi baterako baino ez da izango. Eboluzioan zehar beren existentziaren zati izan den harraparitza bati demografikoki erantzuteko gai diren harrapari hauek, beren etsai handietatik (arranoak, katamotzak, otsoak...) libraturik, denbora askorik ez da igaroko beren populazioak hazi eta neurririk gabe gora egiten hasi arte, lehen baino ugariagoak izaten amaituz. Zer egin orduan? Zentzuzkoena ez behintzat, dituzten harraparien populazioak berreskuratzea alegia. Ehiza-munduan eta neurri batean ahuntz- eta ardi-abeltzaintza estentsiboan bilatu ohi den erantzuna, nahi baino maiztasun handiagoz izaten da ezer ez egitea edota pozoi madarikatuaz baliatzea. Egia da pertsonen sentiberatasuna aldatuz doala eta ehiztari eta abeltzain gehienek zentzugabekeria horren aurkako jarrera agertzen dutela. Baina hori bezain egia da "ehizaren eta abeltzaintzaren defentsan" pozoitutako arrano eta saiak topatzen jarraitzen dugula. Hau duela hogeita hamar urte egiteak ez zuen zentzu handirik, baina hori egiten jarraitzea gaur egun daukagun informazioarekin eta sarraskijaleak eta harrapari handiak zaintzeko erabiliak diren diru-funtsekin, administrazio-mota ezberdinen aldetik gaur egun ematen den baino askoz erantzun handiago eta biribilagoa izan beharko lukeen itxuragabekeria itzela da. Izadiarekiko begirunean eta gozamenean gizartea hezteko bide horretan behar adina aurrerapauso egin ez ditugula ere pentsarazi beharko liguke horrek. Ingurumen-hezkuntza ongi jasoa duen gizarte batean jokabide horiekiko arbuioa gaur egungoa baino irmoagoa izango litzateke eta alor horretan dagoen epelkeria politikoa nekezago onartuko litzateke.

Gure klase politikoaren ingurumen-kontzientzia eskasak arazo berri bat sortarazi du gure sarraskijaleen

neados por José Antonio Donázar, trabajando con el buitre leonado, nos mostró claramente que el alimento nunca había sido un factor limitante para las poblaciones de buitres leonados ni cuando estaban descendiendo, ni cuando empezaban a recuperarse. Las causas de los descensos poblacionales había que buscarlas en los factores que regulaban las tasas de mortalidad adulta y sin duda para ésta y otras especies de carroñeros, los cebos y cadáveres envenenados eran la mayor fuente de mortalidad. Poco a poco fuimos comprobando la extensión de esa verdad en otras especies de buitres. Lo trágico es que estos hábitos se mantengan y hayan rebrotado en muchas Comunidades Autónomas en los últimos años. Como antes, ahora el uso de venenos para combatir predadores medianos y generalistas es, por inútil, un desatino que consigue no pocas veces el efecto contrario. Cuando actuamos así conseguimos las más de las veces acabar con los grandes predadores y carroñeros. Estas especies que han evolucionado sin una presión de predación intensa sobre la población adulta, no suelen tener una respuesta demográfica al incremento de mortalidad en esta clase de edad que producen los venenos. Es verdad que paralelamente podemos conseguir el efecto dehesado: un descenso de zorros, meloncillos… Pero será un hecho temporal. No pasará mucho tiempo hasta que estos predadores que sí son capaces de responder demográficamente a una predación con la que evolutivamente han convivido, liberados de sus grandes enemigos, águilas, linces, lobos… incrementen y disparen sus poblaciones que suelen acabar siendo más abundantes que antes. ¿Qué hacer entonces? Desde luego no lo más sensato, recuperar las poblaciones de sus predadores. La respuesta en el mundo cinegético y en cierta medida en el de la ganadería extensiva de caprino y ovino, con más frecuencia de la deseada oscila entre no hacer nada y el maldito veneno. Es verdad que la sensibilidad va cambiando y una mayoría de cazadores y ganaderos repudian y combaten activamente éste sin sentido. Pero no es menos cierto que siguen apareciendo águilas y buitres envenenados "en defensa de la caza y la ganadería". Que esto se hiciera hace treinta años no tenía mucho sentido, pero hacerlo hoy con la información que tenemos y los fondos de todos que se dedican a conservar grandes predadores y carroñeros, es un mayúsculo disparate que debería tener por las distintas administraciones una respuesta mucho más intensa y contundente que la actual. También nos debería hacer pensar a todos que no hemos avanzado lo suficiente en educar a la sociedad en el respeto y disfrute de la naturaleza. En una sociedad ambientalmente educada el rechazo a estas conductas sería más fuerte del actual y la tibieza política en este campo más difícil de sobrellevar.

La escasa conciencia ambiental de nuestra clase política está produciendo hoy un nuevo problema en

kontserbazioan. Dirudienez, aurreneko aldiz aspaldiko partez, sai-espezie batzuek, eta batez ere etxe-apodunen sarraski-premiarik gehien dutenek (sai arreek eta sai beltzek), benetako arazo bat dute jan-eskasia dela eta. Zenbait gaixotasun ekiditeko, esaterako, entzefalopatia espongiformea eta beharbada beste eritasun batzuk, tuberkulosia kasu..., abere-gorpuak mendian uzteari utzi zaio eta hor bilatu behar da arazoaren jatorria. Europar Batasunaren arteztarauetan oinarrituriko neurri honek ez du arazorik sortzen Europako herrialderik gehienetan, beren klimagatik inoiz ez baitute sairik izan, edo sai-populazioak galduak dituzte, edo euren lurraldeetako leku jakin eta mugatu batzuetan baino ez dira gelditzen, normalki populazio txikiak osatuz. Herrialderen batean, Frantzian kasu, sai arreak, sai beltzak eta ugatzak berreskuratzen hasiak dira, ahalegin handiak eginda, eta populazioak Espainian baino askoz txikiagoak badira ere, neurriak hartu dituzte abeltzainek abere hilak landan utzi ahal izan ditzaten eta saiek jan-eskasiarik izan ez dezaten. Frantzian arazoari nolako arduraz heldu zaion ikusteak harridura sortarazten du, gure Autonomia Erkidegoetan hartu diren neurri bakanekin alderatuta ezer gutxi egin baita hemen (zerbait egiten bada), nahiz-eta erkidego horietako edozeinek bere lurraldean Frantzia osoan baino sai gehiago izan. Nire ikuspegitik, Espainian ganaduari buruz daukagun osasun-ezagutzari esker eta gure saien ekologiari buruz dakigunari esker, arazoari orokorki ekiteko moduan gaude. Hau da, ganaduaren osasun-alderdiak eta gure sai-populazioen premia trofikoak kontuan hartuta, irtenbide bat aurki daiteke. Ez dut esaten erraza denik; baina dakigunagatik oso zaila ere ez dirudi; zailtasun handienaren jabe garela besterik ez diot: arazoari heltzeko ezagutza daukagu eta. Orain, abere-osasunaren eta sai ekologiaren arloko adituak batuko dituen eta arazoari konponbide errealista bat emango dion borondate politikoa falta zaigu. Egoera ezin hobea da. Gaur egun Ingurumen eta Landa eta Itsas Ingurune Ministerioak eskumenak baditu abere-osasunean eta ingurumenean eta zientzialariak osasunean eta ekologian, bai eta teknikariak eta kontserbazionistak ere, eta arazoa ongi mugatuta dauka. Falta den gauza bakarra, bidezko lirudikeenez, da Ministerioak behingoagatik mota horretako ekimen baten lidergoa bere gain hartzeko ausartzia erakustea, autonomia erkidegoetako lana koordinatuz; era berean, Europar Elkarteari gure herrialdearen errealitate bat onarrarazteko gai ere izan behar luke: saiak dituen herrialde bat gara; Frantziak, Alemaniak, Austriak, Italiak izan nahi luketen bezala... edota beren sai-populazio hondatuak edo erdi galduak berreskuratzeko EB-etik dirua jasotzen duten beste herrialde batzuek nahi luketen bezala. Espainian gure sai-populazioak erdi galduta egon arte itxaron behar ote dugu, Europako beste herrialde batzuetan gertatzen la conservación de nuestros carroñeros. Parece que por primera vez en tiempos recientes algunas especies de buitres, especialmente los más dependientes de las carroñas de ungulados domésticos- buitres leonados y negros-, tienen un problema real de escasez de alimento. El origen está en la retirada de cadáveres del campo para evitar la propagación de enfermedades como la encefalopatía espongiforme y quizás otras como la tuberculosis… Esta medida basada en directivas de la UE no causa problemas en la mayoría de los países europeos donde por su clima nunca ha habido buitres, se han extinguido, o sólo quedan en zonas concretas de su territorio y en muchos casos son pequeñas poblaciones residuales. En algún país como Francia donde se empiezan a recuperar, con un notable esfuerzo, las poblaciones de buitres leonados, negros y quebrantahuesos, aunque las poblaciones son mucho más pequeñas que las españolas, se han tomado medidas para que en las zonas con buitres los ganaderos puedan abandonar los cadáveres en el campo y a los buitres no les falte alimento. Contrasta la decisión con que se ha abordado el problema en Francia con lo poco, por no decir nada, que se ha hecho al respecto en las mayoría de las Comunidades Autónomas aunque cualquiera de ellas tiene más individuos de buitres en su territorio de los que hay en el conjunto de Francia. Desde mi punto de vista, con los conocimientos sanitarios disponibles sobre el ganado y la información que tenemos en España sobre la ecología de nuestros buitres se puede abordar el problema en su conjunto. Es decir, considerando los aspectos sanitarios del ganado y las necesidades tróficas de nuestras poblaciones de buitres. No digo que sea fácil, difícil por lo que sabemos no parece, digo que tenemos lo más complejo: conocimiento para abordar el problema. Ahora nos falta la voluntad política que junte a especialistas en sanidad animal y ecología de buitres y les pida una solución realista del problema. La situación es inmejorable. El actual Ministerio del Medio Ambiente, Medio Rural y Marino tiene competencias tanto en sanidad animal como en medioambiente y científicos en sanidad y ecología, técnicos y conservacionistas, tienen bien acotado el problema. Sólo hace falta que el Ministerio competente, de una vez por todas, se atreva, como parece deseable, a liderar una acción de este tipo coordinando a las diferentes comunidades autónomas; al tiempo debería de ser capaz de que la UE reconozca una realidad de nuestro país: somos un país con buitres, como quieren llegar a serlo Francia, Alemania, Austría, Italia…y tantos otros que están recibiendo fondos de la UE para recuperar sus maltrechas o extintas poblaciones de buitres. ¿Deberemos esperar en España a que las poblaciones de nuestros buitres estén de nuevo maltrechas como en otros países de Europa para que nuestro Ministerio de

den bezala, gure Ingurumen eta Landa eta Itsas Ingurune Ministerioak arazoari erabakizunez hel dakion? Espero dut ezetz, batez ere kontuan hartuta urte luzeak daramatzagula bai EB-ak bai Ministerioak bai Autonomia Erkidegoek diru-funtsak jartzen gure sai populazioen egoera hobetzeko.

Lehen aipatutako arazoak inork nahi ez lituzkeen beste ondorio batzuk ditu. Zabalduenik dauden saiak, sai arreak alegia, gure mendietatik kendu ditugun apodun-hondarrekiko mendekotasunik gehien daukatenak dira, eta bistan denez, gose dira. Goseak ausart bilakatzen ditu eta ganadua –haien ahalezko jana– gordetzen dugun lekuetara inoiz baino gehiago hurbiltzera bultzatzen ditu. Ez da beharrezkoa jainkozko mirari baten bidez bat-batean harrapari bihurtzea, zeregin horretarako dituzten muga morfologikoei buruz ezer gutxi dakiten batzuek dioten bezala; hala eta guztiz ere, haien irudia eta presentzia zaratatsua nahikoak dira ganaduari estresa eragiteko, azterturik gabe dauden baina bat ere onuragarriak izango ez diren ondorioekin, dudarik gabe. Erraza da abeltzainen ezinegona ulertzea. Saiak izugarri handiak dira, talde handietan ibili ohi dira eta jendeak oro har ez die estimu handirik izaten, haiek ezagutzen dituztenek ezik, direla baserritarrak, zientzialariak, ekologistak edota izadiaren zaleak. Gainerakoentzat sai sarraskijaleak dira, irain bat gure hizkuntzan; asturu gaitzeko txoritzar hauek abereei ikararen ikaraz umeak galarazten dizkiete eta abeltzainak ez daude hori jasateko prest, normala denez; beste batzuk, ordea, saiek ardi bat nola hil eta nola jaten duten ustezko "miraria ikusteko" irrikan daude. Zuek, ziur aski, nik bezala pentsatuko duzue, alegia hori akats handia dela, baina egia esanda, ongi funtsaturiko iritziak garrantzi txikia du. Benetan garrantzia daukana abeltzain hauek (gehienak lanaldi partzialekoak) horrela pentsatzera iristea da; zeren, ez izan dudarik txikiena ere, lehenago beranduago baino irtenbide bat bilatuko dute eta ziur egon ez dela ona izango gure saien osasunerako edota erkidegoen diru-kutxetarako. Konponbidea garbi dago zein den, ez dezatela goserik igaro, eta lehenago esan dugu hori lortzeko bidea zein den. Hala ere, pasadizo honek beste zerbait ezkutatzen du. Hain handia eta ugaria den animalia bati buruz ezin dugu horren gutxi jakin –azken honek gutxi iraun badezake ere, egoera zuzentzen ez badugu–. Autonomia Erkidegoak elkartuko dituen proiektu handi bat behar dugu, horri esker saien mugimenduak iragarri eta kolonien arteko loturak, egoera ezberdinetan haien demografiak duen malgutasuna, haien jokabide soziala, e.a. ezagutzeko aukera izango baitugu. Halako proiektu baten lidergoa Ministerioak hartu behar luke bere gain, horrek espezie hau zentzu handiagoz kudeatu eta arazoak (lehen aipatu ditugunak, esaterako, abeltzainekikoak) erabakizunez konpontzeko aukera emango liguke eta. Denok gauza bat argi izan beharko genuke: sai arrearen eta gizakiaren arteko interakzioak arazo berriak ekarriko dizkigula. Animalia handia eta indartsua da eta, Medio Ambiente, Medio Rural y Marino aborde con decisión el problema? Espero que no, máxime cuando llevamos años en que tanto la UE, como el Ministerio y las Comunidades Autónomas están invirtiendo fondos para mejorar la situación de nuestras poblaciones de buitres.

El problema antes comentado está teniendo otros efectos no deseados. Los buitres más abundantes y extendidos, los leonados, son también los más dependientes de las carroñas de ungulados que retiramos de nuestros campos y evidentemente están hambrientos. El hambre los vuelve atrevidos y les hace acercarse más que nunca a los lugares donde guardamos el ganado, su potencial alimento. No hace falta que por milagro divino se conviertan en predadores, como con escaso conocimiento de sus limitaciones morfológicas para esta tarea dicen algunos, su sola y ruidosa presencia produce estrés en el ganado con consecuencias no evaluadas, pero sin duda no beneficiosas. Es fácil entender el malestar de los ganaderos. Los buitres son enormes, suelen ir muchos juntos y no suelen ser apreciados salvo por sus conocedores, sean estos campesinos, científicos, ecologistas o amantes de la naturaleza. Para el resto son buitres carroñeros, un insulto en nuestra lengua; es pues lógico que el ganadero no esté dispuesto y con razón, a que estos pajarracos de mal agüero hagan mal parir a sus animales del "susto"; otros están dispuestos a "ver el milagro" de uno o varios buitres matando y comiéndose a una oveja. Ustedes podrán pensar, como yo, que eso es un error, pero realmente su basada opinión tiene poca importancia. Lo trascendente es que estos ganaderos (generalmente a tiempo parcial) lleguen a pensar así; porque no les quepa duda que más pronto que tarde buscarán una solución y seguro que no será buena para la salud de nuestros buitres o las arcas de las comunidades autónomas. La solución es obvia, que no pasen hambre y el modo de conseguirlo ya lo hemos comentado anteriormente. Sin embargo, está anécdota esconde algo más. No podemos saber tan poco de un animal tan grande y abundante, aunque esto último si no corregimos la situación pueda durar poco. Se necesita un gran proyecto que agrupe a las Comunidades Autónomas y nos permita predecir sus movimientos, la relación entre colonias, y la flexibilidad de su demografía ante situaciones distintas, su comportamiento social… Un proyecto de este tipo debería liderarlo el Ministerio y podría permitirnos manejar más racionalmente esta especie y poder abordar con decisión problemas como los antes expuestos con los ganaderos. Deberíamos, todos, ser conscientes de que la interacción del buitre leonado con el hombre nos va a causar problemas nuevos. Es un animal grande y poderoso que no sólo asusta a la indefensa madre cordera, también puede hacerlo a las personas no familiarizados con ellos.

arkumetxoen ama ez ezik, haiek ezagutzen ez dituzten pertsonak ere ikaratzen ditu. Gure Ministerioan zinez espero dut hartaz ohartarazteko bezain zentzuduna izango den norbait egotea (orain arte ez da inor egon); izan ere, hau bezalako espezie bat kudeatzeari begira, hainbat Autonomia Erkidegoren inplikazioa eskatzen duen proposamena bezain komenigarria baita ezaupideak eskuratzeko ekimenetan inbertitzea.

Egia da, bai, lehen aipatu ditudan eta etorkizunean sor daitezkeen arazoetako asko ez liratekeela arazo izango baldin-eta gizartea ongi hezita balego eta gure hegazti sarraskijaleak beste modu batez ikusiko balitu. Saiek ingurumen hezkuntzan bete dezaketen zeregina itzela da. Gai horretaz apur bat arduratu diren autonomia erkidegoek –Nafarroak kasu– badirudi arrakasta nabarmena izan dutela. Hala ere, nik susmoa dut –areago hau bezalako herrialde turistiko batean– oraindik gehiago egin genezakeela. Saiak eta gizakiak betidanik elkarrekin bizi izan dira, eta ez toki gutxitan jatekoa dela-eta elkarren artean liskarrean ibiliko ziren; milaka urtez gure aliatuak izan dira, mendiak gorpuetatik garbituz, eta gure aliatuak izan behar dira berriro; hegan dabiltzanean ikusgarriak dira eta lurrean beldurra ematen dute haien tamainagatik; hiltegiko haragi-hondarren bidez guk nahi dugun lekura erakar ditzakegu; sarraskietan borrokazale eta zaratatsuak dira; euren haztokietan agerian egoten dira eta kolonia malkartsuetan ez dira eragotziak sentitzen jendeak zuhurtziaz eta behealdetik hurbiltzen bazaie; antibiotikoen bidez tratatutako abere-haragia janez gero zer gerta dakigukeen erakusten digutela-eta, begirale gisa balio gaitzakete; berunezko balez hildako ehizakiak jaterakoan gu bezalaxe pozoitzen dira; egunero distantzia izugarriak egiten dituzte jan bila eta badirudi populazioaren zati batek migrazioak edo behintzat milaka kilometroko mugimenduak egiten dituela, alderrai. Protagonista hoberik asma dezakezue ingurumena "irakasteko"?

Ongi, hitzaurre honetan nola edo hala aipatu ditudan gauza guztiak gehi beste hainbat kontu, liburu honetako orrietan batzuetan maisukiro azalduta daude. Izadiaren zaleek, teknikariek eta zientzialariek datu gaurkotuak topatuko dituzte gure sai populazioei buruz, haien mehatxu zahar eta berriei buruz eta haiek kudeatzeko jarduerei buruz, ondo eginak eta gaizki eginak agerian jarriz. Azkenik, gure hegazti sarraskijaleei buruz dakiguna eta betetzeko geratzen zaizkigun hutsuneak laburbiltzeko behar genuen adituentzako eta ez-adituentzako liburua da.

Goza ezazue liburuaz eta gero zoazte saiak begiestera. Horrek beti merezi du eta.

Espero que en nuestro Ministerio haya alguien lo suficientemente sensato -hasta hora no lo ha habido- para darse cuenta que invertir en la adquisición de conocimientos para manejar una especie tan "visible" como ésta es tan conveniente como el liderar acciones como la propuesta donde estén implicadas varias Comunidades Autónomas.

Es verdad que muchos de los problemas a los que antes he aludido y los que puedan surgir en el futuro, no lo serían con una población educada que conociera y viera a nuestros carroñeros. El papel que los buitres pueden jugar en la educación ambiental es sin duda enorme. Las comunidades autónomas que se han preocupado algo de ello como la Navarra, parecen tener un notable éxito. Sin embrago, tengo la impresión y más en un país turístico como éste, que podríamos hacer más. Buitres y hombres han convivido desde siempre y en no pocos lugares deben haberse disputado la pitanza; durante milenios han sido y deben volver a serlo, nuestros aliados limpiando los campos de carroñas; son espectaculares en vuelo y su tamaño intimida en tierra; podemos atraerlos fácilmente con despojos de matadero allí donde queramos; en las carroñas son peleones y ruidosos; en sus colonias de cría son visibles y en las colonias escarpadas no se sienten molestos si se aproxima la gente con prudencia y desde abajo; nos sirven de centinelas mostrándonos lo que nos puede pasar comiendo carne de ganado tratada con antibióticos; se envenenan como nosotros al comer piezas de caza muertas por balas de plomo; se desplazan distancias enormes diariamente para buscar alimento y parece que un sector de la población realiza migraciones o al menos movimientos erráticos de miles de kilómetros. ¿Se imaginan ustedes un protagonista mejor para "enseñar" el medioambiente?

Bien, todas las cosas que de una u otra forma he comentado en este prólogo más otras muchas, están expuestas, a veces magistralmente, en las páginas de este libro. Encontrarán, los amantes de la naturaleza, los técnicos y los científicos, datos actualizados sobre los tamaños de las poblaciones de nuestros buitres, sus antiguas y nuevas amenazas y análisis de las actividades de manejo que detectarán sus aciertos y también sus errores. En fin un libro para expertos y profanos que hacía falta para sintetizar lo que sabemos de nuestros carroñeros y las lagunas que nos quedan por cubrir.

Disfrútenlo y luego, vayan a observar buitres. Eso siempre merece la pena.

FERNANDO HIRALDO
Doñanako Biologia Estazioa (CSIC)
Estación Biológica de Doñana (CSIC)

A SKY FULL OF VULTURES

José Antonio Valverde used to comment that, as a toothless bird specialised in feeding only on bones, the bearded vulture is an example of evolutionary perfection. The truth is that this and other vultures are strange beasts and often surprise and confound the amateur and expert alike. I remember at the beginning of 1970s how one of our ecology teachers explained to us in all seriousness that as animals from another age vultures were doomed to become extinct — their days were numbered because they were just not compatible with the modern world! In the pages of this book readers will see for themselves why our esteemed teacher was so mistaken and appreciate how events since the 1970s have enabled all our vulture populations to increase (except for that of the wise Egyptian Vulture). Nevertheless, I'm convinced that readers will share my concern, for it seems now that, just when everything was going so well and when the hardest part of the task of restoring our vulture populations had been successful, old and new threats have combined to menace the vultures that fill our skies. I don't want just the odd vulture surviving on some remote cliff – I want to see large groups of vultures of many different species. I want my fellow citizens and visitors to our country to be able to gaze up into the sky and, as is the case now, contemplate the aerodynamic miracles of a flight of griffon vultures gliding past; I want to be able to visit a Mediterranean mountain or forest and see the majestic silhouette of a black vulture perched on a tree-top; I want for us all to be able to enjoy the black and white of the Egyptian Vulture, searching low and unhurriedly over our mountain slopes for who knows what morsel of food; I want us to be able to marvel on any Spanish mountain at the acrobatics of the bearded vulture as it follows down - for fun? - the bone it has dropped with a sharpshooter's precision on its favourite (and no other!) rock, where it will be smashed into manageable edible pieces. In essence, I want our former teacher to be wrong because I know that in a developed country vultures and people can not only live together, but it is desirable and good for all that they should do so. If this is not the case, then something is wrong and as a society in general we must be acting rather inconsequently.

In the past we short-sightedly decimated our populations of avian scavengers by littering the countryside with poisoned bait. In the 1960s and the beginning of the 1970s it was thought that our vultures were dying out because of a lack of food. Nevertheless, a group of young researchers working on the griffon vulture, headed by José Antonio Donázar, revealed that food supplies had never been a limiting factor for our vulture populations, neither when numbers were falling nor when they were on the up. The causes of these population declines were to be found instead in the factors that determined adult mortality rates, and poison was identified as the undeniable cause of mortality in this and other vulture species. Slowly we began to realise just how serious this threat to our vultures was; but – tragically – the use of poison has not been halted and has even raised its ugly head again in a number of regions in recent years. Just as before, the use of poison to combat medium-sized predators and scavengers is a crass error – in short, it doesn't work – that often only manages to have the opposite effect. The laying of poison more often than not kills the largest predators and scavengers, which have evolved without predatory pressure on their adult populations and as such are generally unable to respond demographically to increased mortality in the adult age-group most affected by poisoning. Admittedly, at the same time we may achieve a satisfactory but temporary decrease in fox and mongoose populations. But, it won't take long for these smaller predators – that are able to respond demographically to predation – to dramatically increase their populations and become commoner than ever before once they are freed of predation pressure from eagles, lynxes and wolves. What should we do then? Unfortunately, we don't usually do the most sensible thing, which would be to help restore predator populations. Instead, in hunting circles and to a certain extent amongst goat and sheep farmers the chosen responses vary from doing nothing to laying even more poison. Sensibilities do change, though, and the majority of hunters and farmers probably now reject and actively combat the use of poison. Nevertheless, it is true that dead eagles and vultures are still poisoned as a means of "defending hunting and cattle farming". There was little sense in using poison 30 years ago; today, with all the information we have at our disposal and the financial resources being put into the conservation of large predators and scavengers, it is even more of an absurdity and one to which the various public bodies involved must respond with much greater intensity and decisiveness than at present. We should also make it clear that we have not advanced sufficiently in educating society to respect and enjoy our natural world. In a society that has received a proper environmental education the rejection of poisoning and other nefarious activities would be much more vocal than it currently is and political timidity would be far less acceptable.

The scant environmental awareness of our political classes is leading to a new conservation problem for our avian scavengers. It seems that for the first time in recent years some species of vultures – above all, the

griffon and black vultures that depend on domestic cattle for food – are having to face up to a shortage of food. The problem stems from the prohibition on leaving animal carcasses in the wild implemented as a measure to prevent the spread of diseases such as Bovine Spongiform Encephalopathy and perhaps even tuberculosis. These measures based on EU directives have caused no problems in the majority of European countries where, due to climatic factors, there have never been any vultures, or where these birds have died out or exist only in small residual populations. In some countries such as France, where concerted conservation efforts have had a positive effect on griffon, black and bearded vulture populations (all much smaller than Spanish populations), farmers are allowed to leave animal carcasses in the wild so that vultures will not lack food. The situation in France contrasts with the almost complete lack of action undertaken by the majority of Spanish regions, almost all of which boast more vultures in their territory than in the whole of France. I believe that with the information at our disposal regarding animal health and cattle farming and the knowledge we have acquired in Spain on vulture ecology it should be possible to find a global solution to this dilemma that will take into account both the wellbeing of our cattle farmers and the trophic needs of our vultures. I'm not saying that it will be easy to tackle this question, although given our accumulated knowledge it shouldn't be too difficult either. We still lack, though, the political willpower needed to get specialists in both animal health and vulture ecology to put their heads together and work out a realistic solution to the crisis. Nevertheless, there is hope since the Ministry of the Environment, Rural and Marine Affairs has jurisdiction over both animal health and environmental affairs, and scientists, conservation managers and ecologists have accumulated a wealth of knowledge on the subject. All that is needed now is for the Ministry to take the plunge once and for all and implement coordinated action in all the regions affected. At the same time, our government must be capable of insisting that the EU recognises the reality of the situation in Spain: ours is a country of vultures, just as France, Germany, Austria, Italy and others who receive EU funds for vulture conservation would like to be. Must we in Spain wait until our vulture populations once again hit rock bottom as in other European countries before the Ministry of the Environment, Rural and Marine Affairs acts decisively? I hope not, above all because both the EU and our Ministry and autonomous regions have been investing money for years in trying to improve the situation of our vultures.

The problems mentioned above are also having a number of other undesired effects. The commonest and most widespread of our vultures, the griffon vulture, is also the most dependent on the animal carcasses that are no longer left in the wild and are evidently thus also now the hungriest of our vultures. Hunger increases their willingness to take risks and now more than ever they gather in the environs of our farms, the source of their main food supply. No divine intervention is needed for the vultures to begin acting as predators – despite their morphological limitations – and their very noisy presence is enough to cause stress in cattle with as yet unknown, but surely negative, consequences. It's easy to understand farmers' feelings: vultures are huge and hang around in large groups, and are not normally appreciated other than by those that know them well, be they farmers, scientists, ecologists or nature lovers. For the rest of the population, vultures are simply scavengers (with all the negative connotations of the word) and it is logical that farmers are not going to stand idle whilst these ugly creatures scare their cattle into miscarriages. Others, nevertheless, may accept the sight of one or a number of vultures killing and eating a sheep. The reader may think – as I do – that this is an error, although our opinions are of little value. What really counts is that cattle farmers (normally only working part-time) believe that this is happening and that they are convinced that sooner or later a solution will be found to the problem, which will undoubtedly be neither good for our vultures nor for the finances of our regional governments. The solution is obvious: prevent food shortages for vultures occurring by implementing the policies we've already mentioned. However, these facts hide a further difficulty: it is unthinkable that we know so little about such a large and abundant animal (although its status as 'abundant' may only be short-lived). A broad-based project covering all the Spanish regions affected must be set in motion to allow us, amongst other things, to predict the movements that griffon vultures undertake and to improve knowledge of the relationships between different colonies, the species' demographic flexibility and its behaviour. A project of this nature must originate from and be led by the Ministry of the Environment, Rural and Marine Affairs, and should aim to improve management strategies for this species and tackle with far greater decision the problems with farmers that we have already discussed. We must all be aware that it is inevitable that the interaction between the griffon vulture and man will cause problems again at some point in the future. It is a large powerful animal that can not only scare a defenceless sheep defending her lamb, but also those who are ignorant of its true nature. We hope that in our Ministry there is somebody – up to now there hasn't been – who is sufficiently aware that research into the management of this highly visi-

ble species is as important as investment in projects such as the one we are proposing involving all the different affected regions.

It goes without saying that many of the problems I have described (and those that may appear in the future) would not have arisen if our population was better informed about the lives of our avian scavengers. Vultures can be used very profitably in environmental education and regions such as Navarre that are already using these birds as a teaching resource seem to be having notable success. Nevertheless, I have the feeling that, in a country such as ours that depends so much on tourism, we could be doing much more. Men and vultures have lived together since time immemorial and must have constantly bickered over food. Nevertheless, vultures have always been and continue to be our allies and clean up the carcasses left in the wild. They are effortless flyers but on the ground – due to their size alone – can be somewhat intimidating. We can attract them by leaving slaughterhouse waste wherever we see fit and their noisy squabbles over carrion are spectacular. Vulture breeding colonies are highly visible and, perched high up on their breeding ledges, are immune to our respectful presence at the base of their cliffs. Furthermore, they have a role to play as an early-warning device, inasmuch as they can show us what may happen if we eat cattle medicated with antibiotics. They also suffer just as we do if they eat animals hunted down with lead-shot. They move vast distances on a daily basis searching for food and it seems that at least a part of our vulture population regularly migrates or moves in an erratic fashion over distances of thousands of kilometres. What other animal could be more useful for environmental education?

All the topics I've briefly touched upon in this introduction are discussed at length in the pages of this magnificent book. Readers – be they nature lovers, conservation managers or scientists – will find up-to-date information on the sizes of our vulture populations and on the old and new threats they are having to face up to, as well as analysis of management practices that reveal both our failures and successes. All in all, this is a book for experts and amateurs alike, much needed as a synthesis of our current knowledge of these avian scavengers and the gaps therein that we must remedy as soon as possible.

So, read and enjoy this work and then go out and observe our wonderful vultures – you won't be disappointed!

FERNANDO HIRALDO
Doñana Biological Station (CSIC)

foto/photo: Javier Ara

AURKEZPENA

Gure espezieak progresiboki inbaditutako mundu batean kontserbazio-politiken eta giza ekonomien arteko gatazkak gero eta usuagoak dira; izan ere, gizakia baliabideak monopolizatu eta lehian sartzen baita beste izaki bizidun batzuekin. Honela, izadiaren gaineko kontzepzio merkantilistak eta balizko etekingalera bat berekin ekarriko lukeen populazio edo espazioen kontserbazioa lehenesten duten beste kontzepzio batzuk elkarren aurrez aurre suertatzen dira. Mota horretako gatazkak konpontzeko beharrezkoa da informazio egokia eskaini eta politika arduratsuak martxan jartzea, garapenaren eta kontserbazioaren arteko oreka zailari eutsi ahal izateko. Abeltzaintza-zama handi baten presentzia ezaugarri duten Espainia iparraldeko eta Frantzia hegoaldeko eskualdeetan, duela hogeita hamar urte ziur aski pentsaezina zen gatazka berri bat sortu da, zeinaren dimentsioak gutxi ezagunak diren: sai arreak *Gyps fulvus* bizirik dagoen ganaduari erasotzen, gero eta maizago eta erregulartasun handiagoz gainera, afektatuta dauden azienden jabeengan kezka eta askotan sumindura sortaraziz. Gaiak arreta mediatikoa erakarri du, betidanik elkarri lagundu izan dioten eta baliabideak elkarren onurarako kudeatu izan dituzten bi gremioak –abeltzainak eta saiak– aurrez aurre jarri dituen halako asaldura bat gizartean piztuz. Gauza jakina da abeltzaintza estentsiboaren bajak lehenarentzat arazo-iturri direla, gorpuak beren etxaldeetatik desagerrarazi behar dituzte-eta, baina bigarrenen populazioen biziraupenerako ezinbesteko baliabidea ere badira. Duela milaka urtetik ezin hobeki funtzionatu duen mutualismo-mota hau gaur egun, beraz, kili-kolo dago.

Iberiako ingurune askotan, eta bereziki penintsula iparraldeko erdialdean, sai arrea oso-oso espezie arrunt bilakatu izanak badu zerikusirik gatazka honekin. Belaunaldi bakarrean, espezie hau legez jazarria izatetik legeak babestuta egotera igaro da. Horri esker, edo hobeto esanda, horrengatik ere, saiaren silueta egunerokoa da gure zeruetan eta erdi urbanoak diren inguruetan ere azaltzen hasia da, iraganeko garaietan ezaguna ez zitzaion beldurrik eza erakutsiz. Hurbiltasun horren ondorioz, interakzioak areagotu dira eta "gehiegizko populazioa" dagoelako gizarte-sentsazioa finkatuz doa. Hamarkada luzeetan gorpu-kudeaketarik egon ez izanak segur aski zerikusirik izango du sai arrearen populazioa ugaltzearekin. XX. mendearen erdialdiaz geroztik landan sarraskiak uztea argi eta garbi debekatuta egon bada ere, legea ez da bete. Aldi berean, abeltzaintza estentsiboa eta batez ere intentsiboa areagotu izanaren emaitzaz, elikagaiak lortzeko aukerak ugaritu egin dira, saien populazioetan ondorio demografikoak

PRESENTACIÓN

Los conflictos entre las políticas de conservación y las economías humanas son cada vez más frecuentes en un mundo progresivamente invadido por nuestra especie, que acapara los recursos y entra en competencia con otros seres vivos. De este modo se enfrentan concepciones mercantilistas de la naturaleza frente a otras que priman la conservación de poblaciones o de espacios aun por encima de una, presumible, pérdida de rendimientos. La resolución de estos conflictos requiere información adecuada y políticas cuidadosas, de forma que se mantenga el difícil equilibrio entre desarrollo y conservación. Durante las últimas décadas ha surgido en las regiones del norte de España y sur de Francia, caracterizadas por la presencia de una fuerte carga ganadera, un nuevo conflicto de dimensiones poco conocidas que quizás hace treinta años era inimaginable: buitres leonados *Gyps fulvus* "atacan" a ganado vivo, cada vez con mayor frecuencia y regularidad provocando la preocupación y muchas veces las iras de los propietarios de las explotaciones afectadas. El tema ha acaparado la atención mediática, creándose cierta alarma social que ha puesto frente a frente a ganaderos y buitres, dos gremios que siempre habían colaborado y gestionado unos recursos con beneficios recíprocos. Es bien sabido que las bajas de la ganadería extensiva son un problema para el primero, que debe hacer desaparecer los cadáveres de sus explotaciones pero son también un recurso indispensable para la supervivencia de las poblaciones de los segundos. Esta suerte de mutualismo, que ha funcionado perfectamente desde hace miles de años se ve hoy, por lo tanto, en entredicho.

A este conflicto no es ajeno el hecho de que el buitre leonado se ha hecho una especie extremadamente común en muchos ambientes de Iberia, especialmente en la mitad norte de la península. En solo una generación, esta especie ha pasado de estar perseguida legalmente a verse protegida por ley. Gracias a ello, o mejor dicho, también por ello, la silueta del buitre es cotidiana en nuestros cielos y aparece incluso en zonas semiurbanas, haciendo gala de una ausencia de temor desconocido en épocas pasadas. Como consecuencia de esta cercanía, las interacciones aumentan y la sensación social de que existe "sobrepoblación" se afianza. Al aumento de población del buitre leonado no debe ser tampoco ajeno el hecho de que la gestión de los cadáveres durante décadas ha sido inexistente. Aunque el abandono de carroñas en el campo ha estado claramente prohibido desde mediados del siglo XX, la ley no se ha cumplido. Paralelamente, fruto del aumento de la ganadería extensiva y sobre todo la intensiva,

eraginez, dudarik gabe. Baliabide trofiko ugariek, okerrago gaiturik zeuden saietan hautapen (natural) bat eragingo zuten presio ekologikoen pean lehen egoten ziren populazioetan banakoen biziraupen handiago bat bermatu dutela pentsatzea arrazoizkoa da. Presio hori erlaxatzen bada, begi-bistan dago ia esponentzialak diren zenbakizko emendioak ezartzeko oinarriak jartzen direla, azken bi hamarkadetan saio arrearentzat nabaritutakoak kasu.

Baina gaur egungo nekazaritza- eta abeltzaintza-politikak sakon eraldatze bidean dira, eta hamarkada luzeetan iraun duten gisa horretako egoerak bat-batean hankaz gora geratzen dira. 90eko hamarkadaren bukaeran, Behien Entzefalopatia Espongiformea ("behi eroen gaitza" izenaz ezagunagoa) agertzearekin batera, hegazti nekrofagoen sarraski-hornidura krisialdian murgildu zen. Gizakietan kasu hilkorrak azaldu ondoren Europar Batasunean piztutako gizarte-asaldura dela-eta, saientzako hondartegiak edo jantokiak itxiarazi zituzten dekretuak eta legeak jarri ziren indarrean. Hori oso epe labur batean gertatu zen (hamarkada eskas batean), eta horrek kudeatzaileen, kontserbazionisten eta batez ere saien txundimen-prozesua azkartu zuen, elikatzeko baliabideen eskuragarritasuna murriztuz eta hedatuki banatutako (eta ia-ia isilpean gordetako) kokaleku banaka batzuetara jana mugatuz. Hegazti nekrofagoen kontserbazioaz arduratzen ziren administrazioek ez zeukaten horrelako egoerarik aurreikusita eta ez zuten behar bezain arin erreakzionatzen jakin. Guzti horren ondorioa sarraskien eskuragarritasunak izandako ageriko beherakada izan da, eta batez ere azienda intentsiboetatik zetozen sarraskiena, landan eskuragarri izatetik (abere hilak eskuarki etxalde bakoitzaren mugapeetan bota ohi ziren) bildu eta beste modu batez ezabatuak izatera igaro delarik. Bien bitartean, negozio berri bat finkatu da, abere-gorpuak bildu eta desagerrarazteko negozioa hain zuzen, desagertzeko arriskuan dauden espezieen kudeaketarekin zerikusi handirik ez daukaten enpresak izanik zeregin horretaz arduratzen direnak.

Talde kontserbazionisten presioek eta legeak babesten dituen eta mehatxatuta dauden espezieak kudeatzeak eta aldi berean ezin elikatzeak administrazioei sortarazten dieten koherentziarik ezak, azkenik dekretu batzuk aldatzera eta irtenbideak bilatzera behartzen ari den eztabaida sortu dute "abere-gorpuen kudeaketa"-"osasun araudia"-"hegazti sarraskijaleen elikadura" triangelu korapilatsua bateratu nahirik. Azken urteetan jada, administrazioek hondartegiak legeztatzearen alde egin dute, baina horiek mantentzea garesti eta konplela disponibilidad de alimento se ha multiplicado, lo que sin duda ha tenido repercusiones demográficas en las poblaciones de buitres. Es razonable pensar que la abundante disponibilidad trófica ha garantizando una mayor supervivencia de individuos en poblaciones que antes se veían sujetas a presiones ecológicas que ejercerían una selección (natural) sobre los menos capacitados. Si esta presión se relaja, obviamente se establecen las bases para incrementos numéricos casi exponenciales, como el observado para el buitre leonado en las dos últimas décadas.

Pero las políticas agroganaderas actuales se encuentran en profunda transformación, y situaciones como la descrita que han pervivido durante décadas han dado la vuelta de manera brusca. A finales de los 90, coincidiendo con la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina más conocida como "enfermedad de las vacas locas", entra en crisis el suministro de carroñas a las aves necrófagas. La alarma social generada en la Unión Europea por la aparición de casos mortales en humanos tiene como consecuencia la aplicación de decretos y legislaciones que acarrean el cierre de la inmensa mayoría de los muladares o comederos para buitres. Esto ocurre en un espacio de tiempo muy breve (menos de una década), lo cual acelera el proceso de desconcierto de gestores, conservacionistas y, sobre todo, de los buitres que ven mermada la enorme disponibilidad de recursos alimenticios repartida extensamente a unos pocos enclaves, mantenidos casi de forma furtiva. Las administraciones encargadas de la conservación de las necrófagas no habían previsto tal escenario y no supieron reaccionar con la agilidad suficiente. La consecuencia de todo ello ha sido un declive muy sustancial en la disponibilidad de carroñas, sobre todo en las procedentes del ganado intensivo que pasan de estar disponibles en el campo (habitualmente se vertían en las cercanías de cada explotación) a ser recogidas y eliminadas por otras vías. Mientras tanto, se afianza un nuevo negocio, consistente en recoger y eliminar cadáveres de ganado del que se benefician empresas que poco tienen que ver con el mundo de la gestión de especies amenazadas.

Las presiones de grupos conservacionistas y la incoherencia que resulta para las administraciones el tener que gestionar especies protegidas por la ley y amenazadas y a su vez no poder alimentarlas, ha creado un debate que finalmente está forzando la modificación de algunos decretos y la búsqueda de soluciones para compatibilizar el complicado triángulo "gestión de los cadáveres"+"normativa sanitaria"+"alimentación de las aves carroñeras". Ya en los

xua izanik urriak dira. Bestalde, legeria oraindik ez da oso permisiboa eta ez da bat ere argia, ongi konpontzen ez diren anbiguotasunei eta batzuetan kontraesanei bide emanez, eta sai arreen eta abeltzainen arteko gatazka adarkatzera daraman halako buruhauste-haztegi bat sortzen dutelarik, gatazka abere-gorpuen kudeaketan inbrikatzeraino. Abeltzainek saien "jokabide-aldaketa" elikagairik ezari botatzen diote errua: sarraskijaleek, gose, aberea hil arte itxaroteari uko egiten diote eta erasotzen diote, oraindik bizirik delarik hura jaten dutelarik, berdin diela arkumea edo ardia izatea edota tamaina handiko abereak izatea, behiak eta behorrak kasu. Talde kontserbazionistek hondartegiak zabaltzeko exijentzia egiten dute eraso gehiago ekidin eta arazoa konpontzeko. Administrazioari kalteak konpontzea eskatzen zaio baina askoz urrunago ere iristen da eta sai arrea deskatalogatzeko eta, mugaren mugan jada, sai arreen populazioak kontrolatzeko ere eskatzen da. Aldi berean, eta gatazkarentzako balizko erantzun moduan, pozoitutako sai arreak agertzen hasiak dira. Gorakada honen "albo kalteak" izugarriak dira, saiaren oparoaldia gozatzen ez duten beste espezie sarraskijale batzuengan pozoiaren presioa areagotzen dutenez gero, adibidez, sai zuriarengan *Neophron percnopterus*, miru gorriarengan *Milvus milvus* eta ugatzarengan *Gypaetus barbatus*. Guzti horiek nabarmen kaltetuta ikusten dituzte beren populazioak eta oso badaezpadako etorkizun bati egin beharko diote aurre, haien populazioak berreskuratzen hamarkada luzeetako kudeaketa eta borroka gogorraren ostean.

2007ko azaroan Aranzadi Zientzia Elkartean egindako bilerarako deiak gertaleku berri, korapilatsu eta kezkagarri honi erantzuten dio. Ez da kasualitaterik izan Aranzadi eta Pirinio Mendebaldea horren markoa izatea. Pirinioetako eta Euskal Mendietako eta, oro har, Iberiar penintsularen iparralde osoko hegazti-oparitasuna agerikoa da. Eskualde hauek sai arre, sai zuri, ugatz eta miru gorriaren populazio garrantzitsuak aterpetzen dituzte eta tamaina handiko hegaztiak aztertzeko marko ezin hobea eskaintzen dute etengabe. Munibe, ziur aski, hegazti sarraskijaleen biologiari eta ekologiari buruzko zientzia-artikuluak argitaratu dituen Europako lehen aldizkarietako bat izango da. XX. mendeko 60ko urteen bukaeran Pirinio Mendebaldean sortu ziren lehen hondartegiak edo "saien janlekuak", desagertzeko arriskuan zeuden espezie horiek kudeatzera espezifikoki bideratuak. Ekimen haiek akuilagarri sozial bat eta inflexiopuntu bat izan ziren hegazti sarraskijaleen eta, oro har, izadiaren kontserbaziorako. Hainbat espezieren últimos años, las administraciones optan por legalizar muladares, pero éstos resultan ser escasos como consecuencia de su caro y complejo mantenimiento. Por otro lado, la legislación es todavía poco permisiva y poco clara, prestándose a ambigüedades y ocasionalmente a contradicciones que no son bien resueltas y crean un caldo de cultivo propicio para que el conflicto entre buitres leonados y ganaderos se ramifique hasta imbricarse con la gestión de los cadáveres. Los ganaderos culpan a la falta de alimento del "cambio de conducta" de los buitres: los carroñeros, famélicos, ya no esperarían a que muera el animal y lo atacan, comenzando a devorarlo aún vivo, sea un cordero, una oveja o incluso reses tan grandes como vacas y yeguas. Los grupos conservacionistas exigen la reapertura de muladares como medida de choque para evitar más "ataques" y solucionar el problema. Se exige de la administración la indemnización de los daños pero se va mucho más lejos y se pide incluso la descatalogación del buitre leonado y, ya en el límite, el control de su población. Paralelamente, y como posible respuesta ante el conflicto, comienzan a aparecer buitres leonados envenenados. Los "daños colaterales" de esta escalada son tremendos puesto que incrementan la presión del veneno sobre especies carroñeras que no disfrutan de la bonanza del buitre como el alimoche *Neophron percnopterus*, el milano real *Milvus milvus* y el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*. Todos ellos ven sus poblaciones fuertemente afectadas y se enfrentan a un futuro muy incierto después de décadas de gestión y ardua lucha para recuperar sus poblaciones.

A este escenario novedoso, complejo y preocupante responde la convocatoria de la reunión celebrada en la Sociedad de Ciencias Aranzadi en noviembre de 2007. No es casualidad que el marco haya sido Aranzadi y en el Pirineo Occidental. La riqueza de aves de los Pirineos y Montes Vascos y, en general, de todo el norte de la península Ibérica es manifiesta. Estas regiones acogen importantes poblaciones de buitre leonado, alimoche, quebrantahuesos y milano real y han ofrecido permanentemente un marco idóneo para el estudio de las grandes rapaces. *Munibe* es probablemente una de las primeras revistas europeas que publica artículos científicos acerca de la biología y ecología de aves carroñeras. Es también en el Pirineo occidental donde se crean a finales de los años 60 del siglo XX los primeros muladares o "comederos de buitres" destinados específicamente a la gestión de poblaciones amenazadas de estas especies. Aquellas actuaciones constituyeron un revulsivo social y un punto de inflexión en la conservación de las carroñe-

populazioek orduz geroztik hartu zuten goranzko joerek, eta batez ere sai arrearenak, gertaera bakar bilakatu zituzten maila globalean.

Monografia hau topaketa hartan sortua da eta lehenengo urrats haien perspektibak zabaltzen ditu. Hegazti-populazioei, hondartegi-krisialdiei eta ganadu-erasoei buruzko ikuspegi desberdinak biltzen dituen ekologia- eta kudeaketa-esparru batean oinarrituta hegazti sarraskijaleen eta abeltzainen arteko gatazkak dituen adarkatzeak aztertu nahi ditu. Koherentzia jakina lortzeko premia dela-eta beharrezkoa izan da berrikuspena arlo geografiko batera (Iberia iparraldera) mugatzea, baina lortutako ikuspegiak, prozedurak, emaitzak eta ondorioak arazo handirik gabe aplika daitezke penintsulako eta Europa hegoaldeko beste eremu batzuetan, antzeko ekologia- eta kudeaketa-gertalekuak dituzteeta. Informazioa zabaldu eta gai konplexu honetan argi egingo duten geroko hurbilketetarako lehen erreferentzia-puntua izatea besterik ez du nahi honako monografia honek.

Monografia hiru zatitan egituratuta dago: lehenbiziko blokea hegazti sarraskijaleen estatusa, joerak eta arazoak berrikusi eta eguneratzea du xede; sai arrea, sai zuria eta ugatza, Iberiako lurralde menditsuetan, Euskal Mendietatik Kataluniaraino. Ondoren, hegazti nekrofagoen populazioak oraindik bizirik kontserbatzen dituzten Europako zirkunmediterranear eremuko herrialdeetan egoeraren diagnostikoa egiten da. Hegaztien populazio-dinamikei buruz eta beraien kontserbazioari dagokion problematikari buruz dagoen ezagutza eguneratzea da atal guzti hauen helburua, batez ere Europar Batasunak baliabide trofikoen kudeaketan aplikatu dituen arautegi eta murrizketen ondorioz sortu den elikagai-eskuragarritasunaren krisialdiari loturik. Monografiaren bigarren partean alderdi ekologikoak, sarraskien kudeaketa eta hondartegiak jorratzen dira kontserbazioaren biologiatik hurbil den saio batetik abiatuta. Izadian (zoruetatik goiko maila trofikoetara) animalia handien gorpuak agertzeak daukan zeregin ekologikoa aztertzen da, espazioan eta denboran horien banaketa, oparotasun eta aldakortasunetik datozen ondorioak barne. Baliabideak hondartegi bakan batzuetan pilatzea xede dute kudeaketa-estrategia berriek arreta berezia merezi izan dute eta hegazti-populazioentzat horrelako ekimenek izan ditzaketen alde onak eta alde txarrak aztertu dira, baita aztertu ere espezie bakoitzaz harantzago joaz, sarraskijaleen gremioaren eta beste ornodun batzuen komunitateen egituraketa-eta funtzionaltasun-mailan. Hirugarren eta azken parteak sai arreen eta abeltzainen artean sortutako gatazka du aztergai, sortzen den arazo biologiko

ras y de la naturaleza en general. La trayectoria ascendente que tomaron a partir de entonces las poblaciones de varias especies, y sobre todo las de buitre leonado las convirtieron en un fenómeno único a nivel global.

Esta monografía nace de dicho encuentro y amplía las perspectivas de aquellos primeros pasos. Pretende examinar las ramificaciones del conflicto entre aves carroñeras y ganaderos en un ámbito ecológico y de gestión que reúne visiones diferentes sobre poblaciones de aves, crisis de muladares y ataques al ganado. La necesidad de una cierta coherencia ha circunscrito parcialmente la revisión a un área geográfica (el norte de Iberia) pero los enfoques, procedimientos, resultados y conclusiones obtenidas pueden ser bien aplicables a otras áreas de la península y del sur de Europa con similares escenarios ecológicos y de gestión. La presente monografía no pretende ser sino un primer punto de referencia para futuras aproximaciones que incrementen la información y arrojen luz a esta compleja temática.

La monografía se estructura en tres partes diferenciadas: un primer bloque constituye una revisión y puesta al día del estatus, tendencias y problemas de aves carroñeras; buitre leonado, alimoche y quebrantahuesos, en regiones montañosas del norte de Iberia, desde los Montes Vascos a Cataluña. A continuación, se hace un diagnóstico de la situación en países del arco circunmediterráneo europeo que aún mantienen poblaciones de aves necrófagas. La finalidad de todos estos capítulos es poner al día el conocimiento existente sobre las dinámicas poblacionales de las aves y la problemática relativa a su conservación, especialmente en relación a la crisis de la disponibilidad de alimento surgida de las regulaciones y restricciones que la Unión Europea ha aplicado sobre la gestión de los recursos tróficos. En la segunda parte de la monografía se abordan los aspectos ecológicos y la gestión de las carroñas y los muladares desde una aproximación de la biología de la conservación. Se examina el papel ecológico de la aparición de cadáveres de grandes animales en la naturaleza (desde suelos a niveles tróficos superiores) incluyendo los efectos derivados de su distribución, abundancia y variabilidad en el espacio y en el tiempo. Las nuevas estrategias de gestión consistentes en la concentración de recursos en pocos muladares han sido merecedoras de una atención especial y se examinan los pros y contras que tales actuaciones pueden tener para las poblaciones de aves y, yendo más allá de cada una de las especies, a nivel de la estructura y funcionalidad del gremio de carroñeros y de las comunidades de otros vertebrados. La tercera y última parte

eta ekologikoaren irismena diagnostikatzen saiatzen delarik. Ezaupide hauek eurekin ekarriko duten argitasunari esker garia eta lastoa bahetu eta mota guztietako jarrera itsuetatik urrun diren erabakiak hartzen laguntzea dira helburuak.

Egile ugarik arazo eta gertaleku komunen aurrean egin dituzten ikerketak eta interpretazioa biltzen ditu monografia honek. Horrek estilo eta eduki aldetik halako desberdintasun bat eragin dezake, baina arazo baten ikuspegi globala aberasten duten ikuspegi- eta perspektiba-ugaritasuna dakar berekin. Zientziaren eta kudeaketaren eta, era inbrikatu eta sinergikoan, giza jardueren mendekotasun eta harreman ekologiko handia duten espezie batzuk inplikatzen dituzten arazoen arteko konpartimentalizazioa apurtzea da obraren helburua. Planeta gainjendeztatu batean, non esponentzialki areagotuz baitoaz mundu naturalaren eta mundua bizileku duten espezieen eta geure giza espeziearen berehalako interesen arteko gatazkak, kontserbazio alorreko erabakiak ezin dira hartu ahalik eta kalitaterik oneneko informazioa eskura izan gabe. Baina garbi dago hori ez dela nahikoa; kudeaketan eta kontserbazioan arrakasta izatea arazoei emango dizkiegun irtenbideak aplikatzearen mende dago, arazook behin identifikatu ostean. Esperientziak azkeneko emaitza beti ez dela askiesgarria erakusten digu, dela kate konplexu honen begietako bat puskatzen delako, dela ikerketak behar bezalako mailarik erdiesten ez duelako, dela kudeatzaileek eta Administrazioek beste interes batzuei jarraitzen dietelako. Gertalekuari beste zailtasun bat gehitzearren, saien hegalek muga administratiboak zeharkatzera eramaten dituzte egunero huts egin gabe. Arazoak tokian toki hautematen dira baina irtenbideak askotan globalak izaten dira eta informazio erabilgarria sortzea eta horren zirkulazio askea ziurtatzea kontserbazioan arrakasta izatera garamatzan bide luzean egin beharreko lehen urratsa da. Europa hegoaldeko nekazari- eta artzain-gizarteen bilbeetan sakon inbrikatzen den saien eta gizakien arteko milaka urteko harreman hori sendotzen eta horri eusten laguntzea da monografia honekin lortu nahi genukeena, aldaketa globaleko aro zorabiagarri honetan.

examina el conflicto surgido entre buitres leonados y ganaderos, tratando de diagnosticar el alcance del problema biológico y ecológico que se presenta. El objetivo es, que la claridad aportada por estos conocimientos permita discernir el trigo de la paja y ayudar a tomar decisiones alejadas de cualquier tipo de visceralidad.

Esta monografía reúne la investigación y la interpretación de numerosos autores frente a problemas y escenarios comunes. Ello puede inducir a una cierta desigualdad en los estilos y contenidos pero aporta multiplicidad de enfoques y perspectivas que enriquecen la visión global de un problema. El objetivo de la obra es romper la compartimentalización entre ciencia y gestión y entre los problemas que, de forma imbricada y sinérgica, implican a una serie de especies con fuerte relación ecológica y dependencia de actividades humanas. En un planeta superpoblado, donde aumentan exponencialmente los conflictos entre el mundo natural y las especies que lo habitan y los intereses inmediatos de nuestra propia especie humana, la toma de decisiones adecuadas en conservación no puede hacerse sin información de la mejor calidad posible. Pero es obvio que esto no es suficiente; el éxito en gestión y conservación depende de que las soluciones a los problemas, una vez que han sido identificadas, se apliquen. La experiencia nos enseña que el resultado final no siempre es satisfactorio debido a que alguno de los eslabones de esta compleja cadena se rompe, bien porque la investigación no posee la altura suficiente o bien porque gestores y Administraciones atienden a otros intereses. Para añadir complejidad al escenario, las alas de los buitres les llevan a cruzar indefectiblemente día a día las fronteras administrativas. Los problemas se detectan localmente pero las soluciones son a menudo globales y la generación de información útil y su circulación libre es el primer paso en el largo camino hacia el éxito en conservación. Es nuestro deseo que de alguna manera esta monografía contribuya, en una etapa de vertiginoso cambio global, a afianzar y mantener esa milenaria relación entre buitres y humanos que se imbrica profundamente en los tejidos agropastorales de las sociedades del sur de Europa.

JOSÉ ANTONIO DONÁZAR

ANTONI MARGALIDA

PRESENTATION

Conflicts between conservation policies and human economies are today increasingly frequent in a world that is progressively being dominated by a species (*Homo sapiens*) that is exhausting the Earth's natural resources and competing with its wild animals and plants. Consequently, purely commercial visions of the natural world clash with concepts that place the conservation of natural species and spaces over and above any possible negative economic effects. The resolution of these conflicts requires good information and well thought-out policies that will maintain the subtle balance between development and conservation. In recent years a new conflict has emerged in cattle-raising areas of northern Spain and southern France that would have been inconceivable just 30 years ago: griffon vultures *Gyps fulvus* have been increasingly seen to 'attack' live animals, much to the frustration and anger of the farmers affected. The subject was picked up by the press and generated a degree of public concern as farmers and vultures – two 'groups' that historically have always collaborated in the disposal of animal carcasses – were depicted as being in conflict. It is well known that dead animals are a problem for farmers, who have to remove carcasses from their farms, but they are also indispensable for the survival of vulture populations. This mutually beneficial relationship, which had worked perfectly for thousands of years, thus suddenly came under threat.

This conflict is to some extent linked to the fact that the griffon vulture has become extremely common – above all, in northern Spain – in some parts of the Iberian Peninsula. In just one human generation, this vulture has gone from legally hunted to legally protected and as a result it is now a common sight, even in semi-urban areas where its new-found audacity is palpable. Consequently, human interaction with vultures has increased and the idea that there is an 'over-population' has taken root in the human mind. This increase in the griffon vulture population is not entirely unconnected with the fact that for decades there was no control of any sort on the disposal of animal carcasses. The abandoning of carcasses in the wild was banned in the mid-twentieth century, but was never actually enforced. At the same time, the increase in extensive and, in particular, intensive animal husbandry guaranteed an increase in food availability, which undoubtedly had implications on the demography of vulture populations. It is likely that the abundance of trophic resources has led to greater survivalship in vulture populations, which were once subject to ecological pressures that carried out a (natural) selection on the least fit individuals. If this pressure is relaxed, however, then the conditions obviously exist for an almost exponential increase in numbers, as has been the case of the griffon vulture in the Iberian Peninsula.

Nevertheless, current farming policies are undergoing profound transformations and the system of animal husbandry present in the Peninsula – that had gone unchanged for decades – was suddenly turned on its head at the end of the 1990s. The outbreak of Bovine Spongiform Encephalopathy, better known as 'Mad Cow Disease', supposed a crisis in the supply of carrion to avian scavengers as the concern generated in the European Union by human deaths led to the passing of new legislation that entailed the closure of the vast majority of vulture feeding stations. All this occurred in a very short space of time – less than a decade – and this sudden change inevitably disconcerted both conservation managers and ecologists, not to mention the vultures themselves, whose abundant food supply, scattered extensively and almost furtively around the landscape, now suddenly all but dried up. The public bodies managing vulture populations had not predicted such effects and were unable to react in time. The overall result was a substantial fall in carrion availability, above all from intensive animal husbandry (which habitually threw its carcasses out into the nearby countryside), whose dead animals were now collected and disposed of by other means. The new businesses specialising in the collection and elimination of cattle carcasses that sprang up have very little empathy with the protection of threatened animal species.

Pressure from conservationist groups and the contradictions the public administration are having to confront – they are obliged to protect threatened species but are unable to feed them – has created a debate that is finally forcing changes to be made in some legislation and generating a search for solutions to the complicated three-sided conundrum of 'carcass management' + 'sanitary laws' + 'food for avian scavengers'. In recent years, feeding stations have been legalised, although they are still few and far between due to their cost and complex management requirements. Legislation is still very restrictive and leads to ambiguities and occasionally contradictions that have not been properly resolved; the result is a climate ripe for conflict, in which the clash in interests between vultures and farmers deepens and reaches the question of the disposal of carcasses. Farmers blame vultures' 'change in behaviour' on a lack of food, claiming that starving vultures no longer wait for an animal to die and attack even when it is still alive, be it sheep, lamb or even larger animals such as cows and horses.

Conservationist groups demand that feeding stations are reopened as a 'shock' tactic to avoid more 'attacks' and thus solve the problem. Other voices claim compensation from the administration for attacks and go as far as to propose the declassification of the griffon vulture as a protected species and even population controls. At the same time, and possibly as a response to the conflict, griffon vultures have begun to be poisoned. The 'collateral damage' in any such escalation is tremendous, given that pressure is thus transferred to other more endangered avian scavengers such as Egyptian vultures *Neophron percnopterus*, red kites *Milvus milvus* and bearded vultures *Gypaetus barbatus*. The populations of these other species have been seriously affected and are facing a period of uncertainty after decades of concerted management and arduous struggle aimed at restoring their populations to former levels.

A meeting of the Aranzadi Scientific Society was held in November 2007 to discuss this new and highly complex situation; it is no coincidence that this first reaction should take place under the auspices of this august society within the framework of the western Pyrenees, whose rich bird life – and of the north of the Iberian Peninsula in general – is manifest. These regions harbour important griffon, bearded and Egyptian vulture and red kite populations and have always been an ideal place to study the behaviour of these birds. *Munibe* was probably one of the first European journals to publish scientific articles on the biology and ecology of avian scavengers. In addition, it was in the western Pyrenees at the end of the 1960s that the first vulture feeding stations were created specifically to aid threatened species. Such actions were a turning point in the social appreciation and conservation of avian scavengers and the subsequent upturn in the populations of a number of species – above all, the griffon vulture – became a unique phenomenon on a world scale.

This monograph is a result of that first meeting and takes its original intentions a step further. Its aim is to examine within an ecological and management framework the implications of the conflict between avian scavengers and farmers by means of a number of different visions of vulture populations, the feeding station 'crisis' and the attacks by vultures on livestock. The need for a certain cohesion in this volume has meant that its content is largely limited to the geographical area of the northern Iberian Peninsula, although its focus, procedures, results and conclusions are applicable to other areas of the Peninsula and southern Europe with similar ecological and management conditions. The objective of this monograph is to act as a point of departure that future debates and investigations will enhance as more information on this thorny subject becomes available.

This work is divided into three parts: a first block consists of a revision and updating of the status, tendencies and problems of avian scavengers (griffon, Egyptian and bearded vultures) in the mountains of the northern Iberian Peninsula, from the Basque Country to Catalonia. Subsequently, there is a diagnostic of the situation of the countries in the Mediterranean Basin in Europe that still have populations of these avian scavengers. The aim of these chapters is to bring existing knowledge of the population dynamics of these birds and their associated conservation problems up-to-date, above all in light of the crisis of food availability caused by the regulations and restrictions placed by the European Union on the management of these birds' trophic resources. In the second part aspects relating to the ecology and management of feeding stations are tackled from a perspective of conservation biology. The ecological impact on soils and higher trophic levels of the sudden appearance of large carcasses in the wild are examined, along with the effects resulting from the distribution, abundance and variability in space and time of these trophic resources. New management strategies involving the concentration of recourses in just a few feeding stations are closely examined and the pros and cons of such strategies for birds, as well as for the structure and functioning of avian scavenger guilds and other vertebrate communities are also discussed. The third and final part of this monograph investigates the clash between griffon vultures and farmers, and aims to provide a diagnosis of the seriousness of the biological and ecological problem that this conflict represents. The aim here is to clarify the situation by separating the wheat from the chaff in order to facilitate decision-making untainted by any visceral beliefs or opinions.

This work brings together investigations and interpretations by numerous authors of common problems and situations. Thus, there may be a certain imbalance in style and content, but this multiplicity of views and perspectives provides a rich global overview of the problem. The aim of this work is to put an end to the compartmentalisation that separates science from management in the context of the overlapping and interrelated problems that affect a series of scavenger species that enjoy a close ecological relationship with and dependence on human activities. On an overcrowded planet such as ours, on which the conflicts between the natural world and the interests of our own species are increasing exponentially, the taking of correct decisions in the conservation of the natural

world must be based on the best possible available information. However, it is obvious that this is not sufficient: success in conservation and management depends on implementing the solutions to the problems that are identified. Past experience has taught us that the final result is not always satisfactory because some of the links of the complex chain of problem-solving can break, be it because the scientific investigation in the first place was of poor quality or because the administration concerned has other interests at heart. To make the situation even more complex, vultures fly where they choose and cross administrative boundaries at will. Problems may be detected locally, but the solutions needed are often global and the generation of useful information and its free circulation are the first steps towards success in conservation. Our desire is thus that this monograph will contribute in some way during this period of vertiginous world change to strengthen and maintain the age-old relationship between vultures and humans that forms such an intrinsic part of the fabric of the agro-pastoral societies of southern Europe.

JOSÉ ANTONIO DONÁZAR

ANTONI MARGALIDA

foto/photo: Toni Batet

S U M A R I O / S U M M A R Y

POBLACIONES DE AVES CARROÑERAS Y SU ESTADO DE CONSERVACIÓN: SÍNTESIS REGIONALES/ *POPULATIONS OF SCAVENGERS AND THEIR CONSERVATION STATUS: REGIONAL SYNTHESIS* 32

Iñigo Zuberogoitia, Kiko Álvarez, Mikel Olano, Arturo F. Rodríguez & Ramón Arambarri
Evolución y situación actual de las poblaciones de aves carroñeras en el País Vasco: estatus, distribución y parámetros reproductores/ *Evolution and current status of the avian scavenger populations in the Basque Country: status, distribution and breeding parameters* 34

David Campión
Estatus, distribución y parámetros reproductores de las poblaciones de aves carroñeras en Navarra/ *Status, distribution and breeding parameters of the avian scavenger populations in Navarra* 66

Kees Woutersen, David García, Francho Moreno & Manuel Grasa
Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Aragón/ *Status, distribution and breeding parameters of the scavenger birds population in Aragón* 88

Diego García & Antoni Margalida
Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Cataluña/ *Status, distribution and breeding parameters of the avian scavenger population in Catalonia* 116

Martine Razin, Bertrand Eliotout, Pascal Orabi & Michel Terrasse
Distribución, efectivos, reproducción y conservación de las poblaciones de buitres en Francia/ *Distribution, population, breeding and conservation of the vulture populations in France* 136

Stavros M. Xirouchakis & Rigas Tsiakiris
Situación y tendencias poblacionales de los buitres en Grecia/ *Status and population trends of vultures in Greece* 160

Fulvio Genero
Estado actual y conservación de las aves carroñeras en Italia/ *Current status and conservation of scavengers in Italy* 178

António Monteiro, Carlos Pacheco & Nuno Santos
Tendencias poblacionales, distribución y problemas de conservación de los buitres en Portugal/ *Population trends, distribution, and conservation concerns of vultures in Portugal* 200

PERSPECTIVAS ECOLOGICAS DE LA GESTIÓN DE CADÁVERES DE GANADO: EL PAPEL DE LA ALIMENTACIÓN SUPLEMENTARIA Y LOS MULADARES/*ECOLOGICAL PERSPECTIVES IN THE MANAGEMENT OF LIVESTOCK CARCASSES: THE ROLE OF SUPPLEMENTARY FEEDING AND VULTURE RESTAURANTS* 224

Martina Carrete, Antoni Margalida, Daniel Oro & José A. Donázar
Consecuencias poblaciones de los comederos para aves carroñeras: el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en el Pirineo español/ *Population consequences of vulture restaurants: the bearded vulture Gypaetus barbatus in the Spanish Pyrenees* 226

Juan Manuel Grande, Martina Carrete, Olga Ceballos, José Luis Tella & José Antonio Donázar
Importancia de los muladares en la conservación del alimoche *Neophron percnopterus* en España/ *Relevance of vulture restaurants for the conservation of the Egyptian vulture Neophron percnopterus in Spain* 254

José Ramón Benítez, Ainara Cortés-Avizanda, Enrique Ávila & Rubén García
Efectos de la creación de un muladar para la conservación de una población de alimoche en Andalucía (Sur de España)/ *Effects of the creation of a muladar for the conservation of an Egyptian vulture Neophron percnopterus population in Andalucía (Southern Spain)* 276

RUBÉN MORENO-OPO, JOSÉ GUZMÁN, MANUEL MARTÍN, ÁNGEL ARREDONDO, FRANCISCO GUIL, CARLOS SORIA & RAFAEL HIGUERO
Factores que determinan la presencia del buitre negro *Aegypius monachus* en las carroñas/
Factors that determine the presence of the cinereous vulture Aegypius monachus at carcasses 292

MIGUEL BLÁZQUEZ-ÁLVAREZ & JOSÉ ANTONIO SÁNCHEZ-ZAPATA
El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros/
The role of wild ungulates as a resource for the community of vertebrate scavengers 308

JOSÉ ANTONIO DONÁZAR, AINARA CORTÉS-AVIZANDA & MARTINA CARRETE
El papel de la predecibilidad de los recursos tróficos en la estructura de los gremios de carroñeros/
The role of trophic resource predictability in the structure of scavenger guilds 328

PANAYIOTIS N. AZMANIS, RIGAS TSIAKIRIS & HARALAMBOS ALIVIZATOS
Alimentación suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica/
Supplementary feeding for Vultures in Greece, Cyprus and Balkan Peninsula 352

JESÚS ÁNGEL LEMUS & GUILLERMO BLANCO
Riesgos sanitarios de la gestión de cadáveres de ganado: enfermedades transmitidas y emergentes en las aves carroñeras/
Sanitary risks in the management of cattle carcasses: transmitted and emergent diseases in avian scavengers 374

GUILLERMO BLANCO, JESÚS Á. LEMUS, BERNARDO ARROYO, FÉLIX MARTÍNEZ & MARINO GARCÍA-MONTIJANO
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/*The dilemma of extensive livestock and the myth of muladares: the implications of pharmaceutical contamination and its impact on the health of avian scavengers* 402

NURIA SELVA & AINARA CORTÉS-AVIZANDA
Efectos de carroñas y muladares sobre comunidades y ecosistemas/
The effects of carcasses and carrion dump sites on communities and ecosystems 452

CONSERVACIÓN DE AVES CARROÑERAS E INTERESES HUMANOS: ¿UN CONFLICTO EMERGENTE?/
CONSERVATION OF AVIAN SCAVENGERS AND HUMAN INTERESTS: AN EMERGING CONFLICT? 474

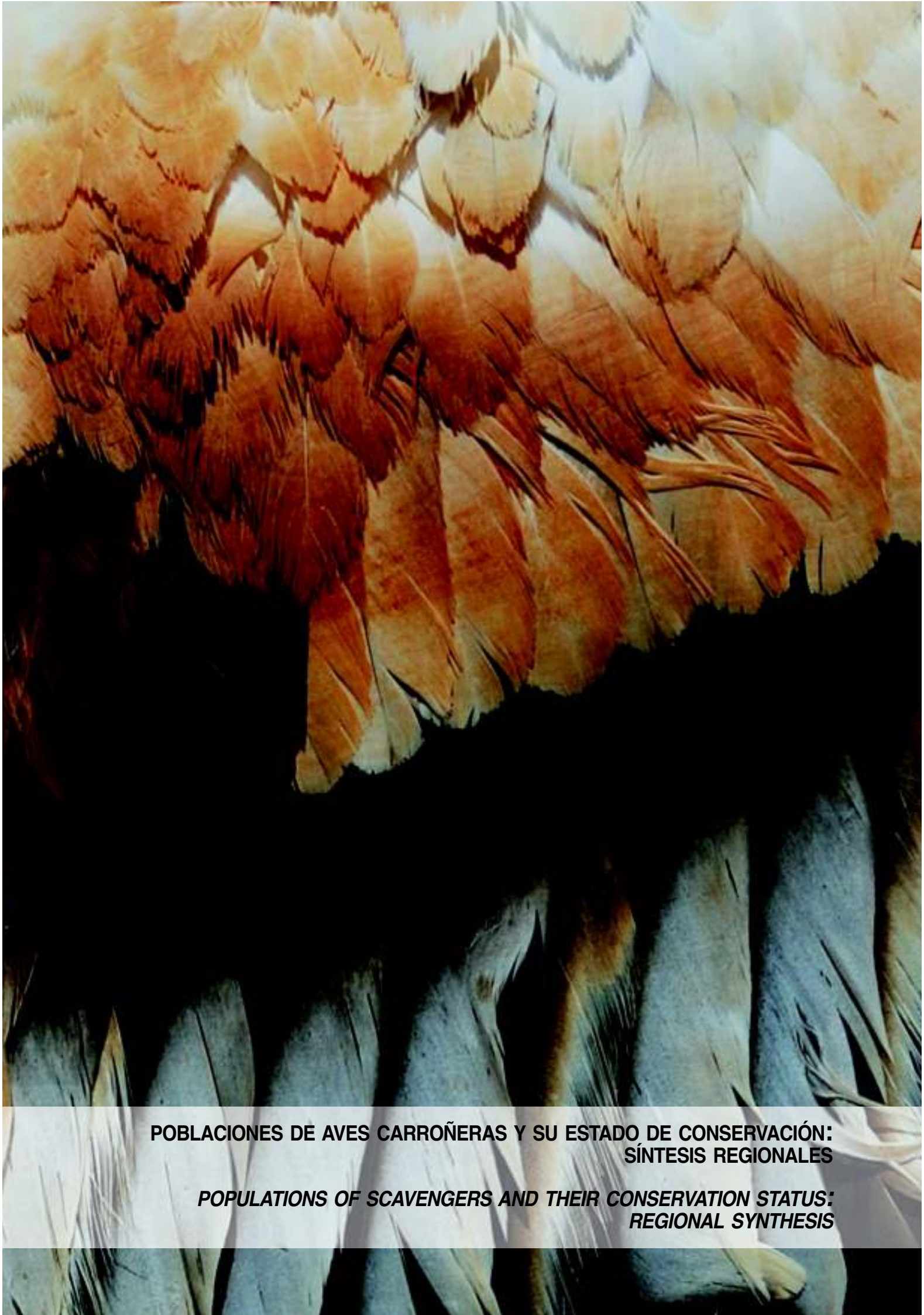
ANTONI MARGALIDA & DAVID CAMPIÓN
Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente/*Aggressive interactions between the Eurasian griffon vultures Gyps fulvus and livestock: ecological and economic aspects of an emerging conflict* 476

JOSÉ MARÍA GARCÍA DE FRANCISCO & RUBÉN MORENO-OPO
La gestión de los cadáveres de animales domésticos: ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias?/
The cattle carcasses management today: is there enough flexibility to deal new conservation strategies? 492

PANAYIOTIS N. AZMANIS
Normativa sobre las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles (EETs) y gestión de los comederos para aves de presa: un estudio comparativo entre Europa Occidental (Península Ibérica y Francia) y la Península Balcánica/*Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: A comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula* 510

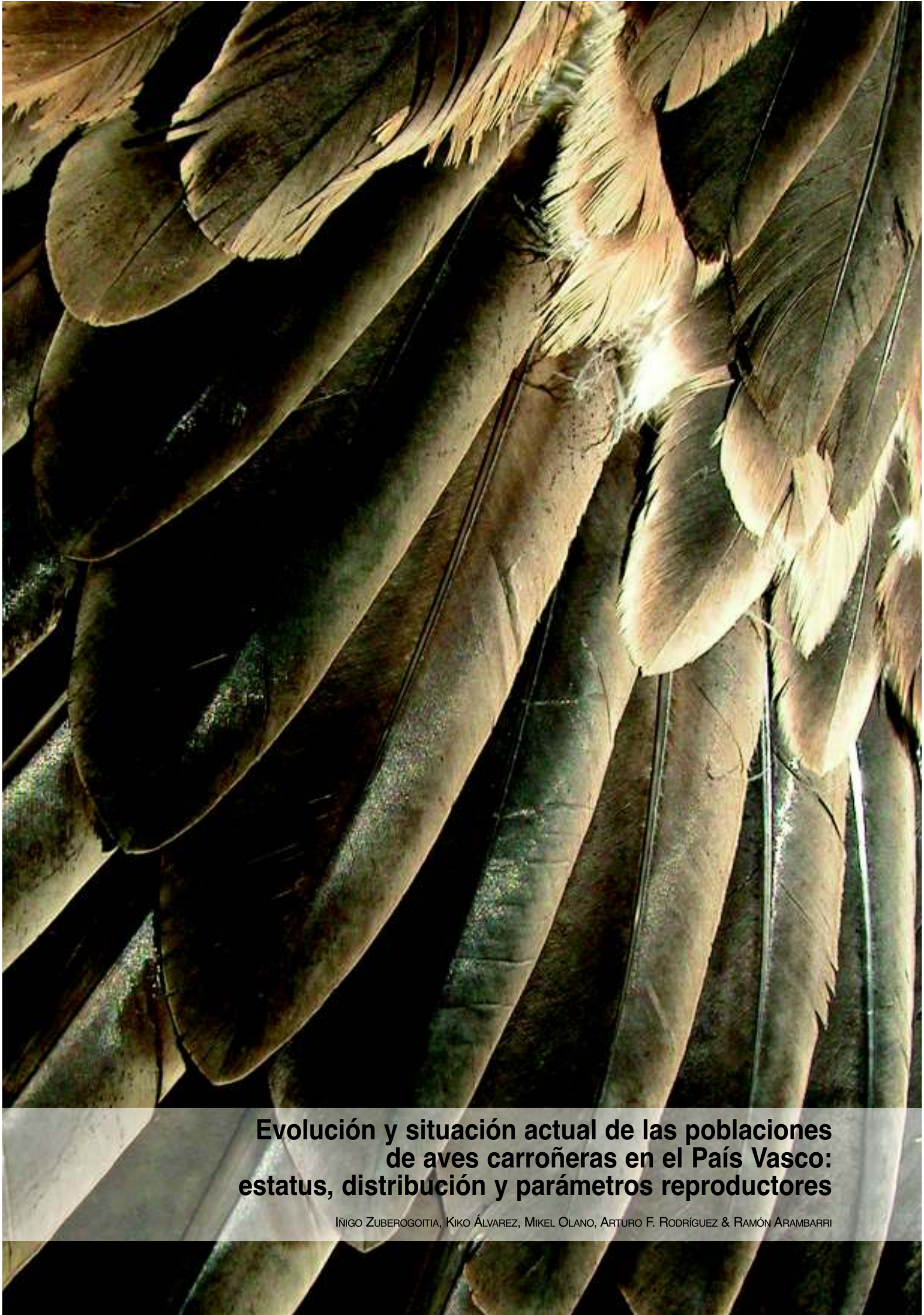
JOSÉ ANTONIO DONÁZAR & ANTONI MARGALIDA
Los buitres europeos en el filo de la navaja: consecuencias de los cambios en las prácticas ganaderas y en la legislación sanitaria/
European vultures on a knife-edge: the consequences of changes in animal husbandry and sanitary legislation 526

foto/photo: Javier Ara



POBLACIONES DE AVES CARROÑERAS Y SU ESTADO DE CONSERVACIÓN: SÍNTESIS REGIONALES

POPULATIONS OF SCAVENGERS AND THEIR CONSERVATION STATUS: REGIONAL SYNTHESIS



Evolución y situación actual de las poblaciones de aves carroñeras en el País Vasco: estatus, distribución y parámetros reproductores

Iñigo Zuberogoitia, Kiko Álvarez, Mikel Olano, Arturo F. Rodríguez & Ramón Arambarri

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	34-65	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Evolución y situación actual de las poblaciones de aves carroñeras en el País Vasco: estatus, distribución y parámetros reproductores

Avian scavenger populations in the Basque Country: status, distribution and breeding parameters

PALABRAS CLAVES: Alimoche común, buitre leonado, clima, éxito reproductor, dinámica de poblaciones, disponibilidad de alimento, mortalidad, quebrantahuesos
KEY WORDS: Egyptian vulture, Eurasian griffon vulture, climate conditions, breeding success, availability of food, mortality, population trends, bearded vulture
GAKO-HITZAK: Sai zuria, sai arrea, klima, ugaltze-arrakasta, populazio(en)-dinamika, elikagai-eskuragarritasuna, heriotza-tasa, ugatza.

Iñigo ZUBEROGOITIA[1,2], Kiko ÁLVAREZ[2], Mikel OLANO[2], Arturo F. RODRÍGUEZ[3] & Ramón ARAMBARRI[4]

RESUMEN

El conocimiento sobre la situación de las aves carroñeras en Euskadi se basa principalmente en los datos obtenidos durante la realización de los censos nacionales de buitre leonado *Gyps fulvus* (desde 1979) y censos parciales y nacionales de alimoche *Neophron peranopterus* (desde 1985), así como en citas esporádicas obtenidas para el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* desde la segunda mitad del siglo XX, que se hicieron más frecuentes durante los últimos quince años. A partir del año 2000 se intensifica la monitorización de las tres especies, siendo el presente capítulo una puesta al día del conocimiento de la evolución, tendencia poblacional y problemática de las aves carroñeras en Bizkaia, Álava y Gipuzkoa. Las poblaciones de buitre leonado han experimentado un crecimiento acusado. En 1979 solamente criaba con regularidad en Álava donde existían 49 parejas. En 1989 se detectaron las primeras parejas reproductoras en Bizkaia y Gipuzkoa y en 2008 había en la región 63 colonias con 822 parejas reproductoras. El éxito reproductor medio parece haber disminuido en los últimos años, oscilando los valores entre 0,51 pollos por parejas con puesta de Bizkaia y 0,65 de algunas colonias de Gipuzkoa. En Bizkaia la mortalidad de los pollos de buitre leonado en las fases más avanzadas de crecimiento, así como en los primeros meses tras abandonar el nido se incrementó notablemente en los últimos años, coincidiendo con la aplicación de medidas efectivas para retirar ganado muerto del campo. En cuanto a los alimoches, en el año 2008 se localizaron en el País Vasco 47 parejas reproductoras, lo que representa un notable incremento, sobre todo en Gipuzkoa, con respecto al censo del año 2000 en el que se detectaron 37 parejas reproductoras. El éxito reproductor de la especie en el País Vasco se sitúa en valores muy bajos, sobre todo en Bizkaia y Álava con valores cercanos a 0,6 pollos por pareja con puesta, estando al parecer influído (al menos en Bizkaia), por la climatología adversa y molestias humanas. En Gipuzkoa los valores medios fueron de 0,9 pollos por pareja con puesta. La mortalidad no natural parece escasa en las provincias de Bizkaia y Gipuzkoa, con tres casos de envenenamiento de ejemplares adultos entre 2000 y 2008, de los que dos hembras fueron recuperadas. Por su parte, en Álava se documentaron nueve casos de envenenamiento de ejemplares adultos entre los años 1988 y 2000. Los datos permiten sugerir que la tendencia poblacional del buitre leonado en el País Vasco es un reflejo de la que se observa a nivel de la Península Ibérica mientras que el éxito reproductor y parte de la mortalidad vendrían condicionados por la gestión de los recursos tróficos. En el caso del alimoche, la aparente estabilidad poblacional estaría favorecida por la escasa incidencia de mortalidad no natural, pero a largo plazo podrían aparecer efectos derivados de un bajo éxito reproductor, al menos en Bizkaia y Álava. El quebrantahuesos, que nidificaba históricamente en la región, ha sido en las últimas décadas un visitante regular, existiendo individuos adultos e inmaduros que se asientan durante periodos de tiempo prolongados en sierras limítrofes con Navarra, dónde en 2008 parecía existir un territorio ocupado permanentemente por un ave adulta.

ABSTRACT

The knowledge of the status of avian scavengers in the Autonomous Community of the Basque Country is mainly based on data obtained in the Spanish national censuses of the Eurasian griffon vulture *Gyps fulvus* (since 1979) and partial and national censuses of the Egyptian vulture *Neophron peranopterus* (since 1985), as well as sporadic observations of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the second half of the 20th century, with these observations becoming more frequent in the last decade of the 20th century and the first decade of the 21st century. In 2000 onwards, the monitoring of the three species was intensified, and this chapter constitutes an update of the information on the evolution, population trends and problems facing avian scavengers in Bizkaia, Álava and Gipuzkoa. The Eurasian griffon vulture populations have grown considerably in the three provinces. In 1979 griffon vultures bred in Álava, summarizing 49 breeding pairs, whereas the first colonies appeared in Bizkaia and Gipzukoa in 1989. The population increased until 63 colonies with 822 breeding pairs in the whole Basque Country in 2008. The average breeding success seems to have declined in recent years, with values ranging between 0.51 chicks per pair with clutch in Bizkaia, and 0.65 recorded in some colonies in Gipuzkoa. In Bizkaia, the mortality of griffon vulture chicks in the most advanced stages of growth, as well as in the first few months after leaving the nest, increased notably over the last few years, coinciding with the application of effective measures to remove dead animals from the countryside. As for the Egyptian vulture, in 2008 a

[1] Estudios Medioambientales Icarus S.L. C/ Pintor Sorolla 6, 1º C. 26007 Logroño. La Rioja. Email: zuberogoitia@icarus.es
[2] *Sociedad Ciencias Aranzadi*. Departamento de Vertebrados. Zorroagagaina, 11. 20014 Donostia-San Sebastián. Gipuzkoa. Email: zerala@euskalnet.net; mikelolano@terra.es
[3] c/ Zadorra nº 21, 01200 Salvatierra-Agurain (Araba). Email: info@zadorraetxea.com
[4] c/ Herminio Madinabeitia, nº 14, 5º izda. 01006 Vitoria-Gasteiz

total of 47 breeding pairs were observed in the Basque Country, which constitutes a notable increase, especially in Gipuzkoa, compared with the 2000 census in which 37 breeding pairs were recorded. This species' breeding success in the Basque Country is very low, especially in Bizkaia and Álava, with values close to 0.6 chicks per pair with clutch, whilst in Gipuzkoa, the average value was 0.89. In Bizkaia, a high level of mortality in grown chicks was detected in June and July, apparently mainly due to adverse weather conditions and human disturbance. The poisoning of adults was only detected in three individuals, one in Bizkaia and two in Gipuzkoa, between 2000 and 2008, of which two females were successfully rehabilitated. In Álava, meanwhile, nine cases of poisoning of adult birds were recorded between 1988 and 2000. The data suggest that the griffon vulture's population trend in the Basque Country is a reflection of the species' status at an Iberian Peninsula level, whilst its breeding success and some cases of mortality are conditioned by the management of trophic resources. In the case of the Egyptian vulture, the apparent population stability appears to be favoured by the low level of non-natural mortality. However, in the long term, the effects of low breeding success may become apparent, at least in Bizkaia and Álava. The bearded vulture was a historical breeding species in Gipuzkoa, and after its extinction, some adult and immature birds have been regularly observed in the mountain area close to Navarra during the last decades. In fact, a territorial adult bird seemed to be established in 2008.

LABURPENA

Euskadin, hegazti sarraskijaleen egoera zein den jakiteko, sai arrearen eta sai zuriaren errolda nazionalen datuetara eta ugatzari buruzko datu partzialetara jo beharra dago. 2000. urtetik aurrera, hiru espezieen monitorizazioa areagotu da. Hala, kapitulu honek Bizkaiko, Arabako eta Gipuzkoako hegazti sarraskijaleen egungo bilakaera, populazio joera eta problematikaren berri ematen du. Sai arrearen populazioek nabarmen egin dute gora hiru probintzietan: 80ko hamarkadaren bukaeran kolonia bakarra zegoen, eta 2008an, 63 kolonia eta 822 bikote ugaltzaile aurkitu ziren. Ugalketa, berriz, txikitu egin da azken urteetan: Bizkaian 0,51 txita jaio dira arrautzak jarri dituzten bikote bakoitzean, eta Gipuzkoako kolonia batzuetan 0,65. Bizkaian, sai arreen txiten heriotza tasak nabarmen egin du gora azken urteetan dezente koskortuta dauden eta era berean habia utzi berri duten banakoen artean, eta horrek zerikusi handia du hildako ganadua menditik kentzeko egindako ahaleginekin. Era berean, azken urteetan, Bizkaian eta Araban ugaritu egin dira abereen aurkako erasoengatik jarritako salaketak, eta, paraleloki, Bizkaian gora egin du jazarpen zuzenaren ondorioz hildako sai kopuruak. Sai zuriari dagokionez, 2008an, Euskal Herrian 49 bikote ugaltzaile atzeman ziren; hartara, aurreko erroldekin alderatuta, espezie horren populazioak zertxobait egin du gora, batez ere Gipuzkoan. Sai zuriaren ugalketaren balioak oso apalak dira Euskal Herrian, batez ere Bizkaian eta Araban: 0,6 txita arrautzak jarri dituzten bikote bakoitzeko. Gipuzkoan, berriz, batez besteko balioa 0,89koa izan zen. Bizkaian, koskortutako txita asko hil ziren ekainean eta uztailean prezipitazioen eta jatorri antropikoko arazoen ondorioz. Bizkaian, 2000. eta 2008. urteen artean, pozoitutako sai eme bat topatu zuten, baina sendatu egin zen azkenean. Araban, berriz, bederatzi ale heldu pozoitu zituzten 1988. eta 2000. urteen artean. Gipuzkoan, sai eme zuri heldu bat aurkitu zuten hilik 2007ko martxoan (aldicarbekin pozoituta). Datuei erreparatuz gero, argi dago dinamika orokorrak baldintzatzen duela Euskal Herriko sai arrearen dinamika, eta ugalketa eta heriotza, berriz, elikagaien kudeaketaren menpe dagoela. Sai zuriari dagokionez, heldu gutxi hiltzen dira, baina epe luzera arazoak sor daitezke ugalketa balio apalen ondorioz, Bizkaian eta Gipuzkoan behinik behin.

1. INTRODUCCIÓN

El conocimiento de las poblaciones de las aves de presa y, en concreto, de los buitres y otras carroñeras en el País Vasco, era prácticamente nulo hasta hace tres décadas. En 1979 se realizó el primer censo de buitre leonado *Gyps fulvus* (FERNÁNDEZ & GALARZA, 1981), mientras que el alimoche *Neophron percnopterus* no fue objeto de estudio hasta la realización del atlas de vertebrados continentales del País Vasco (ALVAREZ *et al*., 1985), donde se citaba como escaso en la vertiente cantábrica y se estimaba en 20 las parejas reproductoras para toda la Comunidad Autónoma. En consecuencia, resulta aventurado valorar la situación de estas especies antes de 1980. Por lo que respecta al quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*, en las décadas de los ochenta y noventa fueron recopiladas observaciones esporádicas, sin que existan indicios de nidificación pese a la presencia regular de un adulto en Gipuzkoa (AIERBE *et al*., 2002).

En Bizkaia, en la década de los ochenta mejoró levemente el escenario, pero los datos reflejan una probable subestimación de las poblaciones, al menos de alimoche (ver HIDALGO, 2002), por lo que hubo que esperar hasta 1989 para un nuevo censo de buitre leonado (ARROYO *et al*., 1990) y hasta 1992 para un primer censo parcial de alimoche (LANIUS, informe inédito). En Gipuzkoa, en 1987 se presentó una primera aproximación a la distribución y cuantificación de las poblaciones de las tres especies de buitres (VÁZQUEZ, 1987) y a partir de entonces se desarrolló un trabajo sistemático de seguimiento (DEL MORAL & MARTÍ, 2001; AIERBE *et al*., 2001 y 2002; DEL MORAL, 2002; ÁLVAREZ *et al*., 2003). En Álava, a parte de la información publicada en los censos nacionales de buitre leonado y alimoche, los únicos datos publicados aparecen en SECO & VADILLO (1990) y RODRÍGUEZ & ARAMBARRI (1996) para el buitre leonado, además de una serie de trabajos inéditos para ambas especies que sirvieron de base para los posteriores estudios.

Como era costumbre en ambientes rurales, las reses que morían en el campo eran dejadas en el lugar para que los restos fuesen eliminados por los carroñeros e, incluso, había lugares en los que se acumulaban restos procedentes de animales que morían en las cuadras o en su entorno. La persecución que durante el siglo XX sufrieron los buitres hasta su protección en 1966 (DONÁZAR, 1993) y la tendencia en años posteriores a continuar con "el control de alimañas" en ciertas regiones, motivaron que se plantease la alimentación suplementaria como una herramienta útil para la recuperación de las poblaciones. En 1986 se inauguró el primer y único muladar gestionado por la Diputación Foral de Bizkaia, en el municipio de Karrantza (extremo occidental de Bizkaia), en Álava funcionaba un pequeño

muladar en Martioda (zona central) hasta 2005, cuando se clausuró, y posteriormente, en verano de 2006 se abrió un pequeño muladar en los Montes de Iturrieta, mientras que en Gipuzkoa no ha existido ningún muladar controlado. En los años noventa la situación dio un vuelco debido a la aparición de las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles (EET), más en concreto la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB), y las restricciones derivadas de la obligación de retirar del campo los cadáveres declarados MER, Materiales Específicos de Riesgo (ver Real Decreto 2224/1993 sobre normas sanitarias de eliminación y transformación de animales muertos y desperdicios de origen animal y la Ley 10/1998 de residuos). No obstante, el suministro de alimento a los muladares continuó de forma ininterrumpida, adaptándose a las normativas, y en el campo seguían apareciendo reses muertas. Sin embargo, a partir de los Reales Decretos (1911/2000, 3454/2000 y 4/2001), los cadáveres de bovino, ovino y caprino, y desde el 1 de marzo de 2001 también los de equino, porcino y avícola, comenzaron a ser considerados Materiales Específicos de Riesgo (MER) y, según dichas disposiciones legislativas, debían ser eliminados mediante incineración o inhumación y nunca abandonados en el monte o muladares más o menos controlados y legales. Estas bruscas reducciones en la disponibilidad de alimento pueden llegar a condicionar el éxito reproductor, en un primer momento, y a la larga la demografía y el tamaño de las poblaciones (PARRA & TELLERÍA, 2004). Mientras tanto, las carencias condicionan el comportamiento de búsqueda de alimento de los buitres, incrementándose a partir del año 2006 los registros de denuncias de ataques de los buitres leonados a ganado vivo (datos recogidos en informes inéditos, véase también MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009), algo que hasta entonces había sido anecdótico.

El presente trabajo actualiza los censos poblacionales de buitre leonado, alimoche y quebrantahuesos y profundiza en las tendencias poblacionales, la variación de los parámetros reproductores y la mortalidad de estas especies en el País Vasco. Los resultados obtenidos se interpretan en el marco de los escenarios condicionados por la regresión de la ganadería extensiva y el retroceso del mundo rural, el problema de la recogida de las reses muertas y el cierre de los muladares.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio cubre la totalidad de la superficie del País Vasco (entre 42º y 43º N y 3º y 1º W). Las provincias de Bizkaia (2384 km^2) y Gipuzkoa (1997 km^2), al norte, tienen un marcado carácter Eurosiberiano. El territorio es montañoso y densamente poblado, con extensas zonas urbanas e industriales, principalmente en el fondo de los valles y en las laderas más suaves. Las plantaciones forestales (*Pinus radiata* y *Eucaliptus spp*) dominan el paisaje, relegando poco a poco las zonas de prados de pastoreo extensivo, generadas por las actividades agropecuarias tradicionales, y las manchas de bosque caducifolio autóctono. Álava (3300 km^2), sin embargo, se enmarca en la región Mediterránea, con amplias llanuras cerealistas surcadas por laderas cubiertas de bosques de quercíneas. Cada provincia o territorio mantiene un uso ganadero diferente, dominando el ovino en Gipuzkoa, el vacuno en Bizkaia y una mezcla de ambos en los montes de Álava.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

Debido a los condicionantes impuestos por las divisiones administrativas, el seguimiento de las poblaciones de carroñeras se ha realizado con diferente esfuerzo de monitoreo, por lo que a continuación se detallan por provincias las metodologías utilizadas.

3.1. Bizkaia

Los primeros censos de nidos de buitre leonado y alimoche se llevaron a cabo en el periodo reproductor del año 2000. La búsqueda activa de nidos y territorios de nidificación en todo el área de estudio se llevó a cabo dentro de un programa de monitorización de rapaces rupícolas (ZUBEROGOITIA *et al.*, 2006). Durante la época reproductora, se revisaron más de 80 lugares/año con posibilidades para la cría de rapaces rupícolas, lo que implica visitas a casi todos los acantilados y paredes, además de la supervisión de todas las canteras, abandonadas y en activo (ver CASTILLO *et al.*, 2008). Los nidos de buitre leonado monitorizados fueron aquellos localizados en colonias de nueva formación o nidos aislados en zonas alejados de las colonias principales. En los años 2005 y 2006, además de los territorios de nueva formación seguidos hasta entonces y de aquellos que aparecieron nuevos, se realizó un seguimiento a la colonia del Mugarra (la primera colonia de Bizkaia y la más densa). En 2006 se revisó, además, el número de nidos de toda Bizkaia. Finalmente, en el año 2008 se realizó un seguimiento intensivo de todos los nidos de Bizkaia. El seguimiento intensivo del éxito reproductor implicaba un mínimo de cuatro visitas a cada colonia o lugar de cría: 1) en

marzo, para determinar cuantas parejas estaban incubando, 2) en abril, con pollos pequeños, 3) en mayo-junio, para valorar el crecimiento de los pollos y descender a algunos de los nidos para tomar medidas biométricas, anillar los pollos y recoger variables del nido, 4) en julio, para confirmar la supervivencia de los pollos.

El seguimiento del éxito reproductor del alimoche en Bizkaia se ha realizado entre 2000 y 2008. En el año 2000, de los 19 territorios localizados, seleccionamos 15 para realizar el seguimiento (véase ZUBEROGOITIA *et al*., 2008). En años sucesivos algunos de estos territorios desaparecieron, mientras que aparecieron otros nuevos, con lo que el número de parejas controladas fue prácticamente el mismo en los nueve años (2000-2008). Cada año, entre febrero y marzo, cuando los alimoches regresaban de África, se realizaba el seguimiento de los territorios para localizar el emplazamiento de los nidos mientras las aves suministraban material y realizaban las paradas nupciales. Si bien algunas parejas repitieron el mismo nido todos los años, otras llegaron a utilizar hasta cinco emplazamientos diferentes, con una media de 2 nidos (Desv. Est. = 1,15) por territorio (ZUBEROGOITIA *et al*., 2008). Una vez localizados los nidos, se continuaba con las visitas, la primera entre primeros y mediados de abril para confirmar la puesta de los huevos; la segunda, en mayo-junio, para confirmar el nacimiento de los pollos; la tercera entre la última semana de junio y la primera de julio, para acceder al nido, tomar medidas biométricas de los pollos, anillarlos y registrar las variables ambientales de los nidos; y la última visita en agosto para determinar la tasa de vuelo. Por lo tanto, cada nido exitoso era controlado un mínimo de cinco veces.

Las observaciones de los nidos, tanto de buitre leonado, como de alimoche, fueron llevadas a cabo entre las 9:00 y las 21:00 h, desde puntos alejados, en función de las posibilidades topográficas del entorno, de forma que no se provocase un comportamiento de alerta de los individuos (véase ZUBEROGOITIA *et al*., 2008). Las visitas fueron realizadas por equipos de una a tres personas, normalmente dos, bajo condiciones meteorológicas favorables, utilizando binoculares y telescopios. Cada visita era, por término medio, de cuatro horas de duración.

3.2. Gipuzkoa

El seguimiento de las poblaciones se realizó revisando todas las zonas susceptibles de albergar las tres especies de buitres, adaptando la metodología a las características y comportamiento de cada una. El método de trabajo consistió en la realización de una serie de visitas a las zonas seleccionadas en los momentos idóneos para detectar la presencia de aves reproductoras en las colonias y territorios ocupados, a fin de determinar los parámetros reproductores. Las visitas se espaciaron a lo largo de toda la temporada de cría (enero-agosto para el buitre leonado y marzo-septiembre para el alimoche) hasta confirmar el vuelo de los pollos. La totalidad de los seguimientos fueron realizados a distancia, empleando telescopios 20-60x, para minimizar al máximo las molestias a las aves.

3.3. Álava

Se revisaron todos los roquedos con reproducción conocida de buitres en las últimas décadas en Álava, incluyendo Treviño (Burgos) y Orduña (Bizkaia) y se verificó la utilización o no, de paredes con reproducción esporádica o antigua, y de todos aquellos roquedos que actualmente sirven de dormideros y posaderos para esta especie. Para la definición de colonia se siguieron los mismos criterios que DEL MORAL & MARTÍ (2001): una colonia es una zona donde se ubican dos o más nidos, y que se encuentra a una distancia mínima de 1000 m respecto a la más próxima, mientras que se consideraron como parejas aisladas aquellas que se reproducen en solitario y alejadas de las colonias más de la distancia citada. Además, a cada una de las distintas colonias se adjudicó las siguientes categorías: Categoría I: de 2 a 10 parejas, Categoría II: de 11 a 30 parejas y Categoría III: de 31 a 90 parejas. Las colonias de buitres se agruparon en base a su distribución en distintas "Poblaciones Locales" alavesas, que se encuentran alejadas entre sí a una distancia superior a 5 km. Así, se definieron nueve *Poblaciones Locales*, denominándose cada una con el nombre de una sierra determinada o del enclave administrativo municipal o comarcal.

En 2007, el monitoreo de las colonias fue intensivo, desde enero hasta septiembre (meses que abarcan el ciclo reproductor de los buitres). Se diferenciaron dos periodos: por un lado, de enero a abril se realizaron visitas mensuales a cada colonia o roquedo utilizado, con el fin de detectar el número de parejas reproductoras y el total de las parejas controladas en cada buitrera. Por otro lado, de mayo a septiembre, el seguimiento fue cada 45 días, y se trató de determinar la evolución de los pollos de cada pareja reproductora.

Para el caso del alimoche no se ha desarrollado una metodología de seguimiento, por lo que los resultados expuestos proceden de trabajos específicos publicados.

Los parámetros reproductores, se calcularon dividiendo el número de pollos volados entre las parejas reproductoras (éxito reproductor) y el número de pollos volados entre el total de parejas controladas (productividad) (CHEYLAN, 1981).

4. RESULTADOS

4.1. Bizkaia

4.1.1. Buitre leonado

Tamaño y tendencia de las poblaciones

El buitre leonado desapareció como especie reproductora de Bizkaia hasta bien entrados los años ochenta. En el censo de 1989 se localizó una buitrera, Mugarra, con seis parejas (ARROYO *et al.*, 1990). Posteriormente, en 1994 se localizaron tres colonias con 23 parejas y en el censo de 1999 se localizaron cinco colonias con 42 parejas reproductoras, todas ellas se centraban en torno a los macizos kársticos del Parque Natural de Urkiola (DEL MORAL & MARTI, 2001). Posteriormente se produjo un incremento paulatino de parejas (Figura 1), tanto en las colonias anteriores como en otras de nueva formación, algunas próximas a las ya establecidas, extendiéndose por la mayoría de las paredes del Parque Natural de Urkiola y por las paredes vizcaínas de Sierra Salvada, mientras que otras aparecían en puntos nuevos, como los situados en el entorno de Truzios o Dima (Figura 2). En el último censo, llevado a cabo en el año 2008, se localizaron un total de 13 colonias y 101 parejas que comenzaron la reproducción.

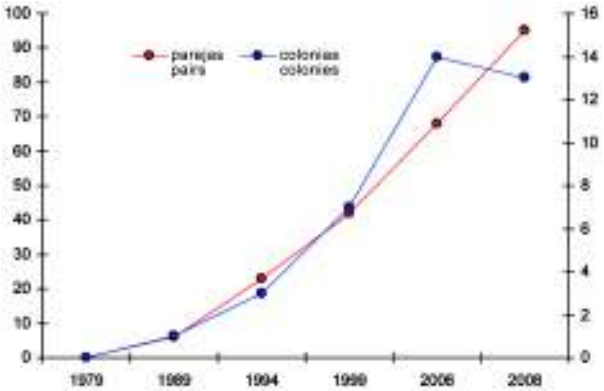


Figura 1. Evolución de la población de buitres leonados en Bizkaia en las tres últimas décadas.

Figure 1. *Evolution of the population of Eurasian griffon vultures in Bizkaia over the last three decades.*

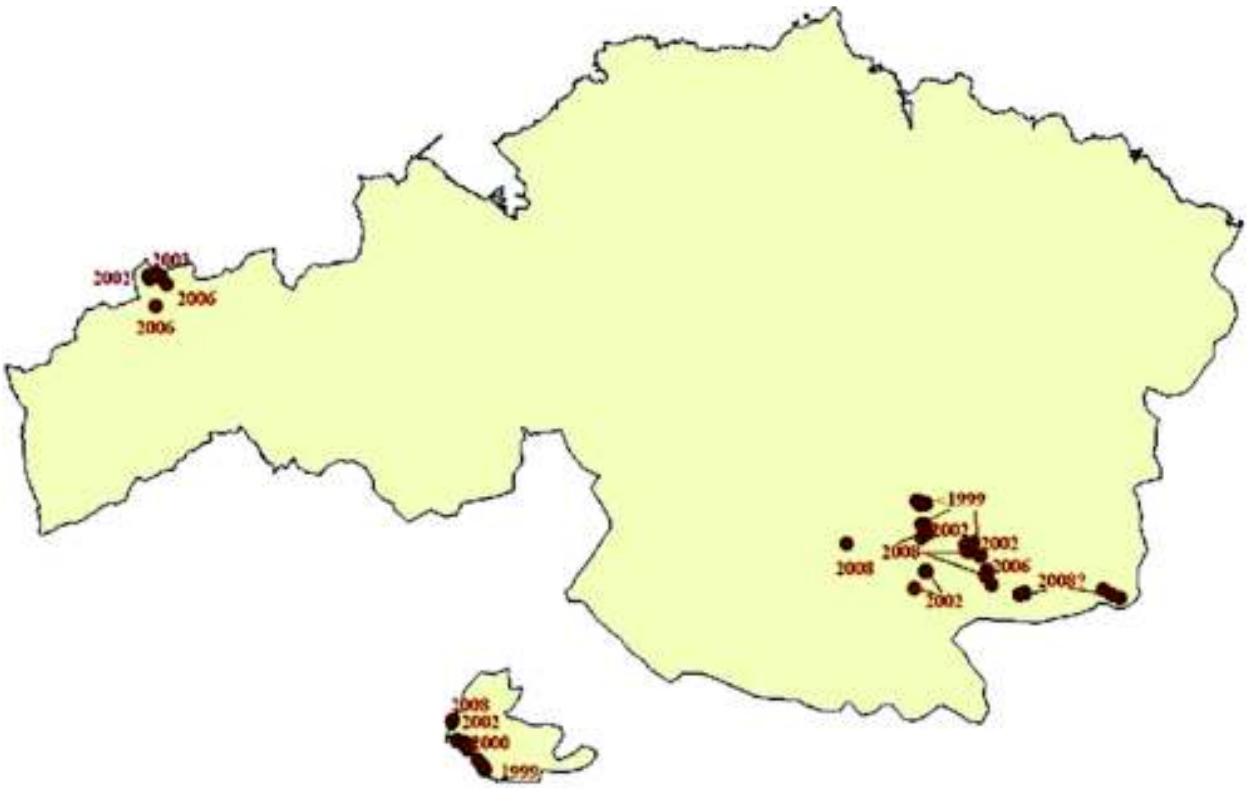


Figura 2. Cronología de ocupación de las colonias de buitre leonado en Bizkaia.
Figure 2. *Chronology of the occupation of Eurasian griffon vulture colonies in Bizkaia.*

Éxito reproductor

El éxito reproductor medio entre 2002 y 2008 fue de 0,51 ± 0,24 (D.E.) pollos por pareja que iniciaron la reproducción (rango 0,08-0.89, Figura 3), En el año 2003 se detectó la muerte de 11 de los 12 pollos nacidos y en el año 2007 murieron 17 de los 28 pollos nacidos. La mayor parte de las muertes de pollos tuvieron lugar en las fases intermedias de crecimiento de los mismos. Los fracasos son escasos durante la incubación y cuando los pollos son pequeños, mientras que la probabilidad de fracaso aumenta conforme avanza la reproducción, siendo mayo y junio los meses más críticos, dándose incluso alguna baja de pollos totalmente emplumados en julio (Figura 4).

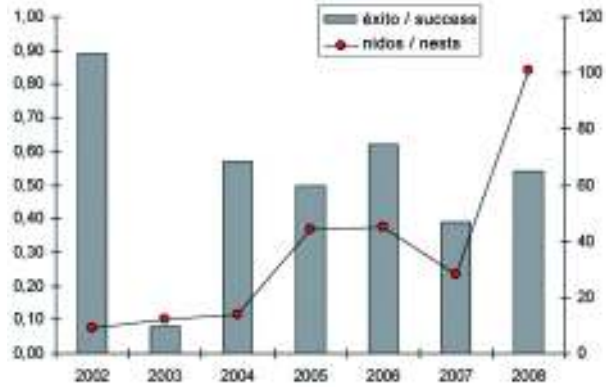


Figura 3. Éxito reproductor (pollos volados/parejas que inician la reproducción) y número de nidos controlados de buitre leonado en Bizkaia entre 2002 y 2008.

Figure 3. *Breeding success (chicks fledged/pairs that began breeding) and the number of Eurasian griffon vulture nests studied in Bizkiaia between 2002 and 2008.*

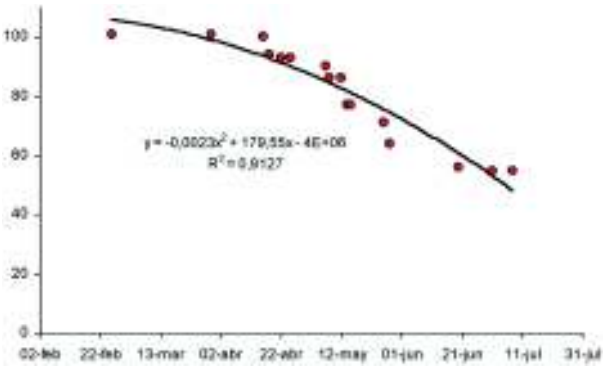


Figura 4. Dinámica de supervivencia de los pollos de buitre leonado a lo largo del ciclo reproductor de 2008 y ajuste a una curva polinomial.

Figure 4. *Evolution of the survival rate of Eurasian griffon vulture chicks in the 2008 breeding cycle. Results were displayed on a polynomial curve.*

Mortalidad

Las principales causas de muerte de buitres leonados en Bizkaia parecen estar relacionadas con el hambre, la persecución directa y las colisiones con tendidos eléctricos (datos obtenidos de los informes anuales del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia, CRFSB). Todos los años, entre agosto y octubre ingresan en el CRFS pollos débiles que han volado recientemente y no han conseguido suficiente alimento para sobrevivir (Figura 5). La tasa de muerte de buitres jóvenes por desnutrición no sigue una pauta homogénea a lo largo del tiempo. El número de bajas fue mayor en los años en los que se produjeron más pollos (2002 y 2006), aunque en el año 2006 se dio un espectacular incremento de bajas a la par que se cerraba el muladar de Karrantza.

Respecto a la muerte de ejemplares "no-pollos", en la Figura 5 se observa la dinámica seguida en la última década, destacando dos picos, el de 2006 y 2008. El primero coincidió con el cierre del muladar, descendiendo después el ingreso de buitres, mientras que volvió a incrementarse en el 2008.

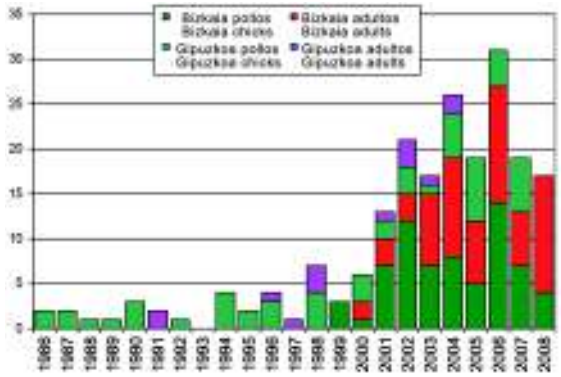


Figura 5. Buitres leonados ingresados en los Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia y Gipuzkoa. Se separan los buitres en dos grupos de edad, pollos y adultos, aunque en el segundo caso se agrupa a todos aquellos ejemplares que no son pollos. Nota: el año 2008 sólo está contabilizado hasta mediados de septiembre en Bizkaia.

Figure 5. *Eurasian griffon vultures taken to the Bizkaia and Gipuzkoa Wildlife Recovery Centres. The vultures were divided into two age groups, chicks and adults, although in the second case all individuals that were not chicks were classed together. Note: in 2008 data are only available up to mid September for Bizkaia.*

4.1.2. Alimoche común

Tamaño y tendencia de las poblaciones

El Atlas de vertebrados continentales del País Vasco (ÁLVAREZ *et al.*, 1985) cita al menos 20 posibles parejas reproductoras para toda la Comunidad del País Vasco a comienzos de los años 80. No obstante, en un censo posterior llevado a cabo en 1992, se citan 42 parejas en el País Vasco, de las que 12 pertenecían a Bizkaia (ver en FERNÁNDEZ DE MENDIOLA & BEA, 1998). En el año 2000 se localizaron en la provincia 19 territorios ocupados (ver DEL MORAL & MARTI, 2002). Dos de los territorios no fueron confirmados posteriormente y otros dos territorios más fueron localizados con posterioridad en el año 2001.

A partir del año 2000 se ha realizado un seguimiento intensivo de la población. Se detec-

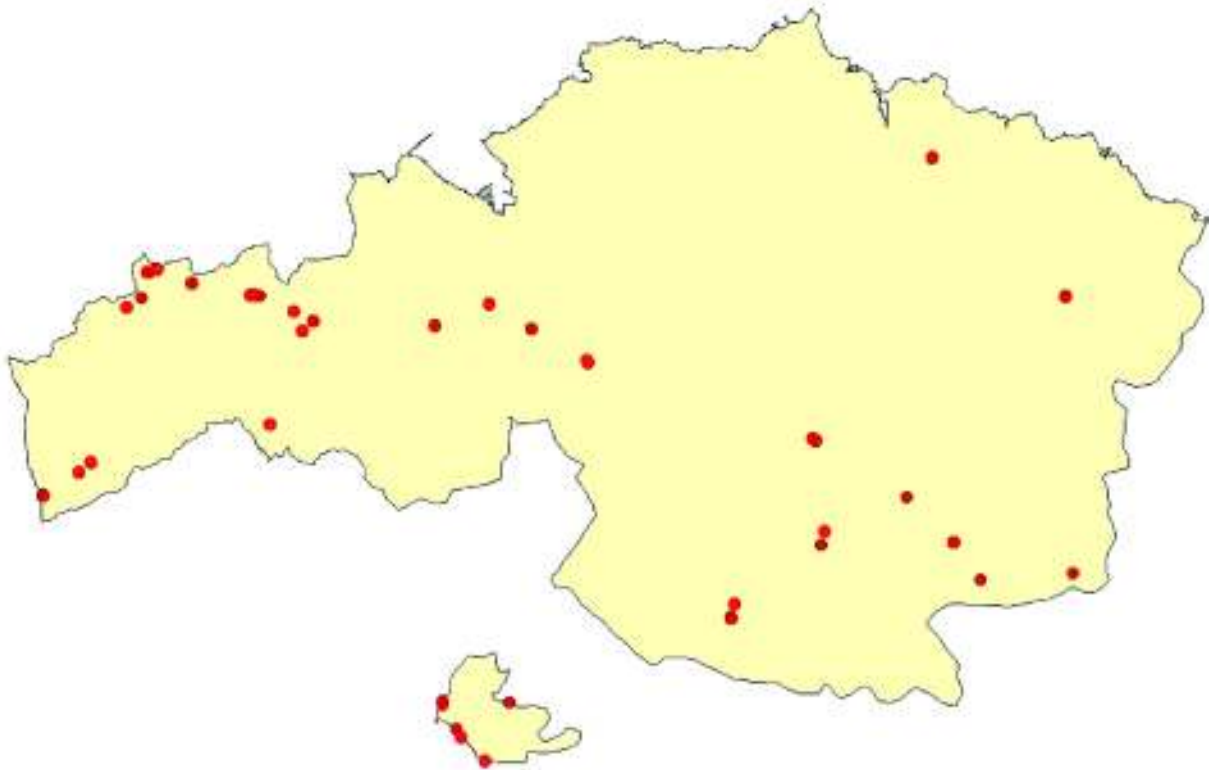


Figura 6. Distribución de los nidos de alimoche detectados en los últimos nueve años en Bizkaia. Algunos territorios tienen varios nidos.
Figure 6. *Distribution of Egyptian vulture nests found in the last nine years in Bizkaia. Some territories contain several nests.*

tó la desaparición de un territorio en 2004 debido a una obra que se llevó a cabo en la pared del nido y la progresiva pérdida de nidadas de dos territorios afectados por nuevas pistas forestales, hasta que una dejó de reproducirse en el año 2003 y otra en el 2006. Por el contrario, en el año 2002 apareció una nueva pareja que crió con éxito por primera vez en el 2006, en 2005-2006 se instaló otra nueva pareja en un acantilado marino desapareciendo después sin llegar a reproducirse y en el año 2008 aparecieron dos parejas más, una de las cuales llegó a criar con éxito (Figura 6). En definitiva, los territorios ocupados en Bizkaia en 2008 fueron 19, manteniéndose el mismo número de territorios que en el censo nacional de 2000.

Éxito reproductor

Salvo tres excepciones de parejas de nueva formación y las parejas sometidas a cambios en el entorno del área de nidificación, todas las parejas que se controlaron en los nueve años de seguimiento intensivo, iniciaron la puesta (*n* = 118 puestas controladas). El éxito reproductor (pollos volantones/pareja con puesta) varió entre 0,37 (2008) y 1 (2007) (Figura 7).

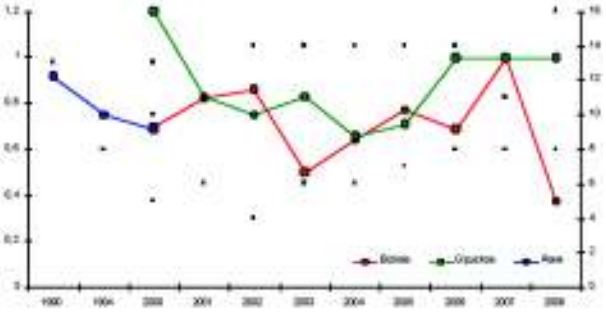


Figura 7. Éxito reproductor (pollos volados/parejas que inician la reproducción; círculos) y número de parejas monitorizadas (cuadrados) de alimoche que inician la reproducción en Bizkaia (rojo), Gipuzkoa (verde) y Álava (azul).
Figure 7. *Breeding success (chicks fledged/pairs that began breeding; circles) and the number of pairs monitored (squares) in Egyptian vultures that began breeding in Bizkaia (red), Gipuzkoa (green) and Álava (blue).*

Las molestias en el entorno de nidificación causaron un incremento en el número de pollos muertos (véase ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008), lo que condiciona el éxito reproductor total. La cantidad de lluvia caída en los meses de mayo y junio no se correlacionó con el éxito reproductor (r_s = -0,267, P = 0,488). Sin embargo, en las primaveras muy lluviosas, como la de 2003 y especialmente la de 2008, con casi 250 l/m^2, el éxito reproductor fue mucho menor que en el resto. De hecho, el éxito reproductor y las precipitaciones de mayo y junio se ajustan a una curva logística (r^2 = 0,567, P = 0,019, Figura 8), en donde se aprecia que el efecto de las lluvias

sobre la reproducción de los alimoches resulta notable una vez superado una cantidad de precipitación cercana a 150 l/m^2.

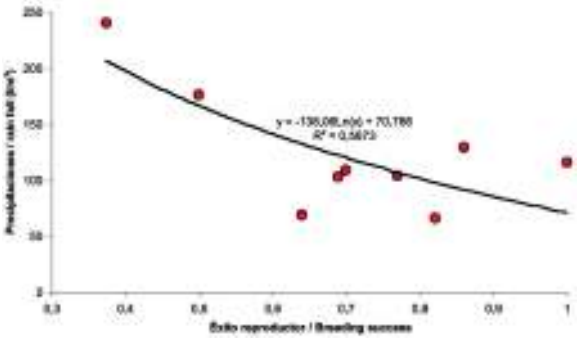


Figura 8. Ajuste a una curva logística de la relación entre el éxito reproductor del alimoche en Bizkaia (periodo 2000-2008) y la cantidad de precipitaciones caídas en mayo y junio.

Figure 8. *Relation between the breeding success of the Egyptian vulture in Bizkaia (period 2000-2008) and the amount of rainfall in May and June. Results were displayed on a logistic curve.*

Mortalidad

En los nueve años de seguimiento, tan sólo se ha detectado un caso de envenenamiento de un ejemplar que ingresó en el CRFSB y fue liberado al cabo de tres días, comprobándose, gracias a sucesivos controles ese año y los siguientes, la integración del ave en la naturaleza.

4.2. Gipuzkoa

4.2.1. Buitre leonado

Distribución y estatus poblacional

El buitre leonado estaba ausente como reproductor en Gipuzkoa en el primer censo nacional de 1979. Los primeros datos de reproducción se remontan al año 1989, en el que se detectaron tres colonias y 12 parejas (Tabla 1). En el censo de 1999 se censaron 53 parejas y seis colonias. En el año 2002 se detectó un total de 108 parejas reproductoras distribuidas en siete colonias y una pareja aislada. Finalmente el último censo realizado en 2008 ha ofrecido la cantidad de 178 parejas reproductoras distribuídas en 12 colonias y seis parejas aisladas, repartidas en cinco Sierras (Figura 9).

Parámetros reproductores

Los resultados de la reproducción en los tres años de estudio (1999, 2002 y 2008) muestran valo-

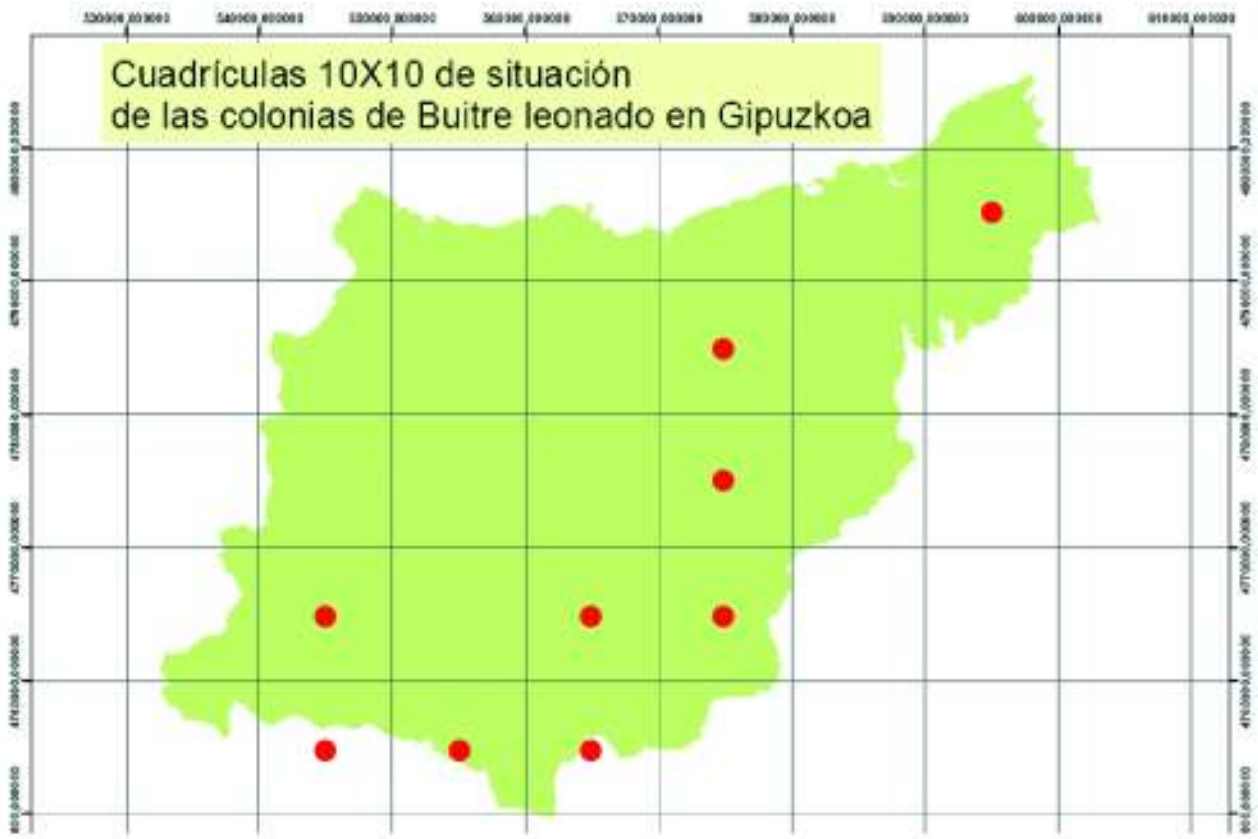


Figura 9. Distribución actual (2008) del buitre leonado en Gipuzkoa

Figure 9. *Current (2008) distribution of the Eurasian griffon vulture in Gipuzkoa.*

	1989		1999				2002				2008			
Sierra	**Par**	**Col**	**Par**	**Col**	**Ex**	**Pro**	**Par**	**Col**	**Ex**	**Pro**	**Par**	**Col**	**Ex**	**Pro**
Aizkorri	3	1	25	3	0,55	0,47	49	3	0,6	0,59	75	4	0,64	0,61
Aralar	6	1	22	2	0,76	0,63	46	3	0,8	0,78	47	4	0,57	0,57
Ernio	-	-	-	-			-	-			25	1	0,45	0,43
Aiako Harria	3	1	6	1	0,6	0,5	13	1	0,5	0,46	28	2	0,58	0,5
Uli	-	-	-	-			-	-			3	1	0,33	0,33
Total	**12**	**3**	**53**	**6**			**108**	**7**			**178**	**12**		

Tabla 1. Evolución de la población reproductora (Par = parejas, Col = colonias) y parámetros reproductores (Ex = éxito reproductor, Pro = productividad) del buitre leonado en las diferentes sierras en las que se distribuye en Gipuzkoa.

res que oscilan para el éxito reproductor entre 0,59 y 0,67 pollos/pareja con puesta y una productividad entre 0,56 y 0,65 pollos/pareja controlada (Tabla 1). Por otro lado, es interesante destacar el hecho de que, a pesar de que el incremento de parejas reproductoras ha sido del 312% entre 1999 y 2008, la productividad apenas ha variado, descendiendo ligeramente de 0,65 a 0,56 pollos/pareja controlada. En algunas colonias se han detectado muy bajas productividades, como es el caso de la colonia de Ernio con 0,43 pollos/pareja controlada en 2008, lo que podría estar asociado a que se trata de una colonia de reciente formación (AIERBE *et al.*, 2002). Lo mismo puede ocurrir en el caso de tres parejas nuevas parejas instaladas en la sierra de Uli.

Mortalidad

Entre 1986 y 2007 se han registrado un total de 65 entradas de buitre leonado en el Centro de Recuperación de Fauna Salvaje de Gipuzkoa, de los que el 80% eran individuos jóvenes, recientemente volados del nido. La tendencia al alza observada en el número de ingresos registrados en este periodo (Figura 5) se podría atribuir, por un lado, al aumento de la población reproductora de buitre leonado en Gipuzkoa y, por otro, a la intensificación en el trabajo de campo del Guarderío de la Diputación. Señalar que en octubre del 2002 aparecieron envenenadas por Aldicarb una treintena de buitres leonados en la sierra de Aralar tanto en la vertiente guipuzcoana como en la navarra.

4.2.2. Alimoche común

Distribución y estatus poblacional

En 1987 se contabilizaron tres parejas con nidificación segura en territorio guipuzcoano. En 1992 se contabilizaron un total de cuatro parejas con nidificación segura y una con nidificación probable. Desde el año 2000, en el que AIERBE *et al.*, (2002) censaron cinco parejas reproductoras, la población reproductora fue incrementándose hasta alcanzar un máximo de nueve parejas en 2006 que se han mantenido hasta 2008. Es de destacar la gran fidelidad al territorio que ha mostrado la especie, manteniendo ocupados los mismos territorios desde su localización. Si bien a lo largo de los últimos años hemos detectado cuatro cambios de emplazamiento de nidos, éstos no han resultado en un cambio de territorio, ya que los desplazamientos han sido de escasos metros.

La distribución del alimoche común en Gipuzkoa (Figura 10), muestra una zona amplia con ausencia de la especie en el sector noreste, a pesar de que existen zonas potencialmente apropiadas para la especie, como Leizaran, Urumea o Aiako Harria, los esfuerzos realizados no resultaron en la deteccion de territorios ocupados. En cualquier caso es importante destacar que en Aiako Harria cría una pareja, pero con el nido ubicado en territorio navarro. Otras zonas muestreadas mediante censos simultáneos y con resultado negativo han sido Leizaran, Izarraitz y el macizo de Murumendi. Entre las zonas ocupadas destacan, con tres territorios la sierra de Aizkorri y con dos la de Aralar; sierras todavía con actividad pastoril en extensivo y manejo tradicional, que cuentan con abundantes roquedos apropiados para la reproducción de la especie. La densidad global de alimoche para Gipuzkoa sería de 0,45 parejas/100 km^2.

Parámetros reproductores

Los parámetros reproductores han presentado fuertes variaciones a lo largo del periodo 2000-2008 si bien no es aparente ninguna tendencia a largo plazo (Figura 7 y Tabla 2). En conjunto, el éxito reproductor (parejas con pollos volantones/pareja con puesta) varió entre 0,66 y 1,2 mientras que la tasa de vuelo (pollos volantones/parejas con éxito) varió entre 1 y 1,33.

Mortalidad

Tres alimoches han sido ingresados en el centro de recuperación de Arranoetxea entre los años 1986-2008. Uno de ellos fue un pollo con síntomas

Figura 10. Distribución actual (2008) del alimoche común en Gipuzkoa.
Figure 10. *Current (2008) distribution of the Egyptian vulture in Gipuzkoa.*

	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000
Parejas localizadas	9	9	9	8	8	8	6	6	5
Parejas controladas	9	9	9	8	7	6	4	6	5
Parejas que inician la reproducción	8	8	8	7	6	6	4	6	5
Parejas con éxito reproductor	6	7	7	5	4	5	3	4	5
Éxito reproductor	1	1	1	0,71	0,66	0,83	0,75	0,83	1,2
Nº pollos nacidos	8	8	9	-	-	-	-	-	-
Nº pollos volados	8	8	8	5	4	5	3	5	6
Supervivencia (%)	100	100	88,9	-	-	-	-	-	-
Tasa de Vuelo	1,33	1,14	1,14	1	1	1	1	1,25	1,2
Productividad	0,89	0,89	0,89	0,62	0,57	0,83	0,75	0,83	1,2

Tabla 2. Parámetros reproductores del alimoche común en Gipuzkoa. Periodo 2000-2008.

de inanición que posteriormente murió. Un adulto ingresado por causa desconocida fue recuperado y liberado y por último se registró una hembra adulta envenenada muerta.

4.2.3. Quebrantahuesos

La primera referencia sobre la especie en Gipuzkoa se remonta a finales del siglo XIX, cuando CHAPMAN & BUCK (1893) lo consideraron como reproductor (HIRALDO *et al.*, 1979). En 1919 Julian Aldaz en su *Catalogo de Aves de Gipuzkoa y Bizkaia* consideraba a la especie como "*...dañina y bastante común...*". En 1967 Alfredo Noval cita una observación de dos inmaduros realizada por Jesús Elosegi en el valle de Araitz. Posteriormente, VÁZQUEZ (1987) afirmó que el quebrantahuesos no se reproducía en Gipuzkoa pero indicaba la posibilidad de observarlo ocasionalmente en alguna sierra colindante con Navarra, citando así la presencia de un ejemplar adulto en la Sierra de Aralar durante cuatro años (desde 1977 a 1980), siendo la última observación en Aralar la de un ejemplar joven el 19 de Junio de 1981. En el mismo trabajo citaba también la observación de un ejemplar en una sierra del E de la provincia el 17 de Mayo de 1984. No es hasta el año 1991 cuando se vuelve a tener constancia de la presencia de la especie en la provincia, observándose de nuevo un ejemplar en el año 1993 (M. OLANO, obs. pers). A partir del año 1993 es cuando se intensifica el esfuerzo en el trabajo de campo con el objetivo de concretar el estado de la especie en la provincia. Así, las observaciones en esta sierra se han sido sucediendo de manera habitual desde aquel año hasta la actualidad (2008).

Si bien, las citas previas reportan todo tipo de clases de edad, a partir del año 1998 casi todas

las citas fueron de ejemplares adultos o adultos imperfectos (5-6 años). Por lo general se trataba de individuos solitarios aquerenciados temporalmente en las sierras limítrofes con Navarra. En más de una ocasión se observaron conductas territoriales tales como agresiones a otras especies o transporte de material. Cabe destacar la presencia en el año 1997 de una pareja de subadultos aquerenciados en la zona durante unos meses. Lo mismo ocurrió en el año 2000 con una pareja de adultos imperfectos que no llegaron a asentarse definitivamente.

4.1. Álava

4.3.1. Buitre leonado

Tamaño y tendencia de las poblaciones

Los buitres ocupan los roquedos alaveses desde al menos hace 50 años. Desde la década de los 70 la población de buitres alaveses aumentó aproximadamente un 5% anual hasta 1985. Si comparamos el primer censo con el realizado en 1990 (RODRÍGUEZ & ARAMBARRI, 1995) este aumento fue superior al 15% anual, siendo el periodo de mayor crecimiento poblacional de las últimas décadas, aunque la distinta metodología y parcialidad de los primeros censos dificultan las comparaciones. A partir de los años 90 los censos de buitres se realizaron de una manera más completa, aumentando las visitas a las buitreras y comprobando el resto de roquedos alaveses para confirmar su presencia. En los estudios realizados en Valderejo desde 1989 hasta 1995 el incremento medio de la población reproductora rondaba un 10% anual (Figura 11). Las parejas de buitres de Valdegobia han aumentado constantemente en los últimos 33 años, registrando un aumento superior

Figura 11. Evolución del número de parejas reproductoras de buitre leonado en Álava y en la población de Valdegovía.

Figure 11. *Evolution of the number of breeding pairs of Eurasian griffon vulture in Álava in the Valdegovía population.*

al 10% anual hasta el año 1995, y reduciéndose al 3% anual a partir de esta fecha. En el período transcurrido desde el año 1990 hasta 2007, el aumento de la población de buitres en Álava ha sido de un 13,24% de media anual. Hasta 1995, en cinco años el aumento medio fue de 12% anual y a partir de este censo disminuye este aumento a 8,6% en los últimos 12 años. El número de parejas detectadas en 2001 fue de 354, En el año 2007 se controlaron 543 parejas reproductoras de buitre leonado en Álava (incluido Orduña, que se encuentra duplicado por haberse contabilizado ya en Bizkaia y zonas de Burgos). Estas cifras indican un aumento del 8,9% anual durante los últimos años.

Las colonias de buitre leonado ocupan 21 cuadrículas UTM de 100 km^2 de las 55 presentes en Álava. En Álava confluyen tres grandes macropoblaciones de buitre leonado de la Península Ibérica: la de la Cordillera Cantábrica, la de Pirineos y la conexión con el Sistema Ibérico. La población perteneciente a la Cordillera Cantábrica es la más importante en Álava, es conocida desde siempre y alberga a las poblaciones locales de Sierra de Salvada, Valdegobia y las hoces de Sobrón, donde se asientan el 70% de los buitres en Álava y destaca el P.N. de Valderejo con 156 parejas. La Sierra de Salvada, con 120 parejas (22,09%), cuenta además con posibilidades para albergar más parejas y constituye un corredor entre el norte de Burgos y los Montes Vascos que forman la divisoria de aguas: Gorbea, Anboto, Aizkorri y Aralar. Los nidos se agrupan en siete colonias, pero se distribuyen prácticamente por los casi 40 km que ocupa la Sierra. La Sierra de Cantabria fue colonizada pocos años antes de 1999 y se está consolidando y aumentando de una manera importante. Esta colonización ha significado la conexión entre las poblaciones alavesas situadas en la zona oriental y occidental. En la Llanada Oriental se asientan 21 parejas, todas comenzaron a reproducirse en esta zona a partir de 2001.

Respecto a la tipología de las colonias, las parejas de buitres leonados se distribuyen en 38 colonias constituidas por un número de parejas que puede oscilar entre 2 y 80. Por el contrario, los nidos aislados solamente los encontramos en tres roquedos (Tabla 3). El número de colonias en Álava se ha duplicado respecto a las localizadas en 1995 donde los buitres se distribuían en 15 colonias y siete parejas aisladas. Por el contrario los nidos aislados se han reducido notablemente. Las parejas aisladas son la avanzadilla de la población de buitres en su nueva distribución. Estos nidos solitarios

Colonias	Colonias		Parejas	
	n	%	*n*	%
Cat. I (2-10 pp)	26	68,4	138	25,4
Cat. II (11-30 pp)	7	18,4	118	21,7
Cat.III (31-90 pp)	5	13,2	284	52,3
Nidos aislados			3	
Total	38		543	

Tabla 3. Tipos de Colonias de buitre leonado en Álava agrupadas en Categorías en base al número de parejas reproductoras en el año 2007.

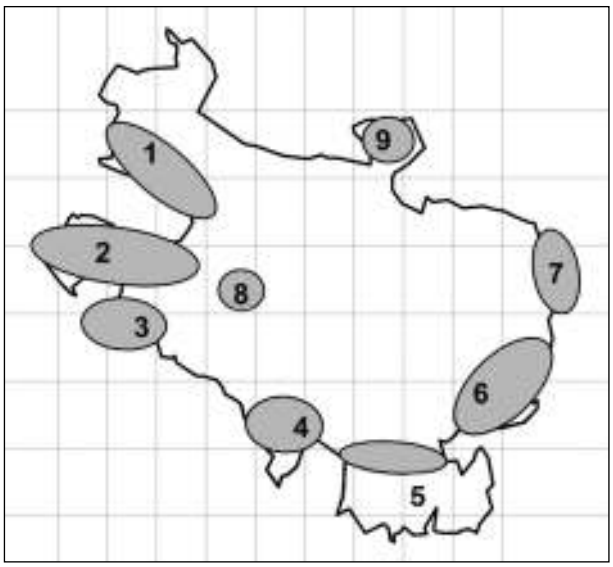


Figura 12. Distribución de las poblaciones locales de buitre leonado en Álava.
Figure 12. *Distribution of the local populations of Eurasian griffon vulture in Álava.*

con el tiempo pasan a ser colonias, que a lo largo de los años cambian de categoría a una superior. Caso especial son las buitreras de la Cueva del Moro en Arboro, Soila en la zona de Antoñana, Sierra de Bóveda y la de las Peñas Rojas en Sobrón, que su tendencia ha sido al contrario reduciéndose el número de parejas e incluso abandonando las buitreras. En 1995 había nueve colonias con menos de 10 parejas, constituyendo el 60% del tipo de colonias y algo más del 16% de la cantidad de parejas totales. En esta categoría se han triplicado las colonias en los últimos años aunque el porcentaje respecto al total se mantiene. El mismo porcentaje de colonias de este tipo se detectó en el año 1990, contando con un 25% de las parejas. Sólo dos colonias en 1995 pertenecían a la Categoría II, mientras que los datos aportados durante 2007 indican que también se han triplicado el número de colonias medianas y este cambio ha supuesto un pequeño incremento en el porcentaje total de nidos. Con más de 31 parejas nos encontrábamos cuatro colonias, una más que en el último censo, seguramente de la suma de buitreras conectadas entre sí.

Parámetros reproductores

En 2007 se realizó el seguimiento del 84% de las parejas controladas en Álava (457 parejas, Tabla 4). El éxito reproductor de la población alavesa en 2007 fue de 0,58. Los valores más bajos se dieron en las poblaciones cantábricas, destacando Aramaiona con 0,42. La Sierra de Salvada tuvo un éxito de 0,54 pero suele ser normalmente la población con el índice más bajo del conjunto de los censos alaveses. En 1995 el éxito reproductor fue de 0,59 e incluso en algunas de sus sectores o colonias bajó hasta 0,46 y 0,33. En 2001 el éxito de esta Sierra fue de 0,69. Las parejas de Valdegobia (éxito reproductor 0,57) también mostraron un valor menor que en años previos (0,73 en 1995 y 0,67 en 2001).

		Colonias	Nidos aislados	Parejas estimadas	Parejas reproductoras	E.R	P
1	Sierra de Salvada	7	0	140	120	0,54	0,46
2	Valdegobía	6	1	181	156	0,57	0,50
3	Hoces de Sobrón	5	0	156	134	0,59	0,48
4	Sierra de Toloño	4	0	27	23	0,60	0,52
5	Sierra de Cantabria	5	0	44	38	0,64	0,52
6	Montaña Alavesa	7	1	47	40	0,66	0,52
7	Llanada Oriental	3	0	24	21	0,73	0,66
8	Sierra de Tuyo	0	1	1	1	0	0
9	Sierra de Arangio	1	0	12	10	0,42	0,30
	TOTAL	**38**	**3**	**632**	**543**	**0,58**	**0,49**

Tabla 4. Tamaño de las poblaciones locales y parámetros reproductores (E.R. = éxito reproductor, P = productividad) del buitre leonado en Álava en 2007.

Ataques a ganado doméstico

En 2006 se denunciaron 27 ataques de los que 13 pudieron ocurrir antes de morir el animal. Estos casos en 2007 fueron 23, sobre un total de 43 denuncias.

4.3.2. Alimoche común

Población y distribución

El primer censo en 1991 arrojó una cifra de 17-22 parejas. En 1994 la población censada fue de 13-17 parejas, y en 2000 descendió a 12-13 parejas (GAINZARAIN *et al.*, 2002). En 2007 el número de parejas localizadas fue de 17-20. Finalmente, en el último censo llevado a cabo en 2008 se localizaron 19 parejas (GAINZARAIN & FERNÁNDEZ, en prep.).

Parámetros reproductores

En la Figura 7 aparece el éxito reproductor del alimoche en 1990, 1994 y 2000. Pese a la escasez

de datos, la tendencia parece ser regresiva si bien sería necesaria la obtención de información reciente para corroborar si la tendencia ha continuado en la misma dirección.

Mortalidad

En el período de 1988 hasta el año 2000 ingresaron nueve alimoches en el Centro de Recuperación de Fauna Salvaje de Martioda. La mayoria de los casos fueron intoxicaciones leves y tras un período de recuperación en el centro fueron liberados. Entre los casos de envenenamiento confirmados destacan un adulto y un pollo de 45 días muertos en el nido por consumo de estricnina en la sierra de Tuyo en 1998. El ejemplar adulto se encontraba anillado y había ingresado intoxicado en el mismo Centro 4 años antes. En 1999 se localizó una hembra de alimoche, con un huevo formado en su interior, con niveles altos de Carbofurano (pesticidas agrícolas) en las Conchas de Haro. De nuevo, en el año 2000 en el valle de Koartango se localizó otro ejemplar con claros indicios de envenenamiento.

5. DISCUSIÓN

La dinámica de las poblaciones de buitre leonado y alimoche en el País Vasco ha estado condicionada por dos factores principales: 1) la gestión de las especies que ha implicado la prohibición de su persecución, su protección legal estricta, y la regulación del alimento disponible en el medio, y 2) la propia dinámica y evolución de las poblaciones a gran escala (Península Ibérica y en general, suroeste de Europa). En el caso del buitre leonado, pese a la carencia de información previa a los años ochenta, parece evidente que las primeras parejas volvieron a criar en Bizkaia y Gipuzkoa, tras décadas de ausencia, hacia mediados de los años ochenta (ARROYO *et al.*, 1990). Este inicio de colonización podría explicarse por el espectacular aumento de las poblaciones de buitre leonado en los últimos 20 años tras la saturación progresiva de las poblaciones vecinas y a un incremento de la fracción de dispersantes, lo que iría unido al notable incremento observado en Álava. Esto ha podido propiciar el asentamiento y expansión de la población estudiada al encontrarse con áreas favorables tal y como se ha documentado en otras poblaciones ibéricas (OLEA *et al.*, 1999; LÓPEZ-LÓPEZ *et al.*, 2004; PARRA & TELLERÍA, 2004). Los factores que condicionan el asentamiento de las nuevas colonias serían la disponibilidad de roquedos apropiados para anidar y, sobre todo, la disponibilidad suficiente de alimento (PARRA & TELLERÍA, 2004; MARGALIDA *et al.*, 2007). Según DONÁZAR & FERNÁNDEZ (1990) la presencia de paredes y sus características son factores limitantes más importantes que la disponibilidad de alimento, lo que puede ser debido a la habilidad de los buitres de desplazarse largas distancias para alimentarse (PARRA & TELLERÍA, 2004).

Las variaciones en los parámetros reproductores detectadas en las últimas décadas parecen ser consecuencia de una variedad de factores que influyen en la reproducción de las parejas, como la meteorología (GAVASHELISHVILI & MCGRADY, 2006), la disponibilidad de alimento en el campo (BOSÉ & SARRAZIN, 2007), la experiencia de los individuos, las molestias por parte del hombre o la competencia intra-específica (véase MARGALIDA *et al.*, 2003; CARRETE *et al.*, 2007). En este sentido, el notable incremento en el número de parejas reproductoras de buitre leonado hace que la competencia por el alimento o los lugares para la nidificación sea cada vez más intensa, lo que podría repercutir en el éxito reproductor. Así, el éxito reproductor obtenido en los últimos años en el País Vasco, salvo casos particulares, se encuentra por debajo de 0,60 pollos/parejas con puesta. Estos valores son de los más bajos registrados en la Península Ibérica (MARCO & GARCÍA, 1981; DONAZAR *et al.*, 1988; ELÓSEGI, 1989; ARROYO *et al.*, 1990; PALACÍN *et al.*, 1993; RODRIGUEZ & ARAMBARRI, 1995; SÁNCHEZ-AGUADO & HERNÁNDEZ, 1993; OLEA *et al.*, 1999; AIERBE *et al.*, 2002; LÓPEZ-LÓPEZ *et al.*, 2004), si bien hay que tener en cuenta que el descenso de los parámetros reproductores parece general en la mayor parte de las zonas estudiadas durante los últimos años (véase CAMPIÓN, 2009; GARCÍA & MARGALIDA, 2009; WOUTERSEN *et al.*, 2009). En este sentido, GAVASHELISHVILI & MCGRADY (2006) observaron como en una colonia de cría de buitres leonados del Cáucaso, donde había una gran disponibilidad de ganado invernante, el número de parejas que iniciaba la puesta era alto pero, al desaparecer el ganado en la primavera, el éxito reproductor caía por debajo del 0,5 pollos/parejas con puesta, mientras que en una zona de montaña, donde se llevaba el ganado en la primavera, el número de parejas que iniciaba la puesta era bajo, pero el éxito reproductor era superior a 0,8 pollos/parejas con puesta. En el caso de los buitres vascos, parece ser que en un principio éstos no dependían de comederos o muladares, ya que

la ganadería extensiva aportaba la biomasa necesaria para asegurar la supervivencia de la población. No obstante, la retirada sistemática del ganado de los montes y los cierres de los muladares de otras comunidades ha provocado que esta especie comience su declive con una reducción de los índices de sus parámetros reproductores y en algunas colonias de Bizkaia se haya constatado un incremento de la mortalidad por inanición de los jóvenes recién volados. Otro síntoma de que los buitres no encuentran suficiente cantidad de alimento para su supervivencia es el notable incremento de denuncias por ataques a ganado vivo en los últimos años (véase MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). En este sentido, en 2006 se clausuró el único muladar existente en el País Vasco (Bizkaia) y, paralelamente, se desarrollaba una política de mayor control de las reses muertas en el campo en toda la Comunidad Autónoma. Esta actuación no afectó el éxito reproductor de ese año, pues la mayoría de los pollos ya volaban, si bien, el éxito reproductor de 2007 en el caso de Bizkaia y Álava no alcanzó el valor de 0,4 pollos/parejas con puesta. El efecto resultó ser muy similar al descrito por GAVASHELISHVILI & MCGRADY (2006), ya que en invierno, con la nieve en las montañas y el ganado en régimen extensivo, el número de muertes, sobre todo de yeguas, es alto y la nieve hace imposible llegar a retirar los cadáveres antes de que los buitres puedan aprovecharlos. De esta forma, las hembras llegan al periodo de puesta con una condición corporal favorable y el porcentaje de parejas que inicia la puesta es alto. Conforme avanza la primavera y el verano y con un estricto control del ganado muerto, sobre todo en época de partos, la comida resulta escasa, por lo que los pollos no son alimentados con la frecuencia esperada y a medida que aumenta la demanda de alimento en función del crecimiento de los pollos, aumenta la debilidad de éstos y los casos de muerte. De esta forma, no resulta raro que pollos completamente emplumados mueran en el nido en los meses de junio y julio, como se pudo constatar en Bizkaia. Este suceso, por el contrario, no se detecta en situaciones normales de abundancia trófica, así como tampoco se detectó en Gipuzkoa en el mismo periodo de tiempo, en donde no parece darse una relación evidente con la posible falta de alimento. De hecho, MARTÍNEZ *et al.*, (1997) mostraron que para no sobrestimar el éxito reproductor de los buitres había que hacer visitas a las colonias en, al menos, cuatro ocasiones hasta el mes de abril, dando por sentado que una vez superado las primeras fases de crecimiento de los pollos resulta muy raro que se produzcan muertes. La reapertura de dicho muladar en 2007 (aunque con una menor tasa de aportes de alimento) permitió un repunte en el éxito reproductor en Bizkaia con respecto al año anterior, pese a una primavera extremadamente lluviosa (250 l/m^2 entre mayo y junio). Si bien, la muerte de pollos de edad avanzada en el nido, a pesar de un verano seco y caluroso, sugiere que el problema del alimento no está resuelto ya que la política de retirada de cadáveres de ganado continúa.

Paralelamente a los efectos de la disponibilidad de alimento en la reproducción, en la última década se ha ido constatando un efecto sobre la frecuencia de muertes de ejemplares juveniles ya emancipados. Este suceso, marcado por la escasez de alimento, está condicionado por el número de pollos que vuela en la temporada de cría y los mecanismos de gestión del alimento que se desarrollan en el entorno del área de campeo. Así, el cierre del muladar en agosto de 2006 y la intensificación de la retirada de reses muertas del campo, tuvieron su efecto tras el periodo de crianza de ese año, pese a que no se detectaron anomalías durante la reproducción.

En cuanto al alimoche, aunque se encuentra en un proceso de serio declive poblacional a todas las escalas (BIRDLIFE INTERNACIONAL, 2004; CUTHBERT *et al.*, 2006), los resultados del País Vasco, con 47 parejas en 2008, muestran una estabilidad de las poblaciones e incluso una ligera tendencia favorable. Algunas de las parejas nuevas podrían corresponder a territorios que hubiesen pasado desapercibidos, aunque en otros casos se pudo comprobar la ocupación por primera vez. Esta tendencia parece mantenerse en la región Eurosiberiana de la Península Ibérica, donde algunas poblaciones de alimoches, al contrario que en la mayor parte de su rango de distribución, se mantienen estables e incluso incrementan ligeramente su número (J. LOPEZ, com. pers., GARCIA & MARGALIDA, 2009). La aparente estabilidad de la población del Pais Vasco podría estar motivada también por la escasez de casos de envenenamiento que se da en la región. El uso ilegal de venenos es la primera causa de muerte de ejemplares adultos en España y la principal causa del declive poblacional (DEL MORAL & MARTI, 2002; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2009). El efecto resulta tan evidente que en las zonas donde las muertes de ejemplares adultos por envenenamiento o por persecución directa son escasas o nulas, las poblaciones se mantienen estables (LIBERATORI & PENTERIANI, 2001; GARCÍA-RIPOLLÉS & LÓPEZ-LÓPEZ, 2006).

Respecto a los parámetros reproductores, los resultados del País Vasco muestran cifras relativamente bajas de éxito reproductor, con un valor medio de 0,79 ± 0,19 pollos/pareja reproductora (n = 226 nidos). Este valor sería uno de los menores de los presentados en la literatura científica para España, Italia, Portugal y Francia (BERGIER, 1985; DONÁZAR & CEBALLOS, 1988; ESPINHA DE ALMEIDA, 1995; ABULADZE & SHERGALIN, 1998; LIBERATORI & PENTERIANI, 2000; AIERBE *et al.*, 2002; SARA & DI VITORIO, 2003; GRANDE, 2006), pero está por encima del éxito medio de las Islas Canarias, situado en 0,48 (*n* = 44) y donde lo consideran un serio problema para el futuro de la población (DONÁZAR *et al.*, 2002). El carácter eminentemente mediterráneo de la especie (véase DONÁZAR, 1993; 1997) permite sugerir una limitación de su área de distribución por cuestiones climáticas (véase KREBS, 2001), al igual que ocurre con el buitre leonado (GAVASHELISHVILI & MCGRADY, 2006). De hecho, en la Figura 8 se observa una relación entre el éxito reproductor y la cantidad de lluvia caída en los meses de mayo y junio en Bizkaia, de forma que en los años con condiciones meteorológicas normales (en torno a 100 l/m^2 entre los dos meses) el éxito reproductor no se vería afectado por la lluvia, mientras que en los años de primaveras lluviosas, como la del 2008, un notable número de nidos se verían directamente afectados, con lo que el número de pérdidas se incrementa notablemente, la mayor parte de ellas asociadas a nidos con cierto grado de exposición (datos propios no publicados). Por otra parte, el efecto de una primavera lluviosa también lo padecen las poblaciones de las especies animales de las que se alimentan los alimoches, con una menor disponibilidad de cadáveres de pollos y cachorros de carnívoros y erizos, los cuales componen una parte importante de la dieta de los alimoches en el área de estudio (HIDALGO *et al.*, 2005). Así, por ejemplo, en la temporada de 2008 sólo se encontraron restos de animales silvestres en dos de los 16 nidos controlados, cuando lo habitual es encontrar plumas, huesos y restos de piel en todos los nidos (ver HIDALGO *et al.*, 2005). En los otros 14 nidos sólo había restos de ganado doméstico y restos de basurero, recursos que son también utilizados por los buitres leonados, con los que competirían. Si bien, resulta muy difícil realizar estimaciones de disponibilidad de alimento que permitan relacionarlo con los parámetros reproductores (ver CEBALLOS & DONÁZAR, 1989; CARRETE *et al.*, 2007), parece evidente que la disponibilidad de alimento es uno de los principales factores que afecta a la productividad y a la calidad del lugar de nidificación (LIBERATORI & PENTERIANI, 2001).

Por otra parte, en el área de estudio existe una serie de territorios que disponen de nidos en lugares altamente frecuentados por personas que realizan actividades de ocio al aire libre, o bien en zonas donde se llevan a cabo actividades forestales. Una alta frecuencia de molestias y su efecto continuado en las proximidades de los nidos provocan la muerte por inanición de los pollos ya grandes (ver ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008), con lo que el éxito reproductor de las parejas afectadas por molestias (0,41) estaría muy por debajo del de las no afectadas (0,92). De esta forma, el efecto de las molestias y la lluvia en los meses de mayo y junio explicarían en cierta medida el bajo éxito reproductor de la especie y permiten establecer medidas de gestión orientadas a mejorar los parámetros reproductores (ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008).

Respecto al quebrantahuesos, señalar la importancia de las sierras vascas para la expansión geográfica de la especie hacia el occidente, algo que resulta fundamental de cara a la conservación de la especie en Iberia. El hecho de que existan territorios casi continuamente ocupados en Gipuzkoa durante décadas, sin que se hayan registrado indicios de reproducción podría indicar la posibilidad de que se trate de áreas sumidero. Otra posibilidad podría ser que los factores que influyen negativamente en la población siguen actuando en las zonas tradicionales de cría, por lo que los individuos que tratan de recolonizar estos territorios son reclutados continuamente hacia los territorios orientales, en el eje pirenaico, impidiendo el asentamiento de parejas estables que puedan indicar la reproducción (MARGALIDA *et al.*, 2008). En este sentido el marcaje de los ejemplares que se asientan en los territorios vascos se muestra como una herramienta fundamental para tratar de aclarar el papel que éstos juegan en la conservación de esta especie.

6. AGRADECIMIENTOS

Bizkaia: Agradecer la participación de Ainara Azkona, Lander Astorkia e Iñaki Castillo en el trabajo de campo durante todo el periodo de estudio, quienes fueron una parte muy importante para el desarrollo de los proyectos. Asimismo, agradecer la colaboración puntual de un nutrido grupo de colaboradores, con quienes hemos compartido innumerables jornadas, especial-

mente Agurtzane Iratea, Fernando Ruiz Moneo y Javier Elorriaga. Iñaki Intxausti, del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia nos facilitó los informes anuales. La Sección de Conservación y Espacios Naturales Protegidos del Departamento de Agricultura de la Diputación Foral de Bizkaia financió el seguimiento de los años 2004, 2005, 2007 y 2008.

Gipuzkoa: Agradecer a Iñigo Mendiola, responsable de fauna silvestre de la Diputación Foral de Gipuzkoa las facilidades prestadas para la realización y desarrollo del trabajo a lo largo de estos años. Así mismo queremos agradecer la colaboración prestada de manera desinteresada en el trabajo de campo durante las diferentes temporadas a Javier Vázquez, Tomás Aierbe, Jon Ugarte, Fermín Ansorregi, Peio Izkeaga y a Oscar de Prada. Agradecer tambien a Esteban Iriarte por los datos cedidos por el centro de recuperación Arranoetxea. Parte de este trabajo se ha llevado a cabo gracias a diferentes subvenciones otorgadas por la Dirección de Biodiversidad del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno Vasco.

Álava: En primer lugar, por supuesto, los autores de este estudio quieren agradecer la subvención recibida del Departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Álava, la cual ha supuesto una importante ayuda para acometer este proyecto. A todos aquellos que nos han acompañado en las salidas al campo: Yolanda Arrondo, Tomás Elizondo, Jordi Gómez y Pablo Ruiz de Arcaute. Además, José Antonio Gainzarain colaboró en la realización de los mapas del País Vasco. Todo esto no hubiese sido posible, a no ser por la gran fuerza de voluntad de todos aquellos que a pesar de aguantar frío y calor, y muchos madrugones, no han dejado de pensar en el futuro de los carroñeros.

7. BIBLIOGRAFÍA

ABULADZE, A. & SHERGALIN, J.

1998 The Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the former USSR. In: Chancellor, R.D., Meyburg, B.U. & Ferrero, J.J. (Eds.). *Holartic birds of prey*. ADENEX-World working Group on birds of prey and owls. Calamonte: IGRAEX C.B. Badajoz. Pp. 183-195.

AIERBE, T., OLANO, M. & VAZQUEZ, J.

2002 Situación actual de las poblaciones de los necrófagos Buitre Leonado (*Gyps fulvus*), Alimoche Común (*Neophron percnopterus*) y Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Gipuzkoa. *Munibe* 53: 211-228.

AIERBE, T., OLANO, M. & VAZQUEZ, J.

2001 Atlas de las aves nidificantes de Guipúzcoa. *Munibe Ciencias Naturales* 52: 5-136.

ALVAREZ, F., OLANO, M, AIERBE, T., VAZQUEZ, J. & IZKEAGA, P.

2003 *Situación actual de las poblaciones de rapaces rupícolas en Gipuzkoa*. IV Jornadas Ornitológicas Cantábricas. Irún. Gipuzkoa.

ÁLVAREZ, J., BEA, A., FAUS, J.M., CASTIEN, E. & MENDIOLA, I.

1985 *Atlas de los vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Departamento de Política Territorial y Transportes. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno Vasco. Vitoria.

ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V.

1990 *II Censo Nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus): población, distribución, demografía y conservación*. Serie Técnica. ICONA, MAPA. Madrid.

BERGIER

1985 The breeding of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in Provence (S.E. France) from 1979 to 1983. *World Working Group of Birds of Prey Bulletin* 2: 77-78.

BIRDLIFE INTERNATIONAL

2004 *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No 12*. Cambridge, UK: BirdLife International.

BOSÉ, M. & SARRAZIN, F.

2007 Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon vultures *Gyps fulvus*. *Ibis* 149: 490-501.

CAMPIÓN, D.

2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de las poblaciones de aves carroñeras en Navarra. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 66-87.

CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DIAZ-DELGADO, R. & ROMO, A.

2007 Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136: 143-154.

CASTILLO, I., ELORRIAGA, J., ZUBEROGOITIA, I., AZKONA, A., HIDALGO, S., ASTORKIA, L., IRAETA, A. & RUIZ, F.

2008 Importancia de las canteras sobre las aves rupícolas y problemas derivados de su gestión. *Ardeola* 55: 103-110.

CEBALLOS, O. & DONÁZAR, J.A.

1989 Factors influencing the breeding density and nest-site selection of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal of Ornithology* 130: 353-359.

CHEYLAN, G.

1981 II Colloque International sur les Rapaces Mediterranees. Introduction. *Anales du CROP* 1: 3-5.

CUTHBERT, R., GREEN, R.E., RANADE, S., SARAVANAN, S., PAIN, D.J., PRAKASH, V. & CUNNINGHAM, A.A.

2006 Rapid population declines of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) and red-headed vulture (*Sarcogyps calvus*) in India. *Animal Conservation* 9: 349-354.

DEL MORAL, J.C.
2002 II Censo Nacional de Alimoche. *La garcilla* 112:

DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds.).
2001 *El Buitre Leonado en la Península Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico coordinado, 1999*. Monografía 7. SEO/Birdlife. Madrid.

DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds.).
2002 *El Alimoche Común en España y Portugal. Año 2000*. Monografía 8. SEO/Birdlife. Madrid.

DONÁZAR, J.A.
1993 *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J.M. Reyero Editor. Madrid.

DONÁZAR, J.A.
1997 Egyptian Vulture. In *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. Hagemeijer, W.J.M. & Blair, M.J. (Eds.). T & AD Poyser. London. Pp. 140.

DONÁZAR, J.A. & CEBALLOS, O.
1988 Alimentación y tasas reproductoras del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. *Ardeola* 35: 3-14.

DONÁZAR, J.A. & FERNÁNDEZ, C.
1990 Population trends of the griffon vulture *Gyps fulvus* in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conserv*ation 53: 83-91.

DONÁZAR, J.A., ELÓSEGUI, J. & SENOSAIN, A.
1988 Éxito reproductor del Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en Navarra. Doñana, *Acta Vertebrata* 15: 187-192.

DONÁZAR, J.A., PALACIOS, C.J., GANGOSO, L., CEBALLOS, O., GONZÁLEZ, M.J. & HIRALDO, F.
2002 Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation* 107: 89-97.

ELOSEGI, I.
1989 Vautour fauve (*Gyps fulvus*), Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*), Percnoptère d'Egypte (*Neophron percnopterus*): synthèse bibliographique et recherches. C.B.E.A., U.P.P.A. Pau.

ESPINHA DE ALMEIDA, A.
1995 *Situacao Populacional, Biología da Reproducao e Ecologia do Abutre-do-Egipto, Neophron percnopterus na Regiao do Alto Douro.*.Universidad de Lisboa, Faculdade de Ciencias. Lisboa.

FERNÁNDEZ, A. & GALARZA, A.
1981 I censo de buitreras. Informe sobre Alava, Vizcaya y Guipúzcoa. *Ardeola* 26-27: 223-225.

FERNÁNDEZ DE MENDIOLA, J.A. & BEA, A. (Eds.).
1998 *Vertebrados Continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco. Vitoria.

GAINZARAIN, J.A., ARRAMBARRI, R. & FERNÁNDEZ, A.
2002 Álava. Zn del Moral, J.C. & MARTI, R. (Eds.). 2002. El Alimoche Común en España y Portugal. Año 2000. Monografía 8. SEO/Birdlife. Madrid. Pp. 140-141.

GAINZARAIN, J.A. & FERNÁNDEZ, J.M.
2009 Alava. Zn del Moral, J.C. & Molina, B. *El alimoche en España, población en 2008 y método de censo*. Monografía 00. SEO/Birdlife. Madrid.

GARCÍA, D. & MARGALIDA, A.
2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Cataluña. 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. 116-135.

GARCÍA-RIPOLLÉS, C. & LÓPEZ-LÓPEZ, P.
2006 Population size and breeding performance of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) in Eastern Iberian Peninsula. *Journal of Raptor Research* 40: 217-221.

GAVASHELISHVILI, A. & MCGRADY, M.J.
2006 Breeding site selection by bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) and Eurasian griffon (*Gyps fulvus*) in the Caucasus. *Animal Conservation* 9: 159-170.

GRANDE, J.M.
2006 *Factores limitantes antrópicos y naturales de poblaciones de aves carroñeras: el caso del alimoche (Neophron percnopterus) en el Valle del Ebro*. Ph. D Thesis. Universidad de Sevilla.

HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A
2009 Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture *(Neophron percnopterus)* population in Spain. *European Journal of Wildlife Research* 55: 415-423.

HIDALGO, J.
2002 Vizcaya. In: *El Alimoche Común en España y Portugal*. Año 2000. del Moral, J.C. & Marti, R. (Eds.). Monografía 8. SEO/Birdlife. Madrid. Pp. 144-145.

HIDALGO, S. ZABALA, J., ZUBEROGOITIA, I., AZKONA, A. & CASTILLO, I.
2005 Food of the Egyptian Vulture *(Neophron percnopterus)* in Biscay. *Buteo* 14: 23-29.

HIRALDO, F., DELIBES, M. & CALDERÓN, J.
1979 *El quebrantahuesos Gypaetus barbatus* (L). Monografías, 22. ICONA. Madrid.

KREBS, C.J.
2001 *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Fifth edition. Benjamin Cummings. San Francisco.

LIBERATORI, F. & PENTERIANI, V.
2001 A long-term analysis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. *Biological Conservation* 101: 381-389.

LÓPEZ-LÓPEZ, P., GARCÍA-RIPOLLÉS, C. & VERDEJO, J.
2004 Population status and reproductive performance of Eurasian Griffons *(Gyps fulvus)* in eastern Spain. *Journal of Raptor Research* 38: 350-356.

MARCO, X. & GARCÍA, D.
1981 Situation actuelle des populations de nécrophages *(Gyps fulvus, Gypaetus barbatus et Neophron percnopterus)* en Catalogne. *Rapaces Mediterranéens* 1: 119-129.

MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D.

2009 Interacción entre buitres leonados (*Gyps fulvus*) y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campion, 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., DONÁZAR, J.A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F. & ROMERO-PUJANTE, M.

2008 Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus:* conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150: 242-249.

MARGALIDA, A., GARCÍA, D. & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2007 Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation* 30: 189-200.

MARGALIDA, A., GARCÍA D., BERTRAN J. & HEREDIA R.

2003 Breeding biology and success of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the eastern Pyrenees. *Ibis* 145: 244-252.

MARTÍNEZ, F., RODRÍGUEZ, R.F. & BLANCO, G.

1997 Effects of monitoring frequency on estimates of abundante, age distribution, and productivity of colonial Griffon Vultures. *Journal of Field Ornithology* 68: 392-399.

OLEA, P.P., GARCÍA, J. & FALAGÁN, J.

1999 Expansión del buitre leonado *Gyps fulvus*: tamaño de la población y parámetros reproductores en un área de reciente colonización. *Ardeola* 46: 81-88.

PALACÍN, C., MARCHAMALO, J. & CARRO, M.A.

1993 Población y tasas reproductoras del Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en la cuenca del río Duratón (Segovia, España). *Alytes* 6: 99-103.

PARRA, J. & TELLERÍA, J.L.

2004 The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effect of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

RODRÍGUEZ, A. & ARAMBARRI, R.

1995 Distribución, población y parámetros reproductores del Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en el territorio histórico de Álava-1995. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava* 10-11: 329-336.

SÁNCHEZ-AGUADO, F.J. & HERNÁNDEZ, E.

1993 Reproducción del Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en la cuenca del río Duratón (Segovia, España). *Alytes* 6: 87-98.

SARA, M. & DI VITORIO, M.

2003 Factors influencing the distribution, abundance and nest-site selection of an endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Sicily. *Animal Conservation* 6: 317-328.

SECO, J. & VADILLO, J.M.

1990 Distribución y tamaño de colonias de Buitre Leonado *(Gyps fulvus)* en el Alto Ebro y zona cantábrica próxima. *Doñana Acta Vertebrata* 17: 153-163.

VAZQUEZ, J.

1987 Situación actual de los necrófagos (*Gyps fulvus, Neophron percnopterus* y *Gypaetus barbatus*) en Guipúzcoa. *Munibe Ciencias Naturales* 39: 51-57.

WOUTERSEN, K., GARCÍA, D., MORENO, F. & GRASA, M.

2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Aragón. 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. 88-115.

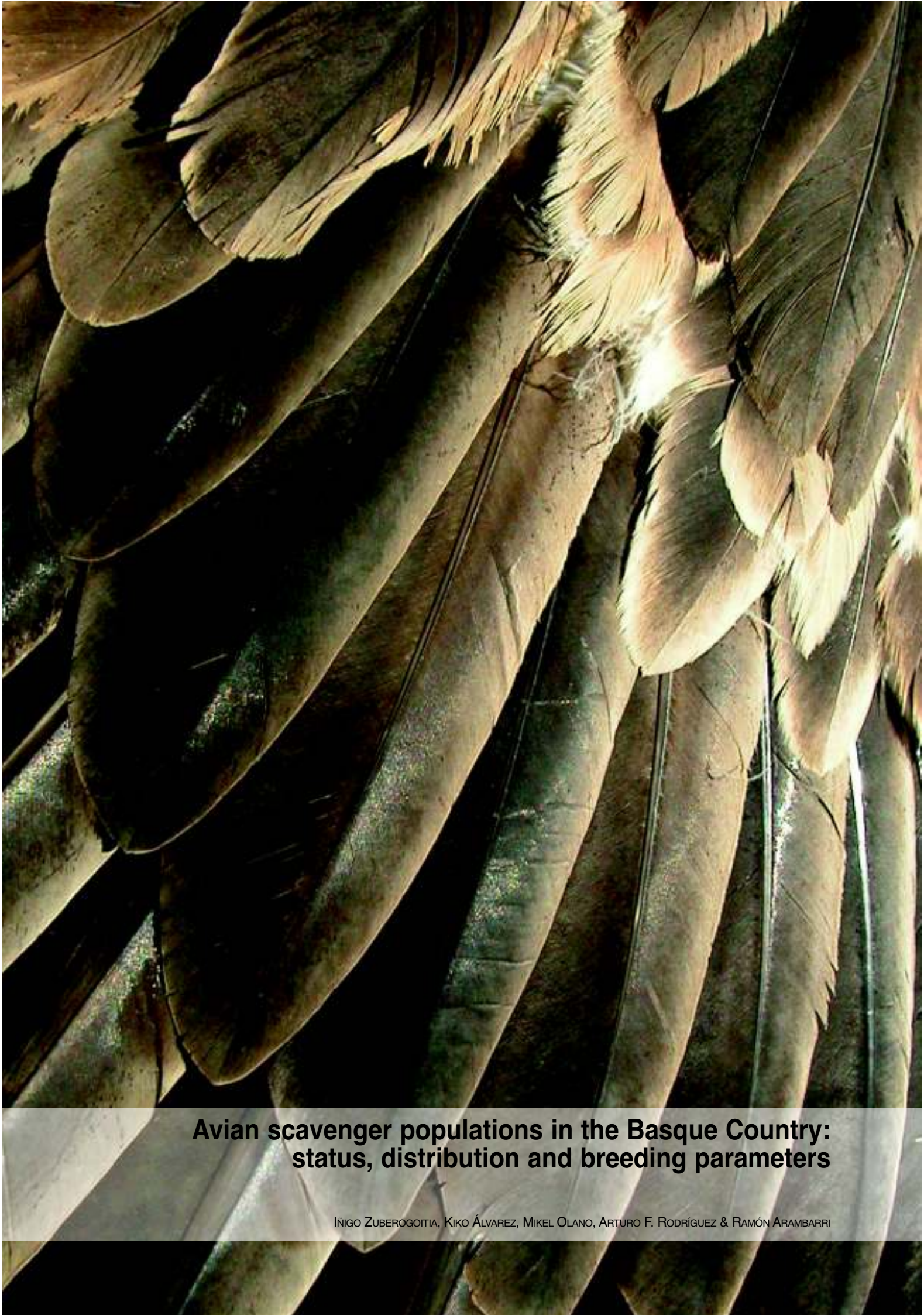
ZUBEROGOITIA, I., MARTÍNEZ, J.A., IRAETA, A., AZKONA, A., ZABALA, J., JIMÉNEZ, B., MERINO, R. & GÓMEZ, G.

2006 Short-term effects of the prestige oil spill on the Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*). *Marine Pollution Bulletin* 52: 1176-1181.

ZUBEROGOITIA, I., ZABALA, J., MARTÍNEZ, J.A., MARTÍNEZ, J.E. & AZKONA, A.

2008 Effects of human activities on Egyptian vulture breeding success. *Animal Conservation* 11: 313-320.

foto/photo: Jordi Bas



Avian scavenger populations in the Basque Country: status, distribution and breeding parameters

Iñigo Zuberogoitia, Kiko Álvarez, Mikel Olano, Arturo F. Rodríguez & Ramón Arambarri

1. INTRODUCTION

In the Basque Country, virtually nothing was known about raptor populations until the 1980s. The first *Eurasian griffon* vulture *Gyps fulvus* census was carried out in 1979 (FERNÁNDEZ & GALARZA, 1981), whilst the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* was not studied until the preparation of the atlas of continental vertebrates in the Basque Country (ALVAREZ *et al*., 1985), in which it was reported as being scarce in the area bordering with Cantabria, and it was estimated that there 20 breeding pairs in the entire Autonomous Community. Hence, it is not possible to evaluate the population trends of these species before 1980. As for the bearded vulture *Gypaetus barbatus*, in the 1980s and the 1990s, sporadic observations were recorded, without any signs of nesting, despite the regular presence of one adult bird in Gipuzkoa (AIERBE *et al*., 2002).

In Bizkaia, in the 1980s the scenario improved slightly, but the data reflect a probable underestimation of the populations, at least in the case of the Egyptian vulture (see HIDALGO, 2002). Therefore, it was necessary to wait until 1989 for a new griffon vulture census (ARROYO *et al*., 1990) and until 1992 for the first partial Egyptian vulture census (LANIUS, unpublished report). In Gipuzkoa, the first estimate of the distribution and quantification of the populations of the three vulture species was presented in 1987 (VÁZQUEZ, 1987). After that, systematic monitoring of the populations of the three species was carried out (DEL MORAL & MARTÍ, 2001; AIERBE *et al*., 2001 and 2002; DEL MORAL, 2002; ÁLVAREZ *et al*., 2003). In Álava, apart from on the information published in the Spanish national griffon and Egyptian vulture censuses, the only data published appear in SECO & VADILLO (1990) and RODRÍGUEZ & ARAMBARRI (1996) for the griffon vulture, and a series of unpublished works for both species, which constituted a basis for later studies.

Traditionally, any livestock that died in the field were left out so that their remains could be consumed by scavengers and, there were even places where the remains of animals that died in their stables or the surrounding area were dumped. Until 1966, when scavengers were legally protected (DONÁZAR, 1993), vultures had been threatened by direct persecution and therefore, authorities started to consider active strategies to conservation, including supplementary food. In 1986, the first and only *muladar* [designated carcass dump] managed by the Diputación Foral de Bizkaia [Bizkaia Provincial Council] was opened in the municipality of Karrantza (western part of Bizkaia). In Álava, there was a small *muladar* in Martioda (central part of the province) until 2005 and, later, in summer 2006 a new small *muladar* was opened in Iturrieta Mountain (Central part of Álava). There have never been any *muladares* in Gipuzkoa. In the 1990s, a new transformation began thanks to the appearance of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and more specifically Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE or mad cow disease), and the resulting restrictions involving the obligation of removing any carcasses that were declared SRM, Specific Risk Material, (see Spanish Royal Decree 2224/1993 on the public health regulations regarding the removal and transformation of dead animals or remains of animal origin and Spanish Law 10/1998 on waste). Nevertheless, food continued to be left at the *muladares*, without interruption, with adaptations being made to conform with the regulations, and dead animals continued to appear in the field. However, after the Royals Decrees (1911/2000, 3454/2000 and 4/2001), bovine, ovine and caprine carcasses, and since March 1, 2001, equine, porcine and avian carcasses, also began to be considered Specific Risk Material (SRM), which, in line with these laws, had to be eliminated through incineration or inhumation and never left out in the field or on *muladares* that were controlled or legal to varying degrees. Initially, these sudden variations in food availability have an impact on breeding, and then on population density if the problem continues (PARRA & TELLERÍA, 2004). Meanwhile, the lack of food has an impact on the vultures' foraging behaviour and, after 2006, the number of complaints about griffon vultures attacking live cattle increased (data compiled from unpublished reports, see also MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009), something that up until then had been anecdotic.

This chapter updates the population censuses and establishes a base for analysing the population trend and the variation in the breeding parameters of these species in the Basque Country since 1980 until the present (2008). The objective of this article is to assess the population dynamics and to analyse the breeding success and causes of mortality in the framework of different scenarios affected by the decline in extensive livestock-rearing and the decrease in traditional agricultural activities, the problem of collecting the carcasses of dead livestock and the closing down of the *muladares*.

2. STUDY AREA

The study area encompasses the whole of the Autonomous Community of the Basque Country (between 42º and 43º N and 3º and 1º W). By provinces, the characteristics of the study area are as follows. Bizkaia (2,384 km^2) and Gipuzkoa (1,997

km^2), situated in the north, have a clearly Eurosiberian character. Here the land is mountainous and densely populated, with extensive urban and industrial areas, mainly located at the bottom of valleys and on the gentler slopes. Forestry plantations (*Pinus radiata* and *Eucaliptus* spp.) predominate here, gradually causing the areas of grazing land for extensively-reared livestock, generated by traditional agricultural activities, and the zones of indigenous deciduous forest, to disappear. Álava (3,300 km^2), however, is farther south and situated in the Mediterranean region, with extensive cereal-growing plains criss-crossed by slopes covered in oak (*Quercus* spp.) woods.

3. MATERIAL AND METHODS

The monitoring of scavenger populations was carried out using different tracking methods. Therefore, we shall explain in more detail the methodologies adopted in the different provinces.

3.1. Bizkaia

The first censuses of griffon and Egyptian vulture nests were carried out in the breeding season of 2000, as part of a cliff-nesting raptor monitoring programme (ZUBEROGOITIA *et al.*, 2006). Over 80 sites/year in which cliff-nesting raptors could breed were studied. This involved almost all the cliffs in the province. Moreover, all abandoned and active quarries were studied (see CASTILLO *et al.*, 2008). The monitoring of griffon vulture nests was focused on newly formed colonies, and the study extended to include all colonies in 2006 and 2008. In 2006 the program was spreaded in order to detect all the breeding attempts, and in 2008 the effort was increased so as to monitor the breeding success of every nest. The intensive monitoring of the griffon vulture colonies involved a minimum of 4 visits to each territory: 1) in March, to determine how many pairs were incubating, 2) in April, when the chicks were small, 3) in May-June, to assess the growth of the chicks and take some out of their nests in order to take biometric measurements, ring the chicks and record nest variables, and 4) in July, to confirm whether the chicks had survived.

With regards the monitoring of Egyptian vulture nests, in 2000 we located 19 territories, 15 of which were selected for monitoring (see ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008). Some of them disappeared, whilst new ones appeared, which meant that the number of pairs monitored remained practically the same over the 9-year study period (2000-2008). Each year, between February and March, when the Egyptian vultures returned from Africa, the territories were monitored in order to locate the nests, whilst the birds collected material and carried out courtship displays, since although some pairs returned to the same nest each year, others used up to 5 different sites, with an average of 2 nests (Standard Deviation = 1.15) per territory (ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008). Once the nests had been located, the visits continued, first to confirm egg laying, which normally takes place between early and mid-April, varying from year to year and pair to pair (authors' unpublished data); secondly, in May-June, to confirm the hatching of the chicks; thirdly, between the last week of June and the first week of July, in order to take biometric measurements, ring the chicks and record nest variables; and fourthly, in August, in order to assess the fledging rate. Therefore, each successful nest was monitored at least 5 times.

In both in the griffon and Egyptian vultures, observations of the nests were carried out between 9.00 AM and 9.00 PM, from a distance, in accordance with the corresponding topographical features, in order to avoid triggering alert behaviour in the birds (see ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008). The visits were carried out by teams of one to three people, normally two, in good weather, using binoculars and telescopes. On average, each visit lasted around four hours.

3.2. Gipuzkoa

The monitoring of the populations was carried out by studying all the areas likely to contain the three species, adapting the methodology to the characteristics and behaviour of each species. The working method consisted of carrying out a series of visit to the selected areas at the best times for finding each of the species. In the occupied areas, the breeding of the species was monitored, in confirmed breeding territories, the visits were spaced out over the breeding season (January-August for the griffon vulture and March-September for the Egyptian vulture) in order to estimate the breeding parameters for each species until the chicks' fledging was confirmed. All monitoring activity was carried out from a distance, using 20-60x telescopes, in order to avoid disturbing the birds as far as possible.

3.3. Álava

All the cliffs where vultures had been known to breed in Álava over the last few decades were stu-

died, including Treviño (Burgos) and Orduña (Bizkaia), and the use of cliff faces for sporadic or former breeding was checked as were all the cliffs which are currently used as roosts by this species. For the definition of colony, we followed the same criteria as those used by DEL MORAL & MARTÍ (2001): a colony is an area where there are two or more nests, and which is located a minimum of 1,000 m from the next one, whilst isolated pairs are those that breed on their own, more than 1,000 m from the nearest colony. Moreover, one of the following categories was assigned to each of the colonies: Category I: 2-10 pairs; Category II: 11-30 pairs; and Category III: 31-90 pairs.

During the 2007 census, the study was carried out from January to September (the period that includes the vultures' breeding cycle), with two parts being differentiated: on the one hand, from January to April, monthly visits were carried out to each colony or cliff used, in order to determine the number of breeding pairs and the total number of pairs in each vulture roost. On the other hand, in the second period the monitoring lasted for 45 days. During this period, we tried to determine the evolution of the chicks of each breeding pair.

Regarding Egyptian vultures, there was no a speciphyc monitoring methodology during this period and, therefore, published articles and non-published reports were used to present the current results.

The breeding parameters were calculated by dividing the number of fledged chicks by the number of breeding pairs (breeding success), and the number of fledged chicks by the total number of pairs studied (productivity) (CHEYLAN, 1981).

4. RESULTS

4.1. Bizkaia

4.1.1. Eurasian griffon vulture

Population size and trend

The griffon vulture did not appear as a breeding species in Bizkaia until the late 1980s. In the 1989 census, one vulture roost was found, Mugarra, with six pairs (ARROYO *et al.*, 1990). Later, in 1994, three colonies were found with 23 pairs, and in the 1999 census, five colonies were found with 42 breeding pairs, all of them located in the karstic massifs of Urkiola Natural Park (DEL MORAL & MARTI, 2001). Subsequently, there was a gradual increase in the number of pairs (Figure 1), both in old colonies and newly-formed ones, some located close to the established colonies, covering most of the rock faces in Urkiola Natural Park and those of the Salvada Mountain Range in Bizkaia, whilst others appeared in new locations such as those located near Truzios, or sporadic pairs in Dima (Figure 2). In the last census, carried out in 2008, a total of 13 colonies and 101 pairs that had started to breed were recorded.

Breeding success

The average breeding success between 2002 and 2008 was 0.51 ± S.D. = 0.24 chicks per pair that had started breeding (range 0.08-0.89, Figure 3). In 2003, it was discovered that 11 of the 12 monitored chicks had died. And in 2007, 17 of the 28 monitored chicks died. Most of the chick mortality took place during intermediate growth stages. Figure 4 shows how the losses are low during incubation and when the chicks are small, whilst the number of losses increases as the breeding season advances, with May and June being the most critical months, and there are even some losses of totally feathered chicks in July.

Mortality

The main causes of mortality in the griffon vultures in Bizkaia appear to be related to starvation, direct persecution and collisions with electricity power lines (data obtained from annual reports from the Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia, CRFSB [Bizkaia Wildlife Recovery Centre]). Each year, between August and October, weak, recently fledged chicks with signs of malnutrition are taken in to the CRFS (Figure 5). The incidence of this phenomenon does not follow a homogenous pattern over time. The number of losses was greater in the years when more chicks hatched (2002 and 2006), although in 2006 there was a spectacular increase in losses.

As for the death of immature and adult individuals, Figure 5 reveals the trend followed in the last decade, with two peaks standing out, those of 2006 and 2008. The first coincided with the close of the *muladar*, with the number of vultures being taken in to the recovery centre decreasing after that, but the figures increased again in 2008.

4.1.2. Egyptian vulture

Population size and trend

The *Atlas de vertebrados continentales del País Vasco* [Atlas of Continental Vertebrates of the Basque Country] (ÁLVAREZ *et al.*, 1985) with

data from the early 1980s, records at least 20 possible breeding pairs in the entire Basque Country. Nevertheless, in a later census carried out in 1992, 42 pairs were observed in the Basque Country, of which 12 were recorded in Bizkaia (see FERNÁNDEZ DE MENDIOLA & BEA, 1998). In 2000, 19 occupied territories were found (see DEL MORAL & MARTI, 2002). Later on, two of the territories were not confirmed and another two territories were then found in 2001.

In a period of nine years (2000-2008) during which the population was monitored intensively, the disappearance of one territory was detected in 2004 and the progressive loss of clutches in two territories until one stopped breeding in 2003 and another in 2006 due to forestry works and new forestry tracks. On the other hand, in 2002, a new pair appeared but it did not breed successfully until 2006; in 2005 and 2006 a new pair was reported in a sea cliff but it did not breed and disappeared withouth track; and in 2008, two more territories were found (Figure 6), one of which bred successfully. So, in 2008 the number of territories remained 19.

Breeding success

Except for three exceptions of newly-formed pairs and pairs subjected to changes around the nesting area, all the pairs that were recorded in the nine years of intensive monitoring laid eggs (n = 188 clutches monitored). Breeding success varied from 0.37 chicks/pair with clutch in 2008 to 1 chick/pair with clutch in 2007 (Figure 7).

Disturbances in the vicinity of the nest led to an increase in the number of dead chicks (see ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008), which had an impact on the total breeding success. The amount of rain that fell in the months of May and June was not related to breeding success (r_s = -0,267, P = 0,488). However, in the rainiest springs, such as the spring of 2003 and especially that of 2008, with almost 250 l/m^2, breeding success was much lower than in other years. In fact, breeding success and the precipitation in May and June follow a logistic curve (r^2 = 0,567, P = 0,019, Figure 8), in which the impact of the rain on the Egyptian vulture's breeding success is notable when the amount of precipitation is over 150 l/m^2.

Mortality

In the nine-year monitoring period, only one case of poisoning was found. This was an individual taken in to the CRFSB and released after three days, with the recovery of the bird being confirmed through repeated monitoring.

4.2. Gipuzkoa

4.2.1. Eurasian griffon vulture

Distribution and population status

The griffon vulture was absent from Gipuzkoa as a breeding bird in the first Spanish national census in 1979. The first data on breeding go back to 1989, a year in which three colonies and 12 pairs (Table 1) were recorded. In the 1999 census, 53 pairs and six colonies were recorded, constituting a 165% increase with regards the previous year. In 2002, a total of 108 breeding pairs were observed, distributed in seven colonies, and one isolated pair, which entailed a further increase of almost 102% with regard to the previous census. Finally, the last census carried out in 2008 revealed the presence of 178 breeding pairs distributed in 12 colonies and six isolated pairs, spread out over five Mountain Ranges (Figure 9).

Breeding parameters

The results of the population sizes in the three study years (1999, 2002 and 2008) reveal values that, for breeding success, range between 0.59 and 0.67 chicks/pair with clutch, and a productivity of between 0.56 and 0.65 chicks/studied pair (Table 1). On the other hand, it is interesting to

	1989		1999				2002				2008			
Mountain Range	**P**	**Col**	**P**	**Col**	**BS**	**Pro**	**P**	**Col**	**BS**	**Pro**	**P**	**Col**	**BS**	**Pro**
Aizkorri	3	1	25	3	0,55	0,47	49	3	0,6	0,59	75	4	0,64	0,61
Aralar	6	1	22	2	0,76	0,63	46	3	0,8	0,78	47	4	0,57	0,57
Ernio	-	-	-	-			-	-		25	1	0,45	0,43	
Aiako Harria	3	1	6	1	0,6	0,5	13	1	0,5	0,46	28	2	0,58	0,5
Uli	-	-	-	-			-	-		3	1	0,33	0,33	
Total	**12**	**3**	**53**	**6**			**108**	**7**		**178**	**12**			

Table 1. Evolution in the breeding population (P = pairs, Col = colonies) and breeding parameters (BS = breeding success, Pro = productivity) of the Eurasian griffon vulture in the different mountain ranges it inhabits in Gipuzkoa.

	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000
Pairs found	9	9	9	8	8	8	6	6	5
Pairs studied	9	9	9	8	7	6	4	6	5
Pairs that started breeding	8	8	8	7	6	6	4	6	5
Pairs with breeding success	6	7	7	5	4	5	3	4	5
Breeding success	1	1	1	0,71	0,66	0,83	0,75	0,83	1,2
No. of chicks hatched	8	8	9	-	-	-	-	-	-
No. of chicks fledged	8	8	8	5	4	5	3	5	6
Survival	100	100	88,9	-	-	-	-	-	-
Fledging rate	1,33	1,14	1,14	1	1	1	1	1,25	1,2
Productivity	0,89	0,89	0,89	0,62	0,57	0,83	0,75	0,83	1,2

Table 2. Breeding parameters for the Egyptian vulture in Gipuzkoa. Period 2000-2008.

note that, despite a huge increase in breeding pairs between 1999 and 2008, productivity scarcely varied from 0.65 to 0.56 chicks/studied pair. Productivity was very low in some colonies (i.e. 0.43 chicks/studied pair in Ernio in 2008) probably related to the recent origin of the colony.

Mortality

Between 1986 and 2007, a total of 65 griffon vultures were taken in to the Gipuzkoa CRFS. 80% of these birds were young individuals. The upwards trend observed in the number of birds taken in during this period (Figure 5) could be attributed, on the one hand, to the increase in the griffon vulture's breeding population in Gipuzkoa, and, on the other hand, to the intensification of fieldwork by the Provincial Council's rangers [*Guardería*]. In 2002, around 30 griffon vultures that had been poisoned by Aldicarb were discovered in the Aralar Mountain Range, on the sides located in both Gipuzkoa and Navarra.

4.2.2. Egyptian vulture

Distribution and population status

In 1987, a total of three confirmed breeding pairs were counted in Gipuzkoa. In 1992, a total of four confirmed breeding pairs and one probable breeding pair were recorded. After 2000, a year in which according to AIERBE *et al.*, (2002) there were five breeding pairs, the breeding population continued to increase until it reached a maximum of nine pairs in 2006. This number remains constant at present (2008). Territory fidelity was reported and the territories did not vary during this period, although a total of four nest changes were detected. The new nests were located few metres away from the previous one.

The Egyptian vulture is not spread out evenly across the territory (Figure 10). There are favourable areas to breed in Leizaran, Urumea and Aiako Harria but there were no positive results. Neverthelles, there was a breeding pair in Aiako Harria but in the Navarra`s slope. On the other hand, Aizkorri and Aralar, with three and two territories respectively, are the main breeding areas, in which livestock and cliff availability are still abundant. The Egyptian vulture density in Gipuzkoa is 0.45 breeding territories/100 km^2.

Breeding parameters

A high variability was detected in the breeding success during the study period (2000-2008) although there are no evident trends. Breeding success varied from 0.66 chicks/pair with clutch in 2004 to 1.2 chick/pair with clutch in 2000 (Figure 7).

Mortality

A total of three individuals were taken to the Gipuzkoa Wildlife Recovery Centre between 1986 and 2008. One chick was taken in due to starvation and subsequently died. One adult recovered and was released. Finally, one female adult died after ingesting poison (Aldicarb).

4.2.3. Bearded vulture

Distribution and population status

The first reference to this species dates back to the end of the 19th century when Chapman & Buck (1893) considered it to be a breeding species (HIRALDO *et al.*, 1979). In 1919, Julian Aldaz in his Catálogo de Aves de Gipuzkoa y Bizkaia considered the species to be "*...dañina y bastante común...*" ["… harmful and quite common…"], which may indicate that at the beginning of the 20th century the species was relatively common in our area. In 1967, Alfredo Noval recorded an observation by Jesús Elosegi of two immature birds in the Araitz Valley. Later, VÁZQUEZ (1987), stated that the bearded vulture did not breed in Gipuzkoa, but indicated the possibility of it being observed occasionally in some mountains bordering with Navarra, citing the presence of an adult individual in the Aralar Mountain Range for four years (from 1977 to 1980), with the last observation in Aralar being of a young bird on 19th June 1981. In this same paper, he also cited the observation of one individual in a mountain range in the east of the province on 17th May 1984. It was not until 1991 that there was another observation of the

species in the province, with one bird being recorded in 1993 (M. Olano, personal observation). In 1993, fieldwork intensified in order to determine the status of this species in the province. Thus, observations in this mountain range have been carried out regularly since 1993 up to the present day (2008).

Although the previous observations recorded all age classes, since 1998 almost all the observations have been of adults or imperfect adults (5-6 years' old). In general, they were solitary individuals attached to the area for some time. On more than one occasion, territorial behaviour such as aggressive attacks on other species or the transportation of material were observed. The presence of a pair of subadults together and attached to the area for several months in 1997 should be noted. The same thing occurred in 2000 with a pair of imperfect adults that did not become established permanently.

4.2. Álava

4.3.1. Eurasian griffon vulture

Population size and trend

Eurasian griffon vultures have inhabited cliffs in Álava for at least 50 years. Starting in the 1970s, the vulture population in Álava increased by 5% each year until 1985 (Figure 11). Comparing data between the first census and the 1990's census (RODRÍGUEZ & ARAMBARRI, 1995) the average annual increase was 15%. This was the highest population increase in the last decades, although different census methodologies could report false conclusions. Afterwards, the same census methodology was developed in order to compare results. The number of visits to the breeding roosts was increased and all the favourable cliffs were checked in every census period. In studies carried out on the colonies in the Valdegovía Valley from 1989 to 1995, the average increase in the breeding population was 10% per annum (Figure 11); the number of breeding pairs increased more than 10% until 1995 although the growth in the population dropped to 3% per annum after 1995. Considering all the province, the griffon vulture population increased 13.24% per annum from 1990 until 2007. During the first five years the increasing rate was 12% per annum, but it was reduced to 8.6% for the last 12 years. In 2007, 543 breeding pairs of griffon vulture were observed in Álava (including Orduña, which was duplicated since it had already been recorded in Bizkaia, and parts of Burgos).

The griffon vulture colonies spread over 21 out of 55 100 km^2 UTM squares in Álava. In Álava, three of the Iberian Peninsula's large macropopulations of griffon vulture converge: the Cantabrian Mountains population, the Pyrenean population and the population located near to the mountains in the Iberian System. The Cantabrian Mountains population is the largest and home to the local populations in the Salvada Mountain Range, Valdegobia and the Hoces de Sobrón, where 70% of the pairs are located. There are 120 breeding pairs (22.09%) spreaded over seven colonies along the 40 km of Salvada Mountain Range and, besides, it is possible to find more available breeding sites. These mountains connect the North of Burgos and the Basque Mountains (Gorbea, Anboto, Aikorri and Aralar). Finally, the first nest records were reported few years before 1999 in Cantabria Mountain Range and its populations is increasing and spreading quickly since then. This is an important population corridor between the eastern and western populations.

With regard to the typology of the colonies, the vulture pairs in Álava are spread out across 38 colonies and three isolated nests (Table 3). The number of colonies in Álava has doubled in comparison with those found in 1995, when the vultures were distributed in 15 colonies and seven isolated pairs. These solitary nests will, in time, become colonies, and with the passing of the years, they will be placed in a higher category. In 1995, there were nine colonies with fewer than 10 pairs, which made up 60% of the type of colonies and a little over 16% of the total number of pairs. In this category, the number of colonies has tripled in recent years, although in comparison with the total, the percentage has remained the same. The same percentage of colonies of this type was found in 1990, accounting for 25% of the pairs. In 1995, only two colonies belonged to Category II, whilst the data from 2007 indicated that the number of medium-sized colonies had also tripled. This change represented a small increase in the total percentage of nests.

Colonies	Colonies		Pairs	
	n	%	n	%
Cat. I (2-10 pp)	26	68,4	138	25,4
Cat. II (11-30 pp)	7	18,4	118	21,7
Cat.III (31-90 pp)	5	13,2	284	52,3
Isolated nests			3	
Total	38		543	

Table 3. Type of Eurasian griffon vulture colonies in Álava, grouped in categories based on the number of breeding pairs in 2007.

Breeding parameters

In 2007, 84% of the pairs studied in Álava were monitored (457 pairs, Table 4), with a breeding success of 0.58. The lowest breeding success was detected in Aramaiona (0,42) and in the Salvada Mountain Range (0.54). Previously, in 1995 the overall breeding success was 0,59. In 2001 it was 0.69, and in the Valdegobia colonies, with a breeding success of 0.57, a lower value was recorded than in previous years, with 0.73 in 1995 and 0.67 in 2001.

		Colonies	Isolated nests	Estimated number of pairs	Breeding pairs	BS	Pro
1	Sierra de Salvada (Salvada Mountain Range)	7	0	140	120	0,54	0,46
2	Valdegobía	6	1	181	156	0,57	0,50
3	Hoces de Sobrón	5	0	156	134	0,59	0,48
4	Sierra de Toloño (Salvada Mountain Range)	4	0	27	23	0,60	0,52
5	Sierra de Cantabria (Cantabrian Mountains)	5	0	44	38	0,64	0,52
6	Montaña Alavesa (Alava Mountains)	7	1	47	40	0,66	0,52
7	Llanada Oriental (Western Plain)	3	0	24	21	0,73	0,66
8	Sierra de Tuyo (Tuyo Mountain Range)	0	1	1	1	0	0
9	Sierra de Arangio (Arangio Mountain Range)	1	0	12	10	0,42	0,30
	TOTAL	**38**	**3**	**632**	**543**	**0,58**	**0,49**

Table 4. Size of local populations and breeding parameters (BS = Breeding Success, Pro = Productivity) of the Eurasian griffon vulture in Álava in 2007.

Attacks to livestock

During 2006, there were 27 complaints reporting apparent attacks to livestock. Thirteen of them could have take place before the death of the animal. The number of these cases was 23 during 2007, on a total number of 43 complaints.

4.3.2. Egyptian vulture

Population and distribution

The first census in 1991 recorded 17-22 pairs. In 1994 the population was recorded as consisting of 13-17 pairs, and in 2000 it decreased to 12-13 pairs (GAINZARAIN *et al.*, 2002). In 2007, 17-20 pairs were recorded. Finally, 19 pairs were located in the most recent census, carried out in 2008 (GAINZARAIN & FERNÁNDEZ, in prep).

Breeding parameters

The breeding data for the Egyptian vulture in Álava are confined to 1990, 1994 and 2000 (Figure 7). It would be necessary to improve the knowledge with new monitoring data in order to prove the regression detected in the breeding success.

Mortality

In the period from 1988 to 2000, nine birds were taken to the Álava CRFS (Martioda), with the majority of the cases being due to mild poisoning. They were released after spending some time recovering at the centre. Among the confirmed cases of poisoning, the following stand out: one adult and one 45-day-old chick that died in the nest due to the consumption of strychnine in the Tuyo Mountain Range in 1998. The adult was ringed and had been taken to the Martioda CRFS four years earlier due to poisoning. In 1999, a female Egyptian vulture was found in the Conchas de Haro area with an egg formed inside her, and presenting high levels of Carbofuran. Again, in 2000, in the Koartango Valley, another individual was found with clear signs of poisoning.

5. DISCUSSION

The dynamics of the griffon and Egyptian vulture populations in the Basque Country have been conditioned by two main factors: 1) the management of the species, including banning their persecution, protecting the birds and using different means to control the amount of food available in the environment, and 2) the natural dynamics and evolution of their populations. In the case of the griffon vulture, despite the lack of information prior to the 1980s, it seems clear that the first pairs began to breed again in Bizkaia and Gipuzkoa, after decades of absence, around the mid 1980s (ARROYO *et al.*, 1990). This preliminary colonisation might be explained by the spectacular increase in the griffon vulture populations over the last 20 years, after the progressive saturation of the neighbouring populations and an increase in dispersed birds, which would go hand in hand with the notable increase observed in Álava. This has led to the establishment and expansion of the population studied, since it has found favourable areas, as has been documented in other populations (OLEA *et al.*, 1999, LÓPEZ-LÓPEZ *et al.*, 2004, PARRA & TELLERÍA, 2004). The factors that condition the establishment of the new colonies appear to be the availability of suitable cliffs for nesting and, above all, the availability of sufficient food (PARRA & TELLERÍA, 2004; MARGALIDA *et al.,* 2007). According to DONÁZAR & FERNÁNDEZ (1990) the presence of rock faces and their characteristics are more important limiting factors than the availability of food, which

may be due to the vultures' ability to travel long distances to feed (PARRA & TELLERÍA, 2004).

The variations in the breeding parameters obtained in these years appear to be the result of a variety of factors, which affect the pairs' breeding, and which can be explained by factors that usually have an impact on these species' breeding. These include weather conditions (GAVASHELISHVILI & MCGRADY, 2006), the availability of food in the field (BOSÉ & SARRAZIN, 2007), how experienced the pairs are, and disturbance or intraspecific competition (see MARGALIDA *et al.*, 2003, CARRETE *et al.*, 2007). In this respect, the notable increase in the number of griffon vulture breeding pairs means that the competition for food or nesting sites is increasingly intense, and this could have an impact on breeding success. Thus, the breeding success in recent years in the Basque Country, apart from particular cases, is lower than 0.60 chicks/pair with clutch. These values are the lowest recorded in the Iberian Peninsula (MARCO & GARCÍA, 1981; DONAZAR *et al.*, 1988; ELÓSEGI, 1989; ARROYO el al., 1990; PALACÍN *et al.*, 1993; RODRIGUEZ & ARAMBARRI 1995; SÁNCHEZ-AGUADO & HERNÁNDEZ 1993; OLEA *et al.*, 1999; AIERBE *et al.*, 2002; LÓPEZ-LÓPEZ *et al.*, 2004), although it should be borne in mind that the decrease in breeding parameters appears generalised in most of the areas studied over the last few years (see CAMPIÓN, 2009; GARCÍA & MARGALIDA, 2009; WOUTERSEN *et al.*, 2009). In this respect, GAVASHELISHVILI & MCGRADY (2006) observed how, in a griffon vulture breeding colony in the Caucasus, where there were plenty of overwintering livestock, the number of pairs laying eggs was high. However, when the livestock disappeared in the spring, the breeding success fell below 0.5 chicks/pair with clutch, whilst in one mountain zone, where livestock were brought up in the spring, the number of pairs laying eggs was low, but the breeding success was over 0.8 chicks/pair with clutch. The difference was exclusively due to the availability of trophic resources. In the case of the Basque vultures, it appears that in principle they did not depend on feeding stations or muladares, since extensively raised livestock provided the biomass required to ensure the population's survival. However, the systematic removal of livestock from the mountains and the closing of the muladares in other provinces have caused this species to start to decline, with a decrease in breeding parameters. Moreover, in some colonies in Bizkaia, there has been an increase in mortality due to starvation in recently fledged birds. Another sign that the vultures are not finding enough food to survive is the notable increase in formal complaints about attacks on live domesticated animals in recent years (see MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). In this respect, in 2006 the only existing muladar in the Basque Country (Bizkaia) was closed. And, in parallel with this, a policy involving greater control of dead livestock in the field was applied in the whole Autonomous Community. This regulation did not affect the breeding success that year, since most of the chicks had already fledged, although, in the case of Bizkaia and Álava, the breeding success in 2007 was under 0.4 chicks/pair with clutch. The effect was very similar to the one described by GAVASHELISHVILI & MCGRADY (2006), since in winter, with snow in the mountains and extensively reared livestock, the number of deaths, especially of mares, is high and the snow makes it impossible to remove the carcasses before the vultures can eat them. Thus, the females reach the egg-laying period in good physical condition and the percentage of pairs that start laying eggs is high. As the spring and summer advance and with the strict control of dead livestock, especially at birthing time, food becomes scarce, so the chicks are not fed with the expected frequency and, as the demand for food increases as the chicks grow, they become increasingly weaker and the number of dead chicks rises. So, it is not unusual for completely bare chicks to die in the nest in June and July, as was observed in Bizkaia. This occurrence, on the other hand, is not found in situations where the trophic availability is normal. So, it was not found in Gipuzkoa at the same time, where there did not seem to be a clear relation with the possible lack of food. In fact, MARTÍNEZ *et al.*, (1997) showed that in order to avoid overestimating the vultures' breeding success, it was essential to visit the colonies on at least four occasions until the month of April, taking for granted that once the first phases of the chick's growth had been completed, it was very rare for them to die. The reopening of that muladar in 2007 (although with less food being laid out), led to an increase in breeding success in Bizkaia in comparison with the previous year, despite an extremely rainy spring (250 l/m^2 between May and June). Although the death of older chicks in the nest, despite a hot, dry summer, suggests that the food problem has not been solved, since the livestock carcass removal policy continues.

In parallel with the effects of the availability of food on breeding, in the last decade is has had an impact on the frequency of mortality in fledged birds. This occurrence, marked by the scarcity of food, is conditioned by the number of chicks that fledge in the breeding season and the food management mechanisms that is carried out in the vultures' home range. Thus, the closing of the muladar in

August 2006, and the intensification of the removal of dead livestock from the field, had an impact at the end of the breeding period that year, despite the fact that the breeding data did not show it, due to the high number of birds that died from starvation.

As for the Egyptian vulture, although its population is in serious decline on all scales (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; CUTHBERT *et al.*, 2006), the results from the Basque Country, with 47 pairs in 2008, show that the population is stable and even reveals a favourable trend. Some of the new pairs could be inhabiting territories that had previously been missed, although in other cases it has been seen that the birds are occupying their territory for the first time. This trend appears to be constant in the Eurosiberian region of the Iberian Peninsula, where some Egyptian vulture populations, unlike what occurs in most of their distribution range, are stable or even increasing slightly (J. LOPEZ, pers. comm., GARCIA & MARGALIDA, 2009). The observed stability in the Basque Country population could be associated to the low level of poisoning detected. The illegal use of poisons is the main cause of mortality in adult birds in Spain and the main cause of their population decline (DEL MORAL & MARTI, 2002; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2009). The effect is so clear that in areas where there are no or very few deaths due to poisoning or direct persecution, the populations remain stable, and there is even a positive trend (LIBERATORI & PENTERIANI, 2001; GARCÍA-RIPOLLÉS & LÓPEZ-LÓPEZ, 2006).

With regard to the breeding parameters, the results for the Basque Country show low breeding success figures, with an average value of 0.79 ± 0.19 chicks/breeding pair (n = 226 nests). This value appears to be one of the lowest in the scientific literature for Spain, Italy, Portugal and France (BERGIER, 1985; DONÁZAR & CEBALLOS, 1988; ESPINHA DE ALMEIDA, 1995; ABULADZE & SHERGALIN, 1998; LIBERATORI & PENTERIANI, 2000; AIERBE *et al.*, 2002; SARA & DI VITORIO, 2003; GRANDE, 2006), above the average success in the Canary Islands with 0.48 (n = 44) where it is considered a serious problem for the population's future (DONÁZAR *et al.*, 2002). The predominantly Mediterranean character of this species (see DONÁZAR, 1993; 1997) allows us to suggest a limitation of its distribution range for climatic reasons (see KREBS, 2001), as in the case of the griffon vulture (GAVASHELISHVILI & MCGRADY, 2006). In fact, Figure 8 shows a relation between breeding success and the amount of rain fallen in the months of May and June in Bizkaia, so that in the years with normal weather conditions (around 100 l/m^2 for the two-month period), breeding success would not appear to be affected by the rain, whilst in years with rainy springs, like 2008, a notable number of nests would seem to be affected directly, so that the number of losses rises notably, most of them being associated with nests that are fairly exposed to the elements (authors' unpublished data). Moreover, a rainy spring can also affect the populations of animal species on which the Egyptian vultures feed, leading to a lesser availability of carcasses of chicks and the young of carnivores and hedgehogs, which constitute a large percentage of the diet of the Egyptian vultures in the study area (HIDALGO *et al.*, 2005). Thus, for example, in the 2008 breeding season, the remains of wild animals were only found in two of the 16 nests studied, when it is usual to find feathers, bones and the remains of skin in all the nests (see HIDALGO *et al.*, 2005). In the other 14 nests, only the remains of domestic livestock and rubbish were found, resources that are also used by griffon vultures, with which they compete. Although it is very hard to make estimates of the availability of food, which allow us to relate them with breeding parameters (see CEBALLOS & DONÁZAR, 1989; CARRETE *et al.*, 2007), it seems obvious that the availability of food is one of the main factors that affects productivity and the quality of the nesting site (LIBERATORI & PENTERIANI, 2001).

Moreover, in the study area there is a series of territories that have nests in places that are often frequented by people carrying out outdoor leisure activities, or in areas where forestry activities take place. A high frequency of disturbance and its continuous effect in the proximity of the nests lead to older chicks dying from starvation (see ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008), so the breeding success of pairs affected by disturbance (0.41) appears to be far lower than that of those that are not affected (0.92). Thus, the effect of the disturbance and the rain in the months of May and June, appear to explain to a certain extent the low breeding success of this species and allow us to establish management measures designed to improve the breeding parameters (ZUBEROGOITIA *et al.*, 2008).

As for the bearded vulture, we should highlight the importance of the Basque mountain ranges for the geographical expansion of this species westwards. Thus, it is important to clarify the role of the Basque territories in terms of this species' conservation. The fact that it has occupied territories in Gipuzkoa for so long, without any signs of breeding, could indicate that these are sink areas. However, it has not been possible to prove this. Another possibility is that the factors that have a negative impact on the population may continue to affect the traditional breeding areas, so that individuals trying to

recolonise these territories are recruited continuously by the western territories, preventing stable pairs settling that could start breeding (MARGALIDA *et al.*, 2008). In this respect, the marking of individuals that settle in Basque territories appears to be a fundamental tool for trying to clarify the role that they play in the conservation of this species.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

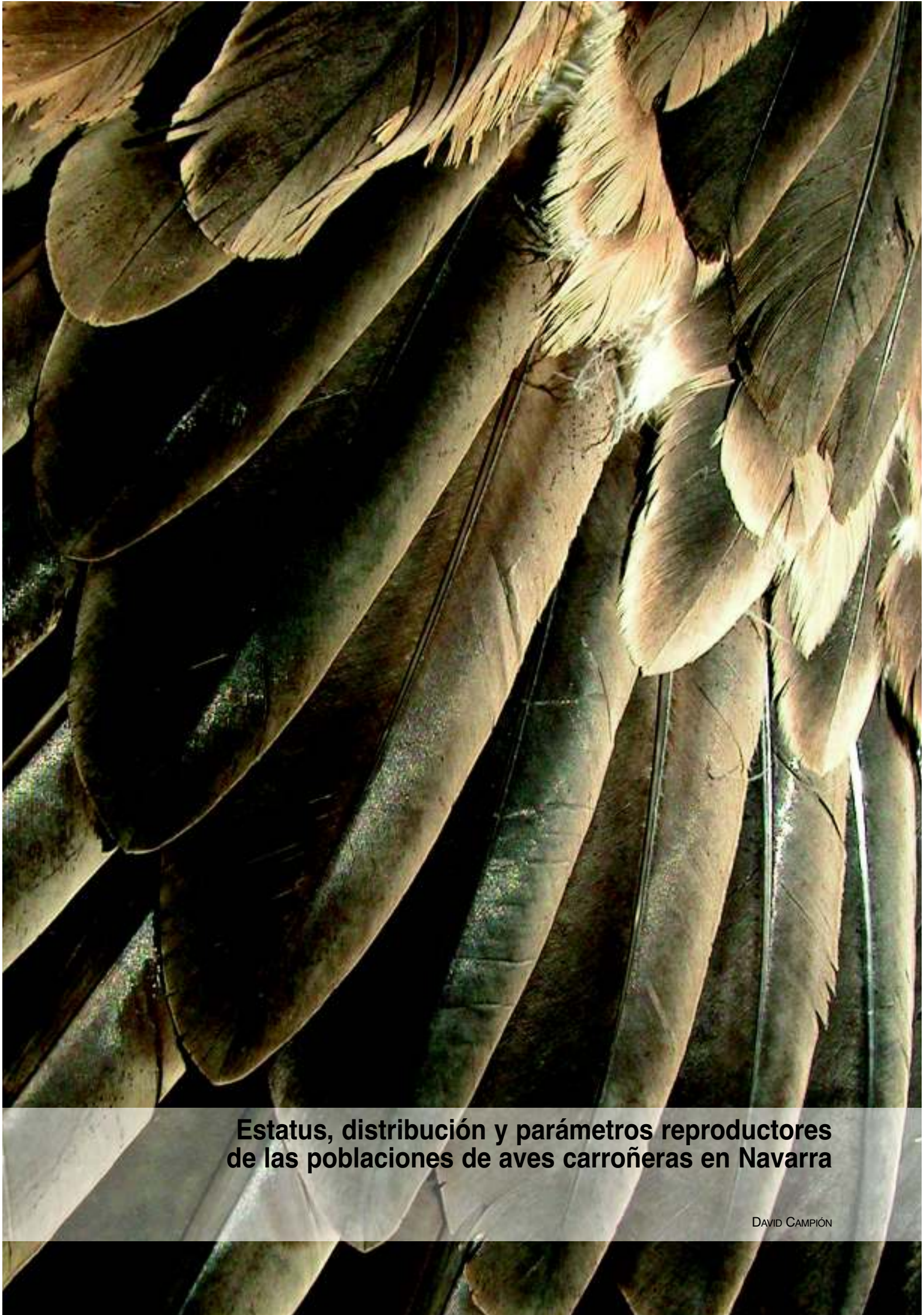
Bizkaia: We would like to thank Ainara Azkona, Lander Astorkia and Iñaki Castillo for their fieldwork during the entire study period; they made a major contribution to the projects. We would also like to thank a large group of collaborators, with whom we spend countless days, especially Agurtzane Iratea, Fernando Ruiz Moneo and Javier Elorriaga. We are also very grateful to Iñaki Intxausti, of the Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia [Bizkaia Wildlife Recovery Centre], who provided us with annual reports. The Sección de Conservación y Espacios Naturales Protegidos [Protected Natural Areas Conservation Section] of the Departamento de Agricultura de la Diputación Foral de Bizkaia [Agriculture Department of Bizkaia Provincial Council] financed the monitoring for the years 2004, 2005, 2007 and 2008.

Gipuzkoa: Thanks should go to Iñigo Mendiola, wildlife manager at the Diputación Foral de Gipuzkoa for helping us with our study over the years. Likewise, we would like to thank Javier Vázquez, Tomás Aierbe, Jon Ugarte, Fermín Ansorregi, Peio Izkeaga and Oscar de Prada for their generous, valuable collaboration with the fieldwork in different seasons. We would like to thanks Esteban Iriarte for the data provided by the Centro de Recuperación Arranoetxea [Arranoetxea Wildlife Recovery Centre] Part of this work was carried out thanks to different grants given by the Dirección de Biodiversidad [Biodiversity Directorate] of the Departamento de Medio Ambiente del Gobierno Vasco [Department of the Environment of the Autonomous Government of the Basque Country].

Álava: Firstly, the authors of this study would like to thank the Departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Álava [Department of the Environment of Álava Provincial Council] for the grants they gave us, which were of great help in the execution of this project. We would also like to thank all those who accompanied us in our fieldwork: Yolanda Arrondo; Tomás Elizondo; Jordi Gómez and Pablo Ruiz de Arcaute. Moreover, José Antonio Gainzarain collaborated on drawing up the maps of the Basque Country. All this would not have been possible without the great efforts made by all those who, despite having to endure extreme weather conditions, and many early mornings, never forgot that they were working for the future of these avian scavengers.

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Jordi Bas



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

David Campión

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	66-87	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

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 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 colonizándo 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 muladares. 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, bestelakoa 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 demografiaren 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 egonkorturik 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 egiaztatu 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 eztabaidatzen 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 & CAMPIÓN, 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 km^2) 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

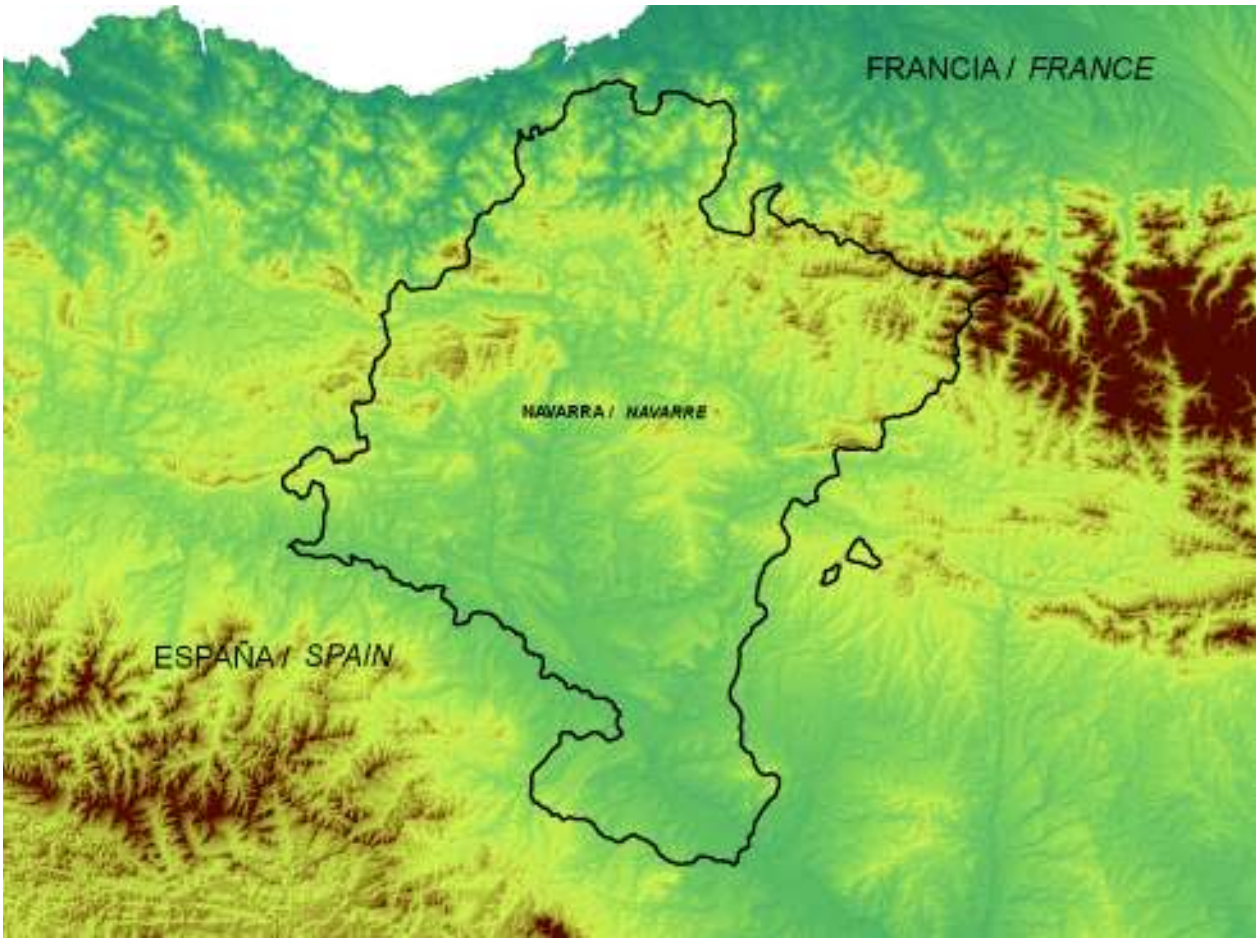


Figura 1. Situación y límites de Navarra. A la izquierda (oeste) se observa el mar cantábrico y a la derecha (este) los Pirineos occidentales. El tercio norte se encuentra intensamente forestado mientras que hacia el sur predominan los cultivos abiertos y pseudoestepas.

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 recientemente 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 nidificantes 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 inmemorial (..)"*. 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

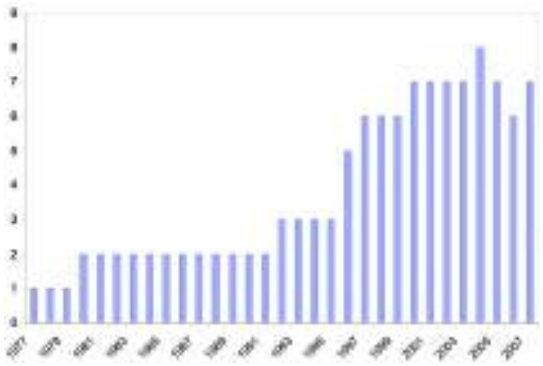


Figura 2. Evolución del número de territorios reproductores de quebrantahuesos en Navarra (1977-2007). Se entiende por territorios reproductores aquellos en los que se ha producido una puesta al menos en una ocasión.

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.*

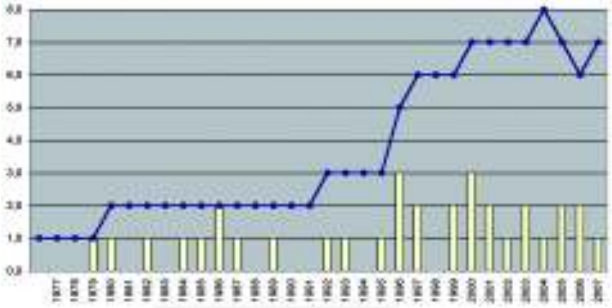


Figura 3. Evolución del número del número de pollos volados (columnas) y territorios reproductores (líneas) de quebrantahuesos en Navarra (1977-2007).

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

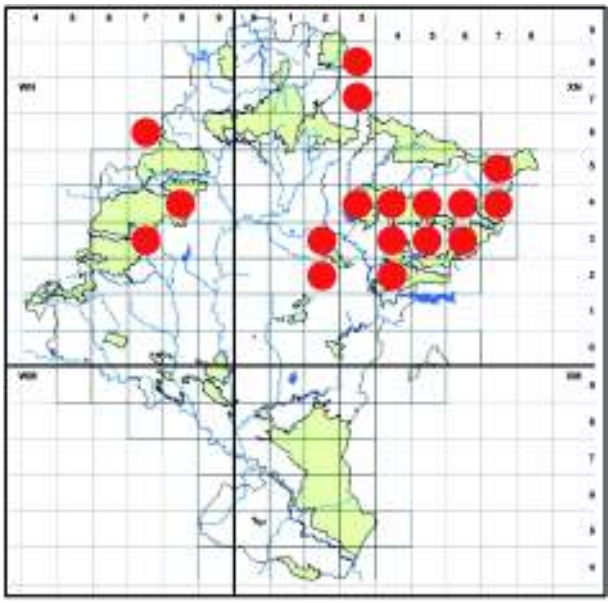


Figura 4. Distribución del quebrantahuesos en Navarra. Se indican las zonas con presencia continuada de la especie. Hay que tener en cuenta que un mismo territorio puede tener enclaves de nidificación en diferentes cuadrículas, comunidades autónomas e incluso Estados, así como que en algunos territorios 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 20007). 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.

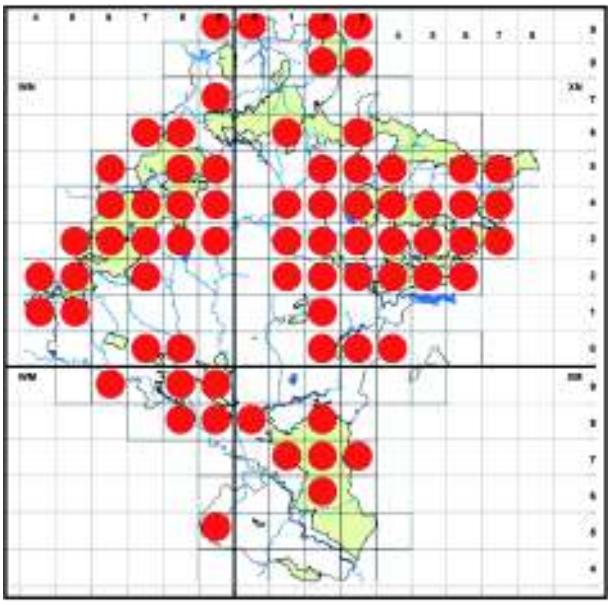


Figura 6. Distribución del buitre leonado en Navarra (2007).
Figura 6. *Distribution of the griffon vulture in Navarra (2007).*

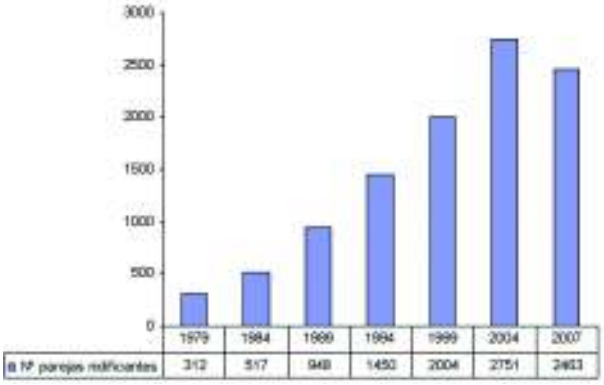


Figura 7. Evolución del número de parejas nidificantes de buitre leonado en Navarra (1979-2007).
Figure 7. *Evolution of the number of nesting pairs (boxes below) of griffon vultures in Navarra (1979-2007).*

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

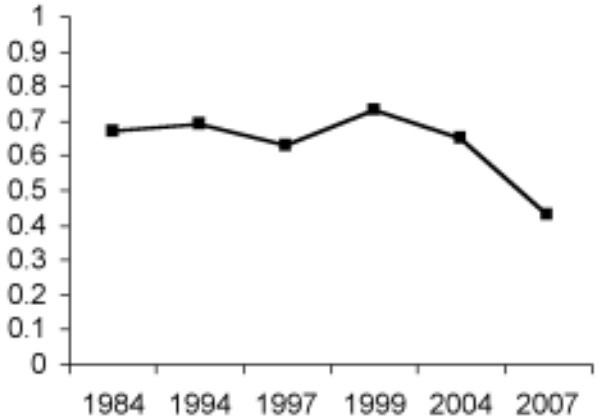


Figura 8. Evolución de la productividad del buitre leonado en Navarra (1984-2007).
Figura 8. *Evolution of the productivity of the griffon vulture in Navarra (1984-2007)*

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 km^2) es más de cinco veces superior a la del estado (0,27 parejas/100 km^2) (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

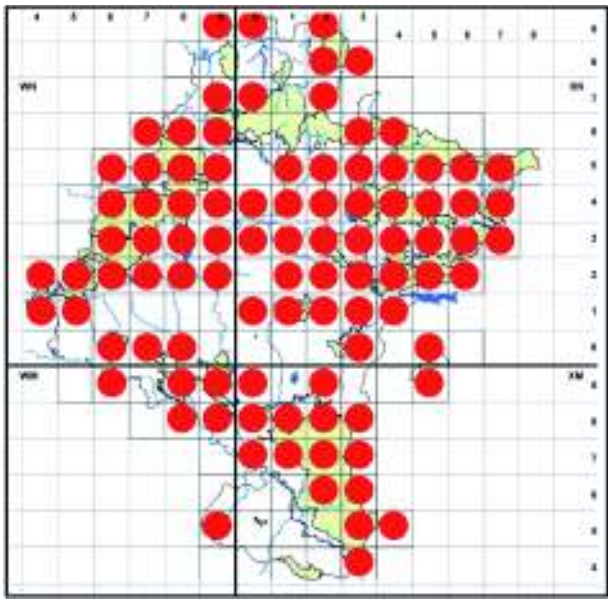


Figura 9. Distribución del alimoche en Navarra (DONÁZAR, 2003).
Figura 9. *Distribution of the Egyptian vulture in Navarra (DONÁZAR 2003).*

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 periodo 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

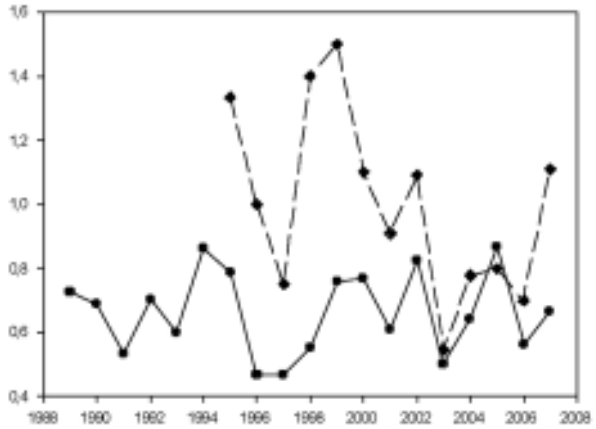


Figura 10. Evolución de la productividad del alimoche en la Bardena (1988-2008). En trazo discontinuo valores pertenecientes a la Bardena negra y en trazo continuo a la Bardena blanca (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009).

Figura 10. *Evolution of the productivity of the Egyptian vulture in la 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 íbices *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 aparenta 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 bús-

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, cantidades, 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 sellection 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.

CAMPIÓN, D.

1995 La fragmentación del hábitat forestal y la conservación de las aves de presa en Navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra* 1: 37-45.

CAMPIÓN, 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. & DONÁZAR, 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. & DONÁZAR, 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.

DONÁZAR, J. A.

2003 Alimoche común (*Neophron percnopterus*). In: Martí, R. & Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid, DGCN-SEO.

DONÁZAR, 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.

DONÁZAR, 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.

DONÁZAR, 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.

DONÁZAR, J. A., ELÓSEGUI, J. & SENOSIAIN, A.

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

DONÁZAR, J. A. & FERNÁNDEZ, C.

1982 Censo de cinco rapaces rupícolas en Navarra: quebrantahuesos (*Gypaëtus barbatus*), Aguila real (*Aquila chrysaetos*), Aguila perdicera (*Hieraaëtus fasciatus*), Halcón común (*Falco peregrinus*) y alimoche (*Neophron percnopterus*). *Príncipe de Viana. Sup. Ciencias II* (2): 435-441.

DONÁZAR, 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.

DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F., ROMERO-PUJANTE, M., ANTOR, R., GARCÍA, D., CAMPIÓN, 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. Nacionales. Madrid. Pp. 139-152.

DONÁZAR, J. A., NAVESO, M. A., TELLA, J. L. & CAMPIÓN, 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 l 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., CRETTENAND, 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.

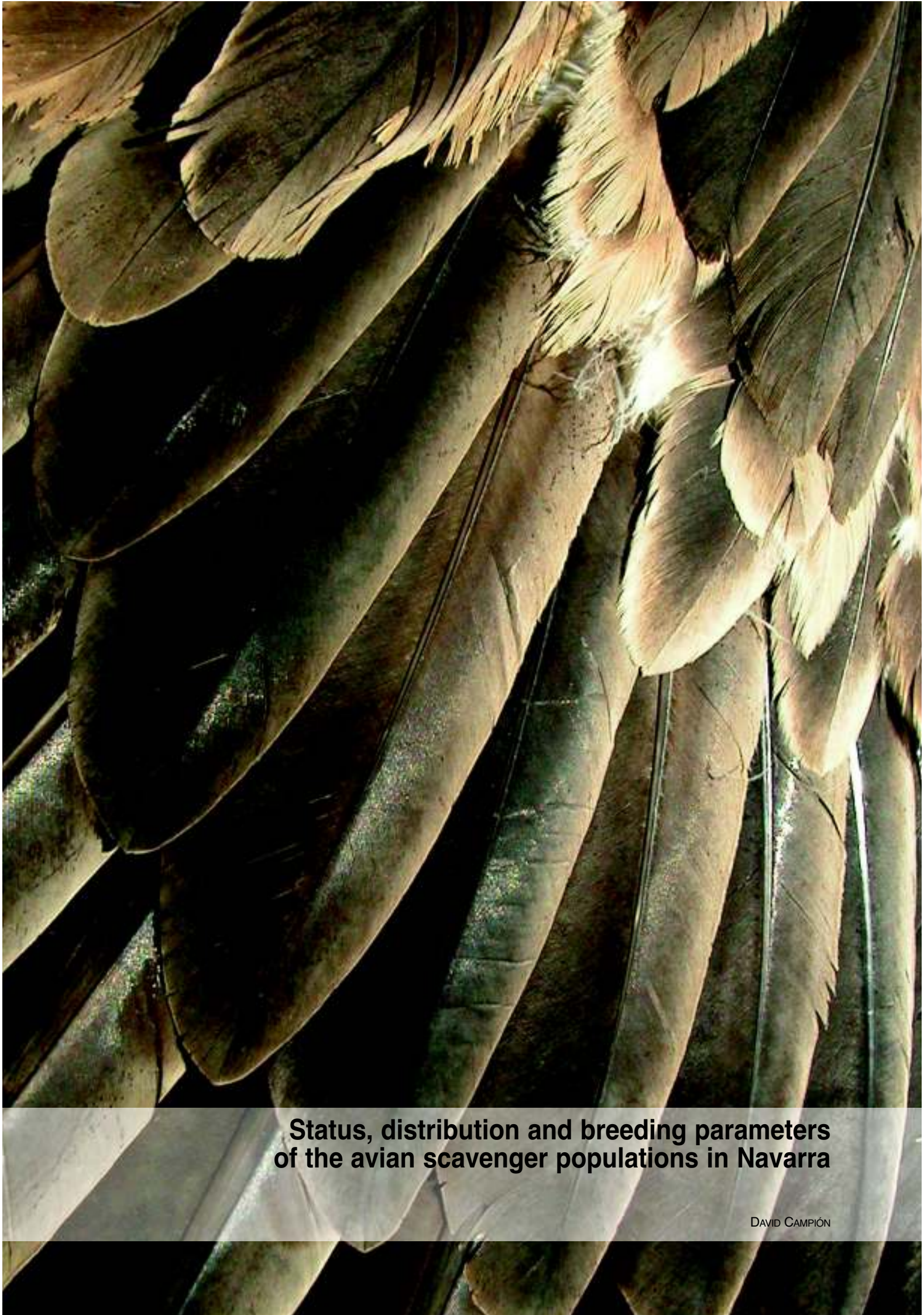
SAUNDERS, H.
1884 Notes on the Birds of the Pyrenees. *Ibis* 8: 365-392.

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 km^2). 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 Yrurzun they have bred from time inmemorial (..)"*. 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 other 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 km^2) is more than five times higher than that of the state (0.27 pairs/100 km^2) (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 different 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.

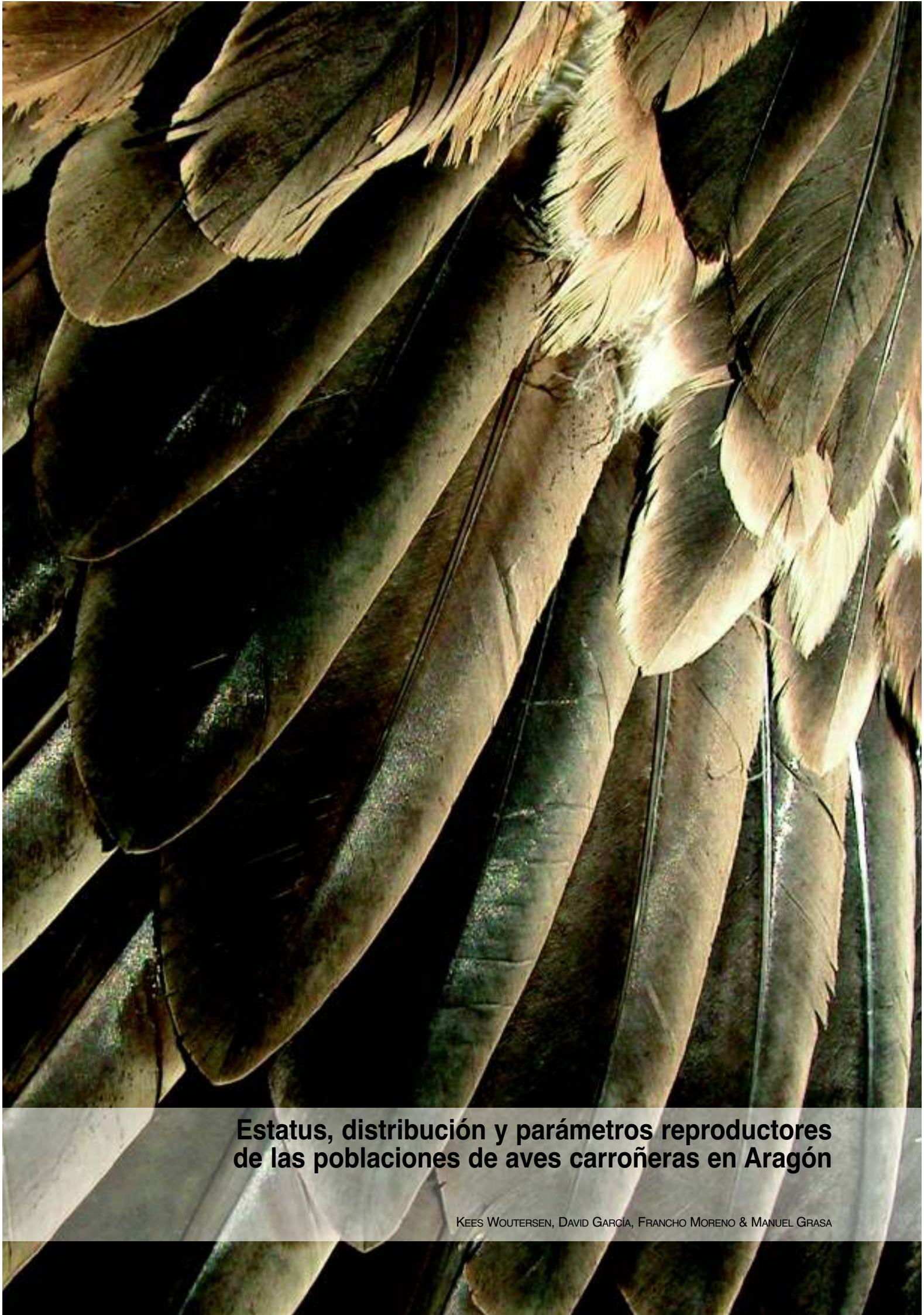
Other preferable lines of investigation linked to present preventative politics of the creation of feeding places for scavengers should be focused on ensuring the quality of food supply that is offered in the dumpsites, in order to rule out any harmful long term effects derived from animal health substances 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



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

Kees Woutersen, David García, Francho Moreno & Manuel Grasa

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	88-115	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

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[1], David GARCÍA[2], Francho MORENO[3] & Manuel GRASA[4]

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 muladares 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 erroldarekiko %13ko hazkundea). Ugalketa parametroek ere behera egin dute hiru espezietan, ugatzen kasuan mendekotasunak eta elikagaiak lortzeko aukera urriagoak eraginda, eta heriotza ez naturak eraginda sai arrearen eta sai zuriaren kasuan. Kontserbazioaren geroa funtsean pozoiaren erabileraren bazterketan oinarritu beharko litzateke. Bestalde, talkak eta elektrokuzioak dira hildakoen kopuru handienak eragiten dituztenak, eta beraz, komenigarria da euskarriak egokitzeko eta kable elektrikoak seinaleztatzeko ekimenekin aurrera jarraitzea. Hondakindegiak eta zabortegiak pixkana-pixkana itxi direnez eta BEEk eragindako krisiaren ondorioz elikagai iturriak desagertu direnez, arriskuan dago hegazti sarraskijaleen biziraupena. Erkidegoko administrazioa neurriak hartzen hasia da mehatxua 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.

[1] C/ Ingeniero Montaner, 4-1-C, 22004 Huesca. E-mail: info@aragonnatuur.com
[2] C/ Batería, 17. 08110. Montcada i Reixac, Barcelona
[3] C/ Saturno, 75.1ºB. 50012 Zaragoza. fjmoreno@zaragoza.es
[4] 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* (TELLERIA *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. ÀREA 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.

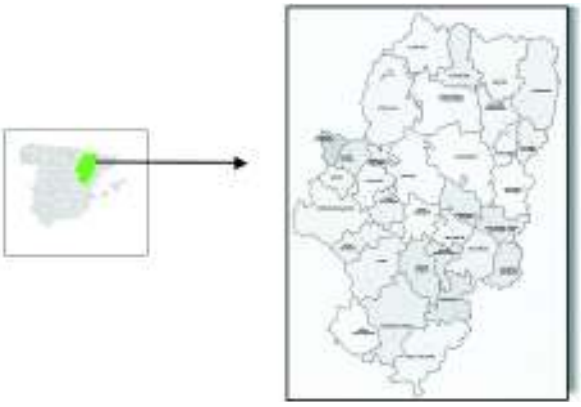


Figura 1. Distribución comarcal del área de estudio con presencia de aves carroñeras.
Figure 1. *District distribution of the study area with scavenger birds' presence.*

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 estirpium 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 sarrio 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.

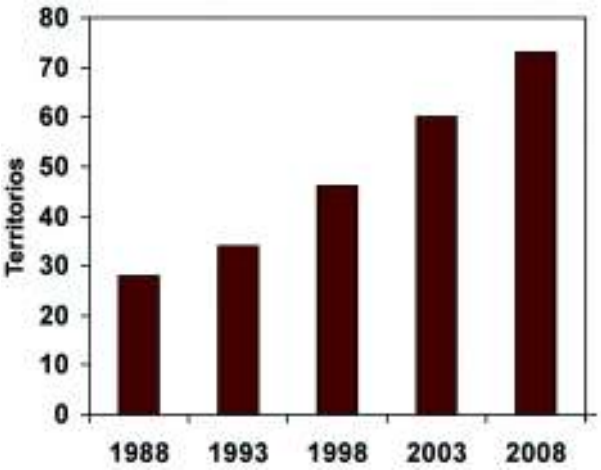


Figura 2. Evolucion del numero de territorios de quebrantahuesos en Aragón.
Figure 2. *Evolution on the number of territorios of bearded vultures in Aragon.*

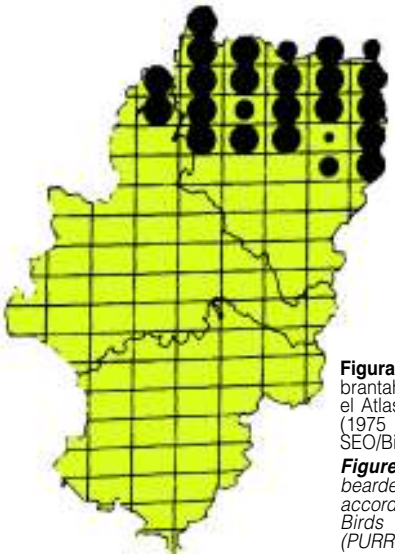


Figura 3. Distribución del quebrantahuesos en Aragón según el Atlas de las aves de España (1975 -1995). (PURROY, *et al.*, SEO/BirdLife, 1997).
Figure 3. *Distribution of the bearded vulture in Aragón in accordance with the Atlas of the Birds of Spain (1975-1995). (PURROY, 1997).*

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.

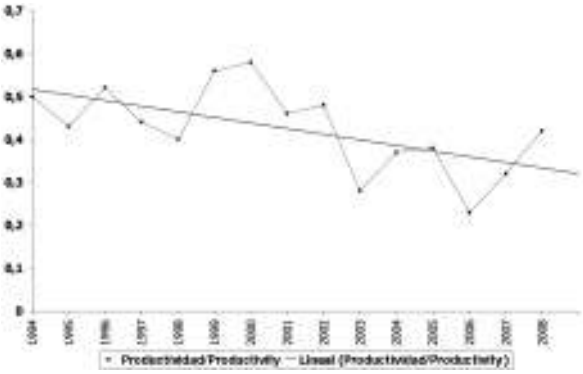


Figura 4. Tendencia de la productividad del quebrantahuesos en Aragón años 1994-2008.
Figure 4. *Productivity of the bearded vulture in Aragón years 1994-2008.*

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 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.

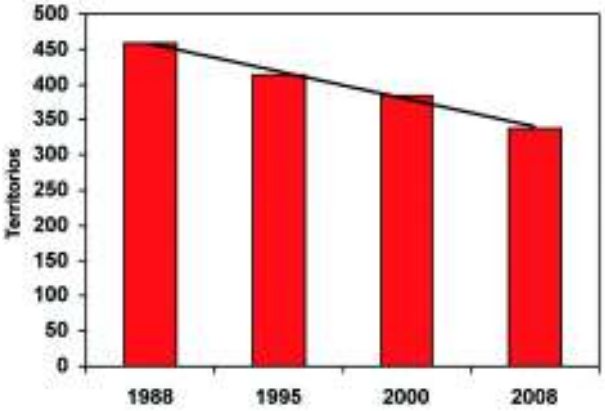


Figura 5. Evolucion del numero de territorios de alimoche en Aragón.
Figure 5. *Evolution on the number of territorios of Egyptian vulture in Aragon.*

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 & PLATTEEUW, 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 Aínsa 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 avanzamos 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).

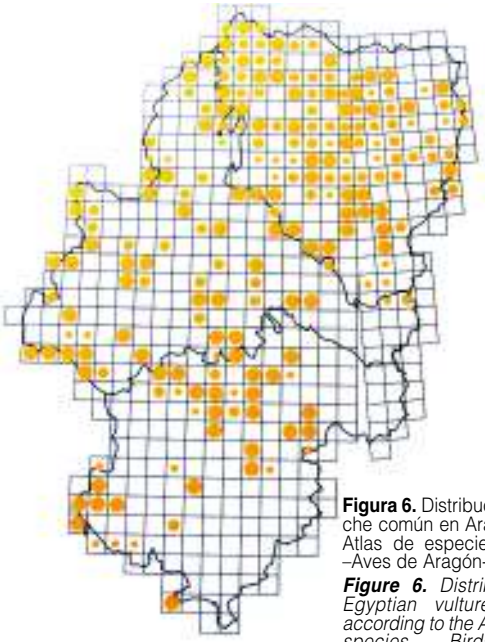


Figura 6. Distribución del alimoche común en Aragón según el Atlas de especies nidificantes –Aves de Aragón- (1998).

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.*

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.

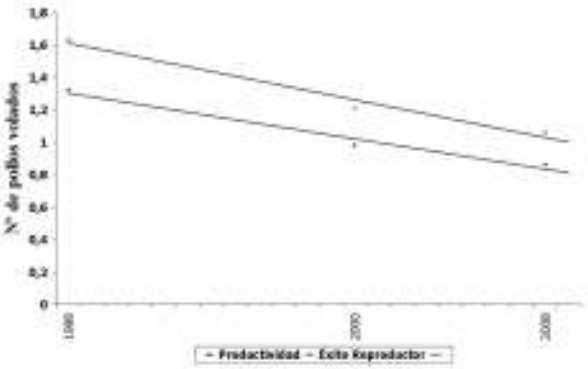


Figura 7. Productividad y éxito reproductor del alimoche en Aragón.

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 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 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).*

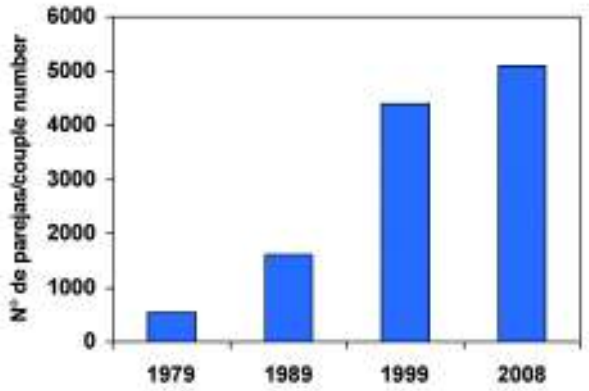


Figura 9. Evolucion del numero de parejas de buitre leonado en Aragón (los resultados del 2008 son provisionales).

Figure 9. *Evolution on the number of pairs of griffon vulture in Aragon. (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 ínter-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.

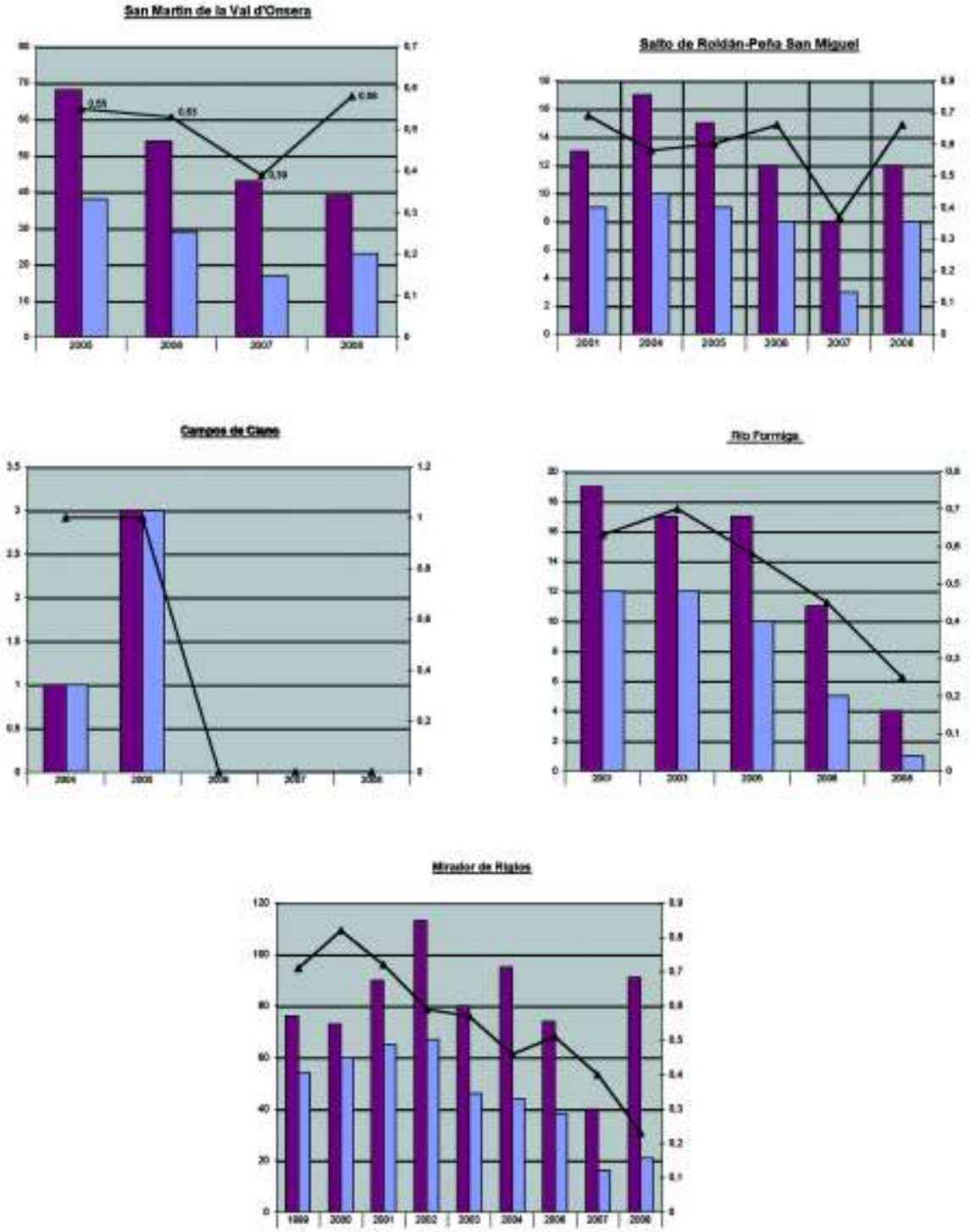
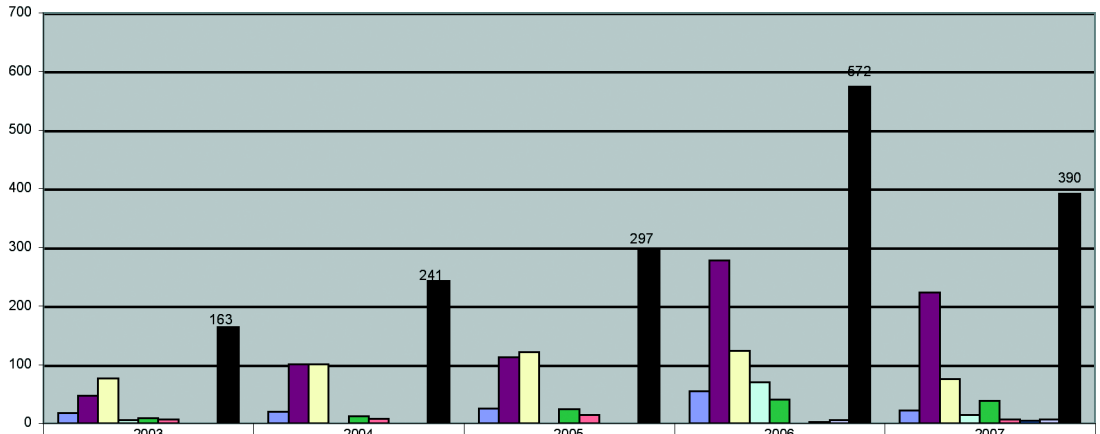


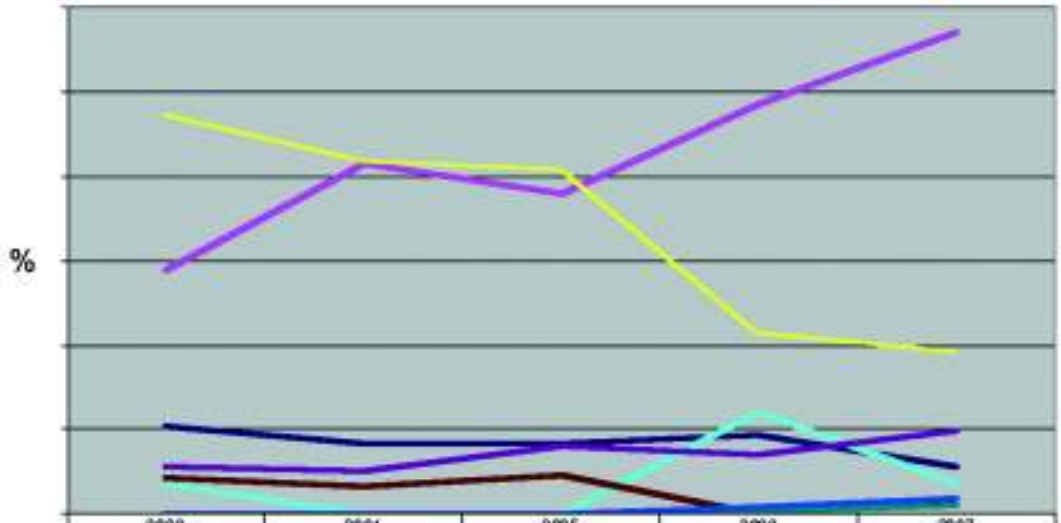
Figura 10. Evolución del número de parejas que inician la reproducción, éxito reproductor y pollos volados de las cuatro colonias de buitre leonado objeto de seguimiento y del núcleo de Campos de Ciano.

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-



	2003	2004	2005	2006	2007
DESNUTRICION	17	20	25	54	22
COLISION	47	100	113	278	223
ELECTROCUCION	77	101	121	123	75
INTOXICACION	6	0	0	70	14
ATROPELLO	9	12	24	40	38
VARIAS	7	8	14	0	7
DISPARO	0	0	0	2	4
TRAMPAS	0	0	0	5	7
TOTALES	163	241	297	572	390



	2003	2004	2005	2006	2007
DESNUTRICION	10,43	8,30	8,42	9,44	5,64
COLISION	28,83	41,50	38,04	48,60	57,18
ELECTROCUCION	47,23	41,90	40,75	21,50	19,24
INTOXICACION	3,69	0,00	0	12,24	3,59
ATROPELLO	5,52	4,98	8,08	7,00	9,75
VARIAS	4,30	3,32	4,71	0,00	1,79
DISPARO	0,00	0,00	0	0,35	1,02
TRAMPAS	0,00	0,00	0	0,87	1,79

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).*

foto/photo: Manuel de la Riva

foto/photo: Antonio Atienza

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

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 victimas 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 muladares 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^2), 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, LICS, 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 categoría 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, *Gyapetus 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 *II 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. & THIBAULT 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 Introducction. II Colloque International sur les Rapaces Mediterranées. *Rapaces Mediterranéens*, 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. Reyero 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*. 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.

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 Alimoches 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 quebrantahueos: 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 inédito. Departamento de Medio Ambiente. Diputación Foral de Aragón.

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.

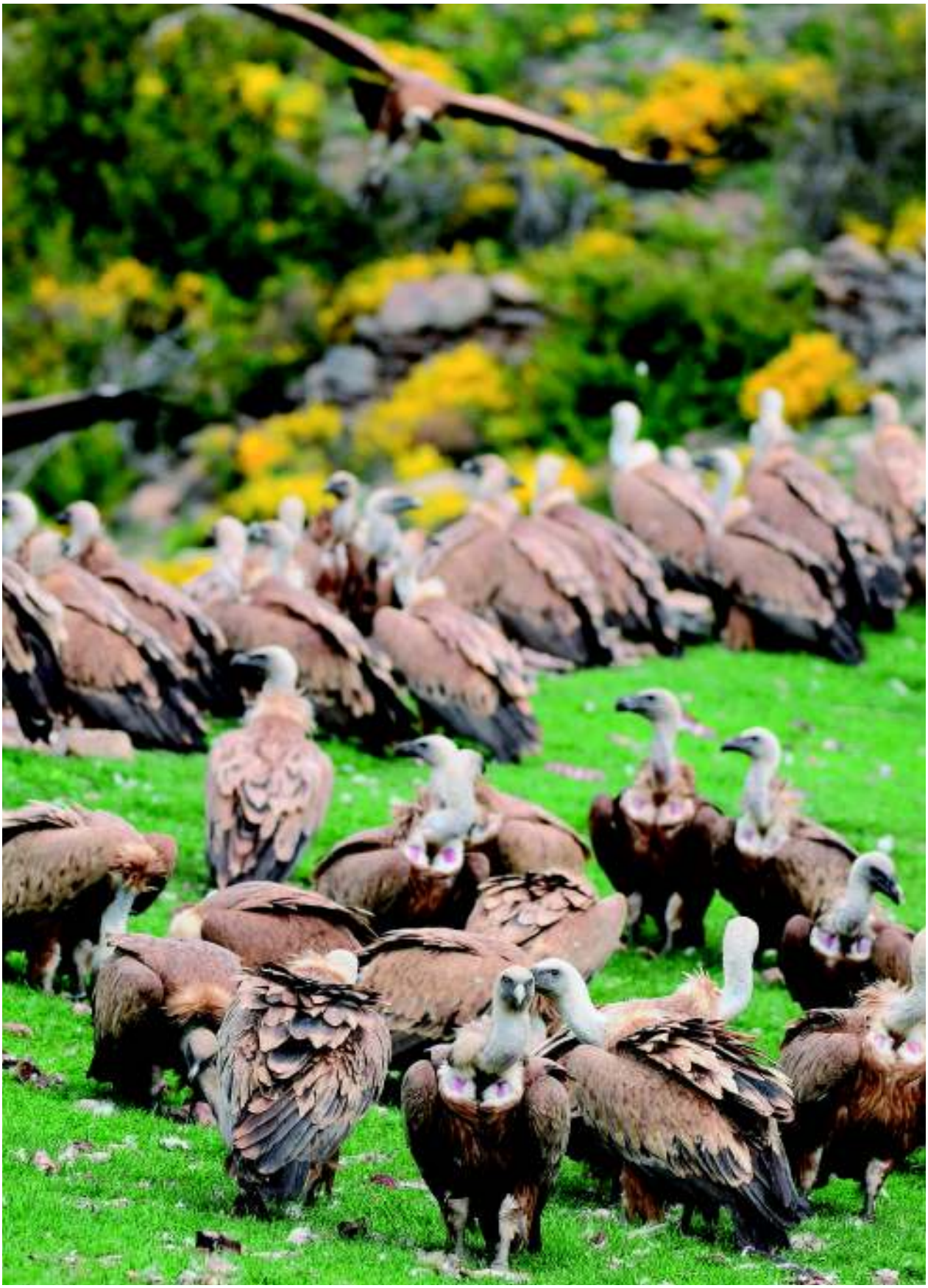
2004 *El quebrantahuesos: descripción, costumbres, observación, reintroducción, mitología*. Ediciones Omega. Barcelona.

WALLIS, H.N.

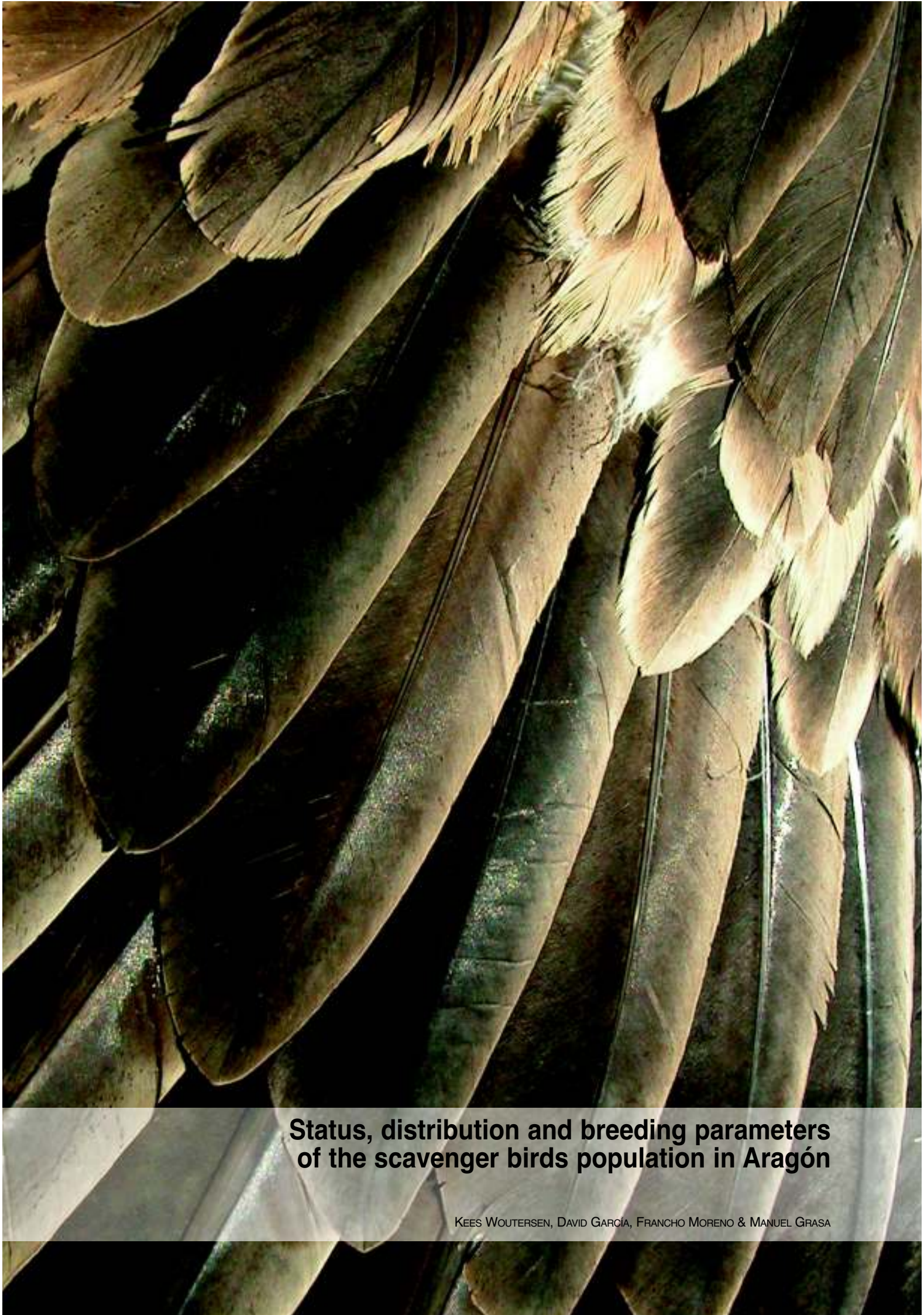
1895 Notes in birds of the Central Pyrenees. *The Ibis* 3: 64-85.

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 1st fortnight of April and the 2nd 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 – censured 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 20th century and it is curious that it was not mentioned in Ignacio de Asso's extensive works *Synopsis estirpium 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 naturists 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 Buil 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 Depresion 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 censored (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 Jacentania 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 Guadalope 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 different 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 censures 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% (DEL MORAL & 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 inter-census 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 3º and 2º 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 conspecies 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 denso-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^2), 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.

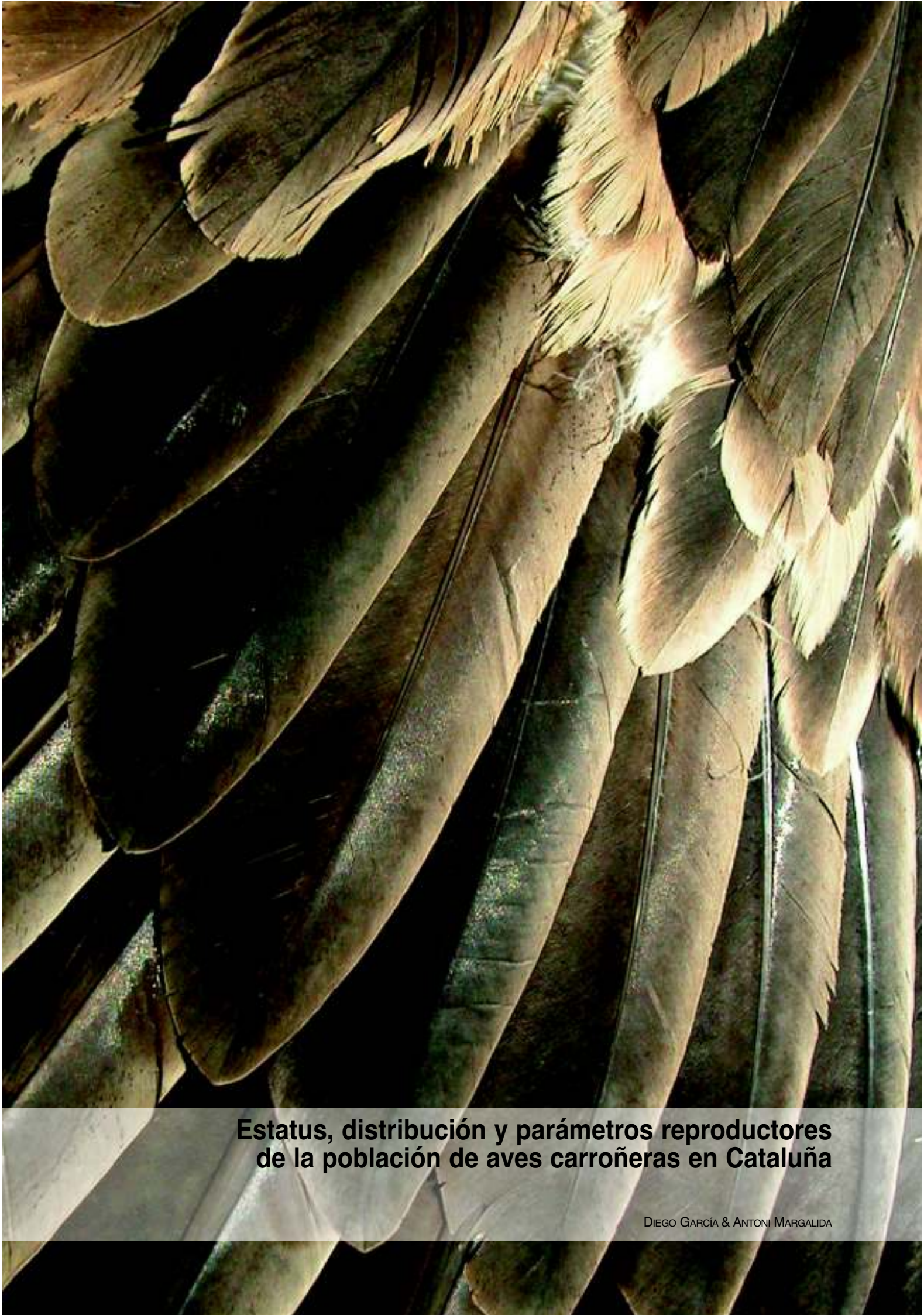
With regards to the griffon vulture the access to its food should consider two aspects. Firstly, its ecology should be respected, opting to facilitate the complete carcass as a natural resource and legally protected by community and national regulations. Secondly, a mixed model should be developed where 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



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

Diego García & Antoni Margalida

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	116-135	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

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

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

PALABRAS CLAVES: Cataluña, dinámica poblacional, *Gypaetus barbatus, Gyps fulvus, Neophron percnopterus*, parámetros reproductores.
KEY WORDS: breeding parameters, Catalonia, *Gypaetus barbatus, Gyps fulvus, Neophron percnopterus,* population trend
GAKO-HITZAK: Katalunia, populazio(en) dinamika, *Gypaetus barbatus, Gyps fulvus, Neophron percnopterus*, ugaltze-parametroak.

Diego GARCÍA[1] & Antoni MARGALIDA[2]

RESUMEN

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

ABSTRACT

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

LABURPENA

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

1. INTRODUCCIÓN

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

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

[1] Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. C/ Dr. Roux, 80. 080017 Barcelona
[2] Grupo de Estudio y Protección del Quebrantahuesos. Ap. 43. 25520 El Pont de Suert (Lleida).

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

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

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

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

2. ÀREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

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

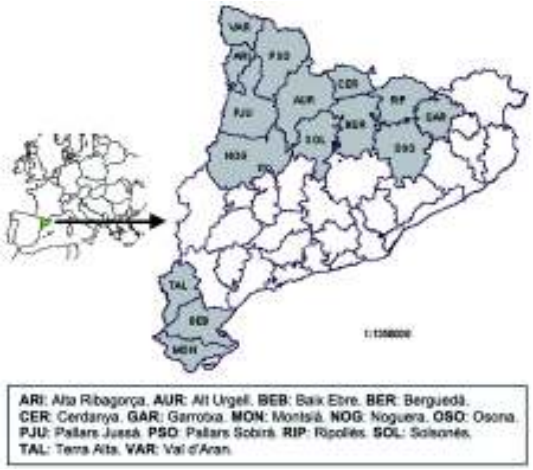


Figura 1. Zonificación comarcal del área de estudio con presencia de aves carroñeras en Cataluña en 2008.

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

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

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

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

3. RESULTADOS

3.1. Quebrantahuesos

3.1.1. Distribución y status poblacional

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

La información referente a fechas más recientes sugiere que en el Pirineo de Girona crió hasta principios de 1969 (FERRER *et al.*, 1986). En las comarcas de los Pirineos de Barcelona se la consideraba como reproductora hacia 1965 (HIRALDO *et al.*, 1979). Posteriormente, entre este año y 1977 tan solo había tres datos de la especie en esta zona, todas en la sierra del Cadí (BORRÀS *et al.*, 1977). Entre 1980 y 1984 se determina que la población presente en Cataluña sería de 5-6 territorios que se distribuyen por el sector NW de esta comunidad (MARCO & GARCÍA, 1981; CRPR, 1984). Esto permite postular que entre 1940 y 1970 es cuando tiene lugar la regresión más importante de la especie en Cataluña, quedando su área de distribución relegada a las sierras más inaccesibles de los Pirineos y Prepirineos de Lleida, así como algunas zonas del Prepirineo de Barcelona y Pirineo de Girona.

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

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

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

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

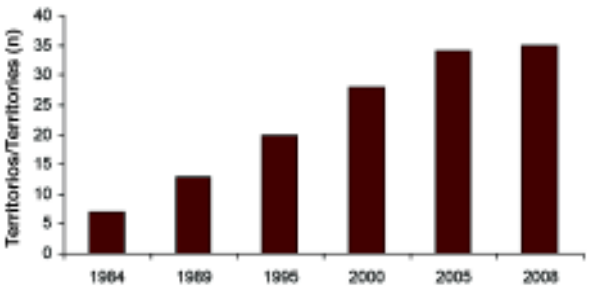


Figura 2. Evolucion del numero de territorios de quebrantahuesos en Cataluña durante 1984-2008.

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

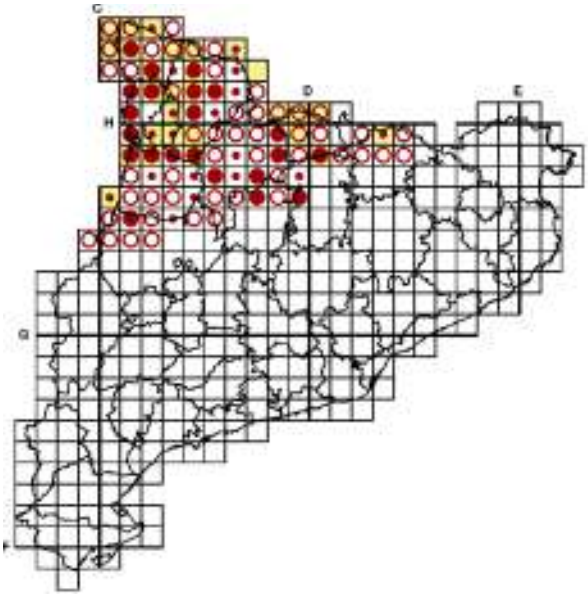


Figura 3. Distribución del quebrantahuesos en Cataluña según el *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002)*. Círculos rojos: nidificación probable o segura; círculos blancos: estival o no-reproductor; círculos pequeños: nidificación posible; cuadrados amarillos: nidificación posible, probable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

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

3.1.2. Parámetros reproductores

Aunque la población de quebrantahuesos en Cataluña ha experimentado un incremento gradual desde principios de los años 80, por el contrario los parámetros reproductivos muestran una clara tendencia regresiva. Analizando los datos procedentes de los últimos 21 años (período 1988-2008) en los que el seguimiento es más regular y el tamaño muestral más importante, tanto la productividad (r_s = -0.53, P < 0.0001, n = 20) como el éxito reproductor (r_s = -0.58, P < 0.0001, n = 21, Figura 4) muestran una tendencia regresiva. Así, mientras en la década de los 80 la productividad no descendía de 0.5 pollos/pareja controlada y el éxito reproductor de 0.8 pollos/pareja con puesta, en la década de los 90 se inicia un progresivo declive de estos valores que todavía se mantiene en fechas recientes pese a las oscilaciones anuales, con valores para la productividad por debajo de 0.4 pollos/pareja controlada y de 0.6 pollos/pareja con puesta en el éxito reproductor.

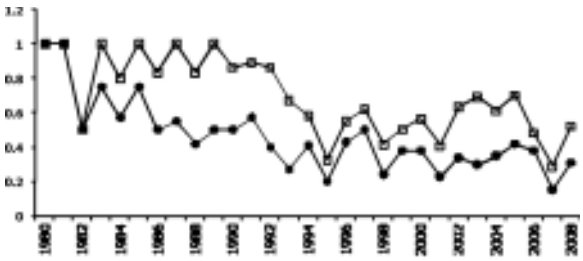


Figura 4. Evolución de la productividad (círculos negros) y éxito reproductor (cuadrados blancos) del quebrantahuesos en Cataluña durante el período 1980-2008. Productividad: número de pollos volados/número de parejas contraladas. Éxito reproductor: número de pollos volados/número de parejas con puesta.

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

3.2. Alimoche

3.2.1. Distribución y estatus poblacional

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

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

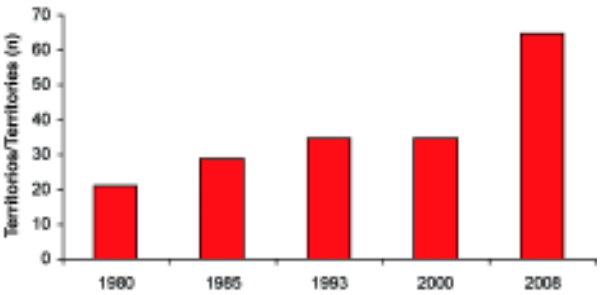


Figura 5. Evolucion del numero de territorios de alimoche en Cataluña durante el período 1980-2008.

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

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

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

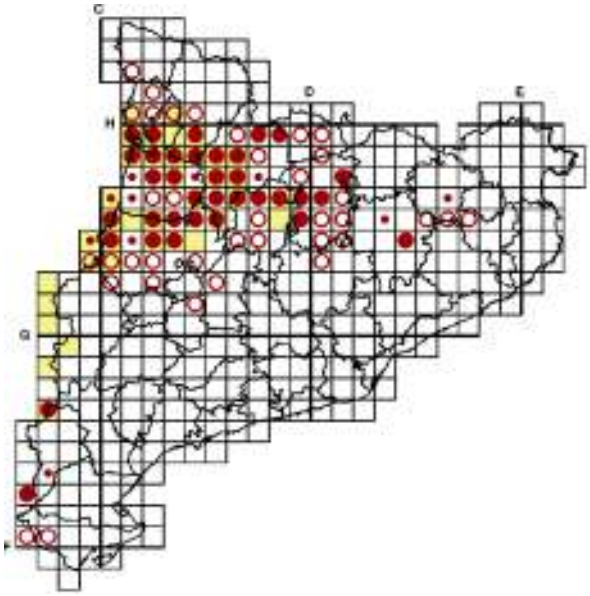


Figura 6. Distribución del alimoche común en Cataluña según el *Atlas d'Ocells nidificants de Catalunya (1999-2002).* Círculos rojos: nidificación probable o segura; círculos blancos: estival o no-reproductor; círculos pequeños: nidificación posible; cuadrados amarillos: posible, probable o segura en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

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

3.2.2. Parámetros reproductores

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

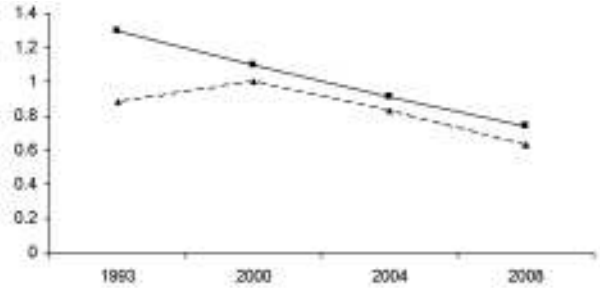


Figura 7. Evolución de la productividad (línea discontínua) y éxito reproductor (línea contínua) del alimoche en Cataluña durante el período 1993-2008. Productividad: número de pollos volados/número de parejas contraladas. Éxito reproductor: número de pollos volados/número de parejas con puesta.

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

3.3. Buitre leonado

3.3.1. Distribución y status poblacional

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

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

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

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

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

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

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

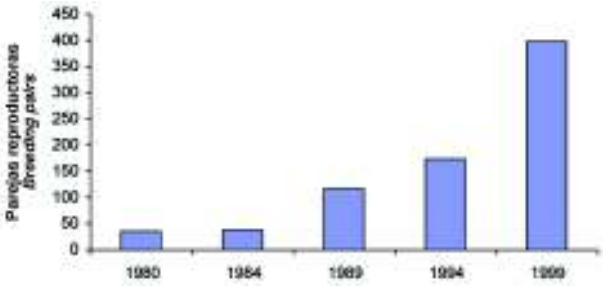


Figura 8. Evolucion del numero de nidos de buitre leonado en Cataluña durante el período 1979-1999.

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

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

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

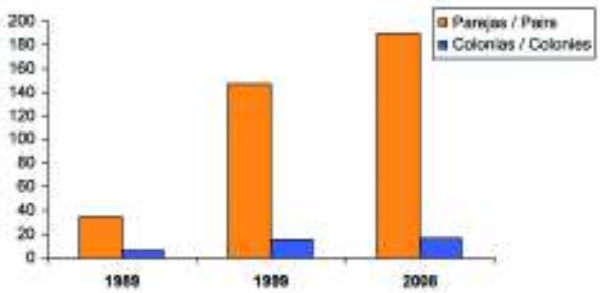


Figura 9. Evolución del estatus de parejas reproductoras de buitre leonado entre 1989 y 2008 basado en el censo parcial (40% de la población de Cataluña) de las comarcas de la Alta Ribagorça y zona fronteriza del Pallars Jussà.

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

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

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

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

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

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

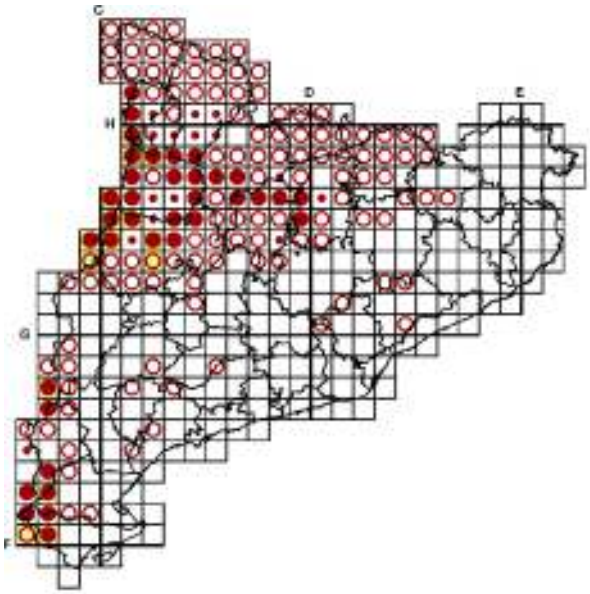


Figura 10. Distribución del buitre leonado en Cataluña según el *Atlas de aves nidificantes de Catalunya (1999-2002)*. Círculos rojos: nidificación probable o seguro; círculos blancos: estival o no-reproductor; círculos pequeños: nidificación posible; cuadrados amarillos: posible, probable o seguro en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

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

3.3.2. Parámetros reproductores

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

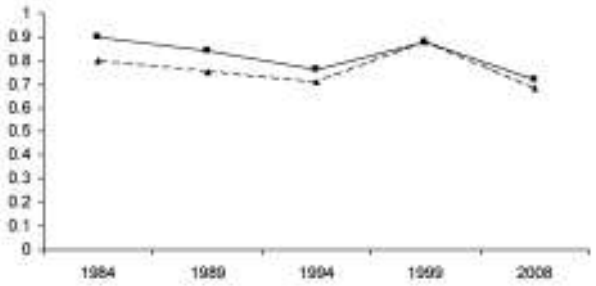


Figura 11. Evolución de la productividad (línea discontínua) y éxito reproductor (línea contínua) del buitre leonado en Cataluña durante el período 1984-2008. Productividad: número de pollos volados/número de parejas controladas. Éxito reproductor: número de pollos volados/número de parejas con puesta.

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

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

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

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

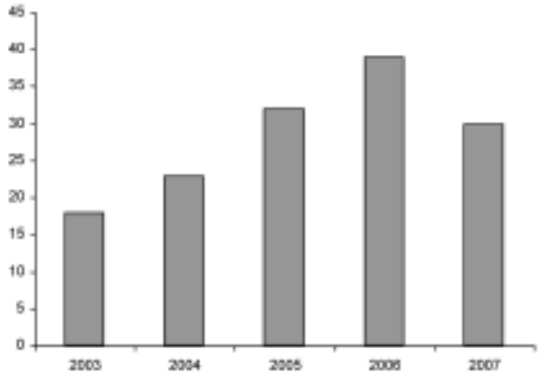


Figura 12. Evolución temporal de la entrada de buitres leonados en los centros de recuperación de fauna de Cataluña durante el período 2003-2007.

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

4. DISCUSIÓN

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

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

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

4.1. Problemática y medidas de conservación futuras

El manejo futuro de las tres especies de carroñeras y el futuro asentamiento del buitre negro como potencial especie nidificante depende de la gestión de los recursos tróficos (Figura 13). En Cataluña, las bajas proporcionadas por la ganadería extensiva generalmente se han depositado en el campo o cerca de las explotaciones ganaderas, sin que exista una cultura de muladares más típica de otras zonas como Aragón o Navarra (véase WOUTERSEN *et al.*, 2009; CAMPIÓN, 2009). En este sentido, la presencia de muladares y puntos de alimentación suplementaria, ubicados tras un análisis riguroso de su idoneidad, puede permitir mantener de forma artificial parte de la población y operar positivamente para frenar los efectos del uso ilegal de cebos envenenados. Sin embargo, la gestión de las carroñeras en Cataluña debería continuar como hasta la fecha, dependiendo de las bajas que la ganadería extensiva proporcionaba y de las que actualmente también proporciona la caza de ungulados salvajes. Estos han sido unos factores muy importantes para la recuperación de las poblaciones de estas especies y su distribución más heterógenea (MARGALIDA *et al.*, 2007). La disponibilidad de recursos puede reducir la ingestión de presas contaminadas (venenos) como principal causa de mortalidad y a la vez reducir el número de denuncias que atribuyen las interacciones (ataques) de buitres leonados al ganado extensivo (véase MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009) que los ganaderos relacionan con la falta de alimento.

foto/photo: Antoni Margalida

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

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

5. AGRADECIMIENTOS

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

6. BIBLIOGRAFÍA

ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V.
1990 *II Censo Nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus): población, distribución, demografía y conservación*. Serie Técnica. ICONA, MAPA. Madrid.

BORRÀS, A., DE JUAN, A., BRIEGA, J.M. & VIDAL, A.
1977 Sobre fenología, status y distribución de accipitriformes (aves) en la provincia de Barcelona. *Miscel·lània Zoològica* 4: 265-298.

BSCHN.
1909 Butlletí de la Societat Catalana d'Història Natural, Febrer 1909. Any VI, nº 2. P. 10.

CAMPIÓN, D.
2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de las poblaciones de aves carroñeras en Navarra. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación*. Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 66-87.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & MARGALIDA, A.
2006a. Density-dependent productivity depression in Pyrenean Bearded Vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.
2006b. Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation changes mating system in bearded vultures? *Biology Letters* 2: 24-27.

CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DIAZ-DELGADO, R. & ROMO, A.
2007 Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136: 143-154.

CAUGHLEY, G. & GUNN, A.
1996 *Conservation Biology in Theory and Practice*. Blackwell, Cambridge, UK.

CODINA, F. & PARRAMON, J.
1969 Notas ornitológicas de la comarca de Solsona (Lérida). *Miscelánea Zoológica* 2: 51-65.

C.R.P.R.
1984 Grandes rapaces de los Pirineos catalanes. *Acta Biológica Montana* 4: 397-403.

CHEYLAN, G.
1981 Introduction. *Rapaces Méditerranéens* 1: 3-5.

DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds.).
2001 *El Buitre Leonado en la Península Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico coordinado*, 1999. Monografía 7. SEO/Birdlife. Madrid.

DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds.).
2002 El *Alimoche Común en España y Portugal. Año 2000*. Monografía 8. SEO/Birdlife. Madrid.

ESTRADA, J., PEDROCCHI, V., BROTONS, L. & HERRANDO, S.
2004 *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Barcelona: Institut Català d'Ornitologia / Lynx edicions.

FERRER, X., MARTÍNEZ-VILALTA, A. & MUNTANER, J.
1986 Ocells. In: Folch, R. (Ed.). *Història Natural dels Països Catalans*. Vol. 12. Barcelona, Enciclopèdia Catalana.

FILELLA, S. & FERRER, X.
1978 Aves carroñeras de Cataluña. *Première Reunión Franco-Catalane pour l'etude et la protection des Rapaces Méditerranéens* (Documento inédito).

GARCÍA, D., MARGALIDA, A., PARELLADA, X. & CANUT, J.
1996 Evolución y parámetros reproductores del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Catalunya (NE España). *Alauda* 64: 339-238.

HEREDIA, R. & HEREDIA, B.
1991 *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A.
2008 Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology* 17: 264-272.

LEMUS, J.A., BLANCO, G,, GRANDE, J., ARROYO, B., GARCÍA-MONTIJANO, M. & MARTÍNEZ, F.
2008 Antibiotics threaten wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.

MALUQUER, J.
1952 Notas para el estudio de las aves de Lérida. *Pirineos* 25: 421- 470.

MARCO, X. & GARCÍA, D.

1981 Situation actuelle des populations de nécrophages (*Gyps fulvus, Gypaetus barbatus* et *Neophron percnopterus*) en Catalogne. *Rapaces Mediterranéens* 1: 119-129.

MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D.

2009 Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente. In: 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., GARCÍA, D. & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2007 Factors influencing breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity & Conservation* 42: 189-200.

MARGALIDA, A. & HEREDIA, R.

2005 *Biología de la conservación del quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

MARGALIDA, A., DONÁZAR, J.A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F. & ROMERO-PUJANTE, M.

2008 Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150: 242-249.

MARGALIDA, A., HEREDIA, R., RAZIN, M. & HERNÁNDEZ, M.

2008 Sources of variation in mortality of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.

MUNTANER, J., FERRER, X. & MARTÍNEZ-VILALTA, A.

1983 *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Barcelona: Ketres.

PALAUS, F.J.

1959 Notas para el estudio del, *"Gypaëtus barbatus"* en los Pirineos Orientales. *Miscelanea Zoológica* 1: 97-100.

PEREA, J.L., MORALES, M. & VELASCO, J.

1990 *El alimoche (Neophron percnopterus) en España: población, distribución, problemática y conservación*. Colección Técnica. Madrid: Ministerio de agricultura, pesca y alimentación/ICONA.

SAUNDERS, H.

1884 Notes on the Birds of the Pyrenees. *The Ibis* Fifth series. No VIII.

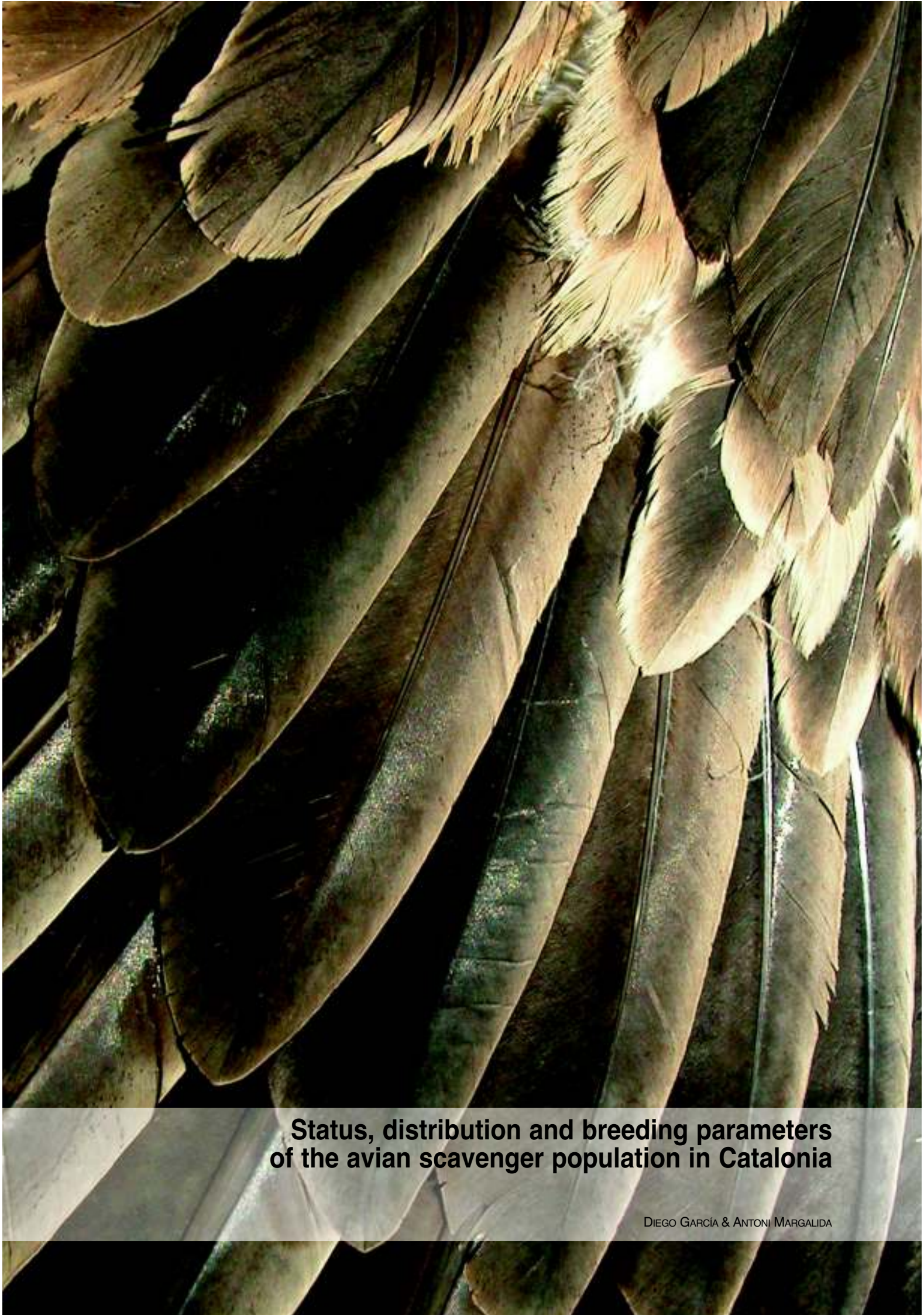
VAYREDA, E.

1883 *Fauna ornitológica de la provincia de Gerona*. Imprenta y Librería de Paciano Torres. Girona.

WOUTERSEN, K., GARCÍA, D., MORENO, F. & GRASA, M.

2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Aragón. In: 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. 88-115.

foto/photo: Jordi Bas



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

Diego García & Antoni Margalida

1. INTRODUCTION

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

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

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

Catalonia is home to a large population of avian scavengers, with three breeding species: the Eurasian griffon vulture, the Egyptian vulture and the bearded vulture, which inhabit the mountainous areas in the north and south of this autonomous community. Moreover, a recent project to reintroduce the cinereous vulture *Aegypius monachus* was carried out in August 2007 and February 2008, with the release of a total of five individuals in Alinyà (*Alt Urgell*) and nine in Boumort (*Pallars Jussà*). After hacking was carried out in both zones, the regular presence of individuals in the study area during the first few months after their release suggested the regular presence of this species, although no territorial settlements have been seen to date.

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

2. STUDY AREA AND METHODS

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

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

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

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

3. RESULTS

3.1. Bearded vulture

3.1.1. Distribution and population status

Information on this species in Catalonia up to the end of the 1970s was very scarce and comes from the literature. At the end of the 19th century, it was apparently quite a common species in the Pyrenees in the Province of Girona (VAYREDA, 1883). At the start of the 20th century, more specifically in 1908, there was one record of the species in the Ports de Beseit when one individual was hunted in the Tortosa district (BSCHN, 1909; Ferrer *et al.*, 1986). In the regions of Lleida there was one record in 1912 in the Pre-Pyrenean External Sierras (MALUQUER, 1952) and data referring to five specimens captured in different parts of the Pyrenees and Pre-Pyrenees from 1921, 1927, 1933, 1942 and 1958 respectively (PALAUS, 1959). All this information allows us to establish that, between the end of the 19th century and the beginning of the 20th, the bearded vulture's distribution in Catalonia included the Pyrenees, the Pre-Pyrenees in the provinces of Lleida, Barcelona and Girona, as well as the mountains in the south of the Province of Tarragona (GARCÍA *et al.*, 1996). Information from more recent times suggests that the species bred in the Pyrenees in the Province of Girona until the start of 1969 (FERRER *et al.*, 1986). In the Pyrenean regions of the Province of Barcelona it was considered a breeding species until 1965 (HIRALDO *et al.*, 1979). Subsequently, between 1965 and 1977, there were only three recordings of the species in that area, all in the Cadí Mountain Range (BORRÀS *et al.*, 1977). Between 1980 and 1984 it was established that the population in Catalonia consisted of 5-6 territories in the NW sector of the autonomous community (MARCO & GARCIA, 1981; CRPR, 1984). This allows us to suppose that the greatest regression in the species' population in Catalonia took place between 1940 and 1970, with its distribution range being relegated to the most inaccessible mountains in the Pyrenees and Pre-Pyrenees in the Province of Lleida, as well as some areas of the Pre-Pyrenees in the Province of Barcelona and the Pyrenees in the Province of Girona.

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

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

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

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

3.1.2. Breeding parameters

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

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

3.2. Egyptian vulture

3.2.1. Distribution and population status

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

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

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

3.2.2. Breeding parameters

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

3.3. Griffon vulture

3.3.1. Distribution and population status

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

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

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

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

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

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

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

Nevertheless, given that on a spatial level the distribution of the species has increased, until global figures are obtained in the next census in 2009, it will not be possible to determine the actual status of this species reliably, although it seems reasonable to predict that its growth stabilised over the last decade. Despite these limitations, the results appear to suggest an increase in numbers and a maintenance of the colonies (Figure 9).

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

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

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

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

3.3.2. Breeding parameters

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

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

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

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

4. DISCUSSION

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

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

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

4.1. Problems and future conservation measures

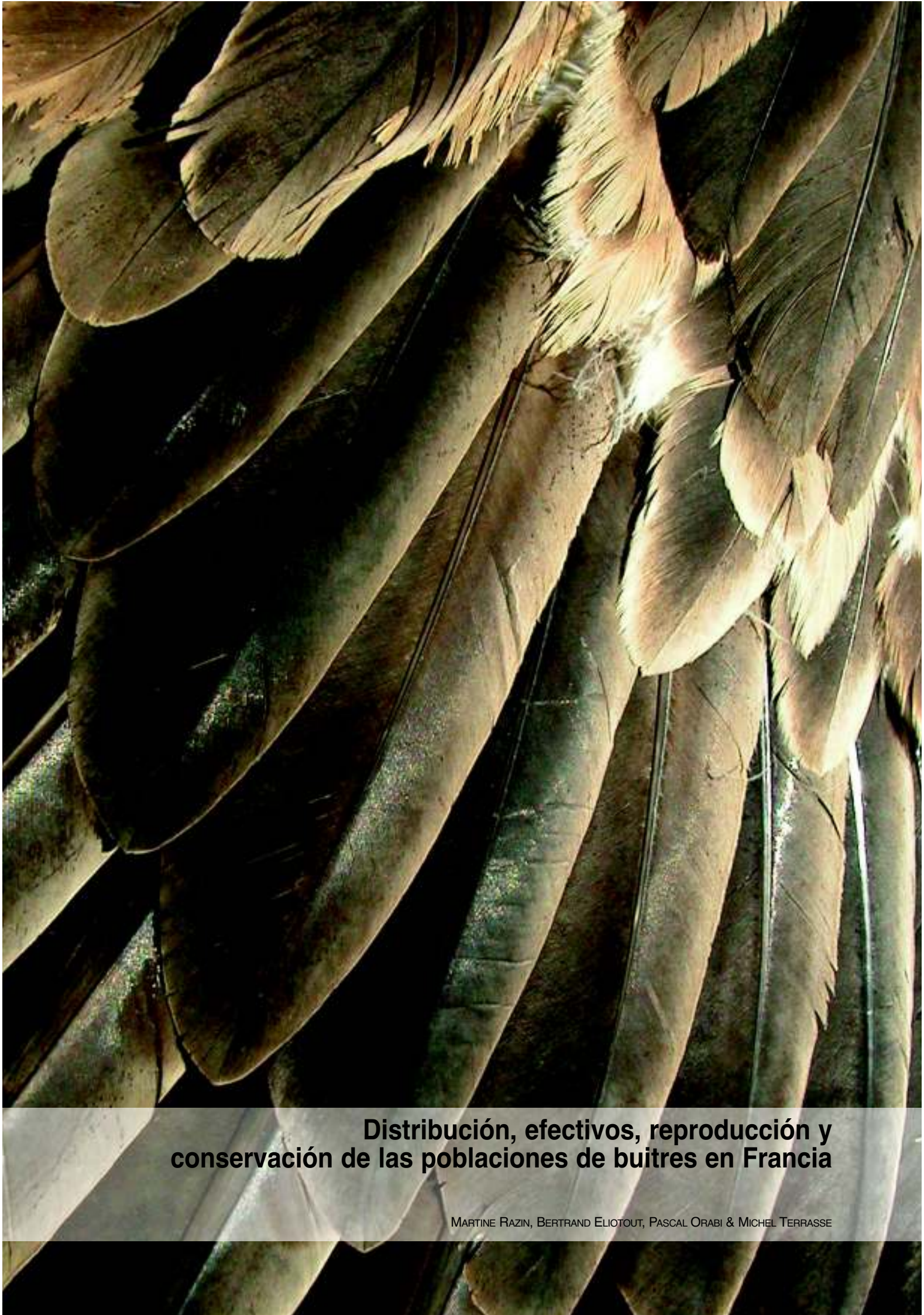
The future management of the three species of scavengers and the future settlement of the cinereous vulture as a potential breeding species depend on the management of trophic resources. In Catalonia, dead animals from extensive livestock rearing have generally been dumped in the field or left out near livestock exploitations, without the existence of a '*muladar*' [designated carcass dump] culture, more typical of other areas such as Aragón or Navarra (see WOUTERSEN *et al*., 2009; CAMPIÓN, 2009). The presence of these designated carcass dumps and supplementary feeding stations, whose locations are chosen after a detailed study, can allow part of the population to be maintained artificially, and have a positive impact by curbing the effects of the illegal use of poisoned bait. However, the management of scavengers in Catalonia should continue as it has done to date, depending on dead animals from extensive livestock rearing and those that are currently provided by wild ungulate hunting. These have been some of the most important factors affecting the recovery of the populations of these species and their more heterogeneous distribution (MARGALIDA *et al*., 2007). The availability of resources can reduce the ingestion of contaminated prey (poisons) as the main cause of mortality and at the same time reduce the number of formal complaints by cattle farmers who attribute the interactions (attacks) of griffon vultures on extensively reared livestock (see MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009) to a lack of food.

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

5. ACKNOWLEDGEMENTS

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

foto/photo: Jordi Bas



Distribución, efectivos, reproducción y conservación de las poblaciones de buitres en Francia

Martine Razin, Bertrand Eliotout, Pascal Orabi & Michel Terrasse

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	136-159	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Distribución, efectivos, reproducción y conservación de las poblaciones de buitres en Francia

Distribution, population, breeding and conservation of the vulture populations in France

PALABRAS CLAVES: Buitres, conservación, dinámica poblacional, estatus, Francia, problemática.
KEY WORDS: Vultures, conservation, population dynamic, status, France, problems.
GAKO-HITZAK: Saiak, kontserbazioa, populazio(en) dinamika, estatusa, Frantzia.

Martine RAZIN[1], Bertrand ELIOTOUT[1], Pascal ORABI[1] & Michel TERRASSE[1]

RESUMEN

En Francia nidifican cuatro especies de buitres; el buitre leonado *Gyps fulvus*, el buitre negro *Aegypius monachus*, el alimoche *Neophron percnopterus* y el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*. Estas especies se distribuyen por los cuatro macizos montañosos de la mitad sur del país: los Pirineos, el Macizo Central *Grands Causses*, los Alpes y Córcega. En 2007 la población nidificante de buitre leonado se estimó en 798 parejas. Tras prácticamente haber desaparecido en los años 1960-1970, los efectivos de la población nidificante pirenaica no han cesado de aumentar hasta el año 2006, habiendo descendido posteriormente un -9,2% entre 2006 (580 parejas) y 2007 (525 parejas). En el Macizo Central y Alpes, las poblaciones actuales recuperadas gracias a los programas de reintroducción tienen una dinámica muy positiva. El buitre negro fue reintroducido en Grands Causses donde en la actualidad nidifican 16 parejas y está siendo reintroducido en los Alpes. La población de alimoches se encuentra en ligero aumento con 87 parejas en 2007, de las cuales la mayoría (67 parejas) se encuentran en Pirineos. En el sudeste de Francia se encuentra al borde de la extinción, donde el incremento de puntos de alimentación ha permitido a esta fracción de la población reforzarse de forma natural durante el período 2002 y 2007. La población de quebrantahuesos se estima en 45 parejas repartidas entre Alpes (7 parejas), Córcega (9 parejas) y Pirineos (29 parejas). La población autóctona de Córcega se encuentra en una situación crítica motivada en parte por la modificación de las prácticas pastorales durante los últimos 20 años. El quebrantahuesos ha sido reintroducido con éxito en los Alpes franceses desde 1987. La población norpirenaica se encuentra en fase de expansión, recolonizando los antiguos territorios orientales gracias a la red de puntos de alimentación instaurada a partir de 1994. El presente capítulo muestra la situación y tendencia demográfica de cada una de las especies así como la proporción de sectores de nidificación integrados en la red de ZEPAS (Natura 2000). Finalmente se analizan las amenazas que podrían afectar negativamente a cada una de las especies.

ABSTRACT

Four species of vultures nest in France; the griffon vulture *Gyps fulvus*, the cinereous vulture *Aegypius monachus*, the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and the bearded vulture *Gypaetus barbatus*. These species are distributed throughout the four mountain masses of the southern half of the country: the Pyrenees, the Central Massif *Grands Causses*, the Alps and Corsica. In 2007 the nesting population of the griffon vulture is estimated at 798 pairs. After having practically disappeared in the 60s-70s, the numbers of the Pyrenean nesting population did not stop growing until 2006, having later declined by -9,2% between 2006 (580 pairs) and 2007 (525 pairs). In the Central Massif and Alps, the present populations that have recovered thanks to the reintroduction programmes have a very positive dynamic. The cinereous vulture was reintroduced in Grands Causses where at present 16 pairs nest and it is being reintroduced in the Alps. The population of Egyptian vultures is rising slightly with 87 pairs in 2007, of which the majority (67 pairs) is in the Pyrenees. In the south-east of France they are on the border of extinction, where the increase of feeding places allowed this fraction of the population to be naturally reinforced during the period 2002-2007. The bearded vulture population is estimated at 45 pairs distributed throughout the Alps (7 pairs), Corsica (9 pairs) and the Pyrenees (29 pairs). The indigenous population of Corsica is in a critical situation caused partly by the change of pastoral practices in the last 20 years. The bearded vulture was reintroduced successfully in the French Alps from 1987. The North Pyrenean population is expanding, recolonizing the old eastern territories thanks to the network of feeding places established from 1994. This chapter shows the situation and demographic tendency of each one of the species as well as the proportion of nesting sectors integrated in the SPAs network (Natura 2000). Finally the threats that may affect each species negatively are analyzed.

LABURPENA

Frantzian lau sai espeziek egiten dituzte habiak, sai arreak *Gyps fulvus*, sai beltzak *Aegypius monachus*, sai zuriak *Neophron percnopterus* eta ugatzak *Gypaetus barbatus*. Espezie hauek herrialdearen hegoaldeko lau mendialdeetan bizi dira: Pirinioetan, Erdialdeko Mazizoan *Grands Causses*, Alpeetan eta Korsikan. 2007an 798 bikote sai arrek osatzen zuten habiak egiten zituztenen populazioa. 1960-1970 urteetan ia zeharo galdu ostean, Pirinioetako sai habia egileen populazioak gora egin du, etenik gabe, 2006. urtera arte, baina gerora, 2006. urte eta 2007. urte bitartean %9,2 egin du behera (580 bikote 2006an eta 525 bikote 2007an). Erdialdeko Mazizoan eta Alpe mendietan oso dinamika positiboa bizi dute, berriro ere sartzeko programei esker, berrosatu diren populazioek. Sai beltza ekarri dute berriro ere Grands Causses mazizora, eta une honetan 16 dira bertan habiak egiten dituzten bikoteak. Era berean, ahaleginak egiten ari dira Alpeetara ekartzeko. Sai zurien populazioa emendatzen ari da apurka-apurka, 2007an 87 bikote ziren, eta gehienak (67 bikote) Pirinioetan bizi dira. Frantziaren hego-ekialdean betikoz galtzeko arriskuan egonik, elikatzeko guneen emendatzeak aukera eman dio populazioaren sektore honi 2002 eta 2007 urte bitartean era natural batez sendotzeko. Ugatzei bagagozkie, 45 bikote dira guztira, 7 Alpeetan, 9 Korsikan eta 29 bikote Pirinioetan. Korsikako bertako populazioa egoera oso larrian dago, eta azken 20 urteetan zehar artzaintzaren jardunetan emandako aldaketa izan da, hein batean, egoera horren eragile. Ugatza arrakastaz sartu da Frantziako Alpeetan 1987. urteaz geroztik. Pirinioen iparraldeko populazioa hedatze bidean da, ekialdeko aspaldiko lurraldeak berriro ere kolonizatzen, 1994tik aurrera antolatutako elikatzeko guneen sareari esker. Kapitulu honetan espezie bakoitzaren egoera eta joera demografikoa azaltzen da, baita ZAPAS sarera (Natura 2000) bildutako habia egiteko sektoreen proportzioa ere. Azkenik, espezieak kaltetu litzaketen mehatxuak aztertzen dira.

[1] Ligue pour la Protection des Oiseaux, Mission Rapaces : 62 rue Bargue, 75015 Paris, France.

1. INTRODUCCIÓN

Francia actualmente alberga cuatro especies de buitres: el buitre leonado *Gyps fulvus*, el buitre negro *Aegypius monachus* que está siendo reintroducido, el alimoche *Neophron percnopterus* y el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*.

El buitre negro desapareció de Francia a principios del siglo XX. Entre los años 1960 y 1975, el buitre leonado, el alimoche y el quebrantahuesos se encontraban al borde de la extinción, víctimas de persecuciones directas, coleccionistas, el uso de venenos contra predadores, la desaparición del pastoralismo tradicional y la transformación del medio montañoso. A partir de 1972 la destrucción de estas especies se prohibió y se iniciaron acciones de protección o reintroducción. La situación del buitre leonado y el buitre negro ha mejorado notablemente gracias a la cooperación de España. No obstante, la situación del alimoche todavía se encuentra en un estado precario y la del quebrantahuesos, como la más amenazada de las cuatro especies necrófagas.

Este capítulo tiene por objeto presentar una visión sintética y actualizada del estatus, distribución, parámetros reproductivos y problemas de conservación de cada una de las cuatro especies de buitres presentes en Francia.

2. MÉTODOS

Las cuatro especies estudiadas generalmente han sido monitorizadas por la red de organismos coordinados por la *Ligue pour la Protection des Oiseaux* (LPO) dentro del marco de los planes ministeriales de recuperación de estas especies (actualmente la única especie no sujeta a estos planes es el buitre leonado). Se han sintetizado el conjunto de datos históricos así como los disponibles para los años 2007 y 2008.

La situación del buitre leonado en los Pirineos se ha establecido a partir de los resultados de los trabajos realizados por el *Fonds d'Intervention pour les Rapaces* (actualmente *LPO Mission Rapaces*), datos bibliográficos y los resultados del inventario realizado en 2006-2007 por el colectivo de grupos pirenaicos coordinados por la LPO. La situación del buitre leonado y el buitre negro en *Grands Causses* se ha presentado tras los estudios realizados por la *LPO-Grands Causses*. Para el sur de los Alpes, los datos han sido aportados por la asociación *Vautours* en Baronnies y por el *Parc Naturel Régional du Vercors*.

El estatus del alimoche ha sido estudiado tras las operaciones de seguimiento realizadas en 1999, los estudios llevados a cabo por el *Parc Naturel Régional du Lubéron*, y por los resultados del seguimiento realizado en la actualidad por la LPO y sus colaboradores en los Pirineos y el sur de Francia.

Los datos referentes a la situación del quebrantahuesos en los Alpes proceden de la asociación ASTERS y los parques nacionales de la Vanoise, Mercantour y Ecrins; en cuanto a los de los Pirineos franceses, proceden de la LPO y la red « Casseur d'os » que coordina dicho seguimiento. Los datos sobre el quebrantahuesos en Córcega han sido facilitados por el *Parc naturel régional de Corse* y por la *Fondation for the Conservation of the bearded vulture*.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Buitre leonado

3.1.1. Estatus y distribución

El buitre leonado actualmente nidifica en los Pirineos occidentales, en el sur del *Massif Central* (Grands Causses) y en el sur de los Alpes (Figura 1). En el *Massif Central* y los Alpes se extinguió pero posteriormente fue reintroducido entre 1980-2000. La población de los Pirineos franceses es autóctona y se puede considerar que constituye la franja norte de la población ibérica.

Figura 1. Departamentos que albergan parejas nidificantes de buitre leonado en Francia en 2008.

Figure 1. *Departments with presence nesting pairs of the Eurasian griffon in France in 2008.*

Actualmente gracias a los programas de reintroducción, los buitres leonados se desplazan entre los Alpes, *Grands Causses* y Pirineos. En este sentido, el alimoche ha vuelto a nidificar en las zonas donde el buitre leonado (y posteriormente el buitre negro) han sido reintroducidos.

Pirineos

Hacia 1960, subsistían entre 20-30 parejas en la vertiente francesa de los Pirineos (TERRASSE & TERRASSE, 1968). En los años 70, se tomaron medidas de protección (protección jurídica y operaciones de alimentación) con objeto de evitar su extinción. Entre 1994 y 1996, los efectivos de buitre leonado pirenaicos se estimaron en 400 parejas (LECONTE & TERRASSE, 1994; LECONTE & SOM, 1996; RAZIN, 1997), y entre 2000-2002 en alrededor de 500 parejas (RAZIN, 2000; SARRAZIN & LECUYER, 2004). En 2006 y 2007, se llevó a cabo un censo exhaustivo en la vertiente francesa pirenaica: en 2006 la población reproductora se estimó en 580 parejas y 525 en 2007. La población se distribuye en siete grandes colonias de las cuales seis se encuentran situadas en los departamentos de *Pyrénées atlantiques* (una está a caballo con la frontera navarra) y otra en *Hautes Pyrénées* (Figura 2).

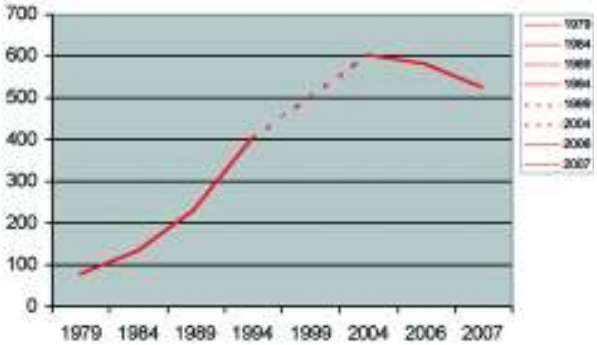


Figura 2. Evolución de los efectivos reproductores de buitre leonado en los Pirineos franceses entre 1979 y 2007 (los efectivos punteados han sido estimados a partir de censos muestrales anuales).

Figure 2. *Evolution of the reproductive numbers of griffon vultures on the French Pyrenees between 1979 and 2007 (the numbers taken have been estimated using sample census).*

Por primera vez desde los años 70, la población reproductora norpirenaica está descendiendo (-9,2% entre 2006 y 2007), habiéndose detectado un descenso más marcado en las colonias limítrofes con Aragón (España) que en las colonias limítrofes con Navarra (RAZIN *et al.*, 2008).

Aunque el buitre leonado sea observado con mayor regularidad en invierno en los Pirineos centrales y orientales, todavía no se reproduce y su expansión espacial todavía puede considerarse escasa.

Massif Central (Grands Causses)

La especie se extinguió de esta región en 1945 (BERTHET, 1946) y un programa de reintroducción iniciado por el FIR en colaboración con el *Parc national des Cévennes*, se llevó a cabo entre 1981 y 1986 (TERRASSE *et al.*, 1994). Entre 1981 y 1986 se liberaron 61 buitres en las *Gorges de la Jonte* y 50 más las *Gorges de la Vis* entre 1993 y 1997 (SARRAZIN & LECUYER, 2004; ELIOTOUT, 2007). El primer intento reproductor en estado salvaje tuvo lugar en 1982. En 1999 se censaron de 75 a 80 parejas y en 2002 esta cifra aumentó hasta las 100 parejas. En 2008 el censo ha arrojado un total de 214 parejas (Figura 3). Esta población nidifica en cuatro grandes colonias situadas en las *gorges de la Jonte*, del Tarn, de la Dourbie y en el valle de Tarn.

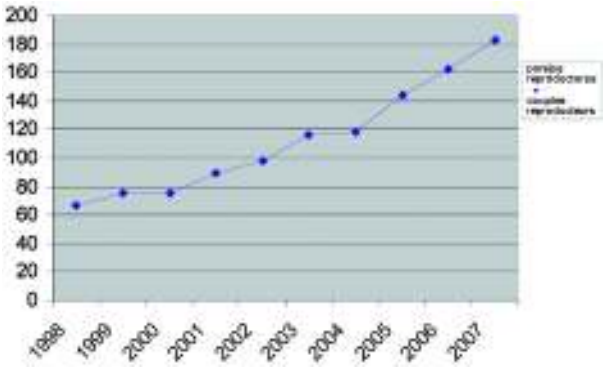


Figura 3. Evolución de la población nidificante de buitre leonado en *Grands Causses* (*Massif Central*) entre 1988 y 2007.

Figure 3. *Evolution of the nesting popultation of griffon vulture in Grands Causses (Massif Central) between 1988 and 2007.*

Alpes

Extinguido a principios del siglo XX, tres programas de reintroducción se iniciaron en los Alpes del sur entre 1986 y 2004, gracias a la cooperación de los centros de recuperación, administraciones y organismos españoles.

- *Baronnies*: 61 buitres leonados procedentes de España y los pirineos franceses se liberaron entre 1996 y 2001. En el año 2001 ya se contabilizaron 13 parejas formadas, incrementando esta cifra a 25 en 2002 y 75 en 2008 (*Association Vautours en Baronnies*).

- *Gorges du Verdon*: 91 buitres leonados fueron liberados entre 1999 y 2005. En 2002 tuvo lugar la primera reproducción (cinco parejas sacaron adelante tres pollos); en 2008 se censaron 34 parejas (LPO PACA).

- Vercors: 36 buitres leonados fueron liberados entre 1999 y 2002. Durante los primeros años los buitres se unieron a la colonia de *Baronnies* que se encuentra cercana al punto de suelta. En 2007 se contabilizaron dos parejas que criaron con éxito (*PNR du Vercors*).

3.1.2. Conservación

El buitre leonado está clasificado en Francia como especie *rara*. Su conservación depende, ante todo, de la continuidad de sus recursos alimenticios y la ausencia de veneno, aunque otros factores podrían afectar puntualmente a su supervivencia o su productividad.

La mayoría de los efectivos poblacionales franceses crían en ZEPAS: el 82% en Pirineos y el 100% en el *Massif Central* y los Alpes (Tabla 1).

Macizo	Colonias	Parejas reproductoras	Jóvenes	Éxito reproductor	Estatus de protección
Pirineos	Pays Basque ouest	141	63	0,45	ZPS (77%)
	Massif des Arbailles	41	26	0,63	ZPS (90%)
	Sainte Engrâce	54	43	0,8	ZPS (85%)
	Vallées d'Aspe y Barétous	116	69	0,59	ZPS (68%)
	Vallée d'Ossau	120	48	0,4	ZPS (100%); Réserve Naturelle (83%)
	Vallée de l'Ouzom	32	19	0,59	ZPS (100%)
	Massif du Pibeste	21	10	0,48	RNR (100%)
Massif Central	Grands Causses	183	135	0,73	ZPS (100%)
Alpes	Les Baronnies	63	42	0,67	ZPS (100%)
	Gorges du Verdon	25	14	0,56	ZPS (100%)
	Massif du Vercors	2	2	1	ZPS (100%)
Total		798	471	0,59	

Tabla 1. Estatus, éxito reproductor, estatus de protección y distribución de la población nidificante de buitre leonado en Francia en 2007.

3.1.3. Recursos alimenticios

Pirineos

La conservación del buitre leonado en los Pirineos occidentales depende del mantenimiento del pastoralismo extensivo y del grado de aplicación de las nuevas normativas sanitarias. La actividad pastoral es muy importante en la zona oeste del macizo y permite conservar una población sin aportes artificiales de comida (todos los comederos se cerraron a partir de 1997, justificado por un mayor dinamismo de la especie). En los Pirineos atlánticos la cabaña ganadera ovina supera las 700.000 cabezas, de las cuales, la mayor parte se crían de forma tradicional; el ganado bovino asciende a 500.000 cabezas de las cuales una importante proporción crían en extensivo. La cabaña de equino críada en extensivo es importante. La mayor densidad de ganado ovino criado tradicionalmente se encuentra en el País Vasco donde los ganaderos dejan los cadáveres en la montaña entre mayo y octubre. Durante el periodo invernal los cadáveres se despositan en lugares accesibles para los buitres; por tanto, se puede considerar que los recursos alimenticios en esta región son todavía abundantes, si bien la recogida y eliminación de bovino es cada vez más sistemática. Sin embargo, el mantenimiento de los recursos no está asegurado ya que el abandono de las carcasas en el campo es cada vez menos tolerado por los servicios veterinarios y no está autorizado. En este momento, diferentes iniciativas están estudiando intentar oficializar la disponibilidad de cadáveres en el campo. En Béarn (situado al norte de Aragón) los recursos alimenticios son más limitados que en el País Vasco, si bien el dinamismo de la población de buitres leonados de Béarn es más importante. Esto se explicaría por la proximidad de Béarn a Aragón que hasta el año 2000 ofrecía recursos alimenticios ilimitados gracias a los importantes comederos mantenidos, principalmente con cerdos criados en intensivo. El cierre repentino coincide con el descenso sustancial de los efectivos nidificantes y del éxito reproductor de todas las colonias de Béarn que constituyen la mitad de la población nidificante de los Pirineos franceses.

Massif Central (Grands Causses) y Alpes

La población de buitre leonado de *Grands Causses* y Alpes, procedentes de proyectos de reintroducción, dependen de los «puntos de abandono de cadaveres» (sitios privados) instalados en estrecha colaboración entre naturalistas y ganaderos voluntarios. Tras 16 años de gestiones (JONCOUR, 1999), un decreto ministerial ha permitido « utilizar » a las rapaces necrófagas como un medio de eliminación natural en Francia (bajo ciertas condiciones) hasta 2003, fecha del cambio de reglamentación europea tras la aparición de la enfermedad espongiforme bovina. Tras dos años de gestiones, en 2005, la directiva de 2003 es derogada y permite de nuevo continuar con la alimentación de las rapaces necrófagas en Europa bajo algunas condiciones. En resumen, las superficies cerradas y a veces cimentadas, están a disposición de los ganaderos que depositan directamente los cadáveres de ovino. Este método permite renovar la relación directa que existía antaño entre los buitres y el mundo ganadero.

Estos puntos de abandono de cadáveres funcionan exclusivamente a partir de la crianza en extensivo o semi-extensivo local de ovino y ofrecen

la ventaja de poner a disposición de los buitres los recursos alimenticios de forma aleatoria, lo cual no altera su comportamiento natural de prospección en la búsqueda del alimento. Actualmente, en los *Grands Causses* existen unos 40 puntos de abandono de cadáveres. Estos sitios representan una alternativa a los grandes comederos, aunque éstos todavía tienen un papel fundamental (teniendo en cuenta que todos los cadáveres depositados proceden únicamente de la zona prospectada diariamente por los buitres), a la vez que el número de puntos de abandono de cadáveres es todavía insuficiente y los ganaderos que participan están situados en zonas donde no es fácil crear estos puntos (zona peri-urbana, por ejemplo). El objetivo final es cesar la recogida de cadáveres para los buitres, pero esto no podrá ser efectivo hasta que los recursos alimenticios a través de los puntos de abandono de cadaveres sean suficientes. Existen 13 puntos de abandono de cadáveres en los Pre-Alpes. Hay que tener en cuenta tambien la presencia de rebecos *Rupicapra rupicapra* hacia 400 m de altitud en el sur de los Alpes de los cuales los cadáveres son explotados por los buitres leonados todo el año. En los Alpes abunda la fauna salvaje y doméstica en verano, lo que favorece la supervivencia de los jóvenes.

3.1.4. Causas de mortalidad

Pirineos

Los dos causas de mortalidad no natural conocidas antes del año 2000 eran los disparos (causa de la que los buitres son víctimas principalmente durante el paso de aves migradoras en octubre) y la electrocución, que ha provocado la muerte de varios individuos.

Desde el año 2003, una investigación sistemática de las causas de mortalidad ha sido llevada a cabo y se han detectado varios casos de intoxicación por plomo (plomo de caza) y lindano (prohibido en Francia desde 1998 aunque utilizado por algún ganadero pirenaico que lo obtenía probablemente al otro lado de la frontera). En 2007, dos casos de envenenamiento fueron constatados por primera vez en el País Vasco y varios buitres fueron abatidos por tiros, sin duda como consecuencia de la mala prensa que hicieron de la especie los medios de comunicación. En efecto, en 2007 el número de denuncias de los ganaderos contra las interacciones de los buitres leonados sobre animales débiles o enfermos se multiplicó en las zonas de cría donde los buitres no acostumbraban a estar presentes con anterioridad.

Massif Central (Grands Causses) y Alpes

Hasta el año 2000, en Cévennes y Alpes la principal causa de mortalidad fue la electrocución. Entre 1981 y 2008 al menos 81 buitres leonados fueron víctimas de una línea eléctrica de media tensión en Cévennes. Las pilonas fueron equipadas con perchas para impedir que los buitres se posaran.

En *Grands Causses* desde 1998 se inició un seguimiento sanitario para evaluar el riesgo de intoxicación. Un huevo analizado mostró una tasa importante de Lindano y una autopsia permitió poner de manifiesto una intoxicación por organofosforados. Los riesgos de intoxicación o envenenamiento son evidentes, pero en la actualidad parecen poco preocupantes ya que todas las colonias de este macizo muestran una dinámica muy positiva. Hasta el año 2008 se recogieron 52 buitres de los que 29 fueron analizados. En abril de 2008, otros seis buitres se encontraron muertos en espacio de una semana, así como otros tres recuperados enfermos que lograron sobrevivir. Estos casos hacen pensar en intoxicaciones que podrían estar originadas por una voluntad deliberada de envenenar buitres, pero también de un accidente aislado. Los resultados de los análisis no tienen de momento ninguna pista seria sobre la posible causa de la muerte.

3.1.5. Causas de los fracasos reproductores

Pirineos

Las principales molestias que afectan a las colonias de los Pirineos franceses durante la reproducción están provocados por las quemas que realizan los pastores en los pastos de montaña, las cuales generalmente tienen lugar en febrero coincidiendo con el periodo de incubación. Por otro lado, los vuelos de helicópteros también provocan abandonos de los nidos por parte de los adultos o saltos prematuros de los pollos. Las actividades ruidosas (trabajos mecanizados) pueden afectar puntualmente la reproducción, así como el acercamiento a los nidos por parte de personas que realizan actividades al aire libre (escalada, fotografía de naturaleza), si bien el buitre leonado se muestra mucho más tolerante a las molestias sonoras o visuales que otras especies de buitres.

Massif central y Alpes

La fotografía de naturaleza probablemente sea la responsable de varios fracasos reproductores en *Grands Causses*. La práctica de la escala-

da en las proximidades de los sectores de cría (Grands Causses y Verdon) y el trekking, pueden provocar molestias, si bien se están manteniendo contactos regularmente con las federaciones deportivas.

3.2. Buitre negro

3.2.1. Estatus y distribución

Extinguido desde principios del siglo XX de Francia (*Massif Central*), un programa de reintroducción de la especie se llevó a cabo a iniciativa de la *Black Vulture Conservation Foundation* y el F.I.R. (actualmente *LPO Mission Rapaces*), con la colaboración del *Parc National des Cévennes* (Figura 4).

Figura 4. Departementos que albergan las parejas nidificantes de buitre negro en Francia en 2008.

Figure 4. *Departments with presence of nesting pairs of the cinereous vulture in France in 2008.*

Entre 1992 y 2003, 53 buitres negros fueron liberados en Grands Causses y entre 2004 y 2008, otros 36 ejemplares fueron liberados en Alpes. Estas aves proceden de España o de parques zoológicos. Gracias a la presencia de una población de buitre leonado, esta especie se adaptó perfectamente al ecosistema de Grands Causses (ELIOTOUT *et al.,* 2007). El primer intento reproductor se constató en 1996 tras cuatro años de las primeras sueltas. En 1999 se localizaron seis parejas, incrementándose a 10 en 2002 (ELIOTOUT & TERRASSE, 2004) y 20 en 2008 (de las cuales se reprodujeron 16 y sacaron adelante 13 pollos, Figura 5).

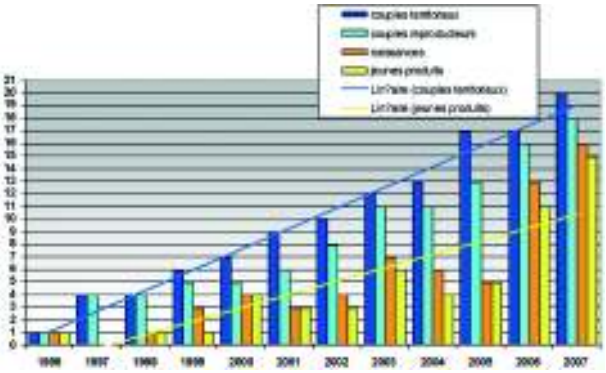


Figura 5. Evolución de los parejas nidificantes de buitre negro en *Grands Causses.*

Figure 5. *Evolution of nesting pairs of the cinereous vulture in Grands Causses.*

3.2.2. Proyecto de reintroducción en Alpes

Estos proyectos se llevan a cabo con la colaboración del *Black Vulture Conservation Foundation* (BVCF) y los parques zoológicos europeos.

- *Baronnies*: el proyecto lo ejecuta la asociación *Vautours* en *Baronnies*. Desde 2004 se ha liberado 25 buitres negros.

- *Gorges du Verdon*: la reintroducción se inició en 2005. Entre ese año y 2008 se han liberado 11 buitres negros. Este proyecto lo lleva a cabo la LPO PACA dentro del marco del Plan de Recuperación del buitre negro dirigido por el *Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*.

3.2.3. Conservación

En Francia, el buitre negro está clasificado como especie vulnerable. Tal y como ocurre con los buitres leonados en *Grands Causses*, los buitres negros explotan los puntos de abandono de cadáveres mantenidos por los ganaderos en los que depositan los cadáveres de ovino. No obstante, los buitres negros también prospectan las zonas semiáridas donde abundan las liebres y sobre todo los conejos cuyos cadáveres son explotados por los buitres. En la actualidad, en *Grands Causses* los recursos alimenticios de los buitres negros pueden ser considerados como abundantes.

Sin duda alguna el buitre negro ha sufrido la deforestación masiva y los cambios agrícolas (desaparición de las zonas semi-áridas) realizados en todo el sur de Francia donde antiguamente nidificaba. Su futuro depende en gran medida de la gestión de los hábitats forestales en los que nidifica.

Puesto que explota los cadáveres de animales domésticos, tanto el buitre negro como el buitre leonado están expuestos a riesgos de intoxicación

con productos fitosanitarios. Actualmente no existe ningún caso de intoxicación accidental en *Grands Causses* ni se ha detectado ningún caso de envenenamiento intencionado.

Al menos cuatros buitres negros murieron por electrocución en líneas de media tensión, siendo ésta la primera causa de mortalidad de los buitres en *Grands Causses*.

En esta región, las molestias en la nidificación del buitre negro han estado motivadas por fotógrafos de naturaleza, por una batida de jabalíes y por excursionistas pasando cerca de los nidos. Se están llevando a cabo negociaciones para disminuir los riesgos de molestias y preservar las zonas de nidificación. En este sentido, recientemente se ha creado una reserva biológica integral que alberga cinco parejas de buitre negro.

3.3. Alimoche

3.2.1. Estatus y distribución

El alimoche se distribuye en dos zonas: Pirineos y la región mediterránea que engloba desde el departamento de Hérault hasta los Alpes-Maritimes (Figura 6).

Figura 6. Departementos que albergan parejas de alimoche común en Francia en 2008.

Figure 6. *Departments with presence pairs of Egyptian vulture in France in 2008.*

Pirineos

En 1985 los efectivos reproductores se estimaron en unas 40 parejas (BRAILLON, 1987). En 2002 esta cifra aumentó a 54-60 parejas (GALLARDO & KOBIERZYCKI, 2004) y a 67 en 2007, de las cuales 57 eran parejas reproductoras que produjeron 40 pollos (KOBIERZYCKI, datos no publicados). Este aumento puede explicarse, por un lado, por un mayor esfuerzo de prospección (un plan de recuperación de la especie se había puesto en marcha) y por una expansión espacial de la especie hacia el E del macizo. Así, tres parejas fueron descubiertas en *Pyrénées occidentales* y en 2000, dos nuevas parejas colonizaron dos territorios situados al E del área de distribución habitual (Ariège). Los resultados de la reproducción en 2007 confirman que, en Pirineos, el número de territorios (n = 67) se localiza principalmente en la parte occidental de la cadena (*Pyrénées-Atlantiques* y *Hautes-Pyrénées*). Por otro lado, la instalación de una pareja territorial en *Pyrénées-Orientales* así como otra en el departamento de Aude (totalizando cuatro parejas en este departamento) consolidan la presencia de la especie en este macizo y su expansión hacia el E. Así, con las parejas de Hérault (1) y Gard (2), el alimoche gana terreno hacia el E y recoloniza una pequña parte de su área de distribución histórica en la región mediterranea. Comentar también la existencia de dos dormideros comunales en el País Vasco francés, distanciados 7 km uno del otro que albergan unos 50 individuos, con máximos registrados 68 individuos en el mes de agosto 2007.

Región mediterránea

Esta población que contaba con unas 60 parejas en los años 50 (GALLARDO & PENTERIANI, 1999) disminuyó a la mitad en los años 80 y en 2002

Región	Departamentos	Parejas reproductoras	Pollos	Estatus de protección
Pyrénées	Pyrénées atlantiques	33	21	ZPS (52%);
	Hautes Pyrénées	11	10	Réserve naturelle (3%)
	Haute Garonne	3	3	
	Ariège	7	4	ZPS (29%)
	Pyrénées orientales	0	0	
	Aude	3	2	ZPS (100%)
Región mediterránea	Herault	1	1	
	Lozère	2	1	ZPS (100%)
	Aveyron			
	Gard	2	2	ZPS (50%)
	Ardèche	1	1	ZPS (100%)
	Vaucluse	6	4	ZPS (100%)
	Alpes de Haute Provence	1	0	ZPS (100%)
	Drome	2	1	
Total		**72**	**50**	

Tabla 2. Composición de la población reproductora de alimoche en Francia en 2007 y estatus de protección de los sectores de nidificación.

ya sólo se contabilizaron 15 parejas de las cuales 11 se encontraban al E del Rhône (BILLET & GALLARDO, 1999) y cuatro al W (MORVAN, 1999; ELIOTOUT, 1999). En 2007, se han censado 20 parejas reproductoras que criaron 10 pollos. Exceptuando el macizo de Luberon, las parejas de alimoche de la región mediterránea están todavía muy aisladas, si bien un nuevo núcleo parace formarse en Cévennes (zona de reintroducción del buitre leonado y buitre negro) donde la presencia de otras especies de buitres favorecen su presencia.

Se ha constatado la presencia de alimoches en lugares históricos hasta entonces abandonados y en zonas que parecían marginales. Los parámetros reproductores también varían en función de las zonas en el SE de Francia y una productividad probablemente limitada por la inexperiencia de las parejas (Figura 7).

Los efectivos de alimoche en Francia eran de 76 parejas en 2003. En 2007, tras varios años de esfuerzos de conservación, la población se elevaba a 87 parejas, siendo el incremento entre 2003 y 2007 de un 14%. El análisis de la situación deja entrever un reclutamiento de nuevas parejas así como un aumento progresivo y conjunto de la población del SE de Francia y de Pirineos, si bien el crecimiento es menos marcado en el SE de Francia (11% entre 2003 y 2007).

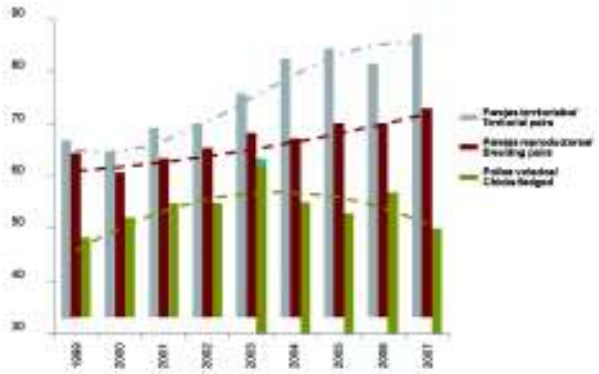


Figura 7. Evolución de la reproducción del alimoche en Francia
Figure 7. *Evolution of the reproduction of the Egyptian vulture in France.*

3.3.2. Conservación

La zona de invernada del alimoche se extiende desde el Sahel al sur del Sahara, de Senegal a Etiopía (ELOSEGI, 1989). Dos jóvenes alimoches de la región mediterránea equipados con balizas Argos se han unido a otros alimoches de diferentes clases de edad al SE de Mauritania (MEYBURG *et al.*, 2004). Las condiciones de supervivencia de los alimoches durante su migración y durante su invernada son poco conocidas, si bien se trata de un parámetro importante para comprender la dinámica y conservación de la especie.

En los Pirineos, los recursos alimenticios procedentes del pastoralismo tradicional son abundantes, sobre todo en la parte occidental de la cadena, y así continuarán mientras que la desaparición natural de las cabezas de ganado doméstico sea tolerada por los servicios veterinarios.

Por el contrario, la regresión del pastoralismo transhumante en la región mediterránea, es en gran parte responsable de la reducción drástica de la zona de distribución de la especie, si bien los alimoches pueden alimentarse de presas de sustitución. La puesta en marcha de cerca de 120 puntos de abandono de cadáveres y puntos de alimentación específicos en el SE mediterráneo ha permitido asegurar el mantenimiento de las parejas reproductoras fuera del periodo estival y permitir el reclutamiento de nuevas parejas. El mantenimiento de los recursos tróficos en esta región es una de las medidas preconizadas por el plan de recuperación nacional de la especie con objeto de recuperar sus efectivos. En el marco del plan del programa LIFE naturaleza ha permitido incrementar la red de puntos de alimentación y abandono de cadáveres en favor del alimoche con la construcción de 42 nuevos emplazamientos, integrados en otros 77 puntos fuera de las zonas de intervención del LIFE.

Exiten pocos datos de mortalidad. Los disparos han provocado varias víctimas en los Pirineos, habiendo documentado el último caso en el año 2000. En cualquier caso, debido a la dieta del alimoche, con predilección por cadáveres de pequeño tamaño, lo hace particularmente sensible al riesgo de envenenamiento. Desde 2005, se han realizado análisis toxicológicos de forma sistemática y al menos se han comprobado dos casos de envenenamiento, un en los contrafuertes de los Pirineos y otro en Cevennes (adulto reproductor anillado cerca de Bilbao, España).

En la media montaña, las actividades potencialmente perturbadoras se han multiplicado con la extensión de la red de carreteras y pistas próximas a los sectores de nidificación. Los vuelos de helicópteros, la explotación forestal, la aproximación a pie a los nidos y los trabajos mecanizados (apertura de pistas) pueden provocar deserciones de los nidos y vuelos prematuros de los pollos, tal y como se ha comprobado en el buitre leonado (LECONTE & SOM, 1996). En cualquier caso, el hábitat pirenaico parece muy favorable para la especie y las parejas vuelven a criar en los mis-

mos emplazamientos cada año. Remarcar que en *Pyrénées atlantiques*, la expansión del buitre leonado ha provocado el desplazamiento de varias parejas y el abandono de dos territorios. Es en la región mediterránea en la que los sectores de nidificación son más vulnerables, siendo el número de parejas muy reducido, la región muy poblada y sus roquedos muy frecuentados por numerosos amantes de los deportes de naturaleza que pueden provocar el abandono del nido.

3.4. Quebrantahuesos

3.2.1. Estatus y distribución

El quebrantahuesos actualmente está presente en tres macizos aislados: Alpes, Córcega y Pirineos (RAZIN *et al.*, 2004). En Alpes su presencia se remonta a finales de los años 80 coincidiendo con el proyecto de reintroducción (Figura 8).

Figura 8. Departementos que albergan parejas reproductoras de quebrantahuesos en Francia en 2008.
Figure 8. *Departments with presence of breeding pairs of bearded vultures in France in 2008.*

Alpes

El quebrantahuesos desapareció de los Alpes entre finales del siglo XIX y principios del siglo XX. En 1986 se inició un programa de reintroducción con la suelta de jóvenes en todo el arco alpino a iniciativa de la *Foundation for the Conservation of the bearded vulture* (FCBV). Entre 1986 y 2007, se liberaron 150 jóvenes en cuatro paises (Austria, Italia, Suiza y Francia).

En Francia, desde 1987 ha habido reintroducciones en dos zonas: en el norte, en el departamento de *Haute Savoie* y en el sur, en el departamento de *Alpes maritimes*.

La primera tentativa de reproducción en los Alpes tuvo lugar en 1996 (COTON & HEURET, 1996) y el primer intento reproductor con éxito tuvo lugar en 1997 (HEURET & ROUILLON, 1998) indicando una buena calidad del hábitat para la especie. En 2008, en los Alpes franceses nidificaban siete parejas, en macizos caracterizados por importantes poblaciones de íbices *Capra ibex*: tres en Haute Savoie, tres en Savoie y una en los Alpes de Haute Provence. La productividad de estas parejas es buena (> 0,5 pollos/pareja/año de media).

Córcega

Hasta 1998 se habían contabilizado ocho parejas (FASCE, 1998) de las cuales siete se ubicaban en la mitad norte de la isla. Sin embargo, en 2000 el reforzamiento del seguimiento de la población permitió descubrir dos nuevos territorios. En 2009 se han censado nueve parejas de las cuales una está formada por un adulto y un subadulto y otro territorio está ocupado por un adulto y un joven. Por término medio, sólo la mitad de las parejas intentan reproducirse cada año y la productividad de esta población es muy baja (entre 0 y 0,2 jóvenes/pareja/año).

Pirineos

Los efectivos nor-pirenaicos pasaron de 17 parejas en 1994 a 29 en 2008, de las cuales 19 parejas se encuentran en la mitad occidental del macizo (dos parejas nuevas desde 1994) y 10 parejas en la mitad oriental, todas ellas instaladas después de 1995, periodo en el que la recolonización de la especie se incitó con la puesta en marcha de una red de puntos de alimentación suplementaria (específicos) cada 20-30 km en esta parte del macizo. Antes de 1995 no nidificaba ninguna pareja al este del río Garonne a pesar de la presencia de hábitat favorable (reservas de alta montaña) (RAZIN & BRETAGNOLLE, 2002). La recolonización de tres departamentos orientales (*Haute Garonne, Ariège* y *Pyrénées orientales*) ha podido ser posible gracias al dinamismo positivo de la población de ambos lados de los Pirineos y a la presencia de un stock de individuos en busca de nuevos territorios. En 2008 todavía existía una gran disparidad entre la densidad de parejas ubicadas en el W del macizo y la densidad presente en el E, donde la capacidad de acogida de nuevas parejas se encuentra lejos de estar saturada.

La productividad de las parejas nor-pirenaicas siempre ha sido más baja que la de la vertiente española (excepto en 2007), ya que en la vertien-

Región	Departamento	Parejas reproductoras	Pollos volados	Estatus de protección
Pirineos	Pyrénées atlantiques	5	3	ZEPA (100%); Parque nacional (14 %)
	Hautes Pyrénées	12	6	ZEPA (17%)
	Haute Garonne	1	0	
	Ariège	5	0	ZEPA (62%); Reserva (38%)
	Pyrénées orientales	1	1	100% ZPS
Alpes	Haute Savoie	3	1	ZEPA (100%); Réserve (33%)
	Savoie	3	1	ZEPA (33%); Parc national (33%)
	Alpes de Haute Provence	1	1	ZEPA (100%)
Córcega	Haute Corse	4	2	ZEPA (100%)
	Corse du sud			
Total		**35**	**15**	

Tabla 3. Composición de la población reproductora de quebrantahuesos en Francia en 2008 y estatus de protección de los sectores de cría

te sur las mejores condiciones meteorológicas (menos húmedas) favorecen una mayor productividad (0,3 pollos/pareja/año en la vertiente francesa vs 0,4 en la vertiente española, Figura 9).

3.4.2. Conservación

El quebrantahuesos en Francia está catalogado como especie en peligro de extinción. En 2008 el 64% de los territorios reproductores se encontraban dentro de ZEPAS: en los Alpes el 71%, en Córcega el 100% y el 52% en Pirineos (Tabla 3).

Alpes

En los Alpes franceses, el rebeco, los íbices, las marmotas *Marmota marmota* y la cabaña doméstica constituyen recursos alimenticios muy abundantes para el quebrantahuesos, casi ilimitados teniendo en cuenta el escaso número de aves presentes.

Las principales causas de mortalidad no-natural conocidas son los disparos (dos casos en 1993 y 2000) y las colisiones con líneas eléctricas y cables de remontes mecánicos (cuatro casos en Savoie). No se conoce la proporción exacta de aves reintroducidas que no han sobrevivido ni las causas exactas de su desaparición, pero los jóvenes reintroducidos muestran una tasa de supervivencia elevada (ZINK, 2004; SCHAUB *et al.*, 2009). La recuperación del lobo *Canis lupus* en los Alpes aumenta el riesgo de envenenamiento, sin embargo ningún indicio de esta amenaza hace suponer que en este momento sea preocupante.

Las principales causas de molestias identificadas en los sectores de reproducción actuales son los vuelos de helicópteros, la fotografía de naturaleza y los deportes de naturaleza (escalada).

Córcega

El aislamiento y los escasos efectivos confieren a la población de quebrantahuesos de Córcega el estatus de población extremamente amenazada, siendo la más amenazada de Europa juntamente con la de Creta. Su futuro está comprometido por el envejecimiento de los adultos y su baja productividad. El riesgo de pérdida de variabilidad genética no ha sido estudiado. La FCBV ha intentado (sin éxito) favorecer los intercambios con el exterior constituyendo un núcleo poblacional en la vecina isla de Cerdeña en 2008 (GENERO, 2009).

A la falta de dinamismo de la población hay que añadir el agravante de una disminución importante de los recursos alimenticios proporcionados por la fauna salvaje y doméstica durante los dos últimos decenios (SEGUIN *et al.*, 2002), un factor que parece limitar la densidad y afecta a la productividad. Aunque no existen datos recientes de la población de muflón Ovis gmelini ammon en principio se asume que no hay más de 1000 individuos en la isla. La escasez de muflones, la transformación en los modos de crianza (intensificación en la costa y disminución de la cabaña transhumante en montaña) y el cierre del paisaje resultante de la menor carga ganadera, explicarían por sí solas la escasa productividad de las parejas. Las acciones de alimentación suplementaria realizadas por el *Parc Naturel Régional de Corse* se reforzaron en 2000 y coincidieron con un ligero aumento de la tasa de puestas y la productividad durante los últimos años. Un programa de reforzamiento de la población de muflón de Córcega está siendo llevado a cabo (reproducción en cautividad pero sin sueltas durante 2008).

La principal causa de mortalidad no-natural conocida en Córcega son los disparos (dos casos en 1991). La isla no parece estar afectada por el veneno. Teniendo en cuenta el reducido número de quebrantahuesos presentes y de la escasez de recursos alimenticios, la especie habría desaparecido si se utilizaran cebos envenenados en la montaña. Por otro lado, tampoco se han descrito causas de molestias graves (TORRE *et al*, 2002).

Pirineos

Las principales causas de mortalidad no-natural conocidas en Pirineos son los disparos (seis

casos entre 1955 y 2008) y las colisiones con líneas eléctricas (dos casos entre 1980 y 2008) (TERRASSE, 1991; RAZIN, 1998; MARGALIDA *et al*., 2008).

Desde 1977 no se había detectado ningún caso de envenenamiento, aunque en 2005 fueron detectados dos casos en *Hautes-Pyrénées* (dos cadáveres encontrados en el mismo lugar). En 2001 también se localizó un pollo en nido (fronterizo con Aragón) muerto por intoxicación aguda por lindano. Finalmente, en 1998 y 2006 se detectaron dos casos de exposición al plomo, de los cuales uno fue recuperado y el otro murió tras las heridas por el choque contra un árbol.

El riesgo de intoxicación y envenenamiento está siendo objeto de seguimiento en la vertiente norte de los Pirineos desde el año 2002. Todos los cadáveres de rapaces necrófagas son analizados y se les practica la autopsia por un laboratorio de referencia nacional. El lindano y el plomo son los compuestos que con mayor frecuencia aparecen en los análisis (VILAGINES *et al*., 2006).

La disponibilidad trófica resulta a veces insuficiente en invierno en los macizos del País Vasco y piedemonte de Pirineos ya que los rebecos son poco frecuentes por debajo de los 1500 m. En la cadena axial que se encuentra por encima de los 1500 m, las poblaciones de rebecos son abundantes si bien su densidad no es homogénea (concentrada en los espacios protegidos), y garantizan los recursos invernales esenciales para la supervivencia y éxito reproductor de los quebrantahuesos que crían en alta montaña. En el País Vasco, el quebrantahuesos nidifica a poca altitud y cada vez con más dificultades como consecuencia del desarrollo de la red de carreteras y las actividades humanas asociadas a éstas. Su presencia en estas montañas está ligada exclusivamente a la cabaña ganadera criada en extensivo y a los cadáveres presentes en la montaña o zonas de media altitud (500-1500 m) durante todo el año. En esta región, el futuro de los quebrantahuesos depende por completo del mantenimiento de las prácticas tradicionales de cría del ganado y de la presencia de cadáveres de animales domésticos en el medio natural.

Las actividades humanas presentes con mayor frecuencia en los sectores de nidificación pirenaicos son los vuelos con helicópteros, la caza (principalmente batidas) y la presencia de personas en las cercanías de los nidos (excursionistas, pastores, turistas, fotógrafos). Los territorios situados a menor altitud son los más accesibles y amenazados y su productividad es cuatro veces menor que la de los territorios con escasa frecuencia de molestias (ARROYO & RAZIN, 2006).

4. AGRADECIMIENTOS

Querríamos agradecer especialmente a Antoni Margalida y José Antonio Donázar por habernos dado la oportunidad de participar en la redacción de esta monografía europea sobre los buitres. Este capítulo no podría haberse realizado sin el trabajo de campo de todos los voluntarios y profesionales de organismos encargados del seguimiento de las poblaciones de buitres en Francia y que cooperan con la *Ligue pour la Protection des Oiseaux*: asociaciones *Saiak, Organbidexka Col Libre, Nature Midi-Pyrénées, Association Naturaliste de l'Ariège, Nature Comminges, Groupe Ornithologique du Roussillon, Vautours en Baronnies, Parc National des Pyrénées, Ecrins, Vanoise, Mercantour y Cévennes, Parc Naturel Régional de Corse y de Vercors, Office National de la Chasse, Office National des Forêts, Fédération des Réserves Naturelles Catalanes, Réserves Naturelles de Haute Savoie, Association des Pâtres de Haute Montagne, Fédérations de Chasse de la Haute Garonne, de l'Ariège* y de *Pyrénées orientales*, etc., así como la *Black Vulture Conservation Fondation*, la *Fondation for the Conservation of the bearded vulture*, el Ministerio francés encargado de Medio Ambiente y la Unión Europea sin los que la situación de estas grandes rapaces necrófagas en Francia no hubiera podido mejorarse.

6. BIBLIOGRAFÍA

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.

ARTHUR, C.P. & KOBIERZYCKI, E.

1999 Vautour percnoptère. Pyrénées (Béarn). Bulletin Rapaces de France. *L'Oiseau magazine* (suppl.) 1: 11.

BERTHET, G.

1946 Les Derniers Vautours fauves du Massif central. *Revue de la Société For*. Franche-Comté, 1-6.

BILLET, J.M. & GALARDO, M.

1999 Vautour percnoptère. Région Provence-Alpes- Côte d'Azur. *Bulletin Rapaces de France. L'Oiseau magazine* (suppl) 1: 11.

BRAILLON, B.

1987 La nidification du Vautour percnoptère *Neophron percnopterus* sur le versant nord des Pyrénées, un suivi d'ensemble commencé il y a 27 ans. *Acta Biologica Montana* 7: 101-113.

COTON, C. & HEURET, J.

1996 Report on the monitoring at the alpine scale in 1996. *Annual Report FCBV*: 70-74.

DONAZAR, J.A.

1993 *Los buitres ibéricos, biologia y conservacion*. J.M. Reyero Editor. Madrid.

ELIOTOUT, B.

1999 Vautour percnoptère. Région Languedoc-Roussillon (Grands -Causses/Lozère). *Bulletin Rapaces de France – L'Oiseau magazine* (suppl) 1: 11.

ELIOTOUT, B. & TERRASSE, M.

2004 Vautour moine. In: Thiollay J.M. & Bretagnolle, V. (coord.). Rapaces ni cheurs de France - Delachaux et Niestle'-Paris. Pp. 56-59.

ELIOTOUT, B., LECUYER P. & DURIEZ O.

2006 Premiers résultats sur la biologie de reproduction du Vantour moine *Aegypius monachus* en France. *Alauda* 75: 253-264.

ELIOTOUT, B.

2007 *Le Vautour fauve. Description, évolution, répartition, reproduction, observation, protection*. Delachaux et Niestlé, Paris.

ELOSEGI, I.

1989 *Vautour fauve (Gyps fulvus), Gypaète barbu (Gypaetus barbatus), Percnoptère d'Egypte (Neophron percnopterus) : synthèse bibliographique et recherches*. C.B.E.A., U.P.P.A. Pau, France.

FASCE, P.

1998 Reproduction of the Corsic Bearded Vulture Population from 1976 to 1998. *Annual Report FCBV*: 42.

GALLARDO, M. & PENTERIANI, V.

1999 *Synthèse bibliographique*. Ministère de l'Environnement. Paris. Rapport interne.

GALLARDO M. & KOBIERZYCKI E.

2004 Vautour percnoptère. In: Thiollay, J.M. & Bretagnolle, V. (coord.). Rapaces nicheurs de France. Delachaux et Niestlé. Paris. Pp. 48-51.

GENERO, F.

2009 Estado actual y conservación de las aves carroñeras en Italia. 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. 1778-199.

HEURET, J. & ROUILLON, A.

1998 *Suivi de la première reproduction réussie de Gypaète barbu (Gypaetus barbatus) issue de réintroduction dans les Alpes*. APEGE. Annecy. Rapport interne.

JONCOUR, G.

1999 Les vautours, collaborateurs naturels de l'équarrissage en France. Mission F.I.R de la L.P.O. Paris. Rapport interne.

LECONTE, M. & SOM, J.

1996 La reproduction du Vautour fauve *Gyps fulvus* dans les Pyrénées occidentales: historique d'une restauration d'effectifs et paramètres reproducteurs. *Alauda* 64: 135-148.

LECONTE, M. & TERRASSE, JF

1994 Vautour fauve. In Yeatman-Berthelot, D. & Jarry, G.: *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. SOF, Paris.

MARGALIDA, A., HEREDIA, R., RAZIN, M. & HERNANDEZ, M.

2008 Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.

MEYBURG, B-U, GALLARDO, M., MEYBURG, C. & DIMITROVA, E.

2004 Migration and sojourn in Africa of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) tracked by satellite. *Journal of Ornithology* 145: 273 - 280.

MORVAN, R.

1999 Vautour percnoptère. Région Languedoc-Roussillon (Gard, Hérault). *Bull. Rapaces de France. L'Oiseau magazine* suppl. N°1: 11.

RAZIN, M.

1997 Interactions entre Vautour fauve *Gyps fulvus* et Gypaète barbu *Gypaetus barbatus* dans les Pyrénées-Atlantiques. *Actes du II° Congreso Internacional sobre las Aves Carroñeras*: 153-164.

RAZIN, M.

1998 *Programme Life Gypaète barbu – Pyrénées. Rapport final*. FIR. Paris. Rapport interne.

RAZIN, M.

2000 *Situacion de los buitres leonados y negros, del alimoche y del quebrantahuesos en Francia en 2000*. III Congreso international sobre las Aves Carroñeras, Guadalajara.

RAZIN, M. & BRETAGNOLLE, V.

2002 Dynamique spatio-temporelle de la population nord-pyrénéenne du Gypaéte barbu. In: LPO Fir (Ed.). Actes du collogne international. Paris - LPO. Pp. 88-94.

RAZIN, M., REBOURS, I. & ARTHUR, C.

2008 Le vautour fauve *Gyps fulvus* dans les Pyrénées françaises, statut récent et tendance. *Ornithos* 15-6: 385-393.

RAZIN, M., TERRASSE JF., SEGUIN J.F. & CLEMENTE, C.

2004 Gypaète barbu. In: Thiollay JM & Bretagnolle, V. (coord.). Rapaces nicheurs de France. Paris. Pp. 44-47.

SARRAZIN, F. & LECUYER, P.

2004 Vautour fauve. In: Thiollay J.M. & Bretagnolle V. (coord.), *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*: Delachaux et Niestlé, Paris. Pp. 52-55.

SCHAUB, M., ZINK, R., BEISSMANN, H., SARRAZIN, F. & ARLETTAZ, R.

2009 When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology* 46: 92-100.

SEGUIN, JF., TORRE, J., THIBAULT, J-E., HUGOT, L., ROBERT, I. & BRETAGNOLLE, V.

2002 Evolution de la population insulaire de Gypaète barbu (*Gypaetus barbatus*) de Corse au cours des ving dernieres années. In: LPO Fir (Ed.). Actes du colloque international. *Conservation des populations de Gypaéte barbu* - Paris LPO. Pp. 83-87.

TERRASSE, J.F.

1991 Le Gypaète barbu dans les Pyrénées françaises. In: Heredia R. & Heredia B. (Ed.): El Quebrantahuesos en los Pirineos: 127-138. ICONA. Madrid.

TERRASSE, J.F.

2001 *Le gypaète barbu. Description, mœurs, observation, réintroduction, mythologie*. Delachaux et Niestlé, Paris.

TERRASSE, J.F. & TERRASSE, M.

1968 Les vautours de France. *Le courrier de la nature* 5: 17-19.

TERRASSE, M., BAGNOLINI, C., BONNET, J. & SARRAZIN, F.

1994 Reintroductionof Griffon Vulture *Gyps fulvus fulvus* in the Massif Central - France. In: Meyburg B.U. & Chancelor R.D. (eds.). *Raptor Conservation Today*. WWGBP/The Pica Press, Cornwall. Pp. 479-491.

TORRE J., FASCE P., FASCE L. & SEGUIN J-F.

2002 Statut et facteurs limitants d'origine humaine de la population de gypaete barbu (*Gypaetus barbatus*) en corse. In: LPO Fir (Eds.). Actes du colloque international. Pp. 45-49.

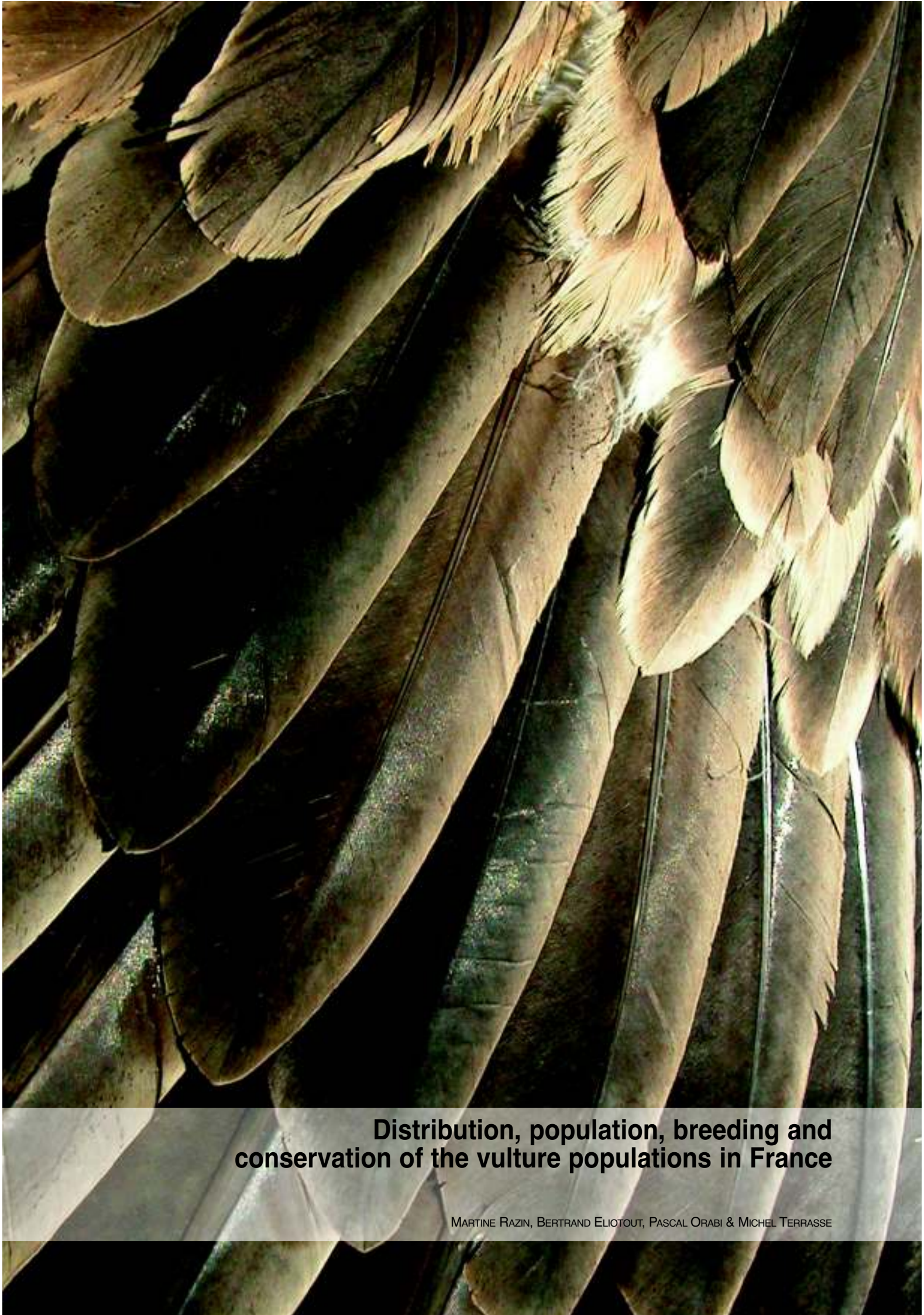
VILAGINES, L., BERNY, P., CUGNASSE, J.M., JONCOUR, G. & RAZIN, M.

2006 Vigilance poison: Rapport préliminaire année 2005. *Actes du Séminaire sur les Risques d'Intoxication des Rapaces*: 20-22. Life03 NAT/F/000/03. LPO, France.

ZINK, R.

2004 International Bearded Vulture Monitoring (IBM) in 2004. *Annual Report FCBV*: 66-67.

foto/photo: Dave Watt



Distribution, population, breeding and conservation of the vulture populations in France

Martine Razin, Bertrand Eliotout, Pascal Orabi & Michel Terrasse

1. INTRODUCTION

Four breeding species of vultures are present in France: the griffon vulture *Gyps fulvus*, the cinereous vulture *Aegypius monachus* that is being reintroduced, the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and the bearded vulture *Gypaetus barbatus*.

The cinereous vulture disappeared from France at the beginning of the XX century. Between the years 1960 and 1975, the griffon vulture and the bearded vulture were almost extinct, victims of direct persecution, collectors, the use of poisons against predators, the disappearance of the traditional pasturing and the transformation of the mountain environment. From 1972 the destruction of these species was prohibited and actions of protection and reintroduction were started. The situation of the griffon vulture and the cinereous vulture has improved significantly thanks to Spain's cooperation. However, the situation of the Egyptian vulture is still in a precarious position and that of the bearded vulture is still, by far, the most threatened of the four necrophage species.

The objective of this chapter is to present a synthetic and updated vision of the status, distribution, breeding parameters and conservation problems of each one of the four species of vultures present in France.

2. METHODS

The four species studied generally have been monitored by the network of organizations coordinated by the Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) within the framework of the ministerial recuperation plans of this species (presently the only species that is not subject to these plans is the griffon vulture). The set of historical data has been summarized as well as those available for the years 2007 and 2008.

The situation of the griffon vulture in the Pyrenees was established from the results of works carried out by the Fonds d'Intervention pour les Rapaces (presently LPO Mission Raptors), bibliographical data and the results of the inventory carried out in 2006-2007 by the association of Pyrenean groups coordinated by the LPO. The situation of the griffon vulture and the cinereous vulture in Grands Causses was presented after the studies carried out by the LPO-Grands Causses. For the south of the Alps, the information has been provided by the Vautours association in Baronnies and the Regional Natural Park of Vercors.

The status of the Egyptian vulture was studied after the monitoring operations carried out in 1999, the studies carried out by the Regional Natural park of Lubéron, and the results of the monitoring being carried out at present by the LPO and their collaborators in the Pyrenees and the south of France.

The information referring to the bearded vulture situation in the Alps comes from the association ASTERS and the National Parks of Vanoise, Mercantour and Ecrins; with regards to the French Pyrenees, they come from the LPO and the network « Casseur d'os » that coordinates the aforementioned monitoring. The information about the bearded vulture in Corsica was provided by the Corse Regional Natural Park and the Foundation for the Conservation of the bearded vulture

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Griffon vulture

3.1.1. Status and Distribution

The griffon vulture presently breed in the eastern Pyrenees, in the south of the Massif Central (Grands Causses) and in the south of the Alps (Figure 1). In the Massif Central and the Alps it was extinct but subsequently reintroduced between 1980-2000. The population of the French Pyrenees is indigenous and constitutes the northern border of the Iberian population.

At present, thanks to the reintroduction programmes, the griffon vultures moved around the Alps, Grands Causses and the Pyrenees. In this sense, the Egyptian vulture has returned to nest spontaneously in the areas where the griffon vulture (and subsequently the cinereous vulture) was reintroduced.

Pyrenees

Around 1960, 20-30 pairs survived in the French slopes of the Pyrenees (TERRASSE & TERRASSE, 1968). In the 70s, protection measures were taken (legal protection and feeding operations) with the aim to avoid its extinction. Between 1994 and 1996, the numbers of Pyrenean griffon vultures was estimated at about 400 pairs (LECONTE & TERRASSE, 1994; LECONTE & SOM, 1996; RAZIN, 1997) and between 2000-2002 at about 500 pairs (RAZIN, 2000; SARRAZIN & LECUYER, 2004).

In 2006 and 2007, a thorough census was done in the French Pyrenean slopes: in 2006 the breeding population was estimated at 580 pairs and 525 in 2007. The population is distributed in seven large colonies of which six are situated in the Atlantic Pyrenees region (one is a horseride

from the Navarra border) and another in the High Pyrenees (Figure 2).

For the first time since the 70s, the non-Pyrenean breeding population is falling (-9.2% between 2006 and 2007), a more significant decline having been detected in the border colonies with Aragon (Spain) than in the border colonies with Navarra (RAZIN *et al.*, 2008).

Although the griffon vulture is observed more regularly in winter in the central and eastern Pyrenees, they still do not breed and their spatial expansion may still be considered as scarce.

Massif Central (Grands Causses)

The species was extinct from this region in 1945 (BERTHET, 1946) and a reintroduction programme started by the FIR in collaboration with the National Park of Cévennes, was carried out between 1981 and 1986 (TERRASSE *et al.*, 1994). Between 1981 and 1986, 61 vultures were released in the Gorges de la Jonte and 50 more in the Gorges de la Vis between 1993 and 1997 (SARRAZIN & LECUYER, 2004; ELIOTOUT, 2007). The first breeding attempt in the wild took place in 1982. In 1999 censuses were taken of 75 to 80 pairs and in 2002 this figure went up to 100 pairs (Figure 3). In 2008 the census showed a total of 214 pairs. This population nests in four large colonies situated in the Jonte, Tarn and Dourbie gorges and in the Tarn valley.

Alps

Extinct at the beginning of the 20th century, three reintroduction programmes were started in the southern Alps between 1986 and 2004, thanks to the cooperation of the recuperation centres, local governments and Spanish organizations.

- Baronnies: 61 griffon vultures from Spain and the French Pyrenees were released between 1996 and 2001. In 2001, 13 pairs were already accounted for, increasing this figure to 25 in 2002 and 75 in 2008 Association Vautours en Baronnies).

- Gorges du Verdon: 91 griffon vultures were released between 1999 and 2005. In 2002 the first breeding took place (five pairs produced three chicks); in 2008 censuses were taken of 34 pairs (LPO PACA).

- Vercors: 36 griffon vultures were released between 1999 and 2002. During the first years the vultures joined the Baronnies colony that is near the release point. In 2007 two pairs that bred successfully were counted (PNR du Vercors).

3.1.2. Conservation

The griffon vulture is classified in France as a rare species. Its conservation depends on the continuity of its feeding resources and the absence of poison, although other factors could affect its survival or productivity.

The majority of the French population numbers breed in SPAs: 82% in the Pyrenees and 100% in the Massif Central and the Alps (Table 1).

Mountain Mass	Colonies	Breeding pairs	Young	Breeding success	Protection status
Pyrenees	Western Basque Country	141	63	0,45	ZPS (77%)
	Arbailles Mountain range	41	26	0,63	ZPS (90%)
	Sainte Engrâce	54	43	0,8	ZPS (85%)
	Aspe and Barétous Valleys	116	69	0,59	ZPS (68%)
	Ossau Valley	120	48	0,4	ZPS (100%); Natural reserve (83%)
	Ouzom Valley	32	19	0,59	ZPS (100%)
	Pibeste Mountains	21	10	0,48	RNR (100%)
Massif Central	Grands Causses	183	135	0,73	ZPS (100%)
Alps	Les Baronnies	63	42	0,67	ZPS (100%)
	Verdon Gorge	25	14	0,56	ZPS (100%)
	Vercors Mountains	2	2	1	ZPS (100%)
Total		**798**	**471**	**0,59**	

Table 1. Status, breeding success, protection status and distribution of the nesting population of the Eurasian griffon in France in 2007.

3.1.3. Food resources

Pyrenees

The conservation of the griffon vulture in the eastern Pyrenees depends on the maintenance of extensive grazing and of the level of application of the new health regulations. The pastoral activity is very important in the western area of the massif and allows a population to be conserved without artificially providing food (all of the feeding places closed from 1997, justified by a greater dynamism of the species). In the Atlantic Pyrenees the sheep livestock exceeds 700.000 of which the majority is bred traditionally; the cattle livestock rises to 500.000 of which an important proportion is bred in extensive farming. The horse livestock bred in extensive farming is important. The highest density of sheep livestock bred traditionally is found in the Basque Country where the farmers leave the carcasses in the mountains between May and October. During the winter period the carcasses are deposited in accessible places for the vultures; therefore, it may be considered that the food supplies in this region are still abundant, even if the collection and elimination of bovine livestock is becoming more systematic. However, the maintenance of the resources is not secured as the abandonment of the carcasses in the countryside is

being tolerated less and less by the veterinary services and is not authorized. At this moment, different initiatives are being studied to try to officialise the availability of carcasses in the countryside. In Béarn (to the north of Aragón) the feeding resources are more limited than in the Basque Country, even if the dynamics of the population of griffon vultures of Béarn is more important. This would be explained by the proximity of Béarn to Aragón that until 2000 offered unlimited food supplies thanks to the important feeding places maintained, mainly with pigs bred in intensive farming. The sudden closing coincided with the substantial decline of the nesting numbers and the breeding success of all the Béarn colonies that make up half of the nesting population of the French Pyrenees.

Massif Central (Grands Causses) and Alpes

The griffon vulture population of Grands Causses and the Alps, coming from reintroduction projects, depends on the « abandonment point of carcasses» (private places) installed in strict collaboration between volunteer naturalists and farmers. After 16 years of negotiations (JONCOUR, 1999), a ministerial decree allowed the « use » of necrophage raptors as a means of natural elimination in France (under certain conditions) until 2003, date of the change of the European regulations after the appearance of the illness BSE. After two years of negotiations, in 2005, the 2003 guidelines were revoked and once again the feeding of necrophage raptors was allowed in Europe under certain conditions. In summary, the covered and sometimes cemented surfaces are accessible to the farmers who directly deposit the sheep carcasses. This method allows the direct relation that existed between the vultures and the farming world to be renewed.

These abandonment points of carcasses are only in operation from the breeding in extensive farming or semi-extensive local sheep farming and offer the advantage of making food resources randomly available to vultures, which does not alter their natural behaviour in their search of food. At present, in the Grands Causses there are some 40 abandonment points of carcasses. These places represent an alternative to the large feeding places, although these still have a fundamental role (taking into account that all of the carcasses deposited only come from the areas that are surveyed daily by the vultures), at the same time the number of abandonment points of carcasses is still insufficient and the farmers that participate are situated in areas where it is not easy to create these points (peri-urban area, for example). The final aim is to stop the collection of carcasses for the vultures, but this cannot be effective until the food resources through the abandonment points are sufficient. There are 13 abandonment points of carcasses in the Pre-Alps. It is also important to take into account the presence of the chamois (*Rupicapra rupicapra*) at about 400 m above sea level in the south of the Alps of which the carcasses are used by griffon vultures all year round. In the Alps there is a lot of wild and domestic fauna in summer, which favours the survival of the young.

3.1.4. Causes of death

Pyrenees

The two known causes of unnatural death before 2000 were shooting (a cause of which vultures are victims mainly during the birds' migratory path in October) and electrocution that has caused the death of various individuals.

Since 2003, a systematic investigation of the causes of death has been carried out and various cases of lead poisoning (hunting lead) and lindane poisoning (prohibited in France since 1998 although used by some Pyrenean farmers who probably get it from the other side of the border) have been detected. In 2007, two cases of poisoning were recorded for the first time in the Basque Country and various vultures were shot down, most likely as a result of the bad press the media gave the species. In fact, in 2007 the number of reports from farmers against the interactions of the griffon vultures on weak or sick animals multiplied in the breeding areas where the vultures were not normally present.

Massif Central (Grands Causses) and Alps

Until the year 2000, in Cévennes and the Alps, the main cause of death was electrocution. Between 1981 and 2008 at least 81 vultures were victims of a medium voltage power line in Cévennes. The pylons were equipped with perches to prevent the vultures from landing.

In Grands Causses since 1998 a health inspection was started in order to evaluate the risk of poisoning. An analyzed egg showed a significant level of lindane and an autopsy showed poisoning by organophosphorates. The risks of intoxication and poisoning are evident, but at present they are not particularly worrying as all the massif colonies show a very positive dynamic. Until 2008, 52 vultures were collected of which 29 were analyzed.

Another six vultures were found dead in the space of one week in April 2008, as well as another three that were found ill and managed to survive. These cases make one think about intoxications that were carried out deliberately to poison the vultures, but also of an isolated incident. The results of the analysis do not have a serious clue at the moment as to the possible cause of death.

3.1.5. Causes of breeding failures

Pyrenees

The main disturbances that affect the colonies of the French Pyrenees during breeding are caused by burning carried out by the shepherds in the mountain pastures, which generally takes place in February, coinciding with the incubation period. On the other hand, helicopter flights also cause adults to abandon the nests and the chicks to jump from the nests prematurely. Noisy activities (mechanized works) may sometimes affect breeding, as well as the approaching of the nests by people practicing outdoor activities (climbing, nature photography) even though the griffon vulture is much more tolerant of noisy or visual disturbances than other species of vulture.

Massif central and Alps

Photography of nature is probably responsible for various breeding failures in Grands Causses. The practice of rock climbing in the vicinity of the breeding sectors (Grands Causses and Verdon) and trekking, may cause disturbances, even though regular contact is maintained with the sporting federations.

3.2. Cinereous vulture

3.2.1. Status and distribution

Extinct since the start of the 20th century in France (Massif Central), a reintroduction programme of the species was carried out by the Black Vulture Conservation Foundation and the F.I.R. (presently LPO Mission Rapaces), with the collaboration of the National Park of Cévennes (Figure 4).

Between 1992 and 2003, 53 cinereous vultures were released in Grands Causses and between 2004 and 2008, 36 individuals were released in the Alps. These birds come from Spain or zoo parks. Thanks to the presence of a population of griffon vultures, this species adapted perfectly to the ecosystem of Grands Causses. The first breeding attempt was recorded in 1996 (ELIOTOUT *et al.,* 2007) after four years of the first releases. In 1999 six pairs were located, increasing to 10 in 2002 (ELIOTOUT & TERRASSE, 2004) and to 20 in 2008 (of which 16 bred and 13 chicks were produced, Figure 5).

3.2.2. Reintroduction project in the Alps

These projects are carried out with the collaboration of the Black Vulture Conservation Foundation (BVCF) and European zoos.

- Baronnies: the Vautours association in Baronnies did this project. Since 2004 a total of 25 cinereous vultures have been released.

- Verdon gorges: the reintroduction started in 2005. Between this year and 2008 a total of 11 cinereous vultures have been released. This project is carried out by the LPO PACA within the Recuperation Plan of the cinereous vulture framework directed by the Ministry of Ecology and Sustainable Development.

3.3.3. Conservation

In France, the cinereous vulture is classified as a vulnerable species. As with the griffon vultures in Grands Causses, the cinereous vultures use the carcass abandonment points maintained by the farmers in which they deposit the sheep carcasses. However, the cinereous vultures also survey the semi-arid areas where there is an abundance of hares and especially rabbits whose carcasses are used by the vultures. At present, in Grands Causses the food resources of the cinereous vultures may be considered as abundant.

Without any doubt the cinereous vulture has suffered mass deforestation and agricultural changes (disappearance of semi-arid areas) carried out in all of the south of France where they bred in the past. Its future depends to a large extent on the management of the forest habitats in which it nests.

Given that they use the carcasses of domestic animals, the cinereous vulture as well as the griffon vulture are exposed to risks of intoxication with fitosanitary products. At present there is no accidental case of poisoning in Grands Causses nor has there been any intentional case of poisoning detected.

At least four cinereous vultures died by electrocution in medium voltage power lines, with this being the first cause of death of the griffon vulture in Grands Causses.

In this region, the disturbances in the nesting sites of the cinereous vulture have been motivated by photographers of nature, wild boar beats and by hikers passing close to the nests. Negotiations are being carried out in order to decrease the risks of disturbances and to preserve the nesting areas. In this sense, an integral biological reserve has been created that accommodates five pairs of cinereous vulture.

3.3. Egyptian vulture

3.2.1. Status and distribution

The Egyptian vulture is found in two areas: the Pyrenees and the Mediterranean region that includes from the Hérault region to the Alpes-Maritimes (Figure 6).

Pyrenees

In 1985 the breeding numbers were estimated at 40 pairs (BRAILLON, 1987). In 2002 this figure increased to 54-60 pairs (GALLARDO & KOBIERZYCKI, 2004) and to 67 in 2007, of which 57 were breeding pairs that produced 40 chicks (KOBIERZYCKI, data not published). This increase may be explained, on the one hand, by a greater searching effort (a recuperation plan of the species had been started) and by a spatial expansion of the species towards the east of the massif. The breeding results in 2007 confirm that in the Pyrenees, the number of territories (n = 67) are mainly located in the eastern part of the chain (Atlantic Pyrenees and High Pyrenees). On the other hand, the installation of a territorial pair in the Eastern Pyrenees as well as in the Aude region (totalling four pairs in this region) strengthen the presence of the species in this massif and its expansion towards the E. So, with the pairs in Hérault (1) and Gard (2), the Egyptian vulture gained territory towards the E and recolonized a small part of its historical distribution area in the Mediterranean region. There are also two communal sleeping places in the French Basque country, 7 km from each other that accommodate about 50 individuals, with a maximum number of 68 individuals registered in August.

Region	Departaments	Breeding pairs	Chicks	Protection status
Pyrenees	Atlantic pyrenees	33	21	ZPS (52%); Natural reserve (3%)
	High Pyrenees	11	10	
	High Garonne	3	3	
	Ariège	7	4	ZPS (29%)
	Eastern Pyrenees	0	0	
	Aude	3	2	ZPS (100%)
Mediterranean Region	Herault	1	1	
	Lozère	2	1	ZPS (100%)
	Aveyron			
	Gard	2	2	ZPS (50%)
	Ardèche	1	1	ZPS (100%)
	Vaucluse	6	4	ZPS (100%)
	High Provence Alps	1	0	ZPS (100%)
	Drome	2	1	
Total		**72**	**50**	

Table 2. Composition of the breeding population of the Egyptian vulture in France on 2007 and the protection status of the nesting sectors

Mediterranean region

This population that had 60 pairs in the 50s (GALLARDO & PENTERIANI, 1999) decreased to half that number in the 80s and in 2002 there were only 15 pairs accounted for, 11 of which were to the E of the Rhône (BILLET & GALLARDO, 1999) and four to the W (MORVAN, 1999 ; ELIOTOUT, 1999). In 2007, censuses had been done of 20 breeding pairs that produced 10 chicks. With the exception of the Luberon massif, the Egyptian vulture pairs of the Mediterranean region are still very isolated even though a new nucleus seems to be forming in Cévennes (area of reintroduction of the Egyptian vulture and the cinereous vulture) where the presence of other species of vultures favour its presence.

The presence of Egyptian vultures has been recorded in historical places that have been abandoned until now and in areas that appeared marginal. The breeding parameters probably vary in accordance with the areas in the SE of France and productivity probably limited by the inexperience of the pairs (Figure 7).

The numbers of Egyptian vulture in France was 76 pairs in 2003. In 2007, after various years of conservation efforts, the population rose to 87 pairs, with their being a 14% increase between 2003 and 2007. The analysis of the situation hints at a recruitment of new pairs as well as a progressive and joint increase of the population of the SE of France and Pyrenees, even though the growth is less marked in the SE of France (11% between 2003 and 2007).

3.3.2. Conservation

The wintering area of the Egyptian vulture goes from el Sahel in the south of the Sahara, in Senegal to Ethiopia (ELOSEGI, 1989). Two young Egyptian vultures from the Mediterranean region equipped with Argos markers joined two other Egyptian vultures from different age classes to the SE of Mauritania (MEYBURG *et al.*, 2004). The survival conditions for

Egyptian vultures during their migration and during their wintering are not well known, even though this is a very important parameter for understanding the dynamics and conservation of the species.

In the Pyrenees, the food resources from traditional pasturing are abundant, especially in the western part of the chain, and they will continue like this as long as the natural disappearance of the domestic livestock is tolerated by veterinary services.

On the contrary, the regression of the seasonally mobile pasturing in the Mediterranean region is largely responsible for the drastic reduction of the distribution area of the species, even though the Egyptian vultures can feed on substitute preys. The setting up of almost 120 abandonment points of carcasses and specific feeding places in the SE Mediterranean has allowed the maintenance of the breeding pairs to be maintained outside of the summer period and allow the recruitment of new pairs. The maintenance of the trophic resources in this region is one of the measures recommended by the national recuperation plan of the species with the aim of recovering its numbers. In the outline of the plan of the LIFE programme nature has allowed the network of feeding points and abandonment of carcasses to increase in favour of the Egyptian vulture with the construction of 42 new placements, integrated in another 77 points outwith the LIFE intervention areas.

There is little information about mortality. Shootings have caused various victims in the Pyrenees, the last case having been documented in 2000. In any case, due to the diet of the Egyptian vulture, with a predilection for small carcasses, this makes them more at risk of poisoning. Since 2005, toxicology analyses have been made systematically and at least two cases of poisoning have been confirmed (adult breeder ringed near Bilbao, Spain).

In the mountain environment, particularly troublesome activities have been multiplied with the extension of the roads network and nearby trails to the nesting sectors. Helicopter flights, forest activity, people approaching the nests on foot and mechanized works (opening of trails) may cause nests to be deserted and the chicks to fly prematurely, as has been proven in the case of the griffon vulture (LECONTE & SOM, 1996). In any case, the Pyrenean habitat seems very favourable for the species and the pairs breed again in the same place each year.

It should be emphasized that in the Atlantic Pyrenees, the expansion of the griffon vulture has caused the moving of various pairs and the abandonment of two territories. It is in the Mediterranean region in which the breeding habitats are more worrying, with the number of pairs being very low, the region very populated and its crags often visited by numerous outdoor sports lovers that may be adding to the absence or abandonment of breeding.

3.4. Bearded vulture

3.4.1. Status and distribution

The bearded vulture is present in three isolated massifs: the Alps, Corsica and the Pyrenees (RAZIN *et al.*, 2004). In the Alps its presence rose at the end of the 80s, coinciding with the reintroduction project (Figure 8).

Alps

The bearded vulture disappeared from the Alps between the end of the 19th and the beginning of the 20th centuries. In 1986 a reintroduction programme was started with the release into the wild of young in the whole alpine arch, started by the Foundation for the Conservation of the bearded vulture (FCBV). Between 1986 and 2007, 150 young were released in four countries (Austria, Italy, Switzerland and France).

In France there have been reintroductions in two areas that were started in 1987: in the north of the Haute Savoie region and in the south of the Maritime Alps.

The first breeding attempt in the Alps took place in 1996 (COTON & HEURET, 1996) and the first successful breeding attempts took place in 1997 (HEURET & ROUILLON, 1998) indicating a good quality of habitat for the species. In 2008 in the French Alps seven pairs nested, in massifs characterized by important populations of Ibex *Capra ibex*: three in Haute Savoie, three in Savoie and one in the Alpes de Haute Provence. The productivity of these pairs is good (>0.5 chicks/pair/average year).

Corsica

Until 1998, eight pairs had been accounted for in Corsica (FASCE, 1998) of which seven are located in the middle of the island. However, in 2000 the reinforcement of the monitoring of the population allowed two new territories to be discovered. In 2009 censuses of nine pairs were taken of which one is formed by an adult and subadult and another territory is occupied by an adult and a young individual. On average, only half of the pairs try to

breed each year and the productivity of this population is very low (between 0 and 0.2 young/pair/year).

Pyrenees

The northern Pyrenean numbers went from 17 pairs in 1994 to 29 in 2008, of which 19 pairs are in the western part of the massif (two new pairs since 1994) and 10 pairs in the eastern half, all of them established after 1994, a period in which the recolonizaton of the species was incited with the start up of a network of supplementary feeding points (specific) every 20-30 km in this part of the massif. Before 1995 no pairs nested to the east of the river Garonne despite the presence of favourable habitat (high mountain reserves) (RAZIN & BRETAGNOLLE, 2002). The recolonization of three eastern departments (Haute Garonne, Ariège and the eastern Pyrenees) has been made possible thanks to the positive dynamic of the population from both sides of the Pyrenees and the presence of a stock of individuals in search of new territories. In 2008 there was still a large disparity between the density of pairs located in the W of the massif and the density present in the E, where the capacity for accepting new pairs is far from being saturated.

The productivity of the northern-Pyrenean pairs has always been lower than the Spanish slopes (except in 2007), as in the southern coast the best weather conditions (less humid) favour higher productivity (0.3 chicks/pair/year in the French slope vs 0.4 on the Spanish side, Figure 9).

3.4.1. Conservation

The bearded vulture in France is classified as a species in danger of extinction. In 2009 64% of the breeding territories were within SPAs: 71% in the Alps, 100% in Corsica and 51% in the Pyrenees (Table 3).

Alps

In the French Alps, the chamois, the ibex, the marmots *Marmota marmota* and the domestic animals constitute very abundant food resources for the bearded vultures, almost unlimited when the scarce number of birds present is taken into account.

The main known causes for unnatural death are shootings (two cases in 1993 and 2000) and collisions with power lines and cables from mechanical chairlifts (four cases in Savoie). The exact proportion of birds reintroduced that have not survived is not known, nor are the exact causes of their disappearance, but the reintroduced young show a high survival rate (ZINK, 2004; SCHAUB *et al.*, 2009). The recuperation of the wolf *canis lupus* in the Alps increases the risk of poisoning; however no indication of this threat suggests that this should be cause for concern at the moment.

The main causes of disturbances identified in the present breeding sectors are helicopter flights, photography of nature and outdoor sports (climbing).

Region	Departament	Breeding pairs	Chicks flown the nest	Protection status
Pyrenees	Atlantic Pyrenees	5	3	SPA (100%); National Park (14 %)
	High Pyrenees	12	6	
	High Garonne	1	0	
	Ariège	5	0	SPA (50%); Reserve (38%)
	Eastern Pyrenees	1	1	100% ZPS
Alps	High Savoie	3	1	SPA (100%); Reserve (33%)
	Savoie	3	1	SPA(33%); National Park (33%)
	High Provence Alps	1	1	SPA (100%)
Corsica	High Corse	4	2	SPA (100%)
	South Corse			
Total		**35**	**15**	

Tabla 3. Composition of the breeding population of bearded vultures in France in 2008 and protection status of the breeding areas.

Corsica

The isolation and scarce numbers give the bearded vulture population in Corsica the status of extremely threatened, being the most threatened in Europe along with the Crete population. Its future is at risk due to the aging of the adults and the low productivity. The risk of loss of genetic variability has not been studied. The FCBV has tried (unsuccessfully) to favour exchanges with the outside by forming a population nucleus in the neighbouring island of Sardinia in 2008 (GENERO, 2009).

To the lack of dynamics of the population should be added the aggravating factor of a significant decrease of the food resources provided by the wild and domestic fauna during the last two decades (SEGUIN *et al.*, 2002), a factor that appears to limit the density and affect the productivity. Although there is no recent data of the mouflon *Ovis gmelini ammon* population it is assumed that there are no more than 1000 individuals on the island. The scarcity of mouflons, the transformation

in the breeding manner (intensification in the coast and decrease of the seasonal mobile cattle in the mountains) and the closing of the landscape resulting from the lower stocking rate, would explain the scarce productivity of the pairs. The supplementary feeding actions carried out by the Regional Natural Park of Corsica were reinforced in 2000 and coincide with a light increase of the laying rate and productivity during recent years. A reinforcement programme of the mouflon population of Corsica is being carried out (reproduction in captivity but with no releases during 2008).

The main cause of unnatural death known in Corsica is shootings (two cases in 1991). The island does not seem to be affected by poisoning. Taking into account the reduced number of bearded vultures present and of the scarcity of food resources, the species would have disappeared if poisoned traps were used in the mountains. On the other hand, causes of serious disturbances have not been described either (TORRE *et al.,* 2002).

Pyrenees

The main causes of unnatural death known in the Pyrenees is shooting (six cases between 1955 and 2008) and collisions with power lines (two cases between 1980 and 2008) (TERRASSE, 1991; RAZIN, 1998; MARGALIDA *et al*., 2008).

Since 1977 no case of poisoning has been detected although in 2005 two cases were detected in Hautes-Pyrenees (two carcasses found in the same place). A chick in the nest was also found in 2001 (border with Aragon) dead from acute lindane poisoning. Finally, in 1998 and 2006 two cases of exposure to lead were detected, of which one recovered and the other died from the injuries from crashing into a tree.

The risk of intoxication and poisoning has been the subject of monitoring in the northern slopes of the Pyrenees since 2002. All of the carcasses of necrophage raptors are analyzed and the autopsy is practiced by a national reference laboratory. Lindane and lead are the components that most often appear in the analyses (VILAGINES *et al*., 2006).

At times, the trophic availability is insufficient in winter in the massifs of the Basque Country and the foothills of the Pyrenees as the chamois are quite rare below 1500 m. In the axial chain that is above 1500 m, the chamois populations are abundant even though their density is not homogenous (concentrated in protected spaces), and they guarantee the essential winter resources for survival and breeding success of the bearded vultures that breed in the high mountains. In the Basque Country, the bearded vulture nests quite low down and with more and more difficulty as a consequence of the development of the roads network and human activities associated with these. Its presence in these mountains is linked exclusively to the livestock bred in extensive farming and to the carcasses present in the mountains or areas of medium altitude (500 – 1500 m) throughout the whole year. In this region, the future of the bearded vulture depends completely on the maintenance of the traditional practices of livestock breeding and on the presence of carcasses of domestic animals in the natural environment.

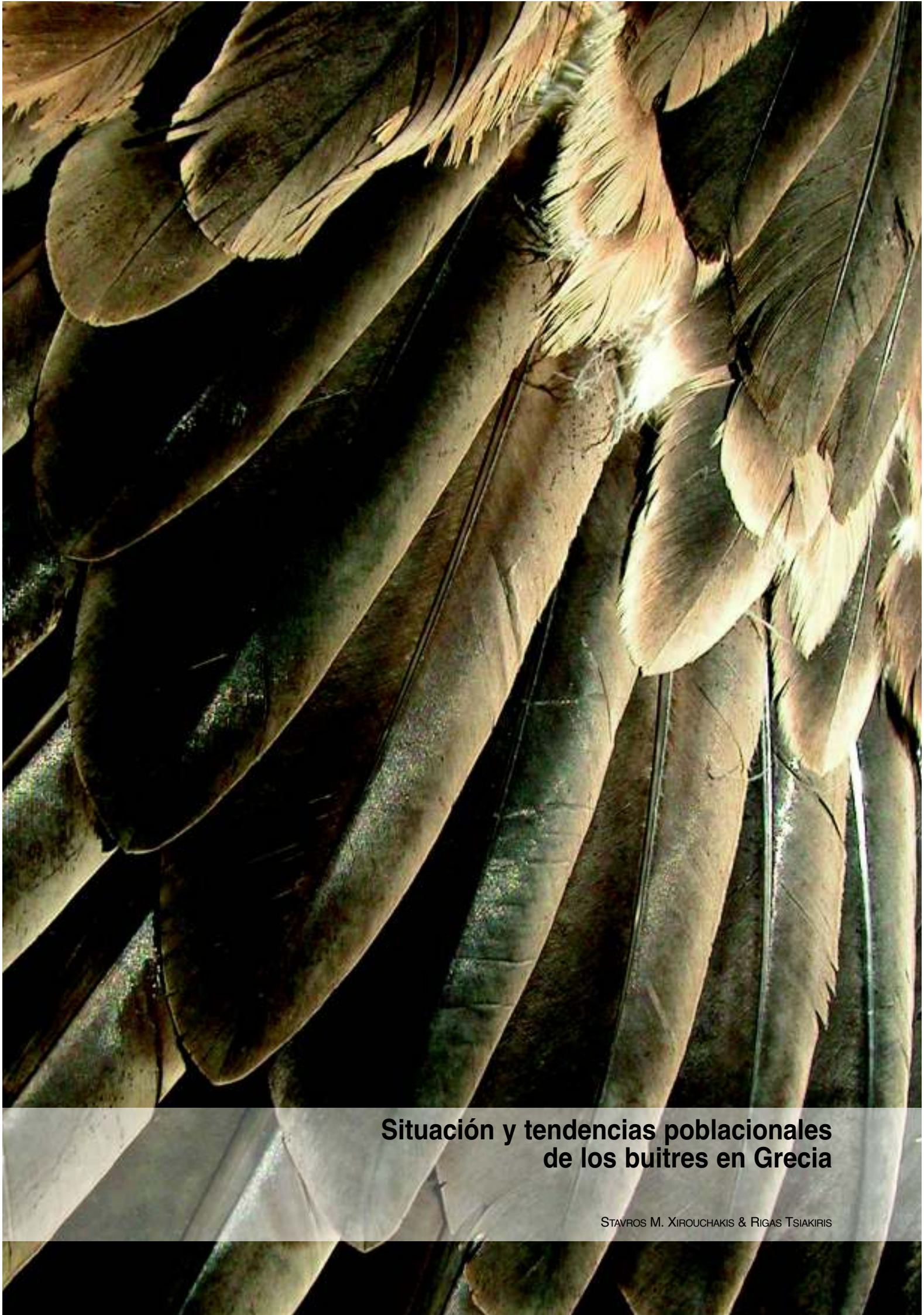
The most frequent human activities in the Pyrenean nesting sectors are helicopter flights, hunting (mainly beats) and the presence of people in the vicinity of the nests (hikers, shepherds, tourists, photographers). The territories situated lower down are more accessible and threatened and their productivity is four times lower than that of the territories with fewer disturbances (ARROYO & RAZIN, 2006).

4. ACKNOWLEDGEMENTS

We would especially like to thank Antoni Margalida and José Antonio Donázar for having given us the opportunity to participate in the writing of this European monograph about vultures. This chapter could not have been done without the field work of all the volunteers and professional from organizations in charge of the monitoring of the vulture populations in France and those who cooperate with the Ligue pour la Protection des Oiseaux: the associations Saiak, Organbidexka Col Libre, Nature Midi-Pyrénées, Association Naturaliste de l'Ariège, Nature Comminges, Groupe Ornithologique du Roussillon, Vautours en Baronnies, Parc National des Pyrénées, Ecrins, Vanoise, Mercantour and Cévennes, Parc Naturel Régional de Corse y de Vercors, Office National de la Chasse, Office National des Forêts, Fédération des Réserves Naturelles Catalanes, Réserves Naturelles de Haute Savoie, Association des Pâtres de Haute Montagne, Fédérations de Chasse de la Haute Garonne, de l'Ariège y de Pyrénées orientales, etc., as well as the Black Vulture Conservation Foundation, the Foundation for the Conservation of the bearded vulture, the French ministry in charge of the Environment and the European Union without whom the situation of these large necrophage raptors would not have been improved.

foto/photo: Bruno Berthemy

foto/photo: Bruno Berthemy



Situación y tendencias poblacionales de los buitres en Grecia

Stavros M. Xirouchakis & Rigas Tsiakiris

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	160-177	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Situación y tendencias poblacionales de los buitres en Grecia

Status and population trends of vultures in Greece

PALABRAS CLAVES: Grecia, buitres, éxito reproductor, disponibilidad de alimento.
KEY WORDS: Greece, vultures, breeding success, food availability.
GAKO-HITZAK: Grezia, saiak, ugaltze-arrakasta, elikagai-eskuragarritasuna, arazoak.

Stavros M. Xirouchakis[1]& Rigas Tsiakiris[2]

RESUMEN

Grecia es el único país balcánico que todavía alberga poblaciones reproductoras de las cuatro especies europeas de buitre. Sin embargo, desde la última revisión de su situación a mediados de los 80, todas las especies han sufrido una reducción substancial en su distribución y un drástico declive en sus poblaciones. El número de ejemplares ha disminuído, excepto en el caso del buitre negro *Aegypius monachus* que mantiene una población localizada de 20-27 parejas reproductoras en el Parque Nacional de Dadia, en la región de Tracia. En contraste, el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* se ha extinguido en el 75% de su área de reproducción, salvo en la isla de Creta, donde aún permanecen 5-6 parejas reproductoras. Asimismo, el alimoche *Neophron percnopterus*, antes común en ciertas zonas, ha experimentado una importante reducción poblacional (44-60%), y cuenta en la actualidad con menos de 70 parejas reproductoras. El buitre leonado *Gyps fulvus*, muy extendido por el centro y el norte de Grecia en antaño, ha sufrido una contracción considerable en su distribución (50-60%) y una pérdida de sus grupos reproductores (en torno al 60%). Su tamaño poblacional actual está estimado en 170-200 parejas reproductoras, siendo Creta su principal bastión albergando a más del 80% de estas. El resto de colonias reproductoras se encuentran ya tan solo en Tracia, en Grecia occidental y en las islas Cícladas centrales. Los envenenamientos han supuesto el principal factor de mortalidad en todas las especies, arrasando con sus números a lo largo de casi todo el país. Además de esto, los cambios en el uso del suelo, responsables de la escasez alimento, la pérdida de hábitat y la persecución directa por el hombre han sometido a sus poblaciones a una presión continua.

ABSTRACT

Greece is the only Balkan country that still harbors breeding populations of all four European vulture species. However since the last status review in the mid 1980s all species have undergone a substantial shrinkage in their distribution and a dramatic decline in their population. Numbers have decreased except for the Cinereous Vulture *Aegypius monachus* which holds a localized population of 20-27 breeding pairs in the Dadia National Park, in the Thrace region. On the contrary, the bearded vulture *Gypaetus barbatus* became extinct in 75% of its breeding range apart from the island of Crete where 5-6 breeding pairs still remain. Similarly the Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, once common in certain areas, has experienced a large population decline (44-60%), presently numbering less than ca.70 breeding pairs. The griffon vulture *Gyps fulvus* formerly widespread in central and northern Greece has suffered a considerable contraction of its range (50-60%) and a loss of its breeding groups (ca. 60%). Its current population size has been estimated at 170-200 breeding pairs with Crete being its main stronghold hosting more than 80% of them, while only Thrace, Western Greece and central Cyclades islands still hold other breeding colonies. Poisoning comprised the main mortality factor for all species devastating their numbers almost throughout the country. Additionally, land use changes which resulted in food shortage, habitat loss and direct persecution by man have kept their populations under continuous pressure.

LABURPENA

Grezia da Europako saien lau espezieen populazio ugaltzaileak biltzen dituen Balkanetako herri bakarra. Hala eta guztiz ere, 80. urteen erdialdera haien egoeraren inguruan egindako azken azterketaz geroztik, espezie guztiak nabarmen murriztu dira beren banaketan, eta guztiz murriztu dira haien populazioak. Aleen kopuruak behera egun du sai beltzaren *Aegypius monachus* kasuan izan ezik, Traziako eskualdean, Dadiako Parke Nazionalean, 20-27 bikote ugaltzaile bizi baitira. Aitzitik, ugatza *Gypaetus barbatus* %75ean murriztu da bere ugaltzeko eremuan, Kretako irlan izan ezik, artean 5-6 bikote ugaltzaile bizi baitira han. Sai zuriak *Neophron percnopterus*, era berean, alde jakin batzuetan lehen arrunta zenak, populazioan behera egin du nabarmen (%44-60), eta une honetan 70 bikote ugaltzaile baino gutxiago dira. Sai arreak *Gyps fulvus*, antzina oso arrunta Greziaren iparraldean eta erdialdean, galera handiak nozitu ditu banaketan (%50-60) eta talde ugaltzaileen artean ere galera nabarmenak izan ditu (%60 inguru). Une honetan 170-200 bikote ugaltzaile dira, eta Kreta da haien babesleku nagusia, bertara biltzen baitira haietako %80tik gora. Gainerako kolonia ugaltzaileak Trazian, Grezia mendebaldean eta erdiko Ziklada irletan baino ez dira bizi. Pozoidurak izan dira espezie guztien heriotza faktore nagusiak, haien kopurua gutxienera ekarriz ia herrialde osoan zehar. Gainera, zoruaren erabileran izandako aldaketek, elikagaien gabeziaren, habitataren galeraren eta gizakiaren zuzeneko jazarpenaren erantzuleak, espezie hauen populazioa etenik gabeko presiopean bizitzera eraman dute.

1. INTRODUCCIÓN

El primer intento de describir la situación y distribución de los buitres en Grecia se produjo en la década de los 80 (VAGLIANOS, 1981; HANDRINOS, 1985). Para dos especies, concretamente el buitre negro *Aegypius monachus* y el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*, consideradas en peligro por el Libro Rojo de Datos de Grecia (HANDRINOS, 1992), se han llevado a cabo estudios detallados sobre su hábitat de cría, biología reproductiva, comportamiento de campeo y ecología alimenticia (POIRAZIDIS *et*

[1] Natural History Museum of Crete, University of Crete, P.O. Box 2208, Heraklion 71409, Crete, Greece. E-mail: sxirouch@nhmc.uoc.gr
[2] Department of Ecology, School of Biology, Aristotle University of Thessalonica. Thessalonica, Greece. E-mail: rigastsiakiris@gmail.com

al., 1997; VLACHOS *et al.,* 1999; XIROUCHAKIS *et al.,* 2001; XIROUCHAKIS, 2003; POIRAZIDIS *et al.,* 2004). No obstante, pese a que el serio declive que han atravesado todas estas especies es un hecho sobradamente conocido, hasta la fecha no se ha procedido a realizar una actualización de su estado. Puesto que Grecia es el único país balcánico que aún alberga poblaciones de todas las especies europeas de buitres, el objetivo de la presente revisión es poner al día nuestro conocimiento sobre su situación. La mayor parte de los datos disponibles deriva de informes técnicos no publicados y de la base de datos de las Áreas Importantes para la Aves en Grecia (BOURDAKIS & VARELITZIDOU, 2000). Para realizar la evaluación de los patrones poblacionales se usaron las estimas poblacionales de los años 80 (HANDRINOS, 1985). También se discuten las posibles causas del declive de estas especies o de su presencia a día de hoy en algunas zonas, además del papel que juega la disponibilidad de alimento como factor limitante.

2. RESULTADOS

2.1. Quebrantahuesos

Este buitre sufrió el declive más drástico durante el siglo XX (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997). En los años 80, su población se extendía por casi todas las montañas de Grecia, incluyendo la isla de Creta, y sumaba en torno a las 25 parejas reproductoras, de las cuales 10-15 se encontraban en esta isla (VAGLIANO, 1981; HANDRINOS, 1985). En los 90, su población se redujo a 12-18 parejas reproductoras (TUCKER & HEATH, 1994), pero a comienzos de la década actual cayó hasta las 4 parejas reproductoras, todas ellas ubicadas en Creta (XIROUCHAKIS *et al.,* 2001; BIRDLIFE, 2004). En total, la distribución de la especie se redujo en un 75%, mientras que su población disminuyó en un 84% (XIROUCHAKIS *et al.,* 2001). En la península, la principal causa del colapso poblacional se atribuyó al uso de cebos envenenados para la exterminación del lobo canis cupus (SAKOULIS, 2000). Todos los territorios tradicionales (por e.j. el monte Olimpo, el monte Parnassus) que se sabían ocupados hasta los años 90 quedaron desocupados al tiempo que las poblaciones de lobo comenzaron a aumentar, desencadenando el uso de cebos envenenados para su control. La baja densidad de la especie, consecuencia de su comportamiento territorial y hábitos alimenticios, propició su desaparición en muchas zonas continentales antes de que ninguna de las otras especies de buitre mostrara señales de declive. En el centro de Grecia (Sterea Hellas) la tendencia negativa se vió acelerada por la degradación del hábitat y los cambios en el uso del suelo, resultado de la cesión a la industria del turismo de terrenos cruciales para la especie por constituir su principal hábitat de campeo, (estaciones de esquí, construcción de hoteles y carreteras) y actividades mineras.

En la actualidad, existe un único territorio activo en la Grecia continental, compartido por Grecia y la E.R.Y. de Macedonia (Figura 1). Situada en el centro de la península balcánica, esta zona fué una de las más importantes del sureste de Europa para todas las especies de buitre (SIDIROPOULOS *et al.,* 2006a). Allí residieron cuatro parejas de quebrantahuesos (GRUBAC, 1991), que fueron finalmente exterminadas durante las campañas contra el lobo (GRUBAC,1985). A finales de los 90 los únicos avistamientos registrados en la zona correspondieron a ejemplares solitarios que a duras penas constituían una población (TSIAKIRIS, 2002). En esta última década, un ejemplar adulto ha sido observado en un antiguo territorio de cría, donde se le ha podido ver empleando el antiguo cortado de nidificación como dormidero. Tanto el lanzamiento de una campaña de concienciación social a ambos lados de la frontera, como la creación de un nuevo programa de alimentación suplementaria para los meses de invierno tuvieron bastante éxito. Por una parte la reducción del uso de venenos para el control de alimañas y por otra la existencia de una fuente de alimento predecible lograron mantener a este individuo en un antiguo territorio de cría (SIDIROPOULOS *et al.,* 2006b). No obstante, ninguna de estas dos acciones puede garantizar su supervivencia a largo plazo, ya que el individuo sobrevuela una zona extensa de montaña durante el verano, habiéndose observado a más de 50 km de su dormidero.

En Creta, la capacidad de carga de la especie se ha estimado en 14-15 territorios (XIROUCHAKIS, 2002). Sin embargo, las modificaciones del hábitat que han ido aconteciendo durante las últimas dos décadas han provocado que solo 9 de estos territorios sean adecuados para criar y buscar alimento. Dos proyectos de conservación financiados por la UE entre 1998 y 2006 consiguieron estabilizar e incrementar ligeramente la población cretense a 6 parejas reproductoras en 2006 (Figura 2) y mejorar su rendimiento reproductor (Tabla 1). Otros datos más precisos referentes a la situación de la especie durante el periodo indicado estiman la población total en no mas de 30 ejemplares, con un 36% perteneciente al sector sub-adulto (XIROUCHAKIS *et al.,* 2006). Dos

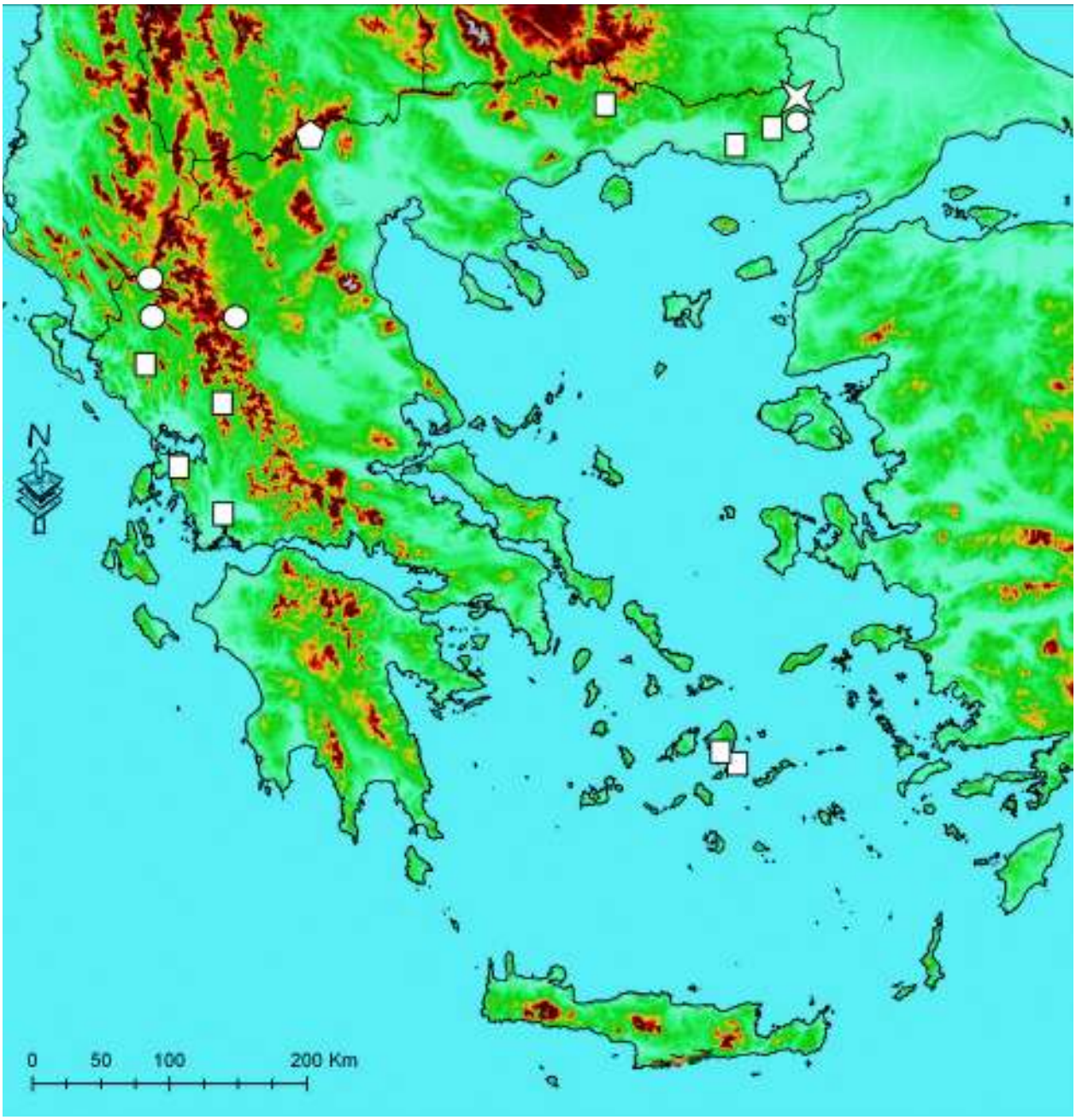


Figura 1. Colonias de buitres en Grecia peninsular y en las islas Egeas (excluyendo Creta) in 2006: territorios de quebrantahuesos (◇), alimoche (○), buitre leonado (□) y buitre negro (✕).

Figure 1. *Vulture colonies in mainland Greece and Aegean islands (apart from Crete) in 2006: bearded vulture territories (◇), Egyptian vulture (○), griffon vulture (□), Black vulture (✕).*

características importantes de esta población son su inestabilidad en la ocupación de territorios y el alto porcentaje de individuos territoriales sin pareja; ambas representan una clara indicación de una baja tasa de supervivencia adulta y una escasez de flotantes. El éxito reproductor fué del 66% mientras que la productividad se situó en 0.40 pollos/pareja territorial/año (Tabla 1). Aunque la escasez de alimento no se considera un factor limitante (XIROUCHAKIS *et al.,* 2003) la alimentación artificial consiguió que algunas parejas criaran con regularidad y que otras mejoraran su éxito reproductor. Además aumentó la supervivencia sub-adulta, a juzgar por la formación de 5 nuevas parejas, de las cuales dos han nidificado en las proximidades del comedero (XIROUCHAKIS & GRIVAS, 2002; XIROUCHAKIS *et al.,* 2006). Actualmente existen siete puntos de alimentación operativos en la isla en los que se suministra una media de 6 toneladas de comida al año, además

	Número de						Exito	
Año	territorios	Individuos territoriales	Parejas territoriales	Parejas monitorizadas	Parejas que hacen puesta	Pollos volantones	reproductor (%)	productividad
1998	14	6	8	4	1	1	100	0.25
1999	15	8	7	5	3	0	0	0
2000	15	11	4	4	4	2	50	0.5
2001	13	9	4	4	3	2	67	0.5
2002	12	8	4	4	3	2	67	0.5
2003	11	7	4	4	3	1	33	0.25
2004	12	8	4	4	2	2	100	0.5
2005	13	8	5	5	3	3	100	0.6
2006	14	8	6	6	4	3	75	0.5
Media	13	8	5	4	3	2	66	0.40

Tabla 1. Situación y productividad de la población de quebrantahuesos en Creta durante el período 1998-2006. (Éxito reproductor: *número de pollos volados/ número de parejas que hacen puesta, Productividad: número de pollos volados/ número de parejas monitorizadas*).

Figura 2. Parejas territoriales de quebrantahuesos (círculos negros) y colonias activas de buitre leonado (puntos blancos) en Creta en 2006.
Figure 2. *bearded vulture territorial pairs (black circles) and griffon vulture active colonies (white dots) in Crete in 2006.*

de unos 15 kg / pareja/ año de carne sin tratar (por ejemplo, conejos enteros con piel) adicionales que se proporciona cerca de los nidos activos (<500m) durante la época de eclosión. Aparte del monitorizaje y la alimentación artificial, otras acciones conservacionistas han consistido en el patrullaje y vigilancia de las zonas de nidificación y la declaración de todas las áreas de cría como Áreas de Protección Especial (SPAs) bajo la directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de aves silvestres. Además se evaluó, por medio de un sistema audio-visual de monitorizaje, el efecto de una manipulación en los casos de cainismo y la posibilidad de rescatar a los segundos pollos para formar un stock para la cría en cautividad (MARGALIDA *et al.,* 2004; GRIVAS *et al.,* 2008). No obstante, esta herramienta de gestión no ha sido aplicada aun, y permanece como una opción abierta.

También las campañas de concienciación social fueron valoradas como acciones prioritarias de conservación, dado que la principal causa del declive de la especie fué atribuída a la persecución humana directa. El furtivismo, por ejemplo, ha supuesto un problema importante, agravado por la creación de una red excesiva de carreteras que llega a todos los territorios de esta especie y que ha permitido el fácil acceso a zonas remotas de montaña. De los 9 ejemplares encontrados muertos entre 1991 y 2006, ocho murieron por disparos (3 de ellos han sido disecados) y uno fué envenenado con el agroquímico fentión (XIROUCHAKIS, 2004). Aunque el uso de cebos envenenados conllevaría consecuencias fatales en una población tan reducida, afortunadamente no se lleva a cabo a gran escala en la isla gracias a la ausencia de mamíferos depredadores (XIROUCHAKIS *et al.,* 2000). La mayor parte del uso de venenos ocurre en áreas determinadas y manifiesta brotes estacionales que acompañan la aparición de perros asilvestrados.

2.2. Alimoche

La primera estima poblacional del alimoche *Neophron Percnopterus* se realizó a principios de los años 80, con 250 parejas (HANDRINOS, 1985). Aunque la especie había desaparecido de la parte sur del país y de todas sus islas (HANDRINOS, 1992), seguía considerandose en el resto del país un ave relativamente común y sin muestras de estar sufriendo un declive importante. Además, se produjeron registros de congregaciones importantes de estas aves en vertederos cercanos a núcleos urbanos antes de 1985, como por ejemplo en Meteora (Tesali): 143 individuos, Parakalamos (Epiro): 47 y Xanti (Tracia): 60; (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997). Por ello, hubo que esperar hasta los años 90 para que finalmente se diera la voz de alarma sobre el rápido declive de la especie (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997). La distribución reproductora disminuyó considerablemente entre la década de los 70 y mediados de los 90. A comienzos de los 90 dejó de criar en Grecia central, y su población bajó a 100-140 parejas (BOURDAKIS *et al.,* 2006). No obstante, según los últimos datos de la especie, la población reproductora actual no pasa de las 70 parejas, distribuídas en 3 núcleos centrales; uno en la provincia de Evros (20-25 parejas, POIRAZIDIS, 2003), otro en la zona montañosa de Anticasia-Meteora (25-30 individuos/ 10-12 parejas, BOURBOURAS, 2003) y un último en la región de Epiro (pico Astraka: 11, vertedero de Loánnina 10, vertedero de Konitsa: 13). Un estudio llevado a cabo entre 1984-1994 en el Parque Nacional de Dadia, en la provincia de Evros, registró un éxito reproductor del 77.2%. La creación de un punto de alimentación suplementaria no tuvo ningún efecto importante en la población, que pasó de 17 parejas reproductoras en 1978 a 9-10 en 2003 (POIRAZIDIS, 2003; SCHINDLER *et al.,* 2003). El éxito reproductor sufrió un ligero descenso del 79% al 75.5%, y se produjo una leve mejora en la supervivencia de los pollos, especialmente en las nidadas de dos huevos, revelando que la población puede estar más negativamente afectada por diferentes factores en sus áreas de invernada que por causas locales VLACHOS *et al.,* 1998).

Poco se conoce sobre las rutas migratorias de la especie, aunque varias observaciones apuntan a un movimiento directo en dirección norte-sur a través de las islas del mar Egeo y Creta, exceptuando al estrecho del Bosforo en el Este. En los últimos avistamientos realizados desde el Observatorio de Aves de Antikythera, 5 individuos inmaduros fueron vistos migrando hacia el sur a finales de Septiembre de 2007 (XIROUCHAKIS observación personal; KOMINOS, 2007).

2.3. Buitre leonado

El buitre leonado *Gyps fulvus* estuvo muy extendido por todos los macizos peninsulares y fué considerada la especie de buitre más común en Grecia (HANDRINOS, 1985). En los años 80 su población se estimó en 400-450 parejas reproductoras, unas 200 de ellas en Creta (VAGLIANO, 1981; HALLMANN, 1985; HANDRINOS, 1985). En los 90 la población sufrió un colapso durante el que 13-15 colonias fueron abandonadas en la península y se detectó una reducción de al menos el 60% en su antiguo rango de distribución (BOURDAKIS *et al.,* 2004). El abandono de las colonias acompañó la extinción del quebrantahuesos y fue atribuido a los casos de envenenamientos masivos, ya que el declive de las dos especies coincidió tanto en el espacio como en el tiempo con la reaparición del lobo (SAKOULIS, 2003).

En la década actual existen 7 colonias de buitre leonado en la Grecia continental; 3 en Tracia y 4 al oeste de Grecia (en la región de Epiros y prefectura de Aitoloakarnania); 24-28 en Creta (figura 2) y 2 en el archipiélago de la islas cícladas (en las islas Naxos y Heraklia) (BOURDAKIS *et al.,* 2004; XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005). La población total oscila entre las 170 y las 200 parejas reproductoras; 20-35 en la península (90-110 individuos) y 150-160 (370-450 individuos) en las islas (BOURDAKIS *et al.,* 2004; BOURDAKIS *et al.,* 2006). La población más robusta se encuentra en Creta, con unos 340-420 ejemplares (XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005) o cerca de 140 parejas, de las cuales aproximadamente 100 hacen puesta cada año. El éxito reproductor durante el período 1996-2002 fué del 75% (rango = 69-82%, Tabla 2) mientras que la productividad se situó en 0.52 pollos/ pareja reproductora/ año (rango = 0.46-0.59) (XIROUCHAKIS, 2003b).

En el área continental, la población de la especie recibe un flujo de aves procedentes de los Balcanes nororientales. En la parte oeste de la cordillera de Pindus se observan con frecuencia buitres marcados procedentes de Serbia y Croacia, mientras que algunos ejemplares con marcas alares procedentes de Tracia visitan las colonias cercanas de Bulgaria y la E.R.Y de Macedonia (SUSIC 2000; STOYCHEV *et al.,* 2005; JERRENTRUP & EFTHIMIOU, 2006). Además, el punto de alimentación del Parque Nacional de Dadia recibe un

	Número de				Exito	
Año	Colonias activas	Parejas reproductoras	Parejas nidificantes (polladas)	Parejas con éxito (volantones)	reproductor (%)	Productividad
1996	16	100	64	50	78	0.50
1997	16	102	68	56	82	0.55
1998	19	135	84	62	74	0.46
1999	22	181	123	95	77	0.52
2000	25	176	126	88	70	0.50
2001	28	156	114	92	81	0.59
2002	27	138	106	73	69	0.53
Media	22	141	986	74 8	76	0.52

Tabla 2. Situación poblacional y productividad del buitre leonado en Creta durante el período 1996-2002 (según Xirouchakis 2003b). (Éxito reproductor: número de pollos volados/ número de parejas nidificantes, Productividad: número de pollos volados/ número de parejas reproductoras).

número creciente de buitre leonados llegados de otros lugares. En concreto, se han observado allí ejemplares marcados llegados de otros países balcánicos, Italia, Francia e Israel, mientras que los avistamientos de individuos inmaduros se producen a lo largo de todo el año, alcanzando un máximo durante los meses de otoño (e.j. 60-100 individuos, SKARTSI *et al.,* 2003, 2009).

2.4. Buitre negro

Durante los años 80 existieron 3 núcleos de buitre negro en Grecia; en el Parque Nacional de Dadia (15 parejas), en el monte Olimpo (2 parejas) y en las montañas de Parnassos-Vardousia (e.j. indicios de cría). A menudo también se observaban individuos divagantes en la frontera de Grecia con la E.R.Y de Macedonia (HALLMANN, 1985; HANDRINOS, 1985; HALLMANN 1996; GRUBAC 1998). La población total a comienzos de los años 90 se estimó en 10-14 parejas (TUCKER & HEATH, 1994) y en 20 parejas u 80 individuos a mediados de la misma década (POIRAZIDIS *et al.,* 1997), todos ellos pertenecientes al Parque Nacional de Dadia, en la provincia de Evros (región de Tracia).

El buitre negro estuvo a punto de extinguirse en esta zona en 1979 (26 individuos/4-5 parejas). Durante el período comprendido entre 1987-2005, la población aumentó a 22 parejas reproductoras gracias a la aplicación de medidas para la protección de su hábitat de cría y la creación en 1987 de un punto de alimentación suplementaria, donde se suministran entre 20 y 30 toneladas de comida al año (SKARTSI *et al.,* 2008). La alimentación suplementaria resultó muy beneficiosa para la especie, que triplicó su población reproductora hasta mediados de los 90 (VLACHOS *et al.,* 1999). Durante el período 1994-2005, el éxito reproductor de la especie fué del 72% (rango = 53-95%, Tabla 3), con una tendencia negativa del 2% anual (SKARTSI *et al.,* 2009). Entre tanto, la incidencia de casos de envenenamientos masivos surgida a raiz de las campañas ilegales contra el zorro provocó el cese del aumento del número de parejas reproductoras (ANTONIOU *et al.,* 1996; SKARTSI *et al.,* 2008). Con todo, el número total de buitres negros dentro del Parque aumentó de forma considerable durante el período 1987-2005 (VLACHOS *et al.,* 1999; SKARTSI *et al.,* 2008) y se recolonizaron regiones de Bulgaria próximas a la frontera con Grecia (IANKOV 1998; HRISTOV *et al.,* 2004). Excepto en la región de Tracia, el avistamiento esporádico de ejemplares inmaduros en otras zonas (como por ejemplo al oeste de Macedonia, Epirus y las islas Cícladas), significa que las aves realizan desplazamientos ocasionales que podrían llevar a la aparición cada vez más frecuente de la especie en zonas alejadas de su área de reproducción.

3. DISCUSIÓN

La tendencia poblacional negativa exhibida por todas las especies de buitre en Grecia durante los años 80 y 90 es un hecho. En la actualidad el área de reproducción y el tamaño poblacional del buitre leonado son considerables únicamente en Creta y sólo localmente en algunas áreas de la península. El buitre negro está a salvo y aumenta ligeramente, aunque la población reproductora se encuentra aislada y da muestras de estancamiento tras sufrir varios episodios graves de envenenamiento. El quebrantahuesos se ha estabilizado pero su situación debería considerarse altamente crítica en base a su reducido tamaño poblacional, su insularidad y la constante presión humana a la que se ve sometido su hábitat de cría y de campeo.

El alimoche sufre un declive evidente y parece que sus números continuarán disminuyendo. El declive poblacional ha mostrado un patrón temporal muy similar en todos los países balcánicos,

	Número de				Exito de	Exito de	
Año	Nidos ocupados	Parejas que hacen puesta	Pollos recién eclosionados	volantones	eclosión (%)	reproductor (%)	productividad
1994	20	20	19	19	95	95	0.95
1995	20	17	15	15	88.2	88.2	0.75
1996	18	15	10	10	66.7	66.7	0.56
1997	21	16	10	10	62.5	62.5	0.48
1998	19	19	14	13	73.7	68.4	0.68
1999	21	20	16	16	80	80	0.76
2000	24	20	15	15	75	75	0.63
2001	26	22	17	14	77.3	63.6	0.54
2002	26	21	18	16	85.7	76.2	0.62
2003	27	19	15	10	78.9	52.6	0.37
2004	25	18	16	13	88.9	72.2	0.52
2005	27	19	15	12	78.9	63.2	0.44
Media	23	19	15	14	79.2	72	0.61

Tabla 3. Situación poblacional y productividad del buitre negro en el Parque Nacional de Dadia durante el período 1994-2005 (según Skartsi ., 2008). (Éxito de eclosión: *número de pollos recién eclosionados/ número de parejas que hacen puesta, Productividad: número de pollos volados/ número de nidos ocupados*).

originado principalmente por uso indiscriminado de cebos envenenados dirigidos contra depredadores, y por la falta de alimento (HANDRINOS, 1985; MARINCOVIC & ORLANDIC, 1994; PUSOVIC, 2000; SAKOULIS, 2003). Las colonias de buitres presentes en la actualidad se encuentran al oeste y al norte del país, y en ciertas islas que carecen de la presencia de grandes mamíferos carnívoros o donde estos poseen una reducida densidad poblacional.

El hecho de que algunas cordilleras de la Grecia continental donde aún se sufren ataques por lobo (al menos en las últimas dos decadas) todavía alberguen colonias de buitres debe atribuirse a una combinación de factores, tales como: a) la orografía escarpada del terreno que hace imposible o poco práctica la colocación de venenos; b) la inmigración desde otras regiones al sureste de Europa y c) la buena disposición de alimento en ciertas zonas.

En Grecia, donde la densidad poblacional de ungulados silvestres es extremadamente baja (PAPAIOANNOU & KATI, 2007) los buitres disponen de tres fuentes principales de alimento: a) los cadáveres del ganado trashumante, b) los puntos de alimentación suplementaria y c) los vertederos (HANDRINOS 1985; GRANT & VLACHOS, 1985; VLACHOS *et al.,* 1998, XIROUCHAKIS, 2005). En el primer caso, se ha constatado un abandono importante de las prácticas ganaderas tradicionales y los sistemas de pasto extensivo durante últimas tres décadas (Servicio Nacional de Estadística de Grecia, 2001). Este hecho ha causado un fuerte impacto en las poblaciones de buitre y en otras especies carroñeras, especialmente en la Grecia continental. A esto hay que añadir la desaparición de las vias pecuarias, utilizadas para el movimiento estacional del ganado, que ha supuesto un factor decisivo en la reducción de su rango de distribución, al igual que en el resto de los Balcanes (MARINCOVIC & KARADZIC, 1999). Además, las técnicas modernas de ganadería y las mejoras en la condición veterinaria de los animales han reducido aún más la disponibilidad de alimento en las principales zonas de pasto del país (HANDRINOS, 1985; BEAUFOY *et al.,* 1994; ADAMAKOPOULOS *et al.,* 1995). En muchos casos, resultaría imposible sustentar las poblaciones de buitres en ausencia de alimentación suplementaria, incluso en zonas donde el uso de cebos envenenados para la exterminación de animales problemáticos ha permanecido bajo (HALLMANN, 1988, 1996; JERRENTRUP & EFTHIMIOU, 2006). Aunque resulta dificil de cuantificar, la escasez de alimento parece intensificarse durante los meses de invierno, según reflejan las fluctuaciones estacionales en el número de buitres que visitan los puntos de alimentación (POIRAZIDIS *et al.,* 1997).

Sin embargo, la mayoría de los programas de alimentación artificial vigentes no fueron organizados de forma adecuada, por lo que su éxito ha sido sólo parcial. Desde 1987, seis puntos de alimentación han sido creados en la Grecia continental y tres en Creta, con el objetivo de sustentar a poblaciones frágiles o en declive y de promover al mismo tiempo el ecoturismo. Todos ellos cumplen teóricamente con los objetivos y criterios de los comederos de buitres o muladares (FRIEDMAN & MUNDY, 1983; MUNDY *et al.,* 1992; PIPER, 2006) pero sólo 6 satisfacen plenamente la política de higiene impuesta por la UE (por ejemplo, instalación de vallados, inspección de los ani-

males muertos). Las instalaciones se abastecen con despojos de mataderos y con restos de ganado y cerdos de granja principalmente. Pocas veces se dejan ovejas o cabras, ya que éstas pacen sueltas y sus cadáveres casi nunca se recogen del campo. En Creta, además, se suministran extremidades de animales domésticos de tamaño medio en cinco puntos adicionales (sitios sin vallado, en lo alto de salientes montañosos) dirigidos a la conservación del quebrantahuesos.

La mayoría de los puntos de alimentación no fueron del todo útiles, sobretodo aquellos susceptibles de sufrir molestias; en algunos el vallado era defectuoso, otros carecían del mismo y en otros se suministró alimento inadecuado (ALIVIZATOS *et al.,* 2006). En los peores casos, atraían a perros asilvestrados u otros depredadores, provocando el rechazo de los lugareños.

Por último, la falta de beneficios directos de tipo económico y las dificultades para matener el ritmo de abastecimiento terminaron con el tiempo con el entusiasmo inicial por mantener estos sitios. En ningún caso la alimentación artificial logró la habituación de las aves, que continuaban campeando por zonas extensas, quedando por tanto expuestas a venenos en otros lugares (XIROUCHAKIS *et al.,* 2006; VASILAKIS *et al.,* 2008). No obstante, teniendo en cuenta la frecuencia de avistamientos y el número de especies o grupos de edad implicados, resulta evidente que los pocos puntos de alimentación que sí se gestionaron de forma adecuada contribuyeron significativamente a la conservación de los buitres (ELORRIAGA *et al.,* 2005; XIROUCHAKIS & ANDRITSOU, 2003; XIROUCHAKIS *et al.,* 2006; SIDIROPOULOS *et al.,* 2006b; SKARTSI *et al.,* 2009). Además, en los puntos donde el monitorizaje se realizó de forma sistemática pudo observarse un fuerte patrón estacional en el uso de estos puntos, reflejo de los distintos períodos de cuello de botella que atraviesan los buitres a lo largo del año. No obstante, aparte del punto de alimentación del Parque Nacional de Dadia, ningún otro programa de alimentación artificial ha conseguido satisfacer las demandas alimenticias de las poblaciones de buitre de su zona.

Por otra parte, los vertederos en la proximidades de los pueblos y granjas hace tiempo que desempeñan la misma función que los puntos de alimentación por lo que no resulta sorprendente que muchas colonias o dormideros de buitres se hayan establecido en sus alrededores (BOURDAKIS, 2003; BOUSBOURAS, 2003; XIROUCHAKIS, 2007). Sin embargo, en relación con las nuevas regulaciones impuestas por la UE, el entierro obligatorio del ganado muerto, la incineración sanitaria de todos los restos de matadero y el cierre de vertederos han resultado fatales para estas aves y otras especies carroñeras. El problema ha sido más grave en la península, donde, por ejemplo, el abandono en los últimos 5 años de al menos 10 territorios tradicionales de cría del alimoche coincidió con el cierre de los vertederos cercanos (TSIAKIRIS, datos no publicados).

Por el contrario, en Creta, donde el paisaje es pedregoso y escarpado, el incumplimiento de las regulaciones sanitarias de la UE (e.g. 1774/2002, European Union 2002) es común entre los ganaderos. Los despojos y los restos de cabras siguen abandonándose en el campo, cerca de las granjas de ganado (especialmente en invierno, cuando los animales se guardan en corrales) y constituyen una de las principales fuentes de alimento para los buitres (XIROUCHAKIS & ANDREOU, 2009).

4. AGRADECIMIENTOS

Nos gustaría dar las gracias a la Sociedad Ornitológica Helenística, WWWF-Helas en el Parque Nacional de Dadia, el Grupo Helenístico de Trabajo del Buitre, al proyecto Plan de Acción del Buitre Balcánico y a todos los voluntarios por su ayuda en la recolección de datos y por su entusiasmo por la conservación del buitre.

5. BIBLIOGRAFÍA

ADAMAKOPOULOS, T., GATZOYANNIS, S. & POIRAZIDIS, C.
1995 *Special Environmental Study of the Dadia Forest.* WWF-Hellas, Athens.

ALIVIZATOS, H., AZMANIS, P., TSIAKIRIS, R., XIROUCHAKIS, S., SKARTSI, T. & KAZANTZIDIS, S.
2006 Evaluation of the supplementary feeding for vultures and other raptors in Greece. *10th International Congress on the Zoogeography and Ecology of Greece and Adjacent Regions.* Hellenic Zoological Society, Patras, Greece, 26-30 June 2006. (http://www.upatras.gr/zoogeography/index.htm).

ANTONIOU, V., ZANTOPOULOS, N., SKARTSI, T. & TSOUKALI-PAPADOPOULOU, H.
1996 Pesticide poisoning of animals of wild fauna. *Veterinary Human Toxicology* 38: 212-213.

BEAUFOY, G., BALDOCK, D. & CLARK, J.
1995 *The nature of farming. Low intensity farming systems in nine European countries.* Institute of European Policy, WWF, Joint Nature Conservation Committee. London.

BIRDLIFE INTERNATIONAL
2004 *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status.* BirdLife Conservation series No. 12. BirdLife International. Cambridge.

BOURDAKIS, S.
2003 *Localization and mapping of breeding areas and colonies of the species: Griffon vulture Gyps fulvus, Black vulture Aegypius monachus, Bearded vulture Gypaetus barbatus, Egyptian vulture Neophron percnopterus, Golden eagle Aquila chrysaetos and Imperial eagle Aquila heliaca in Greece*. Technical Report. Hellenic Ornithological Society. Athens. (*in Greek*).

BOURDAKIS, S. & VARELTZIDOU, S.
2000 Greece. In: Heath. M. & Evans, M. (eds.). *Important Bird areas in Europe: Priority sites for conservation*. 2: Southern Europe. BirdLife Conservation Series no. 8. BirdLife International. Cambridge. Pp.261-333.

BOURDAKIS, S. ALIVIZATOS, H., AZMANIS, P., HALLMANN, B., PANAYOTOPOULOU, M., PAPAKONSTANTINOU, C., PROBONAS, N. ROUSOPOULOS, Y. SKARTSI, D., STARA, K. TSIAKIRIS, R. & XIROUCHAKIS, S.
2004 The situation of Griffon Vulture in Greece. In: Slotta-Bachmayr, R., Bögel, C.A. & Camiña, L. (eds.). *The Eurasian Griffon Vulture (Gyps fulvus) in Europe and the Mediterranean*. Status report and Action plan. EGVWG. Pp. 48-56.

BOURDAKIS, S., XIROUCHAKIS, S., SKARTSI, T., TSOUGRAKIS, Y., PANAYOTOPOULOU, M., TSIAKIRIS, R., BOUSBOURAS, D. & ROUSOPOULOS, Y.
2006 Overview of vultures of Greece: Distribution, population status and conservation issues during the period 1994-2005. Abstract of the *10th International Congress on Zoogeography and Ecology of Greece and the Adjacent Regions*. 26-30 June 2006, Patras, Greece.(http://www.upatras.gr/zoogeography/index.htm).

BOUSBOURAS, D.
2003 *Monitoring of Egyptian vulture and Black Kite in the Special Protection Area: Antichasia Ori - Meteora*. Technical Report. Arctouros - Hellenic Ornithological Society - Ministry of Environment, Physical Planning & Public Works. Salonica.

ELORRIAGA, N.J., SKARTSI, T. & VASILAKIS, D.
2005 *Black Vulture and Griffon Vulture Monitoring in the National Park of Dadia-Lefkimi-Soufli Forest*. Technical Report. WWF-Hellas. Athens.

EUROPEAN UNION
2002 *Regulation (EC) No 1774/2002 of the European parliament and of the council of 3 October 2002. Laying down health rule concerning animal by-products not intended for human consumption*. Official Journal of the European Communities No L 273, 10.10.2002.

FRIEDMAN, R. & MUNDY, P.J.
1983 The use of "Restaurants" for the survival of vultures in South Africa. In: Wilbur, S.R. & Jackson, J.A. (Eds.). *Vulture biology and management*. University of California Press, Berkeley. Pp. 345-355.

GRANT, C. M. & VLACHOS, C.
1985 *Black Vultures in Evros: feeding and food supply*. Technical Report. Edinburgh University. Edinburgh.

GRIVAS, C., XIROUCHAKIS, S.M, CHRISTODOULOU, C., CARCAMO-ABOITIZ, B., GEORGIAKAKIS, P. & PROBONAS, M.
2009 An audio-visual nest monitoring system for the study and manipulation of siblicide in bearded vultures *Gypaetus barbatus* on the island of Crete (Greece). *Journal of Ethology* 27: 105-116.

GRUBAC, B.
1985 The death of a female Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in Macedonia. Bulletin "*Gypaetus barbatus*" 7: 26-27.

GRUBAC, B.
1991 Status and Biology of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus aureus*) in Macedonia. *Bulletin of the Birds of Prey* No 4. WWGBP, Berlin-London-Paris. Pp. 101-117.

GRUBAC, B.
1998 Population status and conservation problems of the Black Vulture in the Former Yugoslavian Republic of Macedonia. In: Tewes, E., Sanchez, J.J. & Heredia, B (Eds.). *International Symposium on the Black Vulture in South Eastern Europe and adjacent regions*. Black Vulture Conservation Foundation - Frankfurt Zoological Society. Dadia. Pp. 63-68.

HALLMANN, B.
1985 Status and conservation problems of birds of prey in Greece. In: Newton, I. & Chancellor, R. (Eds.). *Conservation Studies of Raptors*. ICBP Technical Publication No 5. ICBP. Cambridge. Pp. 55-59.

HALLMANN, B.
1988 *Management guidelines for the Dadia Reserve*. Technical Report. Hellenic Ministry of Environment. Athens.

HALLMANN, B.
1996 *Greece's Endangered Birds of Prey, Eleven hour to 10 species*. Technical report. WWF– Hellas. Athens.

HANDRINOS, G.
1985 The status of vultures in Greece. In: Newton, I. & Chancellor, R. (Eds.). *Conservation Studies of Raptors*. ICBP Technical Publication No 5. ICBP. Cambridge. Pp. 103-115.

HANDRINOS, G.
1992 Birds. In: Karandinos, M. & Legakis, A. (Eds.). *The Red Data Book of Greek Vertebrates*. Hellenic Zoology Society - Hellenic Ornithological Society. Athens. Pp.125-243. (*in Greek*).

HANDRINOS, G. & AKRIOTIS, T.
1997 *The Birds of Greece*. Helm Publishers. London. Foundation - Frankfurt Zoological Society. Dadia, Greece. Pp. 63-68.

HRISTOV, H., DEMERDZHIEV, D. & STOYCHEV, S.
2004 Status of the Black vulture in Bulgaria and BSPB/BirdLife conservation activities. In: Junta de Andalucía (Ed.). *Proceedings of the International Symposium on the Black Vulture Aegypius monachus*. Córdoba. (*In press*). http://www.upatras.gr/zoogeography/supportive%20files/10thalloral.pdf.

IANKOV, P.
1998 Conservation of the Black Vulture (*Aegypius monachus*) in Bulgaria. In: Tewes, E., Sánchez J.J., Heredia, B. & van Bijleveld, L.M. (Eds.). *International Symposium on the Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions*. Dadia, Greece, 15-16 September 1993. FZS/BVCF, Palma de Mallorca. Pp. 43-45.

JERRENTRUP, H. & EFTHIMIOU, G.
2006 Conservation and Management of the fauna of the Nestos Delta and Nestos Gorge in the frame of the LIFE-Nature. In: *Proceedings: The contribution of the LIFE-Nature III projects to the integrated management of the NATURA 2000 sites: The case of Greece*. Prefecture of Drama-Kavala-Xanthi. Xanthi. Pp.104-110. (*in Greek*).

KOMINOS, T.
2007 *Annual Antikythira Bird Observatory report*. Hellenic Ornithological Society. Athens. (*in Greek*).

MARGALIDA, A., BOUDET. J., BERTRAN, J. & HEREDIA, R.
2004 Hatching asynchrony, sibling aggression and cannibalism in the barded vulture *Gypaetus barbatus*. *Ibis* 146: 386–393.

MARINKOVIC, S. & KARADZIC, B.
1999 The role of nomadic farming in the distribution of the Griffon vulture (*Gyps fulvus*) on the Balkan peninsula. *Contribution to the Zoogeography and Ecology of the Eastern Mediterranean region* Vol. 1. Pp. 141-152.

MARINCOVIC, S. & ORLADIC, L.
1994 Status of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Serbia. In: Meyburg, B-U & Chancellor, R.D. (eds.). *Raptor Conservation Today*. The Pica Press. Berlin. Pp. 163-172.

MUNDY, P.J., BUTCHART, D., LEDGER J. & PIPER S.
1992 *The Vultures of Africa*. Acorn Books and Russel Friedman Books. Randburg.

PAPAIOANNOU, C. & KATI, V.
2007 Current status of the Balkan chamois (*Rupicapra rupicapra balcanica*) in Greece: Implications for conservation. *Belgian journal of Zoology* 137: 33-39.

PIPER, S.E.
2006 Supplementary feeding programmes: How necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vulture populations? In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture populations*. Natural History Museum of Crete & WWF-Hellas. Salonica. Pp. 41-50.

POIRAZIDIS, K.
2003 *Dadia – Lefkimi - Soufli Forest Reserve. Diurnal raptor assemblages. Status report of raptors species populations*. Technical Report. WWF-Hellas. Athens.

POIRAZIDIS, K., SKARTSI, T., PISTOLAS, K. & BABAKAS, P.
1997 Greek Black Vulture population report for the period 1993-1995. In: Tewes, E. Sanchez J.J. & M. Bijleveld (Eds.). *Black Vulture Conservation in Europe. Progress Report 1993-1995*. Black Vulture Conservation Foundation. Mallorca. Pp. 35-43.

POIRAZIDIS, K., GOUTNER, V., SKARTSI, T. & STAMOU, G.
2004 Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia nature reserve, north-eastern Greece. *Biological Conservation* 118: 235-248.

PUSOVIC, S.
2000 *Atlas of Birds of Prey of Serbia. Their breeding distribution and abundance*. Institute for the Protection of nature of Serbia. Belgrade. (*In Serbian*).

SAKOULIS, A.
2000 The local extinction of the Bearded vulture due to the anti-wolf campaign at central and eastern Sterea Ellada, Central Greece. In: Probonas, M. Sakoulis, A. & Xirouchakis, S. (Eds.). *Proceedings of the 4th Bearded vulture workshop*. Natural History Museum of Crete. Heraklion. Pp. 7-12.

SAKOULIS, A.
2003 Conservation of Gypaetus barbatus in Greece and B & Ikxus. In: *Proceeding of the 5th Bearded Vulture workshop*. Gobierno de Aragón, Departamento de Medio Ambiente and Spanish Fondation for the Conservation of the Bearded Vulture (Eds.). Ainsa. Pp. 31-39.

SCHINDLER, S., SCANDOLARA, C. & POIRAZIDIS, K.
2003 *Raptor Monitoring in the Dadia Forest Reserve. Technical Report*. WWF- Hellas. Athens.

SIDIROPOYLOS, L., KONSTANTIDOU, P. AZMANIS, P. & TSIAKIRIS, R.
2006a The presence of vulture and other carrion eating birds in the artificial feeding site, on Mt. Pinovo, Aridea, N. Greece. In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. Natural History of Grete & WWF-Hellas. Salonica. P. 170.

SIDIROPOYLOS, L., TSIAKIRIS, R KONSTANTIDOU, P. & AZMANIS, P.
2006b The importance of mountainous range of Almopia in the preservation of large raptors in the Balkans. In: Hellenic Ecological Society and Hellenic Zoological Society, University of Ioannina (Eds.). *Proceedings of 3rd Congress of Ecology and preservation of biodiversity*. Ioannina. Pp. 309-314. (*In Greek*).

SKARTSI, T., ELORRIAGA, J., VASILAKIS, D. & POIRAZIDIS, C.
2008 Population, breeding and conservation status of Eurasian Black Vulture in the Dadia National Park, Thrace, NE Greece. *Journal of Natural History* 42: 345-353.

SKARTSI, T., VASILAKIS, D. & ELORRIAGA, J.
2009 Population trends and conservation of vultures in the National Park of Dadia-Lefkimi-Soufli forest. In: Catsadorakis, G.. (Ed.). *The Dadia - Lefkimi - Soufli National Park, Greece: Biodiversity, Management and Conservation*. WWF-Hellas, Athens. (in press).

SKARTSI, T., VASILAKIS, D. & ELORRIAGA, J.
2003 *Black Vulture and Griffon Vulture Monitoring in National Park of Dadia-Lefkimi-Soufli Forest*. Technical Report. WWF-Hellas. Athens.

STOYCHEV, S., DEMERDZHIEV D., ANGELOV, I. HRISTOV, H. & MINCHEV, J.
2005 *Conservation of the large Vultures in the Eastern Rhodopes*. Foundation Technical report. BSPB/Birdlife Bulgaria & Black Vulture Conservation. Haskovo.

SUŠIC, G.
2000 Regular long-distance migration of Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*). In: Chancellor, R.D. & Meyburg B.-U. (Eds.). *Raptors at Risk*. WGBP/Hancock House. Berlin. Pp. 225-230.

TSIAKIRIS, R.
2002 *Management actions for the Special Protection Areas (SPAs) in Greece. Report for the establishment of an experimental feeding site for the Bearded vulture and other birds of prey in the complex Tzena-Pinovo Mts.* Final report of the LIFE-Nature project B4-3200/97/243. National Institute of Agricultural Research. Salonica (*In Greek*).

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F.
1994 *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series no 3. BirdLife International. Cambridge.

VAGLIANO, C.
1981 Contribution au statut de rapaces diurnes et nocturnes nicheurs en Crète. In: Cheylan, G. (Ed.). Rapaces Méditerranéens. Annales du CROP. Aix En Provence. Pp.14-16.

VASILAKIS, D., POIRAZIDIS, C., & ELORRIAGA, J.N.
2008 Range use of a Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) population in the Dadia-Lefkimi-Soufli National Park and adjacent areas, Thrace, NE Greece. *Journal of Natural History* 42: 355-373.

VLACHOS, C. G., PAPAGEORGIOU, N. & BAKALOUDIS, D. E.
1998 Effects of the feeding station establishment on the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in Dadia Forest, North Eastern Greece. In: Chancellor, R.D., Meyburg, B-U & Ferrero, J.J. (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. Proceedings of an International Conference. ADENEX-WWCBP. Badajoz, Spain. Pp.197-207.

VLACHOS, C.G., BAKALOUDIS, D.E. & HOLLOWAY, G.J.
1999 Population trends of Black Vulture Aegypius monachus in Dadia Forest, north-eastern Greece following the establishment of a feeding station. *Bird Conservation International* 9: 113-118.

XIROUCHAKIS, S.
2002 Past and present distribution and status of the Bearded Vulture in Crete. In: Sakoulis, A., Probonas, M. & Xirouchakis, S. (Eds.). Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop July 2000, Heraklion, Crete, Greece. Natural History Museum of Crete. Heraklion. Pp. 14-19.

XIROUCHAKIS, S.
2003a Population trends and aspects of breeding biology of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Crete (1996-2002). In: Sarrazin, F. & Thiollay, J-M. (Eds.). *Proceedings of the international meeting. Conservation and management of Bearded Vulture populations*. Ligue pour la protection des Oiseaux. Tende. Pp. 61-67.

XIROUCHAKIS, S.
2003b *The Ecology of the Eurasian Griffon Vulture (Gyps fulvus) in the island of Crete*. Ph.D. Thesis. University of Crete. Heraklion.

XIROUCHAKIS, S.
2004 Causes of raptor mortality in Crete. In: Meyburg, B-U & Chancellor, R. (eds). *Raptors Worldwide*. Pp. 849-860.

XIROUCHAKIS, S.M
2005 The diet of the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Crete. *Journal of Raptor Research* 39: 179-181.

XIROUCHAKIS, S.M.
2007 Seasonal and daily activity pattern in Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) colonies on the island of Crete. *Ornis Fennica* 84: 39-46.

XIROUCHAKIS, S.M. & ANDREOU, G.
2009 Foraging behaviour and flight characteristics of griffon vultures (*Gyps fulvus*) in the island of Crete (Greece). *Wildlife Biology* 15: 37-52.

XIROUCHAKIS, S., ANDREOU, G. & ARNELOS, G.
2000 The impact of poisoned baits set for vermin on the population of vultures in Crete (Greece). Incidences of secondary poisoning during 1990-1999. *Vulture News* 42: 13-24.

XIROUCHAKIS, S. & ANDRITSOU, S.
2003 Conservation of Gypaetus barbatus in Greece: Crete. In: Gobierno de Aragon, Departamiento de Medio Ambiente & Spanish Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture (Eds.). *Proceedings of the 5th Bearded Vulture workshop*. Ainsa. Pp. 41-50.

XIROUCHAKIS, S. & GRIVAS, C.
2002 Age at first breeding of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Sandgrouse* 24: 130-134.

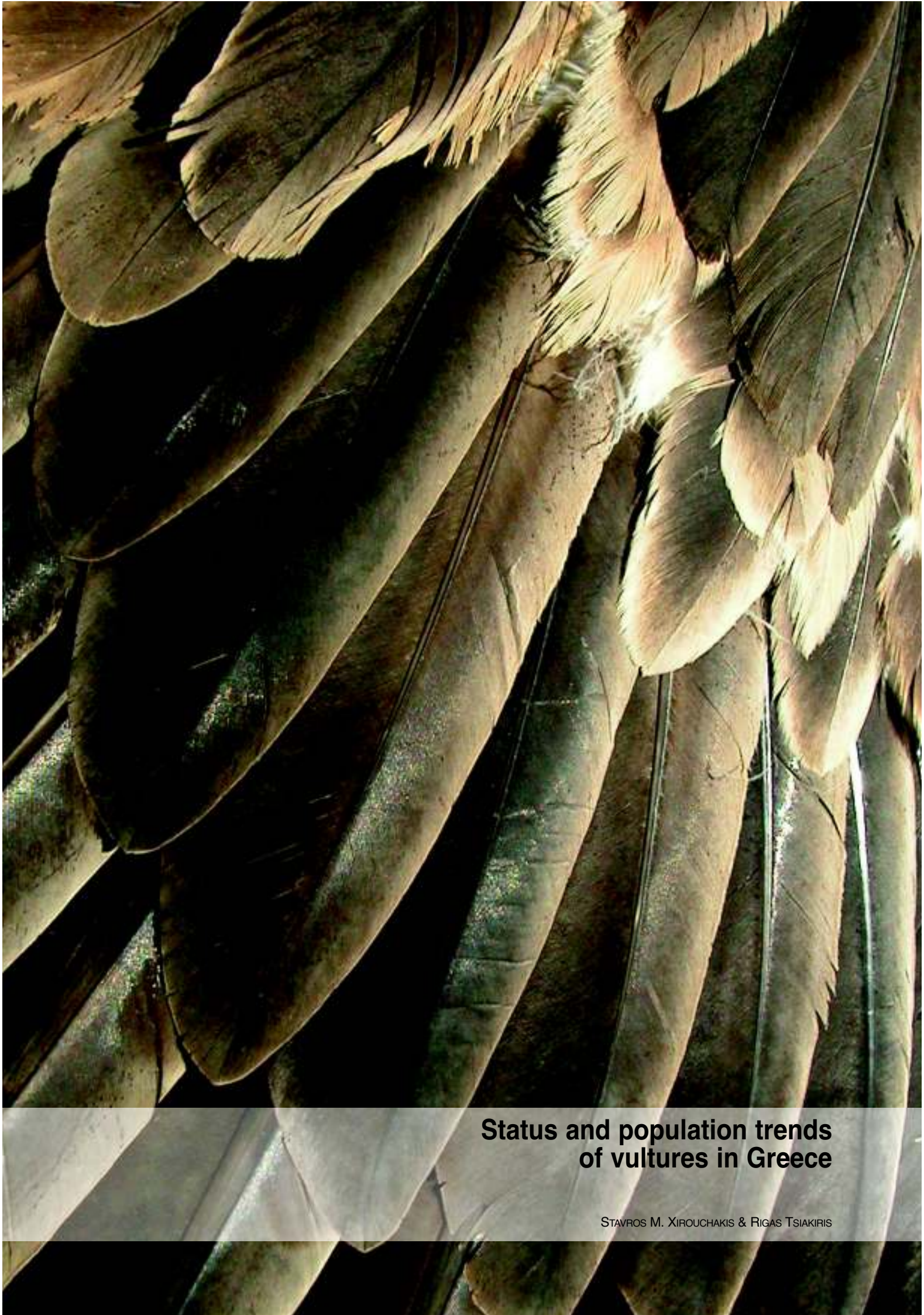
XIROUCHAKIS, S., GRIVAS, C., PROBONAS, M., SAKOULIS, A. & ANDREOU, G.
2003 Evaluation of actions for the conservation of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in Crete. In: Sarrazin, F. & Thiollay, J-M. (Eds.). *Proceedings of the international meeting. Conservation and management of Bearded Vulture populations*. Ligue pour la protection des Oiseaux. Tende. Pp.124-132.

XIROUCHAKIS, S.M. & MYLONAS, M.
2005 Status and structure of the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) population in Crete. *European Journal of Wildlife Research* 51: 223-231.

XIROUCHAKIS, S., PROBONAS, M., GRIVAS, C., ROUSOS, T., ESERIDOY, E. & KOUKOURAKIS, C.
2006 *Conservation actions for Gypaetus barbatus and biodiversity in Crete*. Final Technical Report, EU/ LIFE02 NAT/GR/8492, Heraklion. (*In Greek*).

XIROUCHAKIS, S., SAKOULIS, A. & ANDREOU, G.
2001 The decline of the Bearded vulture *Gypaetus* barbatus in Greece. *Ardeola* 48: 183-190.

foto/photo: Jordi Bas



Status and population trends of vultures in Greece

Stavros M. Xirouchakis & Rigas Tsiakiris

1. INTRODUCTION

The first attempt to describe the status and distribution of vultures in Greece was made in the 1980s (VAGLIANOS, 1981, HANDRINOS, 1985). For two species, namely the Cinereous Vulture *Aegypius monachus* and bearded vulture *Gypaetus barbatus*, which were regarded as endangered in the Greek Red Data Book (HANDRINOS, 1992), some detailed studies have been pursued regarding their nesting habitat, breeding biology as well as their foraging behaviour and feeding ecology (POIRAZIDIS *et al.,* 1997; VLACHOS *et al.,* 1999; XIROUCHAKIS *et al.,* 2001, XIROUCHAKIS 2003a; POIRAZIDIS *et al.,* 2004). However, although it is generally accepted that all species have undergone a serious decline, no update has been made so far. Given that Greece is the only Balkan country that still supports breeding populations of all European vulture species, the aim of the present review is to update our knowledge on their status. Most of the available data originated from unpublished technical reports and the database of the Important Bird Areas of Greece (BOURDAKIS & VARELITZIDOU, 2000). The population estimates of the 1980s (HANDRINOS, 1985) were used for the assessment of population trends. The reasons for the decline of the species or current presence in some areas and the role of food availability as a limiting factor have been also discussed.

2. RESULTS

2.1. Bearded vulture

This vulture species suffered the most dramatic decline during the 20th century (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997). In the 1980s its population was distributed almost in all mountains of Greece including the island of Crete and numbered ca. 25 breeding pairs of which 10-15 occurred in the latter (VAGLIANO, 1981; HANDRINOS, 1985). In the 1990s its population declined to an estimated 12-18 breeding pairs (TUCKER & HEATH, 1994) but during the beginning of the present decade it dropped to 4 breeding pairs, all of them located in Crete (XIROUCHAKIS *et al.,* 2001, BIRDLIFE, 2004). Overall the distribution of the species shrunk by 75% while its population decreased by 84% (XIROUCHAKIS *et al.,* 2001). In the mainland the principal cause of population collapse was suspected to be the use of poisoned baits for the extermination of wolves *Canis lupus* (SAKOULIS, 2000). All of the traditional territories known to be occupied (e.g. Mt Olympus, Mt Parnassus) until the 1990s were void of birds by the time the wolf population started to build up and the eruption of the illegal use of poisoned baits for its control was triggered. The low density of the species due to its territorial behavior and its feeding habits resulted in its disappearance from many continental areas before all other vulture species showed any signs of decline. In central Greece (Sterea Hellas) the negative trend was also accelerated by habitat degradation and land use changes, since crucial foraging habitat was given to the tourist industry (ski-resorts, hotel and road construction) and mining activities.

At present only one active territory shared between Greece and FYR Macedonia is found (Figure 1). Located in the centre of the Balkan Peninsula, this area was one of the most important ones for all vulture species in southeast Europe (SIDIROPOULOS *et. al.,* 2006a). Four bearded vulture pairs were located there (GRUBAC, 1991) but were eliminated during anti-wolf campaigns (GRUBAC, 1985). In the late 90's only solitary individuals were recorded in the area which hardly constitute a population (TSIAKIRIS, 2002). In the present decade one adult bird has been sighted in its former breeding territory and has used the old nesting cliff for roosting. A public awareness campaign on both sides of the border and the launch of a supplementary feeding scheme during wintertime proved quite successful. The use of poisons for the control of vermin was relaxed and the existence of a predictable food source kept the bird within its former breeding territory (SIDIROPOULOS *et al.,* 2006b). However, both actions cannot ensure its long term survival as the bird still roams a huge mountainous area in summer, being observed more than 50 km away from its roosting site.

In Crete the species carrying capacity has been estimated at 14-15 territories (XIROUCHAKIS, 2002). However, habitat alterations that have taken place during the last two decades resulted in only 9 territories being suitable for breeding and foraging. Two conservation projects funded by the EU during 1998-2006 managed to stabilize and slightly increase the Cretan population to 6 breeding pairs in 2006 (Figure 2) and improve its breeding performance (Table 1). More precise data on the species status obtained during the aforementioned period estimated a total population of no more than 30 individuals with 36% being the non-adult segment (XIROUCHAKIS *et al.,* 2006). A major characteristic of the population is the instability of territory occupancy and the high number of territorial birds with no mates; both strong indications of a low adult survival and a scarcity of floaters. The breeding success has been 66% while

	Number of						Breeding	
Year	territories	solitary territorial birds	territorial pairs	monitored pairs	egg-laying pairs	fledglings	Success (%)	productivity
1998	14	6	8	4	1	1	100	0.25
1999	15	8	7	5	3	0	0	0
2000	15	11	4	4	4	2	50	0.5
2001	13	9	4	4	3	2	67	0.5
2002	12	8	4	4	3	2	67	0.5
2003	11	7	4	4	3	1	33	0.25
2004	12	8	4	4	2	2	100	0.5
2005	13	8	5	5	3	3	100	0.6
2006	14	8	6	6	4	3	75	0.5
Mean	13	8	5	4	3	2	66	0.40

Table 1. Bearded vulture population status and productivity in Crete during 1998-2006. (Breeding success: *No. fledglings/ No. egg-laying pairs*, Productivity: *No. fledglings/ No. monitored pairs)*

productivity at 0.40 chicks/ territorial pair/ year (Table 1). Although food shortage is not regarded a limiting factor (XIROUCHAKIS *et al.,* 2003) artificial feeding promoted the regular breeding of some pairs and improved the breeding success of others. In addition, pre-adult survival was augmented judging by the formation of 5 new pairs whereas two of them have nested close to a feeding station (XIROUCHAKIS & GRIVAS, 2002; XIROUCHAKIS *et al.,* 2006). Seven feeding stations are in operation on the island where on average 6 tonnes of food is deposited per year and an additional 15 kg/ year/ pair of pure meat (i.e. unskinned rabbits) is provided near to active nests (< 500m) during the hatching stage. Apart from monitoring and artificial feeding, other conservation actions included patrolling and warding the nesting areas and declaration of all the breeding sites as Special Protection Areas (SPAs) under the 79/409/EC Bird Directive. Moreover, the manipulation of siblicide and the possibility of rescuing the second chick, so as to create a captive breeding stock, was also assessed through an audio–visual nest monitoring system (MARGALIDA *et al.,* 2004; GRIVAS *et al.,* 2008). This management tool has yet to be applied and remains open as an option.

Furthermore, public awareness campaigns were considered as top priority conservation action since the principal cause for the species decline has been direct persecution by man. Poaching has been a major problem as an excessive road network penetrates all of the species territories and has made previously remote mountain areas largely accessible. Out of 9 individuals found dead during 1991-2006, eight had been shot (of which three were stuffed) and one was poisoned by the agrochemical fenthion (XIROUCHAKIS, 2004). The set up of poisoned baits, although critical for such a small population, is not practised on a wide scale on the island due to the lack of mammalian predators (XIROUCHAKIS *et al.,* 2000). Most of the poison use takes place in certain areas and exhibit seasonal outbreaks mainly following the occurrence of stray-dogs.

2.2. Egyptian vulture

The earliest estimate of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* population was made in the early 1980s namely 250 pairs (HANDRINOS, 1985). Although the species has already disappeared from the southern part of the country and all the islands (HANDRINOS, 1992), it was still regarded as fairly common with no evidence of major decline. Significant concentrations prior to 1985 were recorded in rubbish tips in the environs of human settlements e.g. Meteora (Thessaly): 143 individuals, Parakalamos (Epirus): 47, Xanthi (Thrace): 60; (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997). However, in the 1990s the species has already been reported to be rapidly decreasing (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997). Its breeding distribution contracted considerably between the 1970s and the mid 1990s. By the early 1990s it ceased to breed in central Greece and its population dropped to 100-140 pairs (BOURDAKIS *et al.,* 2006). However, according to most recent observations the species breeding population numbers no more than 70 pairs with three major nuclei i.e. the Evros province (20-25 pairs, POIRAZIDIS, 2003), the Antichasia-Meteora mountain area (25-30 individuals/ 10-12 pairs, BOURBOURAS, 2003) and the Epirus region (Astraka peak: 11, Ioannina waste dump: 10, Konitsa waste dump: 13). A study carried out during 1984-1994 in the Dadia National Park in the Evros province showed a breeding success rate of 77.2%. The establishment of a feeding station in 1987 had no significant effect on the

population which decreased from 17 breeding pairs in 1978 to 9-10 in 2003 (POIRAZIDIS, 2003; SCHINDLER *et al.,* 2003). Breeding success also slightly dropped from 79% to 75.5% with a small improvement in chick survival, especially in two-egg clutches revealing that the population might not be affected by local factors rather than its status in the wintering areas (VLACHOS *et al.,* 1998).

Little is known about the species migratory routes, though several observations indicate that except the Bosporus straits in the east, a direct north-south movement also occurs through the Aegean Sea islands and Crete. The most recent observation originates from the Antikythira Bird Observatory where 5 immature birds were observed migrating south during late September 2007 (XIROUCHAKIS pers. obs.; KOMINOS, 2007).

2.3. Griffon vulture

The griffon vulture *Gyps fulvus* was widespread in all mainland massifs and considered to be the most common vulture species in Greece (HANDRINOS, 1985). In the 1980s its population was estimated at 400-450 breeding pairs with about 200 of them inhabiting Crete (VAGLIANO, 1981; HALLMANN, 1985; HANDRINOS, 1985). During the 1990s a population crash occurred when 13-15 colonies were abandoned in the mainland and a shrinkage of at least 60% of its former range was detected (BOURDAKIS *et al.,* 2004). Colony desertion followed the extinction of the bearded vulture and was attributed to mass poisoning events since both species decline coincided in space and time with the reappearance of the wolf (SAKOULIS, 2003).

In the present decade 7 Griffon colonies are found in continental Greece i.e. 3 in Thrace and 4 in west Greece (Epirus region and Aitoloakarnania prefecture), 24-28 in Crete (Figure 2) and 2 on the Cyclades island complex (Naxos and Heraklia islands) (BOURDAKIS *et al.,* 2004; XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005). The total population ranges between 170-200 breeding pairs i.e. 20-35 in the mainland (90-110 individuals) and 150-160 (370-450 individuals) on the islands (BOURDAKIS *et al.,* 2004; BOURDAKIS *et al.,* 2006). The most robust population is hosted in Crete with an estimated 340-420 individual (XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005) or ca. 140 pairs of which about 100 lay eggs per year. Breeding success during 1996-2002 was 75% (range=69-82%, Table 2) while productivity 0.52 chicks/ breeding pair/ year (range= 0.46-0.59) (XIROUCHAKIS, 2003b).

In continental areas, the species population also receives an influx of birds from the northwest Balkans. Marked griffons from Serbia and Croatia are regularly sighted in the western part of the Pindus range while wing-tagged birds from Thrace visit adjacent colonies in Bulgaria and FYR Macedonia (SUSIC, 2000; STOYCHEV *et al.,* 2005; JERRENTRUP & EFTHIMIOU, 2006). In addition, an increasing number of griffons are observed in the feeding station of the Dadia National Park which come from other areas. More specifically, marked birds from other Balkan countries as well as from Italy, France and Israel have been recorded there while immature birds are sighted throughout the year with their numbers peaking during autumn months (e.g. 60-100 individuals, SKARTSI *et al.,* 2003, 2009).

2.4. Cinereous vulture

During the 1980s three Black Vulture nuclei were found in Greece i.e. the Dadia National Park (15 pairs), the mountain Olympos (2 pairs) and Parnassos-Vardousia mountains (e.g. indications of breeding). In addition, wandering individuals were frequently observed in the borders between Greece and FYR Macedonia (HALLMANN, 1985; HANDRINOS,1985; HALLMANN, 1996; GRUBAC 1998). The total population was estimated at 10-14 pairs in the early 1990s (TUCKER & HEATH, 1994) and 20 pairs or 80 individuals in mid-1990s (POIRAZIDIS *et al.,* 1997); all of them encompassed in the Dadia National Park in the Evros province (region of Thrace).

More specifically, cinereous vultures were nearly extinct in 1979 in this area (26 individuals/ 4-5 pairs). During the period 1987-2005, they increased to 22 breeding pairs after protection measures for their nesting habitat and the establishment of a feeding station in 1987 where 20-30 tonnes of food have been provided annually (SKARTSI *et al.,* 2008). Supplementary feeding proved quite beneficial for the species whose breeding population increased nearly threefold by the mid 1990s (VLACHOS *et al.,* 1999). In the period 1994-2005 the species breeding success rate was 72% (range= 53-95%, Table 3) exhibiting a negative trend of 2% per year (SKARTSI *et al.,* 2009). Meanwhile , the number of breeding pairs ceased to increase because of incidences of mass poisoning after illegal anti-fox campaigns (ANTONIOU *et al.,* 1996; SKARTSI *et al.,* 2008). Nevertheless the total number of black vultures in the Park showed a significant increase for the period 1987-2005 (VLACHOS *et al.,* 1999; SKARTSI *et al.,* 2008) and the species re-colonized adjacent regions close to the Greek border in Bulgaria (IAN-

	Number of				Breeding	
Year	active colonies	breeding pairs	nesting pairs (clutches)	successful pairs (fledglings)	success (%)	Productivity
1996	16	100	64	50	78	0.50
1997	16	102	68	56	82	0.55
1998	19	135	84	62	74	0.46
1999	22	181	123	95	77	0.52
2000	25	176	126	88	70	0.50
2001	28	156	114	92	81	0.59
2002	27	138	106	73	69	0.53
Media	22	141	986	74 8	76	0.52

Table 2. Griffon vulture population status and productivity in Crete during 1996-2002 (after Xirouchakis 2003b). (Breeding success: *No. fledglings/ No. nesting pairs*, Productivity: *No. fledglings/ No. breeding pairs*).

KOV 1998; HRISTOV *et al.,* 2004). Except in the Thrace region, sporadic observations of immature birds in other areas (e.g. west Macedonia, Epirus and Cyclades islands) indicate some occasional movements that could lead to more regular occurrence far outside its breeding range.

3. DISCUSSION

The negative population trends for all vulture species (apart form the Black vulture) in Greece in the 1980s and the 1990s is a fact. At present the breeding range and population size of Griffons is robust only in Crete and locally in the mainland. The Black Vulture is secure and slightly increasing although the breeding population is isolated and shows signs of stagnation after experiencing severe poisoning events. The bearded vulture has stabilized but its status should be regarded as highly critical due to its low population size, its insularity and the constant human pressure to its nesting and foraging habitat. Egyptian vultures are certainly declining and apparently their numbers will continue to decrease. The temporal pattern of population decline has been rather general in all Balkan countries and was primarily caused by the indiscriminate use of poisoned baits against predators and insufficient food supply (HANDRINOS 1985; MARINCOVIC & ORLANDIC, 1994; PUSOVIC, 2000; SAKOULIS, 2003). The current vulture colonies are situated in the western and northern parts of the country as well as some islands where large mammalian carnivores are absent or their population density is low. The fact that mountain ranges in continental Greece which suffer from wolf-hits (at least for the last two decades) still support vulture colonies should be attributed to a combination of factors such as: a) the ruggedness of the terrain where poison use is impossible or impractical to apply, b) immigration from other regions of southeast Europe and c) good feeding opportunities in certain areas.

In Greece where population density of wild ungulates is extremely low (PAPAIOANNOU & KATI, 2007); vultures have three main food sources: a) carcasses from transhumance livestock, b) feeding stations and c) waste dumps (HANDRINOS, 1985; GRANT & VLACHOS, 1985; VLACHOS *et al.,* 1998; XIROUCHAKIS, 2005). In the first case it is well documented that traditional stock raising and grazing systems during the last three decades have been largely abandoned (National Statistical Service of Greece, 2001). This fact produced a dramatic impact on vultures and other scavenging species principally in continental Greece (HANDRINOS, 1985; HANDRINOS, 1992; HALLMANN, 1996). On top of that, the breaking down of the nomadic routes of seasonally-moving flocks has been decisive for their range contraction likewise in the rest of the Balkans (MARINCOVIC & KARADZIC, 1999). In addition modern animal husbandry methods and improved veterinary conditions resulted in a further reduction of food supplies in the main pastoral zones of the country (HANDRINOS, 1985; BEAUFOY *et al.,* 1994; ADAMAKOPOULOS *et al.,* 1995). In many cases vulture population would be impossible to sustain without supplementary feeding, even in areas where the use of poisoned baits for the extermination of problematic animals remained low (HALLMANN, 1988, 1996; JERRENTRUP & EFTHIMIOU, 2006). Although difficult to substantiate, food shortage seemed to be more intense during winter months, as indicated by the seasonal fluctuation of vulture numbers in feeding stations (POIRAZIDIS *et al.,* 1997).

However, most of the existing artificial feeding schemes were inadequately organised and as such they have been of limited success. Since 1987, six feeding stations have been established in continental Greece and three in Crete aiming to support a fragile or declining population and in the meantime to promote ecotourism. All of them theoretically accomplished the scope and criteria of "vulture res-

	Number of				Hatching	Breeding	
Year	occupied nests	egg-laying pairs	hatchlings	fledglings	Success (%)	Success (%)	productivity
1994	20	20	19	19	95	95	0.95
1995	20	17	15	15	88.2	88.2	0.75
1996	18	15	10	10	66.7	66.7	0.56
1997	21	16	10	10	62.5	62.5	0.48
1998	19	19	14	13	73.7	68.4	0.68
1999	21	20	16	16	80	80	0.76
2000	24	20	15	15	75	75	0.63
2001	26	22	17	14	77.3	63.6	0.54
2002	26	21	18	16	85.7	76.2	0.62
2003	27	19	15	10	78.9	52.6	0.37
2004	25	18	16	13	88.9	72.2	0.52
2005	27	19	15	12	78.9	63.2	0.44
Media	23	19	15	14	79.2	72	0.61

Table 3. Cinereous vulture population status and productivity in the Dadia National Park during 1994-2005 (after Skartsi *et al.*, 2008). (Hatching success: *No. hatchlings/ No. egg-laying pairs, Breeding success: No. fledglings/ No. egg-laying pairs, Productivity: No. fledglings/ No. occupied nests*).

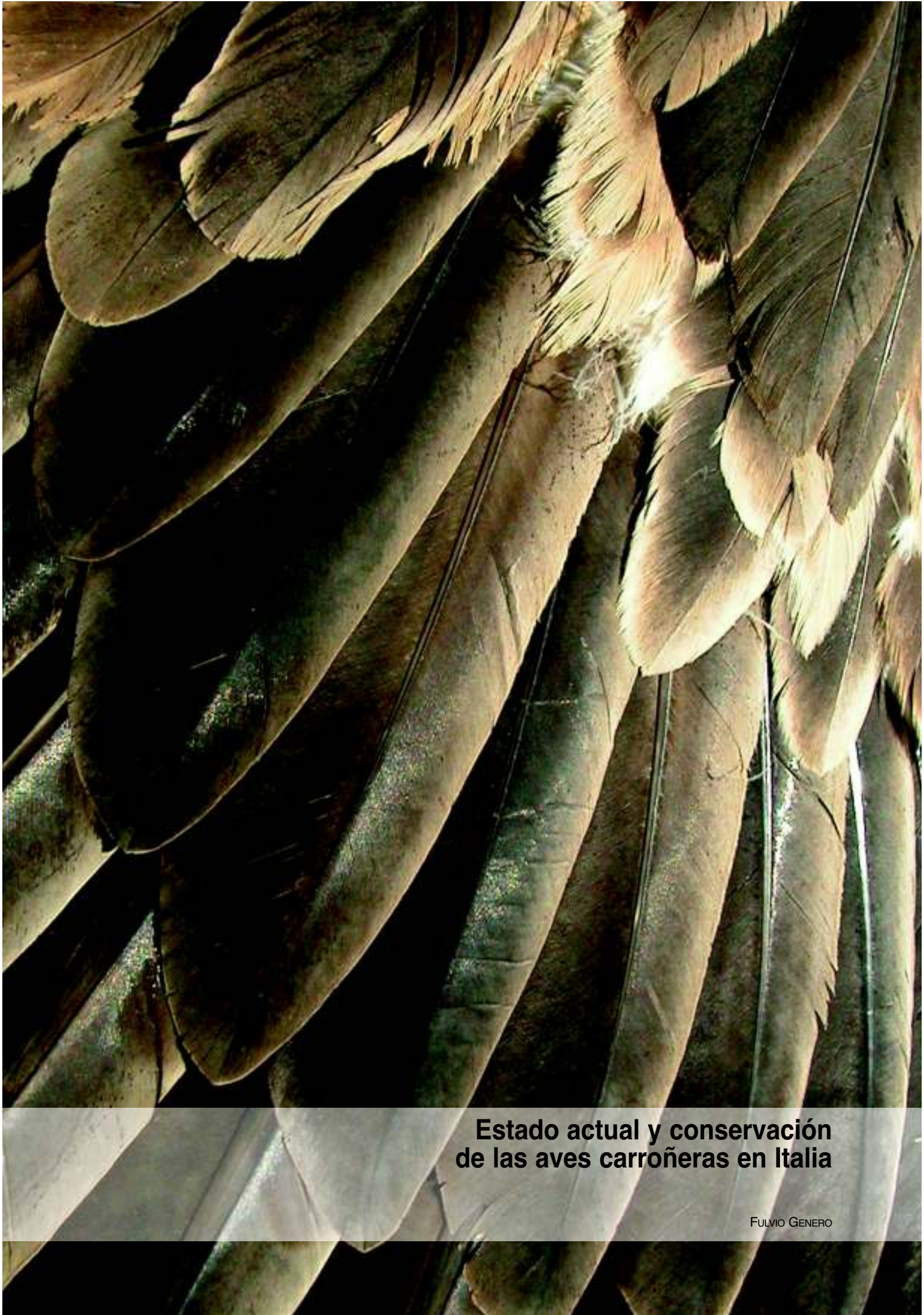
taurants" (FRIEDMAN & MUNDY, 1983; MUNDY *et al.,* 1992; PIPER, 2006) but only six fully satisfied the EU hygienic policy (e.g. fencing, inspection of dead animals). They were supported mainly with offal originated from slaughterhouse and carcasses from cattle and pig farms. Sheep and goat were infrequently provided as they are free-ranging and their carcasses are hardly ever collected in the field. In Crete alternatively, extremities of medium-sized domestic animals were deposited in five additional sites (i.e. unfenced spots over rocky outcrops) targeting the conservation of the bearded vulture.

Most feeding stations have been partially successful mainly because they were susceptible to disturbance; some had poor or no fencing at all and others were provided with inappropriate food items (ALIVIZATOS *et al.,* 2006). In the worst case they attracted stray dogs or other predators and the whole plan was refuted by the locals. Lastly, as there was no direct financial benefit or the provisioning rate was hard to keep up, the initial eagerness to maintain these sites faded away with time. In all cases birds did not habituate to artificial feeding and continue to forage widely, thus being exposed to poisoned food elsewhere (XIROUCHAKIS *et al.,* 2006; VASILAKIS *et al.,* 2008). Considering the frequency of observations and the number of species or age-groups involved, the few feeding stations that were properly managed contributed greatly to the conservation of vultures (ELORRIAGA *et al.,* 2005; XIROUCHAKIS & ANDRITSOU, 2003; XIROUCHAKIS *et al.,* 2006; SIDIROPOULOS *et al.,* 2006b; SKARTSI *et al.,* 2009). In addition, the ones regularly monitored showed an increasing but strong seasonal pattern of vulture use which implied that the birds did experience bottleneck periods. However, apart from the feeding station of the Dadia National Park, no artificial feeding scheme succeeded to satisfy the feeding requirements of vulture populations in the area.

On the other hand, waste dumps near villages and stock-farms have long-before played the role of feeding stations and not surprisingly, many vulture colonies or roosts have been located in their vicinity (BOURDAKIS, 2003; BOUSBOURAS, 2003; XIROUCHAKIS, 2007). However, in compliance to EU regulations, the obligatory burial of dead livestock, the sanitary burning of all slaughterhouse remains and the closure of waste dumps have been critical for vultures and other avian scavengers. The problem has been more severe in continental Greece where for instance the abandonment of at least 10 traditional nesting sites of Egyptian vultures in the last five years coincided with the closure of nearby rubbish tips (TSIAKIRIS, unpubl. data). On the contrary, in the stony landscape of Crete, the violation of the EU sanitary regulations (e.g. 1774/2002, European Union 2002) has been a common practice among stock-breeders. Offal and sheep carcasses are still disposed in the open nearby stock-farms (particularly in winter when animals are kept in pens) and constitute a prime food source for vultures (XIROUCHAKIS & ANDREOU, 2009).

4. ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Hellenic Ornithological Society, WWF-Hellas in the Dadia National Park, the Hellenic Vulture Working Group, the Balkan Vulture Action Plan project and all volunteers for their assistance in data provision and their enthusiasm for vulture conservation.



Estado actual y conservación de las aves carroñeras en Italia

Fulvio Genero

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	178-199	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Estado actual y conservación de las aves carroñeras en Italia

Current status and conservation of avian scavengers in Italy

PALABRAS CLAVES: Italia, buitres, conservación, gestión, estaciones de alimentación, programas de reintroducción.
KEY WORDS: Italy, vultures, conservation, management, feeding stations, reintroduction projects.
GAKO-HITZAK: Italia, saiak, kontserbazioa, kudeaketa, elikatze-estazioak, birsartze-programak.

Fulvio GENERO[1]

RESUMEN

La situación de los buitres y de otras aves carroñeras en Italia es bastante precaria. Todas las especies sufrieron declives acusados en el pasado que se intensificaron a partir de comienzos del siglo XIX. El declive general puede atribuirse a la persecución humana, el uso de cebos envenenados, la modernización de las prácticas ganaderas y veterinarias, la pérdida del hábitat y la fragmentación. El quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* y el buitre negro *Aegypius monachus* fueron completamente erradicados del territorio nacional, mientras que sólo pequeñas poblaciones relictas de buitre leonado *Gyps fulvus* y alimoche *Neophron pernopterus* consiguieron sobrevivir. También el pigargo europeo *Haliacetus albicilla* fue exterminado, mientras que la población de milano real *Milvus milvus* experimentó una importante reducción. Los programas llevados a cabo en años recientes han permitido la reintroducción del quebrantahuesos a lo largo de la cordillera entera de los Alpes, y del buitre leonado en tres zonas distintas de la península italiana. Otros programas han sido puestos en marcha para proteger las últimas parejas de buitre leonado en Cerdeña, y de alimoche en el sur de Italia y en la isla de Sicilia. En 2008, existen en Italia 4-5 territorios de quebrantahuesos, 13-14 parejas reproductoras de alimoche y 320-385 de buitres leonados. Los proyectos de conservación todavía se enfrentan a problemas ligados, en áreas específicas, al uso de cebos envenenados, la falta de alimento y problemas organizativos y financieros que afectan a la gestión de los programas a largo plazo.

ABSTRACT

The situation of vultures and other carrion-eating birds in Italy is rather precarious. All the species have undergone a marked decline in the past which intensified from the start of the 19th Century. The general decline can be attributed to human persecution, the use of poison baits, the modernisation of stock-rearing and veterinary practices, habitat loss and fragmentation. The bearded vulture *Gypaetus barbatus* and the cinereous (black, or monk) vulture *Aegypius monachus* were completely eradicated from the national territory whilst only small relict populations of griffon *Gyps fulvus* and Egyptian vulture *Neophron pernopterus* survived. The white-tailed (or sea) eagle *Haliacetus albicilla* was also exterminated whilst the population of red kite *Milvus milvus* was greatly reduced. Projects undertaken in recent years have allowed the reintroduction of the bearded vulture throughout the entire Alpine chain and the griffon vulture in three different areas in mainland Italy. Other projects are underway to safeguard the last pairs of griffon in Sardinia and the Egyptian vulture in Southern Italy and the island of Sicily. In 2008 in Italy there are 4-5 bearded vulture territories, 13-14 breeding pairs of Egyptian vultures and 320-385 griffons. The conservation projects still present problems tied, in particular areas, to poison baits, lack of food and organizational and financial problems affecting the long-term management of the projects.

LABURPENA

Nahikoa eskasa da sai eta beste hegazti sarraskijaleen egoera Italian. Espezie guztiek gainbehera nabaria ezagutu zuten iraganean, areago XIX. mende hasieratik aurrera. Gizakien jazarpena, hegaztiak harrapatzeko jaki pozoituen erabilera, abeltzaintza eta albaitaritza jardueren modernizatzea, habitataren galtzea eta banaketa izan litezke gainbehera honen eragile. Ugatza *Gypaetus barbatus* eta sai beltza *Aegypius monachus* erabat desagerrarazi zituzten nazio lurraldetik, akabatu ez zituzten sai arre *Gyps fulvus* eta sai zurien *Neophron pernopterus* talde txikiek biziraun ahal izan zuten artean. Itsas arrano europarra ere betikoz deuseztatua izan zen, eta miru gorriak nabari murriztu ziren. Azken urteetan abiarazitako programek aukera eman dute ugatza berriro ere Alpe mendialde osoan zehar eta sai arrea italiar penintsulako hainbat eremutan sartzeko. Beste programa batzuek Sardiniako sai arren azken bikoteak eta Italia hegoaldeko eta Sizilia irlako sai zuriak babestea dute xede. 2008. urtean ugatzei leku egiten dieten 4-5 eremu daude Italian, umeak egin ditzaketen 13-14 bikote sai zuri, eta 320-385 sai arre. Izakiok babesteko proiektuek, leku jakin batzuetan, hegaztiak harrapatzeko jaki pozoituen erabilera, elikagaien gabezia eta epe luzerako programen kudeaketa zailtzen dituzten antolakuntza eta finantza arazoak dituzte oraindik oztopo.

1. INTRODUCCIÓN

Los buitres han sufrido un declive acusado en Italia. Tanto el quebrantahuesos como el buitre negro están extinguidos, mientras que el buitre leonado y el alimoche unicamente sobreviven en pequeñas poblaciones. Las razones de esto están ligadas a la persecución directa (especialmente en el pasado), al uso de cebos envenenados y al desarrollo de las prácticas ganaderas y regulaciones veterinarias que han reducido la disponibilidad de alimento, junto con otros problemas asociados a infraestructuras como los tendidos eléctricos y los parques eólicos.

Los datos históricos de la presencia de buitres en Italia son extremadamente limitados y a menudo se refieren a observaciones genéricas. Las únicas referencias fiables de poblaciones reproductoras hacen alusión al quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en

[1] Via Montelungo, 43 I-33100 Udine

los Alpes, Cerdeña y Sicilia, al buitre negro *Aegypius monachus* en Cerdeña y al alimoche *Neophron percnopterus* en gran parte del centro y sur de Italia. Solamente se dispone de series de datos de décadas recientes para Cerdeña.

En los últimos años, varios programas de conservación llevados a cabo han permitido la reintroducción del quebrantahuesos en los Alpes (un programa internacional), así como la creación de 3-4 nuevas poblaciones de buitre leonado, y que además intentan contrarrestar el declive del buitre leonado en Cerdeña por medio de acciones de conservación y repoblaciones.

Las poblaciones de buitre leonado continuan siendo demasiado pequeñas y algunas todavía sufren episodios puntales de envenenamiento. Los programas de conservación y repoblación del alimoche tienen como objetivo conservar las últimas parejas reproductoras en el sur de Italia y en la isla de Sicilia. La disponibilidad de alimento es mayor en el sur del país, pero en todos los casos el aporte de alimentación suplementaria ha resultado oportuno, o incluso vital.

En este artículo he actualizado la información disponible hasta otoño de 2008. Mi objetivo principal ha sido revisar los tamaños poblacionales y tendencias de las cuatro especies que han habitado en Italia en los últimos tiempos. Además, examino el papel que las estaciones de alimentación (comederos para buitres/muladares) pueden desempeñar en la conservación de las poblaciones de aves carroñeras.

2. SITUACIÓN Y TENDENCIAS POBLACIONALES DE LAS AVES CARROÑERAS

2.1. Quebrantahuesos

El quebrantahuesos estuvo presente como ave reproductora en Sicilia, en Cerdeña, por toda la cordillera de los Alpes y posiblemente incluso en los Apeninos. Su posterior declive comenzó a principios del siglo XIX, con la desaparición de la especie de los Alpes y a continuación de las principales islas. En los Alpes, la extinción de la especie comenzó por el este y continuó hacia el oeste, donde las últimas parejas resistieron afincadas en los Alpes marítimos. Los últimos ejemplares fueron eliminados a comienzos del siglo XX. Antiguamente la especie era común en Cerdeña, donde contaba con una población de 35-40 individuos a finales del siglo XIX, reducida a 2-10 parejas entre 1946-66, y donde el último intento reproductor fue registrado en 1967 (SCHENK, 1976). En Sicilia la especie fue, quizás, menos abundante, por lo que el último intento reproductor se remonta a 1840 (FASCE & FASCE, 1992).

El programa internacional para el quebrantahuesos en los Alpes (FCBV, WWF, FZG) ha permitido el regreso de la especie gracias a la introducción de parejas en territorio Italiano (FREY, 1992) (Figura 1). En particular, en Italia se utilizaron dos áreas para las sueltas; una en el Parque de los Alpes Marítimos (16 individuos liberados desde 1994) y otra en el Parque Nacional de Stelvio (11 ejemplares liberados entre 2000 y 2008). Las áreas más frecuentadas por estos ejemplares han sido los Alpes occidentales y centro-orientales. Además, han mostrado una clara preferencia por las grandes zonas protegidas: el Parque Nacional de Stelvio, el Parque Regional de los Alpes Marítimos y el Parque Nacional Gran Paradiso. El quebrantahuesos cría en Stelvio desde 1998, donde se ha producido una ocupación progresiva de nuevos territorios y donde la población actual consta de 3-4 parejas. Hasta 2008 inclusive, han volado 23 pollos (PNS, FCBV). Otros 1-2 territorios se encuentran en los Alpes marítimos. La población parece estar aumentando y no requiere de alimentación suplementaria, en contra de lo programado en el proyecto (AA., VV., 1981-2006).

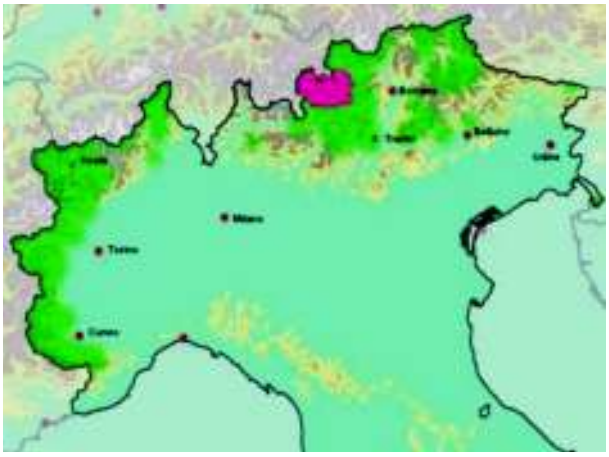


Figura 1. Distribución actual del quebrantahuesos en los Alpes italianos (en verde) y en la zona de cría (en rojo). (Seguimiento Internacional del quebrantahuesos, Parque Nacional de Hohe Tauern, R. Zink/EGS).

Figure 1. *Actual distribution of the bearded vulture in the Italian Alps (green) and breeding area (red). (International bearded vulture Monitoring, Hohe Tauern National Park, R.Zink/EGS).*

En estos momentos existe un proyecto de reintroducción en marcha en Cerdeña, cuyas primeras sueltas (3 individuos) tuvieron lugar en 2008. Todos los ejemplares liberados murieron a causa del veneno al cabo de pocas semanas – una clara demostración, si esta fuera necesaria, de que el proyecto fue llevado a cabo de forma inadecuada, mostrando falta de seriedad, e insuficientes conocimientos técnicos y científicos. La situación en la isla es ciertamente crítica en lo

que a presencia de cebos envenenados y caza furtiva se refiere, por lo que la realización de nuevas sueltas sólo será posible después de haber llevado a cabo un trabajo riguroso y prolongado para poner límite estos peligros.

2.2. Alimoche

Antiguamente el alimoche estaba presente en la mayor parte del centro y sur de Italia, incluyendo la Toscana, en toda la cordillera de los Apeninos y en los Alpes Marítimos. De 1950 en adelante, tuvo comienzo un rápido declive que eliminó a la especie de las zonas más septentrionales de su rango de distribución, desapareciendo a continuación de Apulia y sufriendo reducciones a gran escala en Basilicata, Calabria y Sicilia, las únicas regiones donde la especie resistió hasta finales de la década de los 80. En este período, la población total en Italia rondaba las 60 parejas. En los años 70 aún podían encontrarse alrededor de 40 parejas en Sicilia, pero este número se redujo a un mínimo de tan solo 3 en 1997. De 2000 en adelante la especie empezó a aumentar de nuevo, alcanzando las 11-13 parejas antes de caer una vez más en los últimos años revisados. La capacidad de carga de la isla está estimada en 35-40 parejas, principalmente concentradas en el valle de Mazara, en Sicilia Occidental (LIBERATORI & PENTERIANI, 2001; SARÀ & DI VITTORIO, 2003). Actualmente en Italia existen unas 13-14 parejas de alimoche, de las cuales 8 se encuentran en Sicilia, 2 en Calabria y 3-4 entre Apulia y Basilicata. En 2008, 6-7 pollos fueron sacados adelante (M. DI VITTORIO, P., CORTONE, A., SIGISMONDI, com. pers.)(Figura 2).

Figura 2. Distribución del alimoche en la década de los 80 (en azul y rojo) y su distribución actual en Italia (en rojo). Datos de Massimiliano Di Vittorio, Pino Cortone y Antonio Sigismondi.

Figure 2. *Distribution of the Egyptian vulture in the 1980's (blue and red) and actual distribution in Italy (red). Data from Massimiliano Di Vittorio, Pino Cortone e Antonio Sigismondi.*

La tendencia negativa está asociada a varios factores que han ejercido un fuerte impacto, incluyendo las molestias humanas, la persecución directa, los envenenamientos y el hurto de pollos de los nidos, así como la creciente urbanización de muchas de las zonas de cría.

En 1991 se creó un centro de cría en la Toscana, gestionado por Guido Ceccolini y Anna Cenerini, que a día de hoy cuenta con 30 ejemplares y 12 parejas reproductoras. Hasta la fecha, 13 individuos han nacido en el centro, de los cuales 1 fue liberado en Sicilia en 2003, 6 en Apulia entre 2004 y 2007 y 2 en la Toscana en 2005, empleando técnicas de hacking. La telemetría por satélite ha revelado que los ejemplares liberados se alejan y migran hacia el sur, siguiendo la típica variedad de rutas que ustiliza la especie (CECCOLINI & CENERINI, 2008).

2.3. Buitre leonado

El buitre leonado está extinguido en casi toda Italia. La única población que sobrevive se encuentra al noroeste de Cerdeña (Figura 3). En los Alpes aparecen buitres leonados procedentes del este y oeste de Europa durante los meses de verano (AVESANI, 2004).

Su distribución en el pasado era mucho más amplia, y abarcaba casi todas las áreas montañosas de Sicilia y Cerdeña. Se decía que criaba en zonas alpinas hasta finales del siglo XIX o comienzos del XX, pero carecemos de pruebas fiables. Asimismo, tampoco existen pruebas de actividad reproductora en los Apeninos, aunque podemos suponer que la especie llegó a criar en varias zonas montañosas basándonos en los requisitos ecológicos de la especie – aunque no más tarde del siglo XVII (GENERO, 1992).

De los Alpes existen datos de cría en los pre-Alpes orientales y occidentales hasta comienzos del siglo XX, y algunos registros de parejas reproductoras en el interior Alpino, Austria y Eslovenia. La mayoría de estos datos son bastante genéricos y poco fiables como resultado de la antigua confusión generada en torno a los nombres de las diversas especies de aves de presa de gran tamaño.

En Sicilia, la especie fue común hasta mediados del siglo XIX, y la última población reproductora sobrevivió en el Parque Regional de Nebrodi hasta 1965, fecha en que la especie se extinguió a causa de un episodio de envenenamiento (IAPICHINO & MASSA, 1989).

Figura 3. Situación del buitre leonado en Italia.
Figure 3. *Situation of the griffon vulture in Italy.*

En Cerdeña el buitre leonado fue muy común en el pasado, contando con una población de 800-1200 individuos a mediados del siglo XIX. Sin embargo, el rápido declive que se produjo a continuación redujo la población a menos de 100 individuos y tan solo 20 parejas reproductoras allá por los años 80. Para entonces la especie se había extinguido del sur y del centro-este de Cerdeña, sobreviviendo únicamente en el noroeste. Organizaciones como la WWF, BirdLife (LIPU), FIR, Legambiente Cerdeña y el Gobierno Regional de Cerdeña realizaron múltiples esfuerzos conservacionistas, poniendo en marcha programas de concienciación social, alimentación suplementaria y sueltas. Sesenta buitres leonados fueron liberados entre 1987 y 1995, lo que elevó la población a 125 individuos y 42 parejas en 1996 (Figuras 4 y 5).

Después de esto la situación ha vuelto a convertirse en crítica a raiz de unos episodios de envenenamiento que mermaron la población reproductora a 23 parejas en 1999. Tras una leve recuperación de la población, la nueva aparición de unos posibles casos de envenenamiento se saldaron con la pérdida de 35-40 ejemplares en 2006/7,

Figura 4. Típica zona de cría en Cerdeña, en la costa noroeste de la isla (Foto: Fulvio Genero).
Figure 4. *Typical nesting area in Sardinia on the North-western coast of the island (Photo: Fulvio Genero).*

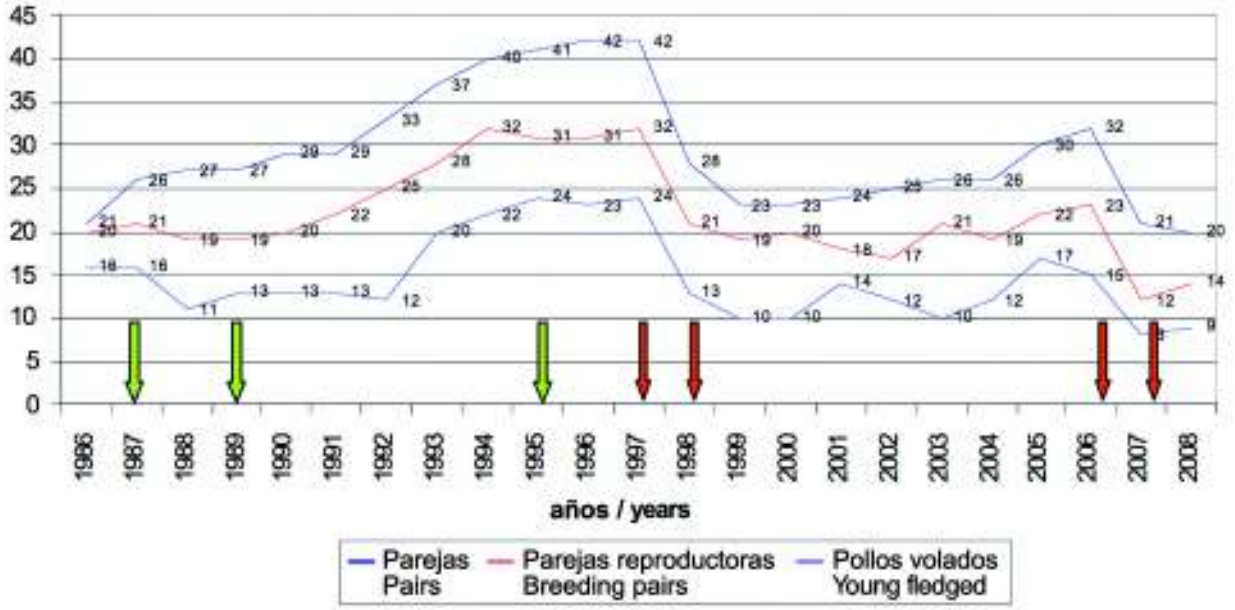


Figura 5. Cambios en los parámetros de la población reproductora de buitre leonado (Gyps fulvus) en el noreste de Cerdeña, 1986-2008. Las flechas rojas indican los episodios de envenenamiento y las flechas verdes representan acciones de repoblación (de SCHENK *et al*., 2008, com. pers.).

Figure 5. *Changes in the breeding population parameters of the griffon vulture (Gyps fulvus) in NE Sardinia, 1986-2008. The red arrows indicate poisonings and the green arrows represent restocking events (from SCHENK et al., 2008, pers. comm.).*

dejando la población actual en 70-80 ejemplares y 21-22 parejas reproductoras (9 pollos en 2008) (H. SCHENK, com. pers.). Las molestias humanas continúan siendo la principal razón de la falta de éxito en los intentos de cría y de la muerte de los pollos (SCHENK *et al*., 2005).

A finales de los 80 se puso en marcha un programa de conservación en los Alpes orientales con el objetivo de consolidar la presencia de la especie en los Alpes y crear nuevas colonias reproductoras (GENERO & PERCO, 2002) (Figura 6). Entre 1992 y 2000 se liberaron un total de 70 ejemplares. En su mayoría, los ejemplares liberados han permanecido en la zona, creando una colonia que ahora alberga un mínimo de 70 individuos y 18-22 parejas reproductoras que crían en cuatro zonas distanciadas entre si por unos pocos kilómetros (1-18km). En 1993 se registraron los primeros intentos de cría. El éxito reproductor ha sido bastante decepcionante, y aunque la situación ha mejorado en los últimos años, continua siendo muy variable, con 0-10 pollos volantones al año en años recientes. Entre los motivos principales de la escasa productividad se cree que se encuentran las molestias por aviones y parapentistas, y la predación por cuervos *Corvus corax* que abundan en los acantilados cercanos al punto de alimentación.

La colonia ejerce una considerable atracción para los ejemplares que llegan a los Alpes en verano, y sus números han aumentado desde entonces hasta alcanzar los 50-60 ejemplares en cualquier momento del verano. Estos buitres leonados provienen sobre todo de Croacia, pero también de otros países (Francia principalmente). Los primeros ejemplares llegan en marzo o abril, aunque el contingente más importante llega durante la segunda mitad de mayo y junio. También se registran llegadas a finales de agosto o durante el mes de septiembre, cuando comienzan a aparecer los pollos del año junto con algunos adultos que han terminado su ciclo reprodutor. A ellos se unen los individuos locales para después dispersarse a lo largo de un área extensa de los Alpes, por Austria (en especial el Parque Nacional del Alto Tauern) y Eslovenia (los Alpes Julianos). A partir de finales de septiembre la presencia de ejemplares silvestres comienza a disminuir, pero el mayor número de partidas tienen lugar durante el mes de octubre. En los últimos años, un número creciente de individuos (unos 15) ha comenzado a invernar en la zona, uniéndose a la colonia de forma permanente. En resumen, el número total de ejemplares en la zona ronda los 70 durante el invierno, y supera los 100 en el verano.

La colonia y el punto de alimentación suplementaria atraen a otras rapaces, incluyendo especies localmente poco comunes. Todos los años se registra la presencia de milanos reales, mientras que desde 1992 se han realizado 15 avistamientos confirmados de alimoche y uno de un buitre negro que había sido liberado en Les Baronnies, Francia (GENERO, 2006). El proyecto está siendo

Figura 6. Zona en el noreste de los Prealpes Italianos donde se ha reintroducido el buitre leonado (Foto: Fulvio Genero).
Figure 6. *The area where the Griffon has been reintroduced in the North-eastern Italian Prealps (Photo: Fulvio Genero).*

financiado por la región autónoma de Friuli Venezia Giulia, y gestionado por el municipio de Forgaria nel Friuli.

En los últimos años, el número de buitres leonados en los Alpes occidentales también ha aumentado considerablemente, especialmente en los meses de verano, gracias a los proyectos que vienen realizándose, y al consiguiente aumento de la población de buitre leonado en Francia. El número de registros creció de forma acusada después del 2000 y, desde 2007 en adelante, se han contabilizado grupos de hasta 15-20 ejemplares (L. GIRAUDO, www.cuneobirding.it; com. pers.).

La reintroducción del buitre leonado en los Apeninos (en la Reserva Natural de Monte Velino) comenzó en 1994 y está siendo gestionada por el Servicio Nacional de Bosques (CFS). Entre 1994 y 2002, 97 buitres leonados fueron liberados en dos zonas separadas por 50km. La zona es muy apropiada para la especie, puesto que posee grandes praderas pobladas con animales de pasto, y numerosos cañones y acantilados adecuados para la nidificación (Figura 7). La población ha aumentado considerablemente desde los primeros intentos de cría registrados en 1997 (4 parejas), y la creación de dos nuevos núcleos en 2000 (7 parejas). El número de parejas aumentó progresivamente en los años siguientes hasta alcanzar un máximo de 20-25 parejas y una población que rondaba los 150-160 ejemplares. La mayor amenaza está relacionada con el uso de cebos envenenados dirigidos contra los perros asilvestrados, y a esta causa se atribuyen las muertes de 8 buitres leonados en 1998 y de al menos 24 más en 2007. La población en 2008 se ha mantenido en torno a los 130-150 ejemplares, con 35 parejas reproductoras y 25 pollos volados en el año (ALTURA-CFS). Existen cuatro zonas de cría, separadas por distancias de entre 5 y 15 km. El área visitada por estas aves es muy amplia, e incluye varios parques nacionales y zonas protegidas (cerca de 800 km^2) que albergan dos estaciones de alimentación. El aumento de las muertes por colisión contra tendidos eléctricos, y la construcción de nuevos parques eólicos también representan una amenaza para la colonia (ALLAVENA, 2004; S. ALLAVENA, M. PANELLA, pers. com.).

Figura 7. Área de reintroducción en Abruzzo con las jaulas utilizadas (Foto: Fulvio Genero).
Figure 7. *Reintroduction area in Abruzzo with the aviaries used (Photo: Fulvio Genero).*

En Sicilia la especie fue común y albergó numerosas colonias en todas las zonas montañosas hasta mediados del siglo pasado (IAPICHINO & MASSA, 1989). La última población reproductora resistió en el Parque Regional de Nebrodi hasta 1965, momento en que la especie se extinguió a raiz de un caso de envenenamiento. El projecto para la rentroducción comenzó en 1998 gracias a la ayuda de la LIPU. Las primeras sueltas tuvieron lugar en 2000 en el Parque Regional de Madonie, y en 2001, en el Parque Regional de Nebrodi, situado a 60 km de distancia (Figura 8). Alrededor de 90 ejemplares fueron liberados. Al cabo de unos pocos meses, todos los ejemplares de buitre leonado se desplazaron hasta Nebrodi, arrastrando un número importante de bajas probablemente ligado a la falta de puntos de alimentación suplementaria. En 2004 la población constaba de 9 ejemplares, y en 2005 dos parejas pusieron 3 huevos y sacaron 2 pollos adelante (DI VITTORIO, 2006). Desde entonces se han inaugurado dos estaciones de alimentación y se han producido nuevas sueltas de buitres leonados. En 2007 se contaba con la presencia de alrededor de 35-40 ejemplares y 8 parejas nidificantes. En 2008, tras varias sueltas, la población consta de al menos 51 buitres leonados, 8 parejas y 4 pollos volados (A. SPINNATO, com. pers.).

En el Parque Nacional de Pollino, 12 buitres leonados fueron liberados en 2004. En 2005 una pareja realizó un intento de reproducción. A finales del 2005 se intuía la presencia de 6-8 ejemplares pero todos desaparecieron tiempo después, probablemente a causa de envenenamientos. El programa continuará dado que aún permanecen algunos ejemplares de buitre leonado en aviarios (M. PANDOLFI, S. URSO, com. pers.). El proyecto está siendo llevado a cabo por el Parque Nacional de Pollino y el Laboratorio de Zoología de la Universidad de Urbino.

Otros proyectos han sido propuestos, especialmente en los Alpes, pero a pesar de los diversos estudios y propuestas, de momento ninguno ha seguido adelante. También hay programadas varias sueltas de buitre leonado en la zona del centro-oeste de Cerdeña, un proyecto unido a la reintroducción del quebrantahuesos en esta zona.

Figura 8. Jaula usada en las sueltas de Sicilia, en la zona donde la última colonia estuvo presente durante la década de los 60 (Foto: Fulvio Genero).
Figure 8. *Aviary used for release in Sicily in the area where the last colony was present in the 1960's (Photo: Fulvio Genero).*

2.4. Buitre negro

La especie estuvo presente antiguamente en Cerdeña y quizás Sicilia y algunas zonas de los Apeninos. En Cerdeña fue relativamente común; en 1945 todavía criaban entre 10-12 parejas. La última puesta se produjo en 1961 (SCHENK, 1976). Aunque no existen pruebas de que criara en los Apeninos, la especie aparece citada en varias referencias y en dibujos, hechos que nos permiten plantear conjeturas sobre la presencia de la especie en varias áreas montañosas. En los últimos años se han producido varios avistamientos de individuos que habían sido liberados en Francia.

2.5. Otros carroñeros

En lo que al milano real *Milvus milvus* concierne, la especie fue muy común en Italia, pero ha disminuido en las últimas décadas. A mediados del siglo XX la especie se había extinguido en casi toda Italia central, y sólo unas cuantas parejas se mantenían en la Toscana y Lazio. La situación es mejor al sur del país, especialmente en la región de Basilicata. La población Italiana consta de 293-403 parejas. Varias reintroducciones han sido llevadas a cabo con éxito, una en la región de Las Marcas y dos en la Toscana. Las principales amenazas para la especie las constituyen la caza furtiva, los cebos envenenados, la reducción del pastoralismo, los tendidos eléctricos y los parques eólicos. Los programas de alimentación se consideran muy valiosos para la conservación de la especie (ALLAVENA *et al.*, 2006). El milano negro *Milvus migrans* presenta un panorama más saludable, con un total de 847-1128 parejas reproductoras, a pesar de enfrentarse a los mismos problemas que el milano real, además de a los efectos negativos asociados a la contaminación y a varios tipos de molestias humanas. Está presente en varias regiones de Italia, pero las mayores poblaciones se encuentran en torno a los principales lagos preapinos (ALLAVENA *et al.*, 2006).

2.6. Disponibilidad de recursos, puntos de alimentación y su papel en la conservación de las grandes aves carroñeras

Los recursos alimenticios representan un importante factor limitante en las poblaciones de aves carroñeras. Sin embargo varían mucho de una zona a otra, y están sujetos a cambios en el tiempo asociadas a los cambios en las prácticas ganaderas y las leyes y regulaciones veterinarias. El mayor control sobre los animales de pasto hace muy dificil poder estimar la cantidad de cadáveres abandonados en una zona, ya que por ley deberían ser retirados y eliminados de otro modo.

En general, la disponibilidad de alimento para buitres depende en gran medida del ganado, excepto para el quebrantahuesos que, al menos en los Alpes, recurre considerablemente a los ungulados silvestres. Para el resto de especies, el principal recurso alimenticio es la oveja doméstica y, en menor medida, las cabras, ganado, caballos y cerdos. La ganadería tradicional está todavía muy extendida en el sur de Italia (especialmente en Cerdeña y Sicilia) y, aunque en menor grado, en el centro del país. En los Alpes tiene menor importancia y, en cualquier caso, representa un recurso estacional, solamente disponible durante los meses de verano. Por todo esto resulta muy dificil estimar la disponibilidad de alimento en las distintas zonas. En cualquier caso, se puede afirmar que la presencia de estaciones de alimentación es extremadamente importante para cualquier programa ya que garantizan la seguridad de los recursos alimenticios y reducen el riesgo de envenenamiento. Supuestamente, algunas poblaciones de buitre leonado en Sicilia y Cerdeña podrían seguir alimentándose de forma independiente, mientras que en el centro de Italia (la región de Abruzzo) la cantidad de alimento disponible lejos de los puntos de alimentación es probablemente considerable, aunque difícilmente cuantificable. Es sin duda mucho menor en los Alpes, donde, durante los meses de otoño y verano, las aves dependen casi por completo de las estaciones donde se les proporciona alimento. El aumento de las poblaciones de ungulados silvestres, unido a una mejor gestión cinegética podrían no obstante incrementar la disponibilidad de alimento durante todo el año.

En Cerdeña, más del 80% de la dieta está constituída por ovejas (de las que existen casi 3 millones de ejemplares en la isla) y cabras criadas en condiciones extensivas o semi-extensivas. La cantidad de alimento disponible se considera suficiente para sustentar una población de alrededor de 300 buitres leonados. En total, la mortalidad del ganado es menor ahora gracias a las mejoras en la higiene y en las prácticas veterinarias, y a la racionalización de la ganadería (SCHENK *et al.*, 2005). También en Sicilia la presencia del ganado está muy extendida, pero la ausencia de puntos de alimentación en las fases posteriores a las sueltas provocó un gran número de pérdidas. El Parque de Nebrodi, con una superficie de 860 km2, alberga unas 98,000 ovejas, 60,000 reses, 25,000 cabras y 6,000 cerdos y caballos (datos del ISTAT, la Oficina

Estatal Italiana de Estadística -2000). En el parque existen dos estaciones de alimentación activas aunque, de todos modos, la cantidad de alimento que encuentran los buitres en la zona se considera elevada (A. SPINNATO, com. pers.).

Actualmente, el aporte de alimentación suplementaria se lleva a cabo en todos los proyectos involucrados con el buitre leonado, excepto en Cerdeña, donde los puntos de alimentación son abastecidos de forma esporádica. En cualquier caso, SCHENK *et al.*, (2008) afirman que el avituallamiento de los puntos de alimentación de la isla es especialmente importante a la hora de conseguir reducir los riesgos asociados al uso de cebos envenenados.

El abastecimiento de las estaciones de alimentación se hace con cadáveres de reses procedentes de una variedad de fuentes, aunque tras la Decisión 2005/830/EC resulta más dificil abastecer las zonas donde la oveja era el principal suministro alimenticio (Figura 9).

Se están realizando esfuerzos para obtener de forma gratuita los desperdicios de mataderos y cadáveres de animales no aptos para el consumo humano. En los Alpes orientales, los acuerdos alcanzados con las autoridades sanitarias y forestales permiten el uso de animales atropellados -especialmente el corzo *Capreolus capreolus*, el jabalí *Sus scrofa* y el ciervo *Cervus elaphus*- que actualmente constituyen alrededor del 35% del alimento suministrado. El 65% restante lo forman en su mayoría cerdos, sumando un total de cerca de 22 toneladas al año. En Abruzzo, la cantidad total abastecida es de unas 20 toneladas aproximadamente, mientras que en Sicilia se destinan 9 toneladas.

En general, se espera poder establecer nuevos puntos de alimentación, sobretodo debido a la gran cantidad de cadáveres de ungulados disponibles, que de todos modos se eliminan de otras formas, a menudo muy costosas. De hecho, el número de cadáveres de ungulados domésticos derivados de los sistemas de producción intensivos es, en muchas zonas, elevado. El uso de éstos, si fuera aceptado a nivel de política de gestión, podría constituir un enorme recurso alimenticio para las especies carroñeras, y permitiría la creación de un sistema de puntos de alimentación con capacidad de aumentar la distribución y las pobla-

Figura 9. Punto de alimentación en los Prealpes nororientales (Foto: Fulvio Genero).
Figure 9. *Feeding-point in the North-eastern Prealps (Photo: Fulvio Genero).*

ciones de buitre leonado, y quizás también las de alimoche y milano real.

Para el alimoche se establecen cada año varios puntos de alimentación temporales entre marzo y agosto, con el objetivo de alimentar a varias parejas reproductoras simultaneamente. En Sicilia, la presencia de la especie parece estar ligada a la presencia de ovejas y cabras en pastizales (DI VITTORIO & CAMPOBELLO, 2002; SARÀ & DI VITTORIO, 2003). También se cree que los puntos de alimentación benefician al milano real.

3. DISCUSIÓN

En Italia la presencia de las especies de buitre está íntimamente ligada a los proyectos de conservación que se han discutido. Estos proyectos han permitido el regreso del quebrantahuesos a los Alpes, así como la creación de tres o cuatro nuevas colonias de buitre leonado, además de conseguir rescatar de la extinción a la última colonia italiana en Cerdeña, y al alimoche en el sur de Italia y Sicilia.

El buitre leonado, presente en 4-5 zonas distintas, todavía se encuentra en una posición precaria a consecuencia de las causas que se han enumerado. La población total de las cuatro colonias italianas suma tan solo 320-385 ejemplares y 82-87 parejas reproductoras. En 2007, 48 pollos alcanzaron la fase de vuelo, y 38 lo hicieron en 2008. Entre 1992 y 2008 se han liberado 329 buitres leonados, la gran mayoría de ellos procedentes de España.

Área	Población en 2008		Individuos liberados
	Parejas	Individuos	
Cerdeña*	21-22	70-80	60
Alpes orientales	18-22	70-100	70
Apeninos	35	130-150	97
Sicilia	8	50-55	90
P. N. de Pollino	0	0	12
Totales	**82-87**	**320-385**	**329**

* repoblación

Tabla 1. Población, número de parejas reproductoras y número de ejemplares liberados en programas de conservación en Italia (actualizado para incluir 2008).

Sólo en dos zonas la población supera los 100 ejemplares, y en los Alpes esto ocurre únicamente durante los meses de verano, mientras que en otros sitios el número de ejemplares es bajo. La tendencia positiva exhibida por estas colonias se ralentiza de forma periódica o se invierte por culpa de los casos de envenenamiento. Es, por lo tanto, fundamental para todas las poblaciones existentes que se lleve a cabo una gestión de los puntos de alimentación, pese incluso a que el ganado extensivo continue siendo abundante en Cerdeña, Sicilia y en algunas zonas de Italia peninsular.

Dos de los proyectos (en los Alpes orientales y en los Apeninos) pueden darse por concluídos en lo que a sueltas se refiere, mientras que en Sicilia, en el Parque Nacional de Pollino, y puede que también en Cerdeña, las sueltas probablemente continuarán realizándose durante unos años más.

Existen varias propuestas para nuevos proyectos que todavía no han sido considerados dentro del marco de la estrategia nacional global para la conservación de la especie. Aparentemente, tendrían prioridad los proyectos con actuación en Cerdeña, destinados a favorecer la recolonización de la isla y el regreso del quebrantahuesos, al igual que en el área pre-Alpina, con vistas a la creación de nuevos puntos de conexión entre las poblaciones de europa del este y europa occidental. Además, muchas zonas alpinas están sometidas a un desarrollo creciente, por lo que no resulta fácil encontrar sitios que presenten un bajo riesgo para la especie y escasa competencia por parte de los deportes de montaña, en especial el parapente y la escalada.

Otros problemas tienen que ver con los aspectos organizativos. Entre los más importantes están el conseguir sostener los esfuerzos a largo plazo y obtener una financiación adecuada. Algunos proyectos son gestionados por organismos o autoridades locales que no siempre poseen la capacidad ni los medios necesarios para llevar a cabo programas complejos y a largo plazo. Existen otros problemas asociados al uso de cebos envenenados que han causado pérdidas, a veces elevadas en algunas zonas. Por lo que a la persecución directa se refiere, sólo se han producido unos pocos casos de cazas ilegales en los últimos años. Las molestias a las aves reproductoras son un problema en algunas zonas, y están relacionadas con la presencia de fotógrafos, actividades relacionadas con la silvicultura y la caza, y los vuelos de helicópteros, aviones y parapentes en las proximidades de las territorios de cría y zonas de alimentación. Las bajas por colisiones con cables (tendidos eléctricos) y por electrocución continúan a un bajo nivel, pero los planes de proyectos con turbinas de viento representan un desarrollo preocupante. La posibilidad de incrementar las poblaciones de buitre leonado parece condicionada a la reducción de los casos de envenenamiento, y al suministro de mayores cantidades de alimento en los puntos de alimentación, situación que se ha visto desencadenada por la disminución del pastoreo y el mayor cumplimiento de las regulaciones sanitarias que exigen la retirada del campo de las reses muertas.

Otros proyectos en Italia están involucrados en la reintroducción del quebrantahuesos y del buitre leonado en las montañas de Cerdeña, y se han llevado a cabo las primeras sueltas en 2008. Ambos proyectos se han paralizado de momento en vista de los malos resultados obtenidos con la suelta de los ejemplares. También se han planteado varias propuestas para la reintroducción del butire leonado en los Alpes, aunque todavía se encuentran en la fase de planificación o, en cualquier caso, no han sido implementadas aun. Además, se ha realizado un estudio de viabilidad para el buitre negro en Cerdeña (SCHENK & GENERO 1997) sin que por el momento se hayan adoptados medidas consiguientes.

4. AGRADECIMIENTOS

Los datos no publicados han sido proporcionados por Stefano Allavena, Jacopo Angelini, Mauro Aresu, Guido Ceccolini, Anna Cenerini, Pino Cortone, Massimiliano Di Vittorio, Hans Frey, Natale Gioitta, Luca Giraudo, Massimo Pandolfi, Marco Pannella, Helmar Schenk, Antonio Sigismondi, Antonio Spinnato, Salvatore Urso, Richard Zink. En particular, agradezco a Paul Tout sus sugerencias y la traducción del texto al inglés. También debo las gracias a la FCBV (Foundation for the Conservation of the bearded vulture), el CFS (Corpo Forestale dello Stato), el PNS (Parco Nazionale dello Stelvio) y a Altura.

6. BIBLIOGRAFÍA

AA, VV.
1981-
2006 *Bearded Vulture. Annual Report. FCBV.*

ALLAVENA, S.
2004 Una nuova specie nidificante nel Lazio: il Grifone (*Gyps fulvus*). In: Corsetti, L. (Ed.). *Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione.* Atti del convegno, Sperlonga, 13.12.2003. Ed. Belvedere. Latina. Pp. 39-44.

ALLAVENA, S., ANDREOTTI, A., ANGELINI, J. & SCOTTI, M. (Eds.),
2006 *Status e conservazione del Nibbio reale (Milvus milvus) e del Nibbio bruno (Milvus migrans) in Italia e in Europa meridionale.* Atti del Convegno Ed. ParcoNaturale Gola della Rossa e di Frasassi, Comunità Montana dell'Esino-Frasassi, Altura.

AVESANI, C.
2004 *Il Grifone in Italia.* Parco Natura Viva. Bussolengo, Verona.

CECCOLINI, G. & CENERINI, A.
2008 La Tecnica dell'Hacking, Il bilancio di 4 anni di attività. In: Bellini, F., Cillo, N., Giacoia, V. & Gustin, M. (Eds.). *L'Avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi Lipu Gravina di Laterza*, Laterza (Ta). Pp. 30-37.

DI VITTORIO, M.
2006 Reintroduction of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in Nebrodi Regional Park, Sicily. In: Houston, D.C. & S.E. Piper (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations.* 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. Pp. 174.

DI VITTORIO, M. & CAMPOBELLO, D.
2002 The Egyptian Vulture's food habits in Sicily. *International Hawkwatcher* 6: 2-7.

FASCE, P. & FASCE, L.
1992 Gipeto (*Gypaetus barbatus*). In: Brichetti, P., De Franceschi, P. & Baccetti, N. (Eds.). *Fauna d'Italia. Uccelli I.* Ed. Calderini, Bologna.

FREY, H.
1992 Die wiedereinburgerung des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) in den Alpen. *Egretta* 35: 85-95.

GENERO, F.
1992 Grifone, Avvoltoio monaco. In: Brichetti, P., De Franceschi, P. & Baccetti, N. (Eds.), *Fauna d'Italia. XXIX. Aves. I.* Ed. Calderini, Bologna. Pp. 494-520.

GENERO, F.
2006 Status of the Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Italy in 2005. In: Houston, D.C. & Piper S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation* and Management of Vulture Populations. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. Pp. 108-115.

GENERO, F. & PERCO, F.
2002 Progetti di reintroduzione di avvoltoi nell'arco alpino. 1° Convegno Italiano Rapaci diurni e notturni. 9-10 marzo 2002-Preganziol (TV). *Avocetta* 27: 120-124.

IAPICHINO, C. & MASSA, B.
1989 *The Birds of Sicily.* B.O.U., Check List n. 11, Tring, Herts. England.

LIBERATORI, F. & PENTERIANI, V.
2001 A long-term analysis of the declining population of the Egyptian Vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. *Biological Conservation* 101: 381-389.

SARÀ, M. & DI VITTORIO, M.
2003 Factors influencing the distribution, abundance and nest-site selection of an endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Sicily. *Animal Conservation* 6: 317-328.

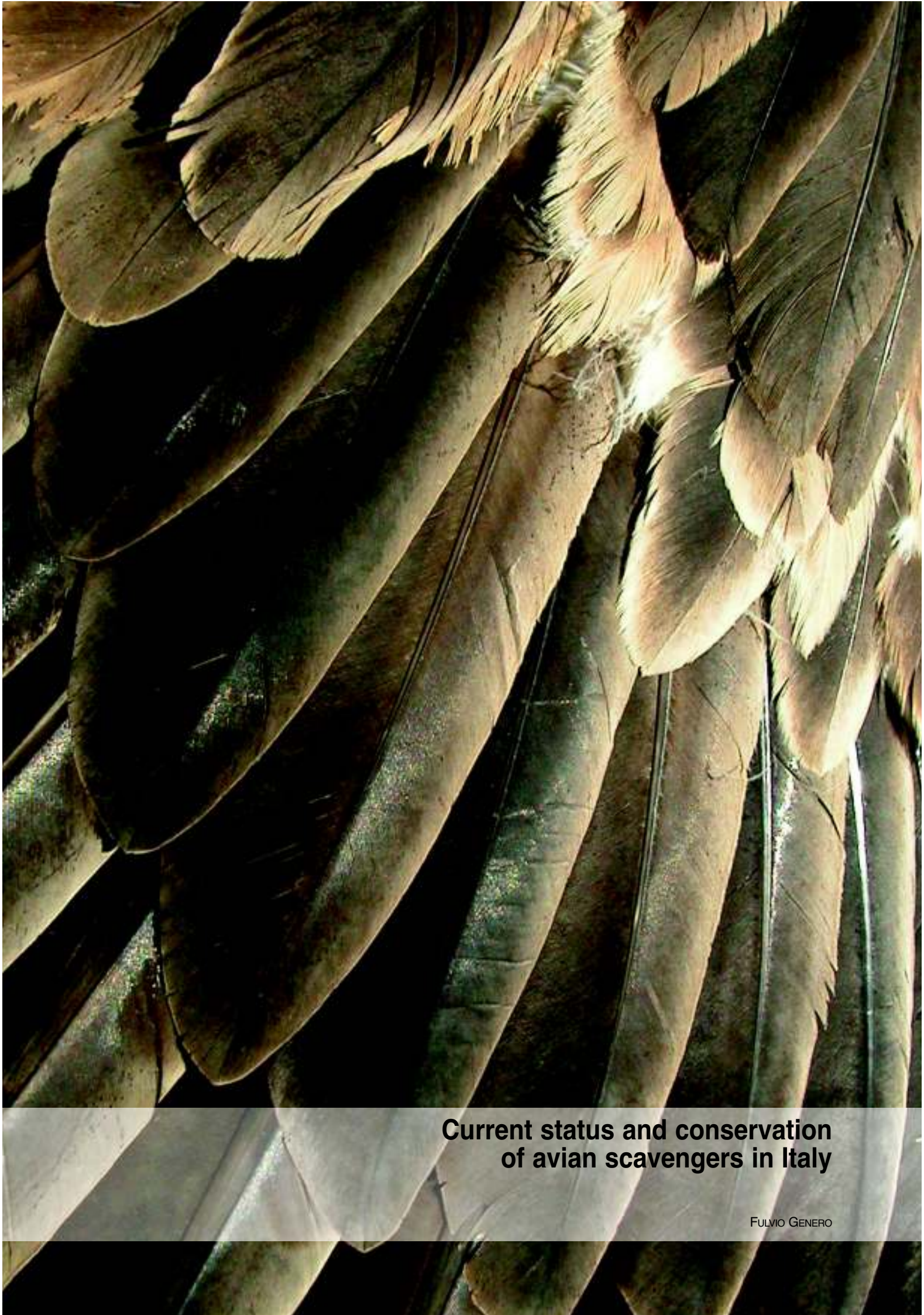
SCHENK, H.
1976 Analisi della situazione faunistica in Sardegna. Uccelli e Mammiferi. *S.O.S. Fauna.* WWF. Pp. 465-556. Camerino.

SCHENK, H. & GENERO, F.
1997 *Progetto grandi avvoltoi.* LIPU, Regione Autonoma Sardegna.

SCHENK, H., ARESU, M. & NAITANA, S.
2005 Il Grifone in Sardegna. *Parchi* 45: 106-112.

SCHENK, H., ARESU M. & NAITANA S.
2008 *Proposta di un Piano d'Azione per il Grifone (Gyps fulvus) in Sardegna.* Legambiente Sardegna.

fotos/photos: Antonio Atienza



Current status and conservation of avian scavengers in Italy

Fulvio Genero

1. INTRODUCTION

Vultures have undergone a marked decline in Italy. Both the Bearded and the cinereous vulture *Aegypius monachus* are extinct, whilst only small populations of griffon *Gyps fulvus* and Egyptian vulture *Neophron percnopterus* survive. The reasons for this are tied to direct persecution (especially in the past), to the use of poison baits and the evolution of animal husbandry techniques and veterinary regulations that have reduced the food supply, along with other problems tied to infrastructure such as powerlines and wind-farms.

Historical evidence of the presence of vultures in Italy is extremely limited and often refers to generic indications. The only certain references of nesting populations refer to the bearded vulture in the Alps, Sardinia and Sicily, the Cinereous vulture in Sardinia and the Egyptian vulture for a large part of Central and Southern Italy. Sets of data for recent decades are only available for Sardinia.

In recent years, various conservation projects have been undertaken which have allowed the reintroduction of the bearded vulture in the Alps (an international project) as well as the creation of 3-4 new populations of griffons, seeking to counteract the decline of the griffon in Sardinia with conservation work and restocking. The populations of griffon vultures are still rather small and some are still subject to occasional episodes of poisoning. Conservation and restocking projects undertaken for the Egyptian vulture have the aim of conserving the last few nesting pairs in southern Italy and the island of Sicily. Food availability is better in the south of the country but in every case supplementary feeding has proven opportune, or indeed vital.

In this paper, I update the information available in autumn 2008. My main aim was to revise population size and trends of the four species that have lived in Italy in recent times. In addition, I revise the role that feeding stations (vulture restaurants) may play in the conservation of scavenger populations.

2. STATUS AND POPULATION TRENDS OF CARRION-EATING BIRDS

2.1. Bearded vulture

The bearded vulture was present as a breeding bird in Sicily, Sardinia, throughout the Alpine chain and perhaps even the Apennines. The subsequent decline began at the start of the 19th Century with its disappearance, firstly from Alps and then on the major islands. In the Alps the extinction began in the east and moved westward with the last pairs clinging on in the Maritime Alps and the last birds being killed at the start of the 20th Century. The species was frequent in Sardinia in the past with a population of 35 - 40 birds at the end of the 19th Century, reduced to 2-10 pairs in 1946-66 and the final breeding attempt in 1967 (SCHENK, 1976). In Sicily the species was, perhaps, less frequent and the last breeding attempt dates back to 1840 (FASCE & FASCE, 1992).

The international project of the bearded vulture in the Alps (FCBV, WWF, FZG) has allowed the return of the species, including pairs on Italian territory (FREY, 1992) (Figure 1). In particular, in Italy, two release sites were used: one in the Park of the Maritime Alps (16 birds released from 1994) and another in the Stelvio National Park (11 birds released between 2000 and 2008). The main areas frequented by the birds are the Western and Central-eastern Alps, showing a preference for the large protected areas: the Stelvio National Park, the Regional Park of the Maritime Alps and the Gran Paradiso National Park. The bearded vulture has nested in the Stelvio since 1998, with the gradual occupation of further territories and a current population of 3-4 pairs. Up to and including 2008, 23 birds have fledged (PNS, FCBV). A further 1-2 territories are located in the Maritime Alps. The species seems to be increasing and does not require supplementary feeding, contrary to the guidelines of the project (AA., VV., 1981-2006).

A reintroduction is currently underway in Sardinia, with the first releases (3 birds) in 2008 (FCBV). The released birds all died due to poisoning after just a few weeks. The situation on the island is certainly critical as far as the presence of poison baits and poaching are concerned and further releases will only be possible when long term and serious work has been carried out to limit these dangers.

2.2. Egyptian vulture

At one time they were present across most of Central and Southern Italy, including Tuscany, the entire chain of the Appennines as well as the Maritime Alps. From 1950 onwards a rapid decline began that eliminated the species from the northernmost parts of its range, after which it disappeared from Apulia and underwent large-scale declines in Basilicata, Calabria and Sicily, the only Regions where the species clung on until the end of the 1980s. In this period, the entire Italian population was approximately 60 pairs. In the 1970s c. 40 pairs were still to be found in Sicily, declining to a

minimum of just 3 in 1997. From 2000 onwards the species began to increase again, reaching 11-13 pairs before falling back yet again in the last years under review. The carrying capacity of the island is estimated at 35-40 pairs, mostly concentrated in the Mazara valley in Western Sicily (LIBERATORI & PENTERIANI, 2001; SARÀ & DI VITTORIO, 2003). Currently in Italy there are 13-14 pairs of Egyptian vulture of which 8 are in Sicily, 2 in Calabria and 3-4 between Apulia and Basilicata. In 2008, 6-7 young fledged (M. DI VITTORIO, P. CORTONE, A. SIGISMONDI, pers. comm.) (Figure 2).

The negative trend is linked to several factors that have had a strong effect including human disturbance, direct persecution, poisoning and the theft of young from the nest as well as the increasingly built-up nature of many of the breeding areas.

A breeding centre was set up in Tuscany in 1991, managed by Guido Ceccolini and Anna Cenerini and currently holds 30 birds and twelve breeding pairs. Thus far 13 young have been born at the centre, of which 1 was released in Sicily in 2003, 6 in Apulia between 2004 and 2007 and 2 in Tuscany in 2005 using the technique of hacking. Satellite telemetry has shown that the released birds move away and migrate southwards along the usual variety of routes used by the species (CECCOLINI & CENERINI, 2008).

2.3. Eurasian griffon vulture

The griffon vulture is extinct in most of Italy. The only surviving population in Italy is that located in North-western Sardinia (Figure 3). Griffons from Eastern and Western Europe appear in the Alps during the summer months (AVESANI, 2004).

In the past its distribution was much wider and covered almost all the mountainous areas of Sicily and Sardinia. It was said to nest in Alpine areas until the end of the 19th or the beginning of the 20th century, but certain proof is lacking. Similarly, for the Appennines, proof of breeding is lacking, even if one can assume that the species bred in various mountainous areas on the basis of the species' ecological requirements - but not later than the 17th century (GENERO, 1992).

For the Alps there are records of breeding up until the start of the 20th Century in the Eastern and Western Pre-Alps as well as some records of nesting pairs for the Alpine interior, Austria and Slovenia. These are mostly rather generic and rather unreliable records as a result of the past confusion surrounding the names of the various species of large birds of prey.

In Sicily the species was common until the mid 1900s and the last breeding population survived in the Nebrodi Regional Park until 1965, when the species became extinct due to a poisoning episode (IAPICHINO & MASSA, 1989).

In Sardinia (SCHENK *et al.*, 2008) in the past, the griffon was very common with a population in the middle of the 19th Century of 800-1200 birds. The rapid decline that followed reduced the population to less than 100 individuals by the 1980s with just twenty breeding pairs. By this time the species was extinct in Southern and Central-eastern Sardinia, surviving only in the North-west. Numerous conservation efforts were carried out by WWF, BirdLife (LIPU), FIR, Legambiente Sardinia, and the Sardinian Regional Government, with programmes of public awareness, surveillance, supplementary feeding and releases. Between 1987 and 1995 sixty griffons were released, raising the population to 125 individuals and 42 pairs in 1996. (Figures 4 & 5).

Following this, the situation has once again become critical as a result of poisoning episodes that reduced the breeding population to 23 pairs in 1999. Following something of a recovery in the population, further probable poisoning episodes resulted in the loss of 35 - 40 birds in 2006/07, leaving a current population of 70-80 birds and 21-22 breeding pairs (9 fledged in 2008) (H. SCHENK, pers. comm.). Human disturbance is still the main cause of the failure of breeding attempts and the loss of chicks (SCHENK *et al.*, 2005).

In the Eastern Alps a conservation project was started at the end of the 1980s with the aim of consolidating the species' presence in the Alps and creating nesting colonies (GENERO & PERCO, 2002) (Figure 6). Between 1992 and 2000 a total of 70 individuals were released. The released birds have, by and large, remained in the area, creating a colony which now numbers a minimum of 70 individuals with 18-22 breeding pairs nesting in four separate areas a few kilometers (1-18 km) apart. In 1993 the first nesting attempts were recorded. Breeding success has been rather disappointing and only in the last few years has this improved, but remains very variable, with 0-10 chicks reaching fledging in recent years. The main causes of low productivity are thought to be disturbance from aircraft and paragliders as well as predation by ravens *Corvus corax* which are abundant on the cliffs beside the feeding site.

The colony exercises considerable attraction to birds summering in the Alps and their numbers

have since increased to reach a level of 50 to 60 individuals at any time during the summer. These griffons arrive largely from Croatia but also from other countries (mostly France). The first individuals turn up in March or April but the great majority arrive in the second half of May and June. Other arrivals are recorded at the end of August or during September when some young birds of the year appear, together with a few adults that have finished the breeding cycle. Local birds join them and spread out across a wide area of the Alps, in Austria (especially the High Tauern National Park) and Slovenia (The Julian Alps). From the end of September the presence of wild birds begins to fall off, with the majority of departures taking place during the month of October. Over the last few years an increasing number of birds (about 15) have begun to winter in the area, joining the colony on a permanent basis. In conclusion, the total number of birds in the area is about 70 during the winter and more than 100 in summer (Figure 6).

The colony and the supplementary feeding point attract other raptors including some species which are locally uncommon. Every year, red kites are recorded while since 1992 there have been 15 proven records of Egyptian vulture, and one cinereous vulture which had been released at the Baronnies in France (GENERO, 2006). The project is financed by the autonomous Region of Friuli Venezia Giulia and managed by the municipality of Forgaria nel Friuli.

In the last few years the numbers of griffon vultures in the Western Alps have also greatly increased, especially during the summer months, thanks to projects undertaken and the consequent increase in the griffon vulture population in France. Numbers of records increased markedly after the year 2000, with groups of as many as 15-20 birds noted from 2007 onwards (L. GIRAUDO, www.cuneobirding.it; pers. comm.).

The reintroduction of griffon vultures to the Apennines (the Nature Reserve of Monte Velino) began in 1994 and is managed by the National Forest Service (CFS). From 1994 to 2002, 97 griffons were released in two areas 50 km apart. The area is very favourable to the species with broad areas of grassland populated by grazing animals and numerous canyons and cliffs suitable for nesting (Figure 7). The population has increased considerably since the first nesting attempts recorded in 1997 (4 pairs), and the creation of a further two nuclei in 2000 (7 pairs). The number of pairs rose progressively in the following years to reach a peak of 20-25 pairs and a population of 150-160 individuals. The main threat is linked to the use of poisons directed at the control of feral dogs and for this reason eight griffons died in 1998 and at least 24 in 2007. The population in 2008 stood at c. 130-150 individuals with 35 breeding pairs and 25 young fledged that year (ALTURA-CFS). There are four nesting areas, 5 to 15 km apart. The area frequented by the birds is quite large and includes various national parks and protected areas (about 800 km2) with 2 feeding stations. Increased mortality from collision with power-lines and the possible construction of wind farms are also threats to the colony (ALLAVENA, 2004; S. ALLAVENA, M. PANELLA, pers. comm.).

In Sicily the species was common with many colonies in all mountainous areas until the middle of the last century (IAPICHINO & MASSA, 1989) with the last breeding population surviving in the Nebrodi Regional Park until 1965, when the species became extinct due to a poisoning episode. Reintroduction began in 1998, with the help of LIPU, with the first releases in 2000 in the Regional Park of the Madonie and in 2001 in the Nebrodi Regional Park, situated 60 km away (Figure 8). About 90 individuals were involved. After a few months, all the griffons moved to Nebrodi, with quite a high level of losses probably linked to the lack of the supplementary feeding sites. In 2004 the population was made up of 9 birds and in 2005 2 pairs laid 3 eggs and 2 young fledged (DI VITTORIO, 2006). Since then, two feeding sites have been set up and other griffons have been released. In 2007 c. 35-40 griffons were present and 8 pairs nested (M. DI VITTORIO, A. SPINNATO, N. GIOITTA, pers. comm.). In 2008, with other releases, the population numbers at least 51 griffons, with 8 pairs and 4 young fledged (A. SPINNATO, pers. comm.).

In the Pollino National Park 12 griffons were released in 2004. In 2005 a pair attempted to breed. At the end of 2005 6-8 birds were believed to be present but all later disappeared, probably as a result of poisoning. The project will continue given that some griffons remain in the aviaries (M. PANDOLFI, S. URSO, pers. comm.). The project is being carried out by the Pollino National Park and the Zoology Laboratory of the University of Urbino.

Other projects have been proposed, especially in the Alps, but in spite of various studies and proposals none have yet gone ahead. Releases of griffons are also planned in the area of Central-eastern Sardinia, a project tied to the reintroduction of the bearded vulture to the area.

2.4. Cinereous vulture

The species was present in the past in Sardinia, perhaps in Sicily and some areas of the Apennines. In Sardinia it was fairly common with 10-12 pairs still breeding in 1945. The last nesting took place in 1961 (SCHENK, 1976). For the Apennines proof of breeding is lacking, although the species appears in various references and paintings that allow us to hypothesize the species' presence in various mountain areas. In recent years there have been several records involving birds released in France.

2.5. Other scavengers

As far as the red kite *Milvus milvus* is concerned, the species was very common in Italy but has declined in recent decades. By the middle of the 20th Century the species was extinct in most of Central Italy with just a few pairs present in Tuscany and Lazio. The situation is better in the south of the country, especially in the Region of Basilicata. The Italian population is 293-403 pairs. A successful reintroduction has taken place in the Marche Region as well as two in Tuscany. The main threats to the species are represented by poaching, poison baits, a decline in pastoralism, overhead power-lines and wind farms. Feeding programs are believed to be important for the species' conservation (ALLAVENA *et al.*, 2006). The black kite *Milvus migrans* presents a healthier picture with a total of 847-1138 breeding pairs even though it too faces the same problems as the red kite, as well as the negative effects connected to pollution and various forms of human disturbance. It is present in various regions of Italy with the largest populations found around the main Pre-Alpine lakes (ALLAVENA *et al.*, 2006).

2.6. Resource availability, feeding points and their role in the conservation of carrion-eating birds

Food resources represent an important limiting factor for populations of carrion-eating birds. They are however very variable from one area to another and subject to variation over time in connection with the evolution of animal husbandry techniques and veterinary rules and regulations. Greater controls on grazing animals makes it difficult to estimate the proportion of carcasses left out in an area that, according to national legislation, should be collected and 'dealt with' in a different manner.

In general, the food availability for vultures is largely dependent upon domestic livestock with the exception of the bearded vulture that, in the Alps at least, makes considerable use of wild ungulates. For all the other species the main food source is domestic sheep, and, to a lesser extent, goats, cattle, horses and pigs. Traditional animal husbandry is still widespread in Southern Italy (in particular in Sardinia and Sicily) and, to a lesser extent, in the centre of the country. In the Alps it is less important and, in any case, is only a seasonal resource available during the summer months. It is therefore very difficult to estimate the food availability in the various areas. One can affirm, however, that the feeding stations are extremely important in all the projects because they guarantee a secure food resource and reduce the risk of poisoning incidents. In Sicily and Sardinia, limited populations of griffon vultures would probably still be able to feed themselves independently, whilst in Central Italy (the Abruzzo Region) the proportion of food found away from the feeding sites is probably important but rather difficult to quantify. It is certainly much less important in the Alps, where, in autumn and winter, the birds depend almost completely on the sites where food is provided. The increase in wild ungulate populations linked to better hunting management practices could, however, increase food availability throughout the year.

In Sardinia, more than 80% of the food is made up of sheep (of which there are almost 3 million present on the island) and goats reared under free-range or semi-free-range conditions and the amount of food available is considered sufficient to support a population of c. 300 griffons. Overall, the mortality of livestock is now lower as a result of better hygiene and veterinary practices as well as the rationalisation of stock-rearing (SCHENK *et al.*, 2005). Also in Sicily, the presence of grazing livestock is widespread although the lack of feeding sites in the phase following releases led to losses of large numbers of birds. In the Nebrodi Park which covers 860 km^2 c. 98,000 sheep, 60,000 cattle, 25,000 goats and 6,000 pigs and horses are present (data from ISTAT, the Italian State Statistics Bureau - 2000). In the Park there are two active feeding sites and in any case, the amount of food found by griffons in the area is considered high (A. SPINNATO, pers. comm.).

Currently, supplementary feeding takes place in all the projects involving the griffon vulture, with the exception of Sardinia where feeding sites have been provided less consistently. In any case SCHENK *et al.*, (2008) believe that the provision of feeding sites on the island is important particularly to reduce the risks linked to poison baits.

The provision of the feeding sites takes place using carcasses from a variety of sources but with greater difficulty for those areas where provision was based on sheep as the main source of food following the Decision 2005/830/EC (Figure 9).

Efforts are made to obtain free slaughter-house wastes and carcasses unfit for human consumption. In the Eastern Alps agreements with the health and forestry authorities permit the use of road-kill (especially roe deer *Capreolus capreolus*, wild boar *Sus scrofa* and Red Deer *Cervus elaphus*) that currently provide c. 35 % of the food provided. The remaining 65% or so of the food provided is largely in the form of pigs for a total of c. 22 tones a year. In Abruzzo the annual total provided is approximately 20 tonnes with 9 tonnes being provided in Sicily.

In general, it is hoped that other supplementary feeding points will be established, especially when one takes into account the high availability of ungulate carcasses that are in any case disposed of in other, often very costly ways. In fact, the availability of carcasses of domestic ungulates from intensive rearing systems is, in many areas, high. The use of these, if accepted at a management policy level, could represent an enormous food resource for carrion-feeding species, allowing the creation of a system of feeding sites certainly able to increase the distribution and populations of griffon vultures and perhaps also Egyptian vultures and red kites as well.

For the Egyptian vulture, some temporary feeding points are set up between March and August with the aim of feeding several breeding pairs simultaneously. In Sicily the presence of the species appears linked to sheep and goat grazing (DI VITTORIO & CAMPOBELLO, 2002; SARÀ & DI VITTORIO, 2003). The feeding sites are also believed to be important for the red kite.

3. DISCUSSION

In Italy the presence of vulture species is therefore closely tied to the conservation projects discussed. These projects have allowed the bearded vulture to return to the Alps as well as create three or four new griffon vulture colonies as well as saving the last Italian colony from extinction in Sardinia, as well as the Egyptian vulture in Southern Italy and Sicily.

The griffon, present in 4-5 different areas still finds itself in a precarious position as a result of the reasons listed. The total population of the four Italian colonies is just 320-385 individuals with 82-87 breeding pairs. In 2007, 48 young reached the flying stage and 38 in 2008. Between 1992 and 2008, 329 griffons were released, the vast majority originating in Spain.

Area	Population 2008		Individuals released
	Pairs	Individuals	
Sardinia*	21-22	70-80	60
Eastern Alps	18-22	70-100	70
Appennines	35	130-150	97
Sicily	8	50-55	90
Pollino N. P.	0	0	12
Totals	**82-87**	**320-385**	**329**

* restocking

Table 1. Population, number of breeding pairs and birds released in conservation projects in Italy (updated to include 2008).

Only in two areas does the population exceed 100 individuals, and, in the Alps, only during the summer months, whilst elsewhere the numbers present are low. The positive trends shown at these colonies are periodically slowed or put into reverse by poisoning incidents. The management of feeding sites is therefore fundamental for all the populations present even if free-range livestock remain numerous in Sardinia, Sicily and some areas in peninsular Italy.

Two projects (Eastern Alps and the Apennines) can be considered 'finished' inasmuch as no further releases of birds are foreseen, whilst in Sicily, in the Pollino National Park and perhaps Sardinia, releases will probably continue for a number of years.

There are various proposals for new projects that have not yet been placed in the context of the global national conservation strategy for the species. Priority would appear to be for future projects in Sardinia aimed at favouring the recolonization of the island and the return of the bearded vulture as well as the pre-Alpine area with a view to creating further points connecting the populations of eastern and western Europe. In addition, many Alpine areas are increasingly developed and it is not easy to find places where few dangers are present for the species and little competition from the various sports practised in the mountains, particularly paragliding and rock climbing.

Other problems involve organizational aspects. Important among these are sustaining the long-term efforts and securing adequate funding. Some projects are managed by bodies or local authorities that do not always have the capacity and the means necessary to carry out long-term and complex projects. Other problems are linked to the use of poisoned baits that have cau-

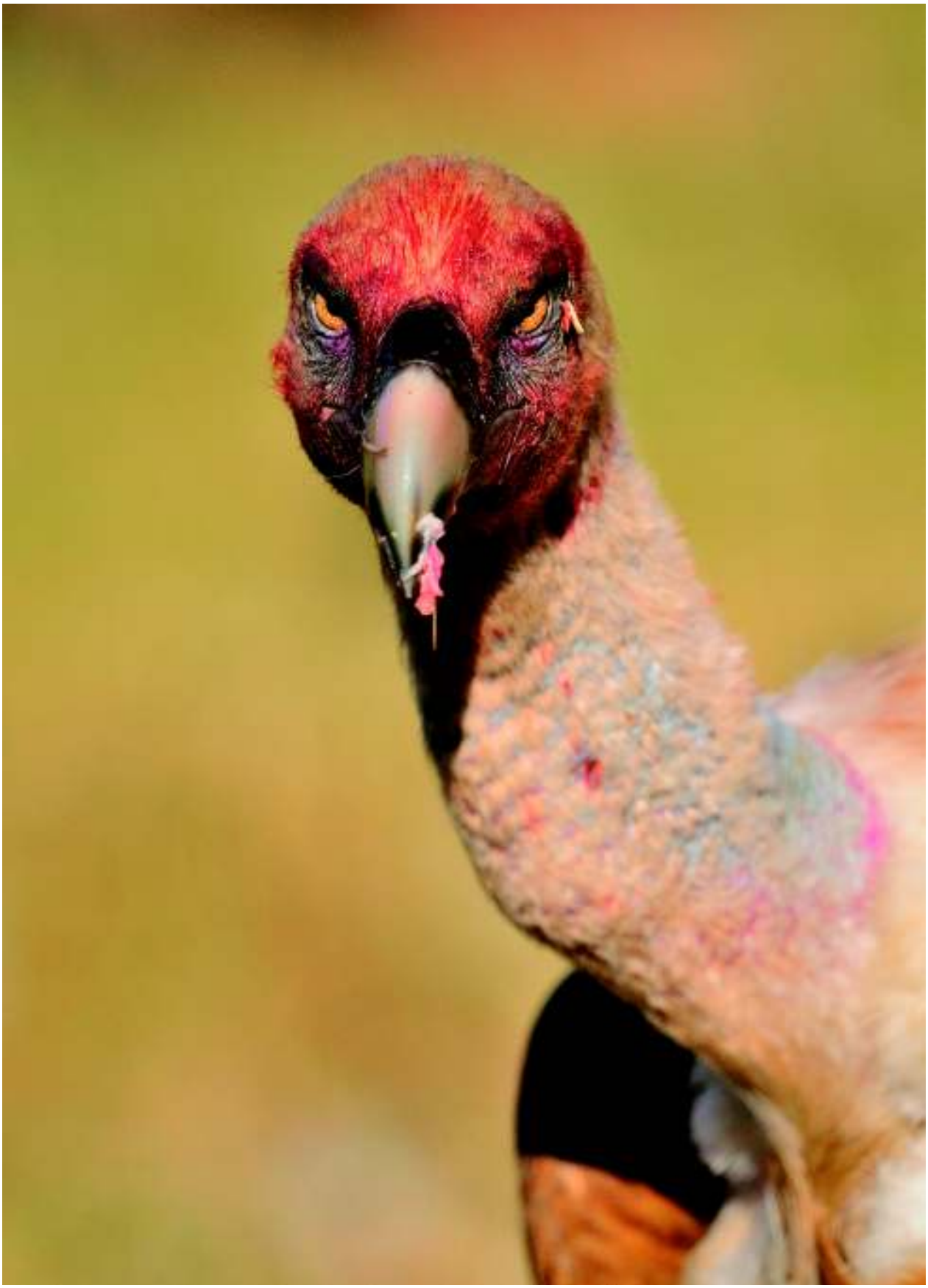
sed losses, sometimes high in some areas. As far as direct persecution is concerned there are only few cases of illegal killings in recent years. Disturbance of breeding birds is a problem in some areas and is connected to the presence of photographers, activities linked to forestry or hunting, as well as flights by helicopters, aeroplanes and paragliders near the nest-sites and feeding areas. Losses to collisions with cables (power-lines) and electrocution remain at a low level but planned wind turbine projects represent a worrying development. The possibility to increase populations of griffons therefore seems linked to a reduction in episodes of poisoning and to the supply of greater quantities of food at feeding sites, a situation that is a direct consequence of the generalised reduction in pastoralism and husbandry and greater respect for sanitation regulations that require the removal of carcasses from the territory.

Other projects in Italy involve the reintroduction of the bearded vulture in the uplands of Sardinia with the first releases taking place in 2008 and that for the griffon in the same areas. Both projects are currently at a standstill because of the very disappointing results obtained from the birds' liberation. For this species various proposals have been made for the Alps but these are still at the planning stage or in any case not yet implemented. A feasibility study has been carried out in Sardinia for the cinereous vulture (SCHENK H. & GENERO F., 1997) following which nothing has yet taken place.

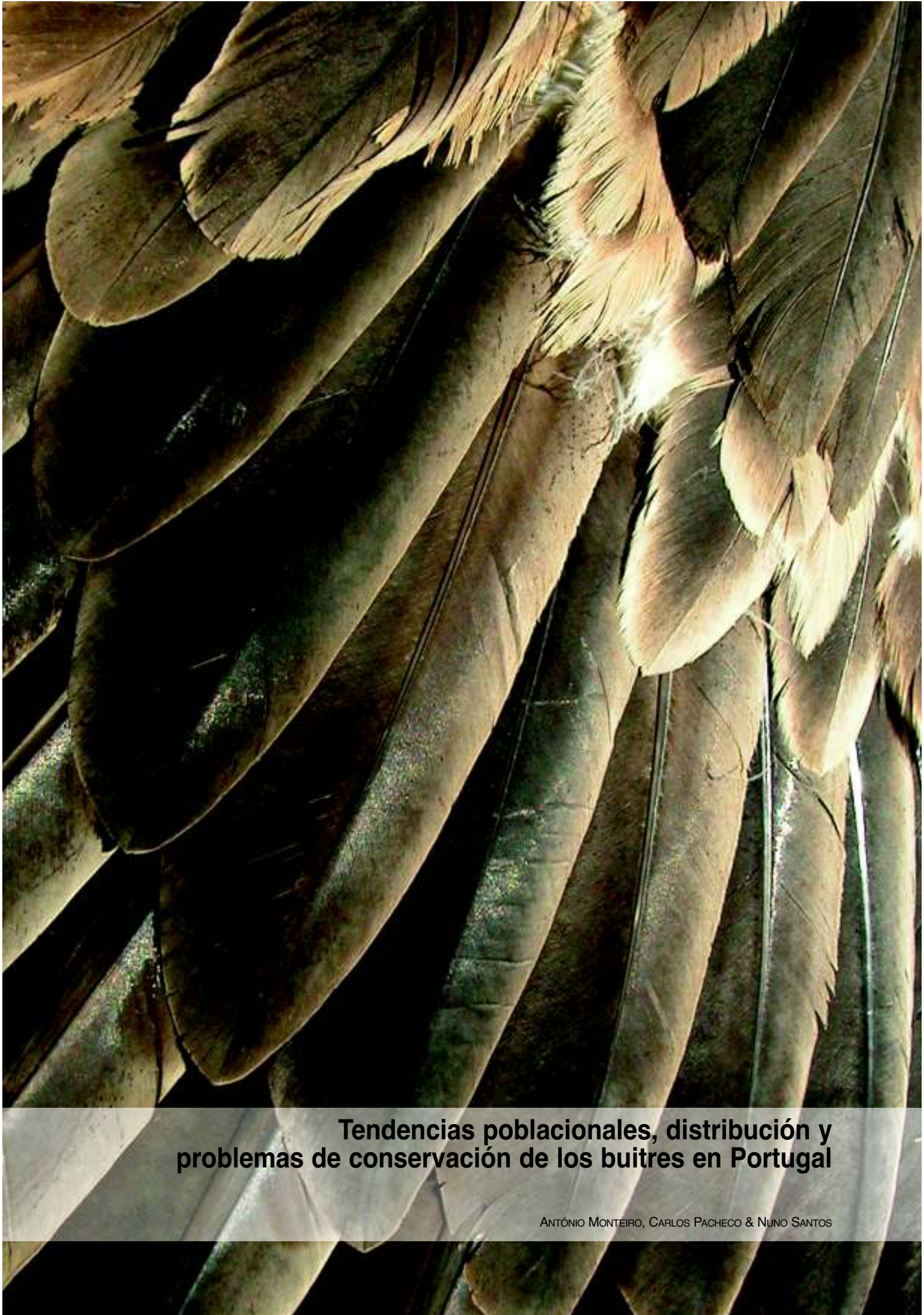
4. ACKNOWLEDGEMENTS

Unpublished data has been provided by Stefano Allavena, Jacopo Angelini, Mauro Aresu, Guido Ceccolini, Anna Cenerini, Pino Cortone, Massimiliano Di Vittorio, Hans Frey, Natale Gioitta, Luca Giraudo, Massimo Pandolfi, Marco Pannella, Helmar Schenk, Antonio Sigismondi, Antonio Spinnato, Salvatore Urso, Richard Zink. Particular thanks go to Paul Tout for his suggestions and the translation of the text into English. Thanks are also due to the FCBV (Foundation for the Conservation of the bearded vulture), CFS (Corpo Forestale dello Stato), PNS (Parco Nazionale dello Stelvio) and Altura.

foto/photo: Alfonso Senosiaín



foto/photo: Jordi Bas



Tendencias poblacionales, distribución y problemas de conservación de los buitres en Portugal

António Monteiro, Carlos Pacheco & Nuno Santos

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	200-223	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Tendencias poblacionales, distribución y problemas de conservación de los buitres en Portugal

Population trends, distribution, and conservation concerns of vultures in Portugal

PALABRAS CLAVES: Buitres, Portugal, tendencia demográfica, conservación de rapaces.
KEY WORDS: Vultures, Portugal, demographic trend, raptor conservation.
GAKO-HITZAK: Saiak, Portugal, demografia-joera, harraparien kontserbazioa.

António MONTEIRO[1], Carlos PACHECO[2] & Nuno SANTOS[3]

RESUMEN

Presentamos información sobre la situación y la reciente evolución de tres especies de buitres: el alimoche *Neophron percnopterus*, el buitre leonado *Gyps fulvus*, y el buitre negro *Aegypius monachus*, en Portugal. También discutimos los problemas de conservación de cada especie, concretamente el uso de venenos, la escasez de alimento vinculada a las recientes restricciones sanitarias de la UE y la gestión de los comederos para buitres.

ABSTRACT

We present information about the situation and recent evolution of three species of vultures: Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, griffon vulture *Gyps fulvus* and cinereous vulture *Aegypius monachus*, in Portugal. Conservation problems of each species is discussed, namely poison use, food scarcity related with recent UE sanitary restrictions and vulture feeding places management.

LABURPENA

Hiru sai espezieren egoerari eta duela gutxiko bilakaerari buruzko informazioa aurkeztu dugu: sai zuria *Neophron percnopterus*, sai arrea *Gyps fulvus*, eta sai beltza *Aegypius monachus*, Portugalen. Halaber, espezie bakoitza kontserbatzeko dauden arazoak aztertu ditugu, zehazki pozoien erabilera, Europar Batasunak berriki ezarri dituen albaitari murrizketekin lotutako elikagai eskasia eta saientzako jantokien kudeaketa.

1. INTRODUCCIÓN

En Portugal hay 3 especies de buitre, el alimoche *Neophron percnopterus*, el buitre leonado *Gyps fulvus* y el buitre negro *Aegypius monachus*, todas ellas comunes y con poblaciones asentadas estables. Sus estatus de conservación a nivel nacional son "en peligro", "casi amenazada" y "en peligro crítico", respectivamente. El quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* no se ha contemplado aquí ya que se extinguió en Portugal hace al menos 100 años. En lo que respecta al buitre de Rupell *Gyps rueppelii*, tampoco ha sido incluido en este trabajo por motivo de la escasa frecuencia y la irregularidad con la que se observa, aunque en 1999 se documentó un intento de cría (PACHECO & MONTEIRO, inédito).

En este artículo se describe la situación demográfica y la evolución del efectivo poblacional de las tres especies durante los últimos 20 años y se analizan sus problemas de conservación. Dados los problemas actuales de disponibilidad trófica derivados de las restricciones sanitarias impuestas por la Unión Europea en términos del uso de los cadáveres de animales, hemos incluido una discusión crítica de este tema, haciendo referencia a la situación actual de los puntos de alimentación para aves necrófagas.

2. MÉTODOS

Realizamos una recopilación de todos los estudios publicados sobre distribución y situación poblacional de las tres especies, prestando mayor atención a los censos nacionales: alimoche en 1997 (ROSA *et al.*, 1999) y 2000 (DEL MORAL & MARTI, 2002), buitre leonado en 1989 (ARAÚJO *et al.*, 1995), 1996, 1999 (BERLINER *et al.*, 2001); y a los censos regionales de ambas especies en el Parque Natural del Duero Internacional (MONTEI-

[1] DGACN/ICNB - delegação PNDI - Rua Artur Costa 7 - 6440 –012 Figueira de Castelo Rodrigo - PORTUGAL - + 351271313382 - monteiroa@icnb.pt
[2] Mãe de Água LBA - Travessa das Zebras nº 23 – 1300-589 Lisboa – e-mail cpachec@gmail.com
[3] DGACN/ICNB – Parque Nacional da Peneda-Gerês – Av António Macedo Braga – e-mail pygargusvet@sapo.pt

RO, 1995; MONTEIRO *et al.*, 1996; BERLINER *et al.*, 1997), y en el Parque Natural del Tajo Internacional (PACHECO *et al.*, 1999). En lo que respecta al buitre negro, consideramos las estimas regionales (ROCHA & MONTEIRO, 1995; PALMA, 1985; SILVA *et al.,* 1996; PALMA *et al.*, 1999; PACHECO *et al.*, 1999) y los datos del 2º Atlas Nacional de Aves Reproductoras (1999-2005 ICNB, en prensa).

Los datos de los últimos 5 años en cuanto a distribución geográfica de las poblaciones, provienen del atlas nacional de aves (1999-2005), y de los censos regionales llevados a cabo por el ICNB en los últimos años (2005-2007).

La evaluación de la disponibilidad trófica se basó en los datos más recientes del Ministerio de Agricultura, en términos de la evolución del efectivo de ganado y del sistema nacional para la retirada de cadáveres (SIRCA). La información referente a los puntos de alimentación para aves carroñeras (*Decreto-Ley nº 204/90* del 20 de junio) proviene del documento interno del *Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade*, "estrategia nacional para la conservación de las aves carroñeras" (ICNB, sin publicar).

La información concerniente a la mortalidad de los buitres se basó en las fuentes de información citadas a continuación:

- registros de ingresos en los diversos centros de recuperación de aves (en lo que respecta a este trabajo, todos los ingresos fueron considerados como casos mortales);

- registros de muertes (registros dispersos) pertenecientes a varios departamentos del ICNB;

- base de datos del proyecto de evaluación de impacto de los tendidos eléctricos en aves (SPEA/QUERCUS);

- base de datos del Programa Antídoto

Tuvimos en cuenta todos los datos disponibles relativos al pasado más reciente, es decir, los últimos 20 años.

3. RESULTADOS

3.1. Alimoche

3.1.1. Población y distribución

El censo nacional concluyó con 83 parejas confirmadas y otra posible pareja (DEL MORAL & MARTI, 2002). El trabajo de campo para el censo nacional, financiado por el Instituto para la Conservación de la Naturaleza (*Instituto de Conservação da Natureza*) tuvo lugar en 2000, no obstante, para 16 parejas (19%) utilizamos los datos del anterior censo de 1997 (ROSA *et al.*, 1999). La distribución de las parejas censadas aparece descrita en la Tabla 1.

Considerando los datos más recientes de distribución para esta especie (Figura 1), podemos afirmar que ésta se distribuye a lo largo de casi la totalidad de la franja fronteriza oriental del país (exceptuando el sur) aunque se encuentra confinada a un área reducida, ya que está presente como especie reproductora en tan solo el 4% de las cuadrillas UTM 10x10km del territorio continental. La población reproductora se concentra en sólo dos zonas, al noreste de Portugal (distritos de Bragança y Guarda) con 68 parejas (82%), y en la zona centro de la frontera del país (distritos de Castelo Branco y Portalegre), con entre 15 y 16 parejas (18%). En la región sur, incluyendo los distritos de la cuenca hidrográfica del río Guadiana, la especie está extinguida como reproductora desde 1996 (DEL MORAL & MARTI, 2002).

De las 83-84 parejas que constituían la población nacional de alimoche en 1997-2000, 57 parejas confirmadas (67.9%) tenían nidos dentro de la Red de Áreas Protegidas (47 parejas en el Parque Nacional del Duero Internacional –PNDI- y 10 parejas en el Parque Nacional del Tajo Internacional-PNTI). En términos de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), 76 de las parejas confirmadas (91,6%) criaban dentro de cuatro de estas zonas (Tabla 2).

Región	Sector	Parejas confirmadas	Parejas posibles	Territorios fronterizos	Área prospectada	Año de censo
Douro	Douro Internacional	46		6	total	2000
	Vale do Águeda	1			total	2000
	Vales do Sabor, Maças e Angueira	13	7	90%	1997	
	Vale do Côa	5		3	90%	2000
	Douro Nacional	3			total	1997
Tejo	Serra de Penha Garcia	3			total	2000
	Tejo Internacional e afluentes	11	1	4	total	2000
	Vale do Sever	1		1	97%	2000
	TOTAL	**83**	**1**		**21**	

Tabla 1. Composición de la población de alimoche en Portugal entre 1997 y 2000.

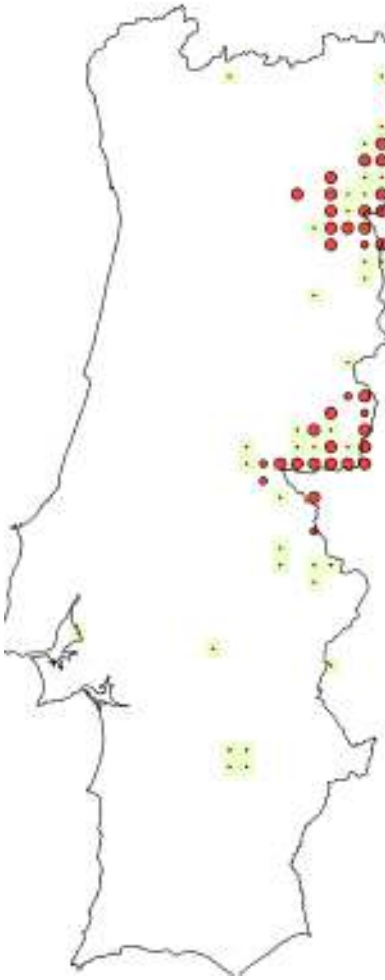


Figura 1. Mapa de distribución actual del alimoche en Portugal, en cuadrículas 10x10 km, de acuerdo con los resultados del 2º Atlas Nacional e Aves Nidificante, adaptado de ICNB, (en prensa). Los círculos de color señalan la nidificación de la especie. Los puntos se refieren a observaciones aisladas de la especie.

Figure 1. *Distribution map of the Egyptian vulture, for 10x10 Km square, according to the 2nd national atlas (ICNB, in press). Coloured circles refer to confirmed breeding areas. Small points refer to the isolated observations of the species.*

Código	ZEPA	Otra clasificación
PTZPE0015	ZPE Costa Sudoeste	PN, Sitio, IBA
PTZPE0037	ZPE Rios Sabôr e Maçãs	Sitio, IBA
PTZPE0038	ZPE Douro Internacional e Vale do Rio Águeda	
PTZPE0039	ZPE Vale do Côa	IBA
PTZPE0042	Tejo Internacional, Erges e Ponsul	PN, Sitio, IBA

Tabla 2. Presencia del alimoche en ZEPAS entre 1997 y 2000.

Una fracción importante de la población portuguesa, correspondiente a 56 parejas (68%), cría en valles de ribera fronterizos, y corresponde, en términos biogeográficos, a una extensión del núcleo poblacional presente en España (Arribes del Duero-Submeseta Norte y Tajo y tributarios-Submeseta Sur; PEREA *et al.*, 1991). Vale la pena destacar que a esa población deberían añadirse otras 47 parejas (que criaron en el lado español en el año del censo, y que fueron consideradas por separado para evitar una sobreestimación de la población ibérica). Por lo tanto, en lo que respecta al análisis ecológico de los recursos tróficos existentes en Portugal, el valor considerado de la población nacional son 130 parejas (teniendo en cuenta que aproximadamente el 36% de éstas son parejas que poseen su nido en territorio español).

3.1.2. Tendencias poblacionales

El último censo nacional completo se realizó hace más de 11 años; desde entonces sólo se han realizado censos de los núcleos poblacionales más representativos, concretamente en 2007 (PNDI, PNTI y la ZEPA del *Vale do Côa*).

Por otra parte, teniendo en cuenta que las estimas regionales y los primeros censos de antes de 1996 fueron considerablemente subestimados, debido sobre todo a la dificultad de identificar parejas individuales en zonas de alta densidad, decidimos basar el análisis de la tendencia de la especie a lo largo de las últimas tres décadas en la comparación entre los mapas de distribución de los dos atlas nacionales de aves reproductoras (el primero entre 1978 y 1984, y el segundo entre 1999-2005).

Según este análisis, la demografía poblacional sufrió un descenso moderado en términos del número de efectivos reproductores (correspondiente a una pérdida de 30 parejas, -30%), pero una disminución drástica en términos de área de distribución (la especie desapareció de más del 50% de los mapas 1/50000; véase Figura 2).

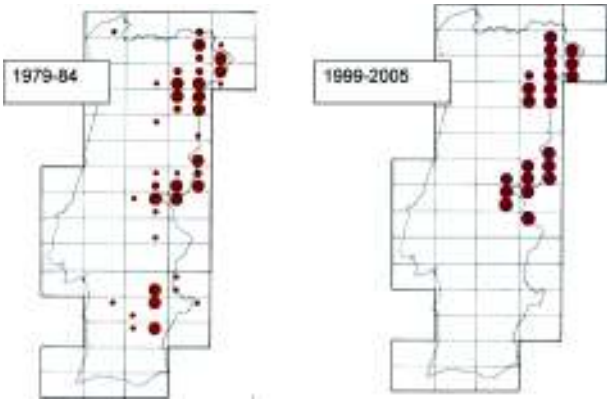


Figura 2. Evolución de la distribución del alimoche en Portugal entre los períodos: 79-85 y 99-07 (en mapas topográficos 1/50 000, adaptado de Rufino, 1989 y Silva L. - ICNB, en prensa). Nota: círculos grandes – nidificación confirmada, círculos medianos - nidificación probable, círculos pequeños – nidificación posible)

Figure 2. *Distribution evolution of the Egyptian vulture, in Portugal between 79-85 e 99-07 (scale 1/50000). Big circles refer to breeding confirmation; medium circles refer to probable breeding; small points refer to the isolated observations of the species or possible breeding site).*

Dada la estabilidad del núcleo reproductor más denso y mejor estudiado (PNDI, véase Figura 3), creemos que la reducción en el efectivo poblacional a nivel nacional debe haberse producido en zonas con menor disponibilidad de recursos ecológicos (con menos macizos roco-

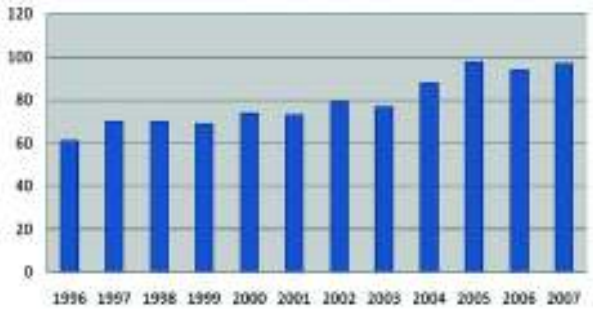


Figura 3. Evolución reciente de la población nidificante de alimoche en el Parque Natural do Douro Internacional (los valores incluyen parejas nidificantes en la frontera española).

Figure 3. *Recent evolution of the breeding Egyptian vulture population in Douro Internacional natural Park (numbers include nesting couples in the Spanish cliffs).*

sos y posiblemente menos alimento), donde el efecto de los factores de amenaza es más contundente. Este tipo de condiciones se reúnen en el Valle del Guadiana, en los afluentes del Tajo Internacional y en el Vale do Sabor. En el primero de los casos, al menos 4 parejas desaparecieron a lo largo de 10 años, y la población reproductora se extinguió en 1996 (R. RUFINO, com. pers.; G. ROSA, com. pers.). En la zona del Tajo Internacional, donde se realizan censos desde finales de los 80, se observó una reducción de al menos 7 parejas. En la ZEPA del *Vale do Sabor* se estima que sólo entre 5 y 10 parejas, de las 20 parejas censadas en los 80, existían en 2007/2008.

3.3. Buitre leonado

3.2.1. Población y distribución

De acuerdo con la información del censo regional llevado a cabo en 2007, estimamos que en ese momento la población reproductora del territorio nacional se componía de 492 parejas confirmadas y 2 posibles parejas. La composición poblacional por sectores se muestra en la Tabla 3. Cabe mencionar la existencia de otras parejas (265) de los sectores fronterizos que crían en los cortados españoles, pero que en términos ecológicos también dependen directamente de la existencia de recursos en nuestro país. Por lo tanto, podemos considerar que el tamaño real de la población nacional es de 757 parejas.

Región	Sector	Parejas confirmadas	Parejas posibles	Área prospectada	Año del censo
Douro	Douro Internacional	140		total	2007
	Vale do Águeda	71		total	2007
	Vales do Sabor, Maças e Angueira	0	1	50%	2007
	Vale do Côa	49		total	2007
	Douro Nacional	0	1	total	2007
Tejo	Serra de Penha Garcia	232		total	2007
	Tejo Internacional e afluentes			total	2007
	Vale do Sever			total	2007
	Serra de São Mamede			total	2007
	TOTAL	**492**	**2**		

Tabla 3. Composición de la población de buitre leonado en Portugal en 2007.

El área de distribución de la población reproductora de buitre leonado incluye las regiones de Trás-os-Montes y Alto-Duero (distrito de Bragança), Beira Alta (distrito de Guarda), Beira Baixa (distrito de Castelo Branco), y Alto Alentejo (Portalegre; Figura 4).

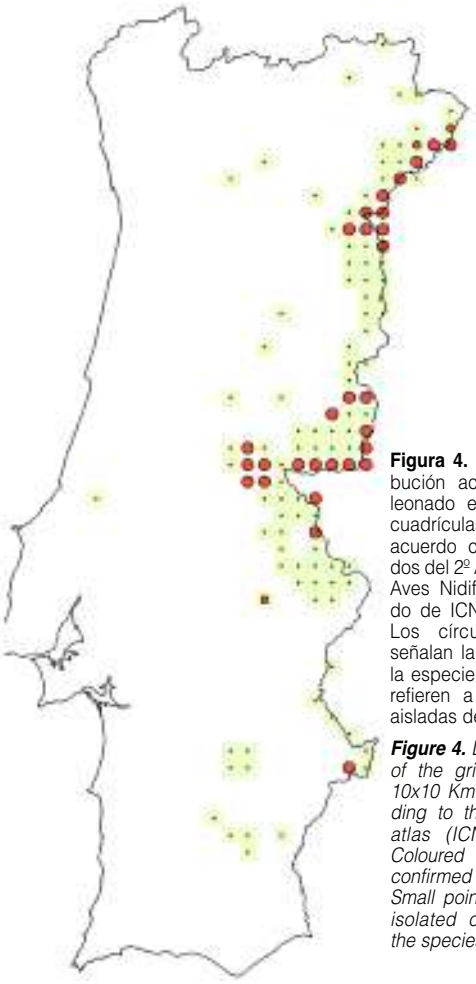


Figura 4. Mapa de distribución actual del buitre leonado en Portugal, en cuadrículas 10x10 km, de acuerdo con los resultados del 2º Atlas Nacional e Aves Nidificante, adaptado de ICNB (en prensa). Los círculos de color señalan la nidificación de la especie. Los puntos se refieren a observaciones aisladas de la especie.

Figure 4. *Distribution map of the grifon vulture, for 10x10 Km square, according to the 2nd national atlas (ICNB, in press). Coloured circles refer to confirmed breeding areas. Small points refers to the isolated observations of the species.*

La especie también es común en el Bajo Alentejo (Beja), aunque la última vez que crió en esta zona (Valle del Guadiana) fue a principios de la década del 2000.

El distrito con mayor efectivo poblacional fue Castelo Branco, seguido de los distritos de Bragança y Guarda. La mayor parte de la población se encuentra distribuida dentro de las Zonas de Especial Protección para las Aves de la Red Natura 2000 (Tabla 4).

Código	ZEPA	Otra clasificación
PTZPE0015	ZPE Costa Sudoeste	PN, Sitio, IBA
PTZPE0037	ZPE Rios Sabôr e Maçãs	Sitio, IBA
PTZPE0038	ZPE Douro Internacional e Vale do Rio Águeda	PN, Sitio, IBA
PTZPE0039	ZPE Vale do Côa	IBA
PTZPE0042	Tejo Internacional, Erges e Ponsul	PN, Sitio, IBA
PTZPE0045	Moura, Mourão, Barancos	IBA
PTZPE0046	Castro Verde	IBA
PTZPE0047	Vale do Guadiana	PN, Sitio, IBA

Tabla 4. Presencia del buitre leonado en ZEPAS (datos de 2007).

3.2.2. Tendencia poblacional

En 1989, como resultado del primer censo en Portugal (ARAÚJO *et al.*, 1992), la población reproductora se estimó entre 62 y 72 parejas, repartidas en 13 colonias y 8 parejas aisladas. Para este censo se realizó un único conteo tardío, en el que sólo se consideraron las parejas con pollos, muchos de ellos ya en fase pre-volantona. Puesto que estos datos no reflejaban el número real de parejas que comenzaron a criar, fue necesario aplicar un factor de corrección, con lo que obtuvimos un número total de 103 parejas.

En el segundo Censo Nacional, llevado a cabo en 1996 (MONTEIRO *et al.,* 1996), la población reproductora se estimó en 155-159 parejas, repartidas en 23 colonias y 9 parejas aisladas. Durante este trabajo se realizaron varios conteos, proporcionando así un censo poblacional completo. Con estos datos, pudimos comprobar que se había producido un aumento del 52.2% de la población reproductora en relación a 1989.

En 1999, dentro del marco del censo ibérico de esta especie, la población reproductora alcanzó las 261-267 parejas reproductoras, mostrando un incremento estimado del 153,4% comparado con 1989, y del 68,4% desde 1996. En términos de área de distribución, y pese a la existencia de 3 nuevos

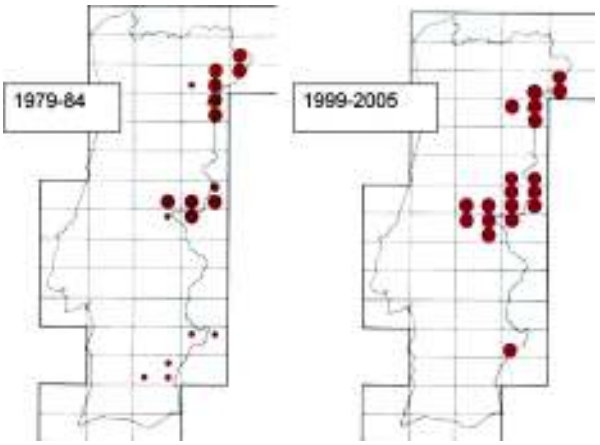


Figura 5. Evolución de la distribución del buitre leonado en Portugal entre los períodos 79-85 y 99-07(en mapas topográficos 1/50 000, adaptados de Rufino, 1989 y Silva L. - ICNB, en prensa). Nota: círculos grandes – nidificación confirmada, círculos medianos - nidificación probable, círculos pequeños – nidificación posible).

Figure 5. *Distribution evolution of the griffon vulture, in Portugal between 79-85 and 99-07 (scale 1/50000). Big circles refer to breeding confirmation; medium circles refer to probable breeding; small points refer to the isolated observations of the species or possible breeding site).*

puntos de cría, el aumento observado no respondió a un incremento demográfico proporcional (Figura 5). En el caso de los sectores meridionales, no obstante, si pudieron detectarse ligeros aumentos a consecuencia del asentamiento de una colonia no-fronteriza. Por otra parte, la densidad en las zonas donde ya existían colonias muy pobladas aumentó considerablemente. En comparación con la zona norte se observó una reducción en el área de distribución y en el número de parejas por colonia, como ya había ocurrido en 1989.

Más recientemente, a partir de 1999, la información disponible proviene únicamente del Parque Natural del Duero Internacional (véase Figura 6). En los sectores del noreste, la tendencia generalizada fue de un crecimiento moderado. No obstante, un área extensa, aparentemente propicia para esta especie en términos de disponibili-

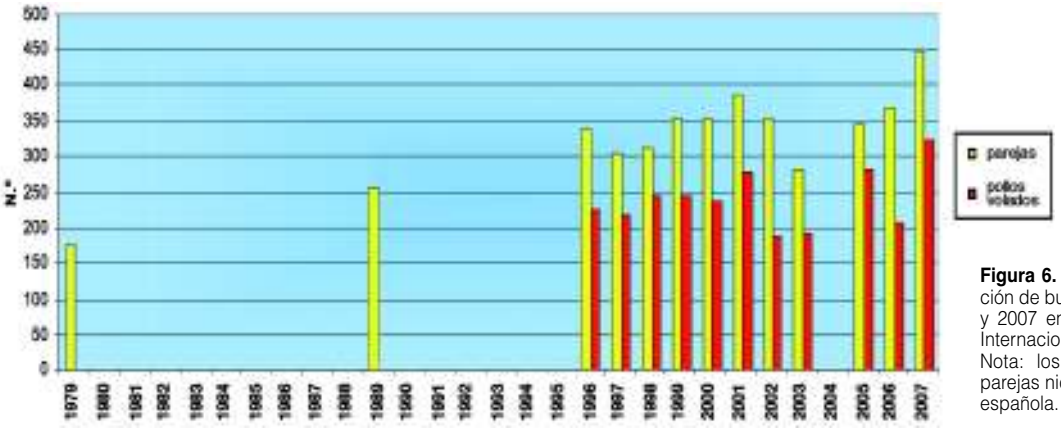


Figura 6. Evolución de la población de buitre leonado entre 1979 y 2007 en el PN/ZPE del Douro Internacional (Araujo *et al.*, 1995). Nota: los valores incluyen las parejas nidificantes en la frontera española.

Figure 6. *Recent evolution of the breeding grifon vulture population in Douro Internacional Natural Park, (Araujo et al., 1995), (numbers include nesting couples in the Spanish cliffs).*

dad de hábitat de reproducción (ZEPA del Vale do Sabor, Maçãs y Angueira), y cercana a algunas de las colonias importantes, continúa siendo una zona poco frecuentada por esta especie, sin registros de intentos de cría. En el caso del Tajo Internacional y sectores vecinos, las poblaciones mantuvieron el mismo nivel de efectivos, exceptuando algunas colonias que sufrieron un ligero descenso en 2007.

En conclusión, podemos decir que el buitre leonado en Portugal incrementó de forma considerable su efectivo poblacional en los 80 y en los 90, y que después de ésto prácticamente se estabilizó (Figuras 4 y 5). Sin embargo, queremos recalcar que, en comparación con España, el aumento fue mucho menor. Al aumento demográfico no le siguió un aumento proporcional en el área de distribución, y la distribución nacional continúa estrictamente confinada a las regiones fronterizas, en franjas de no más de 20 km de ancho. Recientemente se ha observado una caída en los valores de productividad de las colonias con mayores densidades, situación que desde nuestro punto de vista podría estar relacionada con una disminución de la disponibilidad trófica.

3.3. Buitre negro

3.3.1. Población y distribución

Aunque el censo exacto de nuestro país no se conoce con rigor (incluyendo tanto a los ejemplares reproductores de colonias cercanas como el de individuos no-reproductores), es probable que el número de individuos que hacen uso del territorio portugués esté en torno a los 100 (C. PACHECO, datos propios; L. SILVA y P. ROCHA, com. pers.). Estudios centrados en esta especie, además de la información obtenida a partir del segundo atlas nacional de aves reproductoras, revelan un aumento importante en los registros de la especie y en el número de intentos de cría en los últimos 10 años. Gracias a esto fue posible construir el mapa de la Figura 7.

El análisis de la distribución y demografía actual del buitre negro revela 5 núcleos distintos en nuestro país:

Región de Mértola (Bajo-Alentejo)

Aquí la especie se observa durante todo el año, normalmente en asociación con el buitre leonado, y a veces a más de 30 km de la frontera. Con respecto a los lugares propicios para la reproducción, existen algunos parches de tamaño

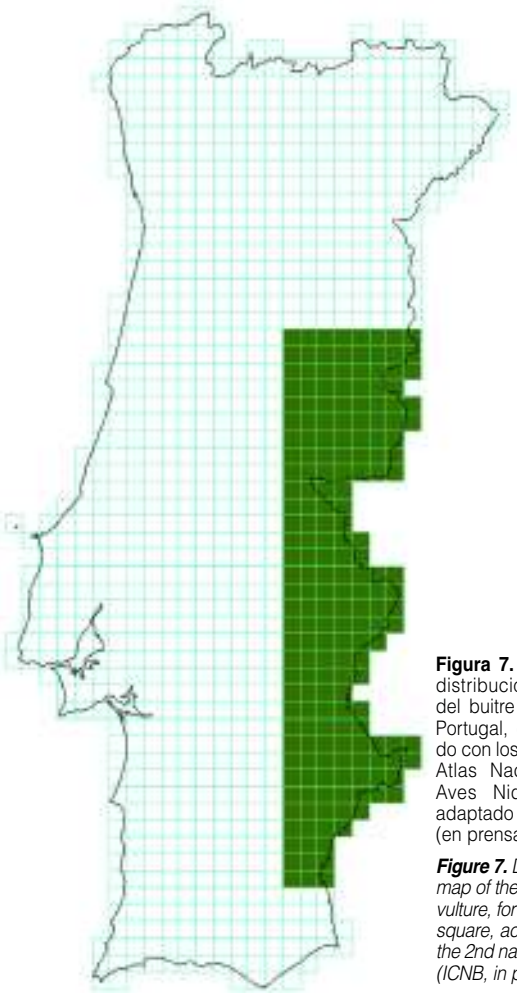


Figura 7. Mapa de distribución actual del buitre negro en Portugal, de acuerdo con los datos del Atlas Nacional de Aves Nidificantes, adaptado de ICNB, (en prensa).

Figure 7. *Distribution map of the cinereous vulture, for 10x10 Km square, according to the 2nd national atlas (ICNB, in press).*

medio de *Quercus* sp. dentro del Parque Nacional del Valle del Guadiana que podrían albergar condiciones favorables, en términos de ausencia de ruido y seguridad.

Región de Moura-Barrancos (Baixo Alentejo)

La cobertura vegetal en esta zona es muy propicia para la reproducción de esta especie. Se compone esencialmente de grandes extensiones de dehesa de *Quercus rotundifolia* y de matorral mediterráneo. La ganadería se maneja de manera extensiva, y tanto el ganado bovino, ovino como el porcino abundan. También hasta hace poco se disponía de un comedero para buitres dentro del perímetro del monte de la Contenda. Esta es una de las zonas de Portugal donde es posible observar al buitre negro con frecuencia, tanto en invierno como durante el temporada de reproducción. El C.E.A.I. (Centro de Estudios de la Avifauna Ibérica), en colaboración con el anterior Instituto Forestal y la ONG española ADENEX, colocaron a

mediados de los 90 tres nidos artificiales en árboles usados como posaderos. En 1998 dos parejas ocuparon dos de estas plataformas artificiales en la ZEPA de *Moura/Mourao/Barrancos* (M. PAÍS, com. pers.), aunque sin éxito reproductor. Desde entonces no se han registrado más indicios de cría. En la actualidad el comedero para buitres de la Contenda permanece inactivo.

Región de la Sierra de S. Mamede (Alto-Alentejo)

La región sur de la Sierra de S. Mamede es una zona donde la especie ha estado presente desde hace muchas décadas, debido a la proximidad de las colonias de la Sierra de San Pedro. No obstante, la presencia humana y la desaparición de hábitat propicio nos hacen dudar sobre la posibilidad de que allí se críe a corto o medio plazo.

Región del Tajo Internacional

Durante los últimos 20 años, la frecuencia de avistamientos en los cortados portugueses del Valle del Tajo, en el paso fronterizo, ha ido aumentando progresivamente. Esta tendencia podría estar asociada a la aparición de grandes asociaciones de caza especializadas en caza mayor que conllevan un aumento en la disponibilidad de alimento y una menor actividad humana en las zonas propicias para la reproducción. Por otra parte, la implementación de medidas de conservación del hábitat, el aumento en el número de campañas educacionales llevadas a cabo por la ONG QUERCUS, y posteriormente, la declaración de esta zona como ZEPA (1999) y Parque Natural (2001) fueron esenciales para el afianzamiento de la especie. Esta tendencia culminó en 2002 con el asentamiento de una pareja que construyó su propio nido en el Parque Natural del Tajo Internacional (C. PACHECHO, datos no publicados), muy próximo a los nidos de una colonia española. Aunque la reproducción no tuvo éxito, cabe esperar que el Tajo Internacional pueda albergar una población reproductora estable en los años venideros, gracias a la explotación de grandes terrenos para la caza y a la abundancia de ganado en las regiones de los alrededores.

Región de la Sierra de la Malcata (Beira-Baixa)

Esta especie es común en esta zona gracias especialmente a la existencia de un comedero para buitres, supervisado durante los últimos diez años por el ICN/ICNB (Reserva Natural de la Sierra de la Malcata), y que opera con regularidad y de modo riguroso (una media de 300 kg de carne a la semana). Gracias a este comedero, la especie es a menudo más frecuente que el buitre leonado, soliéndose observar más de 30 buitres negros simultáneamente. La instalación de nidos artificiales en los años 90 (la primera iniciativa), y en 2004, resultó en varios intentos de reproducción (1996, 2003) que fracasaron en términos reproductivos por motivos desconocidos (SILVA *et al.*, 1996).

En las regiones más distantes de la frontera y en el norte del país, los registros de avistamientos son sólo ocasionales y corresponden, esencialmente, a individuos dispersantes, en la mayoría de los casos individuos nacidos ese mismo año que se encuentran realizando grandes desplazamientos post-nupciales.

En términos de zonas de protección especial, la especie es frecuente en 9 ZEPAs (Tabla 5).

Código	ZEPA	Otra clasificación
PTZPE0007	Serra da Malcata	RN, Sítio, IBA
PTZPE0037	ZPE Rios Sabôr e Maçãs	Sítio, IBA
PTZPE0038	ZPE Douro Internacional e Vale do Rio Águeda	PN, Sítio, IBA
PTZPE0039	ZPE Vale do Côa	IBA
PTZPE0042	Tejo Internacional, Erges e Ponsul	PN, Sítio, IBA
PTZPE0043	Campo Maior	IBA
PTZPE0045	Moura, Mourão, Barrancos	Sítio, IBA
PTZPE0046	Castro Verde	IBA
PTZPE0047	Vale do Guadiana	PN, Sítio, IBA

Tabla 5. Presencia del buitre negro en ZEPAS; datos del 2º Atlas Nacional de Aves Nidificantes.

3.3.2. Tendencia poblacional

Resulta difícil reconstruir la situación del buitre negro en Portugal antes de los años 80 debido a la falta e inexactitud de las viejas referencias bibliográficas. La especie debió ser al menos común en los montes de las montañas del sur, posiblemente llegando a criar allí. Según PALMA (1985), la campaña cerealista de 1930-40, que terminó con la conversión de extensas áreas de vegetación autóctona en campos de cereales, podría ser la responsable de la desaparición de esta especie en al menos las zonas del sur. Pudiera haber ocurrido eventos reproductivos hasta 1985 en la zona de *Maranhão* (Alto-Alentejo, región de *Avis*), lugar donde podría haber existido una colonia que se extinguió en los años 70, en la época en que la presa fue construida (G. ROSA, com. pers.). En el año 1973, ornitólogos españoles confirmaron la presencia de nidos cercanos a la colonia española de Picos de Aroche (PALMA, 1985). También en la ribera alta del río Chança (*Vila Verde de Ficalho, Alto-Alentejo*) podría haber

existido una población reproductora hasta mediados de los 80 (ROSA, com. pers.). El trabajo de campo para el Primer Atlas de Aves Reproductoras de Portugal Continental, que tuvo lugar entre 1978 y 1984, no permitió confirmar ningún evento reproductivo del buitre negro (R. RUFINO, com. pers.). No obstante, se registraron varios avistamientos de la especie durante la temporada de reproducción al este del Alentejo, en concreto en la zona de *Moura-Barrancos*.

Entre 1985 y mediados de los 90, el aumento en el número de ornitólogos y la consolidación de la expansión de las áreas protegidas en el centro del país avalan la idea de que la especie no ha criado en nuestro país. Durante ese período se llevaron a cabo los primeros esfuerzos por atraer a la especie, por medio de la instalación de nidos artificiales y la creación de comederos para buitres en la Reserva Natural de la Sierra de la Malcata y en el perímetro del monte de la Contenda (Bajo Alentejo).

Haciendo una comparación de la distribución actual con la información histórica disponible pudo verificarse que la especie continúa presente en aproximadamente las mismas zonas. No obstante, la frecuencia de avistamientos, y el número de individuos implicados ha ido en aumento, por lo que evidentemente el efectivo poblacional ha crecido también a lo largo de los últimos años (SILVA *et al.*, 1996; PALMA *et al.*, 1999). El número de intentos reproductivos registrados desde 1996 hasta la fecha refuerza esta idea y apunta a una futura recolonización de nuestro país.

En ninguno de los intentos de cría registrados (SILVA *et al.*, 1996; C. PACHECO, com. pers.) fue posible establecer la causa de la falta de éxito, aunque existen pruebas que la atribuyen a las molestias ocasionadas por la presencia de personas, y posiblemente a los problemas asociados a la inexperiencia en algunos aspectos de las parejas jóvenes.

De las tres especies de buitres consideradas en este trabajo, el buitre negro es el ave que más casos de envenenamiento/intoxicación ha sufrido, y que por lo general acabaron con la muerte de los ejemplares implicados. Creemos que esta situación se debe a la presencia creciente de esta especie en las zonas centro y sur del país, donde existe una actividad de caza más intensa, y donde se practica el control de predadores por medio del uso de cebos envenenados que posiblemente esté en aumento.

4. DISCUSIÓN

4.1. Factores de amenaza

Como se ha ilustrado en el presente capítulo, las tres especies de buitre presentan situaciones demográficas bien distintas en Portugal. Éstas no se deben únicamente a las diferencias entre las preferencias ecológicas, sino que también son el resultado de las características del país: muy poblado en la costa, montañoso al norte (donde se practica la agricultura de subsistencia y el pastoreo tradicional), llano al sur (con escasez de bosques maduros), con variaciones regionales en términos de disponibilidad de recursos ecológicos (por ejemplo cuando hay bosques maduros, se generan molestias; cuando hay muchos cortados, el ganado no está siempre presente). De todos modos, es importante destacar que las poblaciones nacionales forman pequeños núcleos fronterizos en el límite de las grandes poblaciones ibéricas, y por ello su dinámica se encuentra fuertemente influenciada por las alteraciones ambientales que tienen lugar en el territorio español.

Logramos compilar 541 registros de muertes (17 alimoches, 463 buitres leonados, 61 buitre negros), incluyendo casos de aves debilitadas/lesionadas y cadáveres detectados en Portugal entre 1987 y 2008 (la mayor parte de ellos pertenecen a los últimos 10 años). Obtuvimos la información de los centros de recuperación de aves, de las consultas realizadas a guardas forestales, técnicos e investigadores, y de los datos de los propios autores. Desde 2002 ha habido un incremento en el número de registros de muertes de buitres, en concreto de buitre leonado y buitre negro. Creemos que esta tendencia está relacionada con una mayor capacidad de la red de centros de recuperación y de los puestos de recepción para aceptar nuevos ingresos de aves, pero también con un mejor manejo de la información por parte de las diversas entidades involucradas en la recuperación y el estudio de las aves. Otro motivo es el aumento de las poblaciones reproductoras de buitre leonado en Portugal y en las regiones fronterizas de España, ya que una parte importante de los registros corresponden a ejemplares jóvenes que se debilitan o mueren durante la etapa inicial de su vida (datos propios).

Con respecto a la distribución geográfica de los registros de mortalidad, las zonas con mayor concentración de casos se corresponden con los distritos de la franja fronteriza oriental, ya que éstos abarcan las principales zonas vitales para estas especies.

Teniendo en cuenta la diversidad de las fuentes de información, y la imposibilidad de contar con una evaluación veterinaria en muchos de los casos, decidimos clasificar todos los registros según los parámetros que permitían individualizar con mayor facilidad.

Teniendo en cuenta las limitaciones inherentes a este sistema de evaluación de mortalidad en aves, principalmente el alto nivel de incertidumbre asociado a los factores que provocan la muerte (191 casos = 35,3% del total de registros), las causas de mortalidad pueden agruparse en 5 grupos principales, considerando los casos de mortalidad del buitre leonado y del buitre negro juntos (1-inanición/debilidad = 64%; 2-envenenamiento/intoxicación = 21%; 3-traumatismos/colisiones = 4%; 4-electrocución = 3%; 5-otras causas = 8%). En el caso del alimoche, el reducido tamaño de muestra (por ser una especie rara, presente únicamente 6 meses al año) dificulta aun más la identificación de las causas principales, aunque aparentemente existe una inclinación hacia las intoxicaciones y los traumatismos.

Para los casos de intoxicación / envenenamiento pudimos disponer de 67 registros (buitre leonado = 53 casos, buitre negro = 11 casos, alimoche = 3 casos) recogidos por el Programa Antídoto (R. BRANDÃO, com. pers.) para el período 1992-2008. Existen dos distritos donde el problema con los venenos/intoxicaciones es más severo. Este es el caso de *Castelo Branco* y *Portalegre*. En estos lugares, los casos de envenenamiento surgen a raíz de la colocación de cebos envenenados por parte de los ganaderos como método de control de los perros (asilvestrados o de granjas vecinas). La situación que mejor ilustra este conflicto (aun sin resolver) tuvo lugar en noviembre de 2003, en *Idanha-a-Nova*, donde 36 buitres leonados se vieron afectados y 33 murieron (R. BRANDÃO, com. pers.; S. INFANTE, com. pers.). Es importante mencionar que la dificultad de diagnosticar situaciones de ingesta de animales contaminados con drogas veterinarias que son tóxicas para estas aves puede llevar a errores en la clasificación de los casos de envenenamiento.

4.2. Causas de regresión

La regresión de la población de alimoche podría estar relacionada con lo envenenamiento y, puesto que la tasa de regresión es continua y constante, también podría deberse a los progresivos cambios negativos que se observan en la agroeconomía tradicional, en particular en lo referido a las prácticas ganaderas. La elevada densidad de esta especie (una de las más altas de Europa) en el Duero Internacional está íntimamente relacionada con la ganadería extensiva de régimen abierto, actividad que promueve considerablemente los biotopos abiertos, donde el alimento (restos de animales, placentas de rumiantes y cadáveres de pequeños mamíferos) no es demasiado abundante pero está distribuido de forma uniforme a través de las zonas vitales de la especie. El declive de la producción animal tradicional, junto con la consiguiente pérdida de mosaicos de hábitats, el aumento de matorral y monte, y la disminución en la cantidad de cadáveres y presas silvestres, representan las mayores amenazas para la conservación de esta especie. Más aun, las diferencias en la ecología y comportamiento de esta especie en relación a otras especies, la falta de conocimientos sobre su uso de recursos, y las diversas amenazas a las que se enfrenta contribuyen a su vez a su vulnerabilidad en nuestro país.

El buitre leonado no es una especie amenazada en Portugal en la actualidad (CABRAL *et al.*, 2005). El crecimiento de la población nacional, reflejo de la tendencia ibérica, se asocia principalmente al aumento de la producción animal promovido por la financiación Europea iniciada en los años 80, aunque también al descenso generalizado de la persecución de depredadores y aves necrófagas. En este momento sus poblaciones reproductoras son estables, y presentan pocos problemas de conservación (los casos de envenenamiento son esporádicos y la persecución es prácticamente inexistente). El apreciable crecimiento demográfico no se vio acompañado de una expansión en el área de distribución, probablemente debido a que esta especie parece estar limitada por la falta de cortados (aunque Portugal es montañoso, está dominado por formaciones de granito redondeadas donde no se forman cortados). Además, la estabilidad de los principales núcleos poblacionales también se debe a la creación de áreas protegidas y ZEPAs que forman parte de la futura Red Natura 2000, que otorgaron cierta protección a las áreas de nidificación. Como explicaremos más adelante, los comederos de buitres podrían no haber contribuido a esta tendencia, ya que en Portugal hay pocos y funcionan esporádicamente, por lo que no poseen la capacidad de producir suficiente alimento para generar un crecimiento demográfico.

En cuanto al buitre negro, que solía criar en Portugal en el pasado (primera mitad del siglo 20), a pesar del aumento demográfico de la población española (MARTI & DEL MORAL, 2003) en los últimos 10-20 años y del aumento en la frecuencia de avistamientos en varias zonas fronterizas, no existe aun ningún núcleo reproductor estable en nuestro país, aunque existen zonas que ofrecen buenas condiciones ecológicas. Hasta hace pocos años, la disponibilidad de alimento en las regiones fronterizas de Portugal era aparentemente abundante (véase MONTEIRO & TIMÓTEO, 1996), ya que la producción animal se basaba en un régimen extensivo con una alta densidad de especies de ganado (esencialmente ganado ovino). Sin embargo, la disponibilidad de puntos inaccesibles y tranquilos para criar, esenciales para una especie tímida como ésta, como son por ejemplo los macizos arbolados en lugares difícilmente accesibles, son relativamente escasos en Portugal (un país con elevada presencia humana en las zonas rurales, donde el área dedicada a la agricultura y a la producción animal es un tanto más reducida). El número de casos de reproducciones fallidas parece ilustrar esta situación. No obstante, la tendencia hacia una disminución de la presencia humana está aumentando en varias zonas fronterizas como resultado del desarrollo de la agricultura y las actividades de caza, situación que se asemeja cada vez más a la realidad ecológica que viven las colonias españolas. Si el territorio portugués llegara a colonizarse, los mecanismos legales de protección y planificación del territorio, así como las herramientas de inspección, deberían acelerarse.

4.3. Normas sanitarias y la conservación de los buitres en Portugal

La expansión de la epidemia de encefalopatías espongiformes transmisibles (EET) y otros problemas sanitarios en Europa dieron lugar a una serie de restricciones sanitarias relativas a la retirada, transporte, transformación, eliminación y tipología de los productos animales. De hecho, tras la publicación del Reglamento (CE) N1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo del 3 de octubre de 2002, los Estados Miembros fueron obligados a eliminar la mayoría de los productos animales mediante la incineración. A partir de entonces se creó un sistema de retirada y eliminación de los llamados materiales de riesgo, denominado SIRCA (Sistema de Retirada de Cadáveres Animales Muertos en Explotaciones). La retirada de cadáveres de ganado bovino comenzó en los primeros años en todo el país, mientras que la retirada de ganado ovino solo se garantizó a partir del 2007 (comenzó 2 años antes al sur del Tajo). A día de hoy (2008) el SIRCA está preparado para retirar todos los tipos de cadáveres de ganado en todo el país, con particular incidencia y eficacia en el caso de los rumiantes (bovinos y ovinos) (Tabla 6, Figura 8).

NUTS	Especies de ganado	Cadáveres recojidos por SIRCA		Variación 2006-2007 (%)
		2006	2007	
Trás-os-Montes	Vacas	1.981	1.604	-19,0
	Ovejas y cabras	0	464	
	Caballos	9	47	+ 422,2
Beira Interior	Vacas	2.104	2.121	+ 0,8
	Ovejas y cabras	0	7.064	
	Caballos	10	26	+ 160
Alentejo	Vacas	17.451	19.591	+ 12,3
	Ovejas y cabras	38.761	64.617	+ 66,7
	Caballos	19	56	+ 194,7

Tabla 6. Eficacia comparativa del SIRCA entre 2006 y 2007.

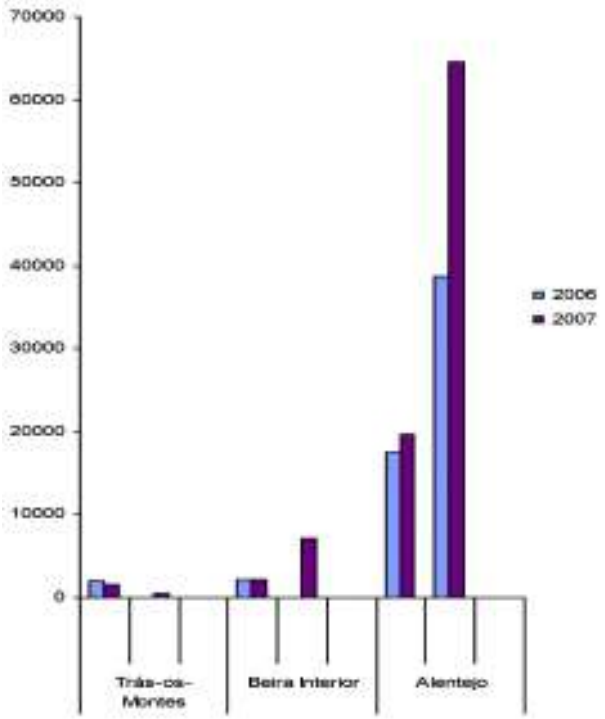


Figura 8. Evolución del número de cadáveres recogidos por SIRCA (2006-2007) en las regiones con poblaciones de aves necrófagas.

Figure 8 *Evolution in the numbers of carcases picked by the SIRCA system (2006-2007) in regions where vultures exists in Portugal.*

La Tabla 6 muestra como la eficacia del SIRCA, en las regiones donde hay presencia de aves carroñeras se ha mantenido estable en el caso de los bovinos, presuntamente porque su eficacia se acerca al máximo (es decir, el SIRCA retira casi la totalidad de los cadáveres bovinos). En lo que res-

pecta a los rumiantes de pequeño tamaño y los equidos, la eficacia del SIRCA ha ido en aumento, y la previsión es que siga creciendo hasta alcanzar una situación similar a la de los bovinos.

Pese a que ya existía una normativa que impedía el abandono de cadáveres y restos (aunque no llegó a implementarse de forma eficaz), este nuevo reglamento ha constituido un hito en la conservación de las aves carroñeras, ya que desfavorece el modo tradicional en que muchas regiones del sur de Europa, con miles de años de existencia, abandonaban los cadáveres en el campo para ser consumidos por los buitres. El reglamento de la UE permite el uso de productos de animales susceptibles (en términos de encefalopatías espongiformes contagiosas) únicamente en espacios vallados, tras ser sometidos a un estricto control veterinario. En Portugal, el reducido número de instalaciones y estricto protocolo de control obstruyen el ágil funcionamiento de los comederos para buitres, concretamente en lo referido al uso de cadáveres de rumiantes.

Las consecuencias de estas restricciones, incluyendo una reducción de la disponibilidad trófica en ciertos períodos, han comenzado a notarse recientemente. Ciertamente, puede observarse una presencia más recurrente de buitres leonados en las zonas cercanas a concentraciones de ganado, especialmente de tipo ovino, por lo general en grandes granjas extensivas. La falta de cadáveres ovinos produjo un aumento en el número de buitres alimentándose de placentas, corderos muertos y, en algunos casos, un aumento en el número de ataques a animales debilitados. Esta situación derivó en una protesta masiva por parte de los ganaderos, que podría iniciar una peligrosa campaña en contra de ésta y otras especies necrófagas.

En Portugal existen sólo 6 estaciones de alimentación para aves necrófagas (véase Figura 9), y sólo 4 de éstas están situadas en lugares frecuentemente visitados por los buitres. El escaso número de estaciones de alimentación y de animales que las visitan han hecho que su contribución para garantizar los requisitos alimentarios de esas poblaciones sea insignificante.

De momento, la reducción en la disponibilidad de cadáveres no ha afectado a las poblaciones nacionales, probablemente debido al retraso en la llegada de la actuación del SIRCA a las zonas remotas de *Beiras y Trás-os-Montes*, concretamente en lo referido a pequeños rumiantes y equidos. No obstante, a la vez que mejora su eficacia, el número de supuestos ataques de buitres leonados al ganado aumenta y, a juzgar por la situación vivida en España, donde las restricciones han supuesto el cierre de muchos comederos para buitres, cabe plantearse que el mismo proceso podría acabar teniendo lugar en las poblaciones nacionales (casi todas ellas son poblaciones fronterizas).

Figura 9. Localización de los puntos de alimentación de aves necrófagas existentes en Portugal en 2008.

Figure 9. *Feeding places for vultures in Portugal, 2008.*

4.4. Prioridades para el futuro

Hasta 1997 ninguno de los lugares de cría de la especie gozaban de un estatus de protección, pero esta situación se ha visto invertida casi por completo con la expansión de la Red de Zonas Protegidas y la aplicación de la Directiva de Aves por las autoridades portuguesas. No obstante, pese a la importancia de estos mecanismos legales en términos de protección del hábitat de cría, las zonas clasificadas comprenden solo una pequeña fracción de las zonas de alimentación de muchas de las parejas (>30% de la población) ya que el área vital de estas especies es tremendamente extensa (por e.j. Tajo Internacional, Vale do Sabor y afluentes).

Por lo tanto, en nuestra opinión, las prioridades conservacionistas deberían contemplar la

adopción de políticas que promuevan la ganadería extensiva y que relajen las restricciones sanitarias en las zonas con mayor densidad de buitres. Más aun, debería crearse una red de puntos de alimentación que, mediante su distribución y funcionamiento pueda simular condiciones naturales aleatorias e impredecibles con respecto a la disponibilidad de cadáveres.

Estos procesos deberían combinarse con un creciente número de programas educacionales dirigidos a las poblaciones rurales, como método para evitar posibles conflictos y justificar el pago de las futuras compensaciones por las muertes de animales.

Teniendo en mente el desconocimiento que existe sobre la biología de la conservación de la mayoría de las especies amenazadas, concretamente en lo referido a la evaluación de las preferencias ecológicas del alimoche y del buitre negro, consideramos que la elaboración de estudios de investigación debería ser otra de las prioridades. Estos estudios deberían contemplar la situación ibérica.

Por último, nos gustaría mencionar la necesidad de evaluar en profundidad el tema del uso de drogas veterinarias, tomando como ejemplo la dramática muerte de los buitres en India que ocurrió a consecuencia del uso de drogas de este tipo.

5. AGRADECIMIENTOS

Nos gustaría dar las gracias a la gente de los centros de recuperación de aves por facilitarnos los datos de ingresos de buitres (Joaquim Silva/Roberto Sargo -CRATAS-UTAD; Carlos Santos -ICNB; Daniel Santos - ICNB; Nuno Ventinhas – Parque Ecológico Monsanto; Ricardo Brandão – CERVAS/ICNB; Vanessa Soeiro – Parque Biológico de Gaia; Samuel Infante-CERAS/QUERCUS; Rita Sanches- LPN).

6. BIBLIOGRAFÍA

ARAÚJO, A., NEVES, R. & RUFINO, R.

1995 Situação nidificante de Grifo (*Gyps fulvus*) em Portugal em 1989: evolução demográfica e ameaças. *Actas da 1ª Conferência Nacional sobre as Aves de Rapina*. V.N. de Gaia.

BERLINER, A., PACHECO, C. & MONTEIRO, A.

2001 III Censo português de Grifo. In: del Moral J.C. & Marti, R. (Eds.). *El buitre leonado en la Península Ibérica*. I Censo Ibérico coordinado. Monografia SEO. Madrid. Pp. 25-39.

BERLINER, A., ONOFRE, N., MONTEIRO, A. & VICENTE, L.

1997 *Factors affecting nest habitat use of Griffon Vulture (Gyps fulvus) in Northeastern Portugal.* Relatório de estágio de conclusão de licenciatura. Não publicado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

CABRAL, M. J. (coord.), ALMEIDA , J., ALMEIDA ,P.R., DELLINGER ,T., FERRAND DE ALMEIDA, N., OLIVEIRA, M.E., PALMEIRIM, J.M., QUEIROZ, A.L., ROGADO, L. & SANTOS-REIS, M. (Eds.).

2005 *Livro Vermelho do Vertebrados de Portugal. Peixes dulciaquicolas e migradores, anfibios, repteis, aves e mamíferos.* Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.

DEL MORAL, J. C. & MARTI, R.

2002 *El Alimoche en España e Portugal (I Censo Coordinado). Año 2000.* Monografía nº 8. SEO/BirdLife. Madrid.

MARTI, R. & DEL MORAL, J. C. (Eds.).

2003 *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

MONTEIRO, A.

1995 *Situação populacional, biologia da reprodução e ecologia do Abutre-do-Egipto, (Neophron percnopterus) na região do Alto-Douro*. Relatório de estágio destinado à obtenção de licenciatura em Biologia- Recursos Faunísticos e Ambiente. Lisboa.

MONTEIRO, A., CARVALHO, A. & FRÁGUAS, B.

1996 Demografia e distribuição do Abutre do Egipto (*Neophron percnopterus*) em Portugal. *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 90-91. SPEA, Vila Nova de Cerveira.

MONTEIRO, A., BERLINER, A. & CARVALHO, A.

1996a Censo nacional do Gryfo – 1996. *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 89-90. SPEA, Vila Nova de Cerveira.

MONTEIRO, A & TIMÓTEO, I.

1996 Relações entre os efectivos pecuários e as necessidades tróficas das populações de *Grifo Gyps* fulvus em Portugal. *Ciência e Natureza* nº2. Liga para a Protecção da Natureza. Lisboa.

PACHECO, C., ROSA ,G., BLANCO, H. & MONTEIRO, P.

1999 Situação populacional e distribuição de algumas espécies de aves rúpicolas na bacia hidrográfica do rio Tejo em 1997. *Airo* 10: 22-31.

PALMA, L.

1985 Present situation of birds of prey in Portugal. In: Newton, I. & Chancellor, R.D. (Eds.). *Conservation Studies on Raptors.* ICBP Technical Publication No. 5. Cambridge, England. Pp. 3-14.

PALMA, L., ONOFRE, N. & POMBAL, E.

1999 Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. *Avocetta* 23: 3-18.

PEREA, J., MORALES, M. & VELASCO, J.

1990 Censo e distribución del alimoche (*Neophron percnopterus*) en España. *I Congreso internacional de Aves Carroñeras*. Priego (Cuenca): 29-42.

ROCHA, G. & MONTEIRO, A.

1995 *Report about the situation of the Black Vulture in Portugal.* Relatório não publicao. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.

ROSA, G., MONTEIRO, A., PACHECO, C. & BERLINER, A.

1999 A situação do Abutre do Egipto (*Neophron percnopterus*) em Portugal: recenseamento da população nidificante (1997). *Airo* 10: 14-21.

RUFINO, L., ARAÚJO, A. & EABREU, M.V.

1985 Breeding raptors in Portugal: distribution and population estimates. In: Newton, I. & Chancellor, R.D. (Eds.). *Conservation Studies on Raptors*. ICBP Technical Publication No. 5. Cambridge, England. Pp. 15-28.

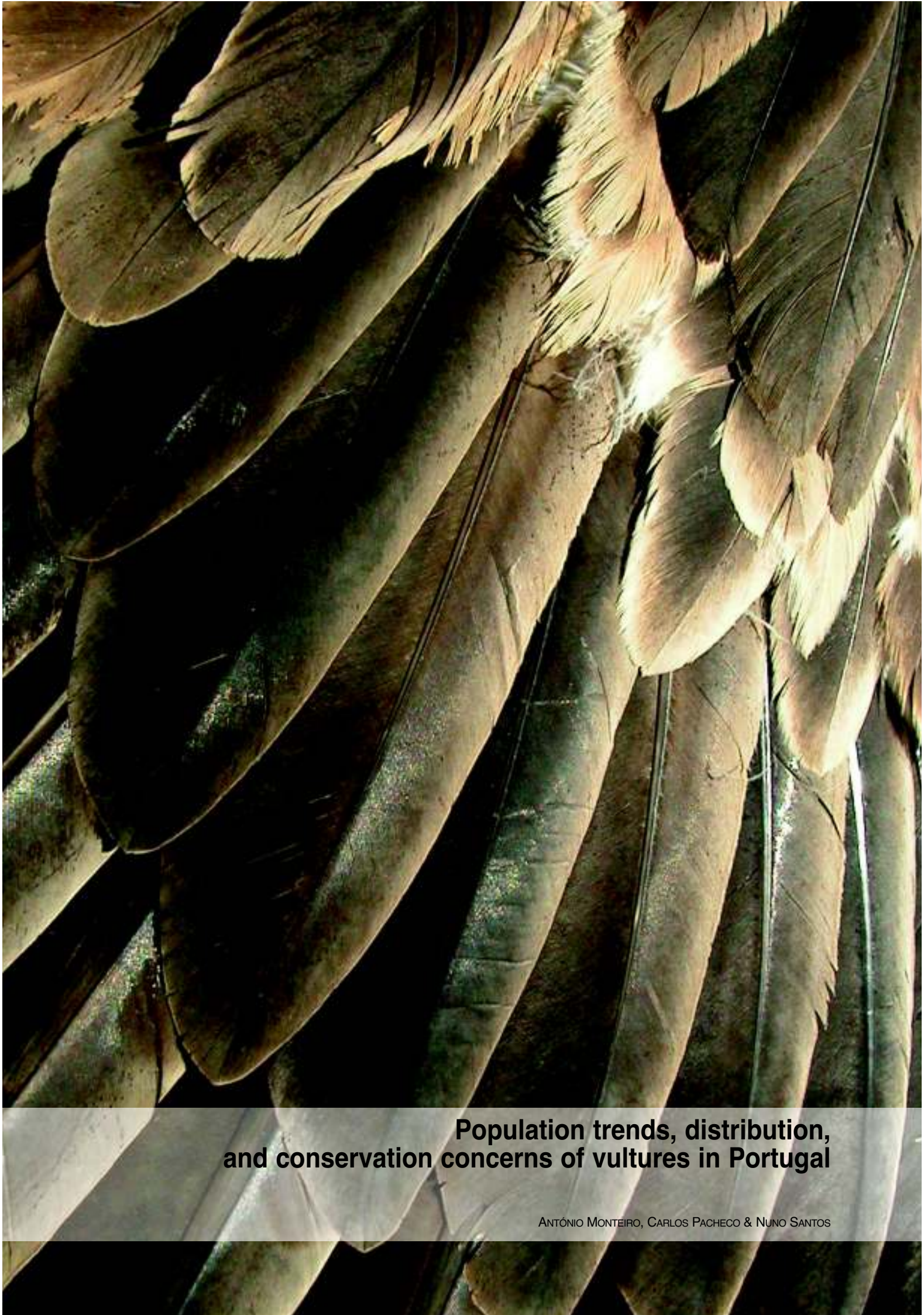
RUFINO, R.

1989 *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental.* CEMPA. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa.

SILVA, L., PAIS, M.C. & SAFARA, J.

1996 Recent data on the situation of the Black Vulture in Portugal. R.R.F. *2nd International Conference on Raptors*. Urbino, Italy.

foto/photo: Jordi Bas



Population trends, distribution, and conservation concerns of vultures in Portugal

António Monteiro, Carlos Pacheco & Nuno Santos

1. INTRODUCTION

There are 3 species of vulture in Portugal, the Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, the griffon vulture *Gyps fulvus*, and the cinereous vulture *Aegypius monachus*, which occur regularly, and which have stable established populations. Their conservation status at the national level is EN (endangered), NT (nearly threatened), and CR (critically threatened), respectively. The bearded vulture *Gypaetus barbatus* was not considered, as it is extinct for at least 100 years. Concerning the Ruppel griffon *Gyps rueppelii,* it was not included in the present work because of its irregular and scarce frequency of observations, even though a breeding event was documented in 1999 (PACHECO & MONTEIRO, unpubl. data).

This article describes the demographic situation, the evolution of the population effective size during the last 20 years for the three species, and analyses their conservation problems. Given the current problems of trophic availability resulting from the sanitary restrictions imposed by the European Union in terms of carcass use, we include a critic discussion of this topic, namely referring the present situation of feeding places for necrophagous birds.

2. METHODS

We compiled all the published studies about the distribution and population status of these species, with a higher incidence on the national counts: *Neophron percnopterus* in 1997 (ROSA *et al.*, 1999) and 2000 (DEL MORAL & MARTI, 2002), *Gyps fulvus* in 1989 (ARAÚJO *et al.*, 1995), 1996, 1999 (BERLINER *et al.*, 2001); and of regional counts of both species in *Douro Internacional* Natural Park (MONTEIRO, 1995; MONTEIRO *et al.*, 1996; BERLINER *et al.*, 1997), and in the *Tejo Internacional* Natural Park (PACHECO *et al.*, 1999). In relation to *Aegypius monachus* we considered the regional estimates (ROCHA & MONTEIRO, 1995; PALMA, 1985; SILVA *et al.*, 1996; PALMA *et al.*, 1999; PACHECO *et al.*, 1999) and the data from the 2nd National Atlas of Breeding Birds (1999-2005; ICNB, *in print*.).

Data for the last 5 years, namely the geographic distribution of the populations, was obtained from the national atlas of birds (1999-2005), and from the regional counts carried out by the ICNB (2005-2007).

Trophic availability assessment was based on the most recent data from the Agricultural Ministry, in terms of the evolution of the livestock effective and the national system of carcass removal (SIRCA). The information concerning the feeding places of scavenger birds (*Decreto-Lei nº 204/90* of 20th of June) comes from the internal document of the *Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade,* "national strategy for the scavenger birds conservation" (ICNB, not published).

The information concerning vulture mortality was based on the following sources:

- records of ingressions in diverse bird recovery centres (and regarding the present work, all the ingressions were considered mortality situations);

- mortality records (dispersed records) belonging to several ICNB departments;

- data base from the project of the impact evaluation of electric lines on birds (SPEA/QUERCUS);

- data base of the program *Programa Antidoto*.

We considered all the available data relative to the recent past, i.e. the last 20 years.

3. RESULTS

3.1. Egyptian vulture

3.1.1. Population and distribution

The national population census resulted in 83 confirmed pairs and 1 possible couple (DEL MORAL & MARTI, 2002). The national census fieldwork, supported by the Institute for the Conservation of Nature (*Instituto de Conservação da Natureza*), took place in 2000, although for 16 pairs (19%) belonging to 2 sectors (Sabor valley and affluents, and national Douro), we used the anterior census data from 1997 (ROSA *et al.*, 1999). The distribution of the censused pairs is described in Table 1.

Region	Sector	Number of confirmed couples	Number of possible couples	Empty territories	Surveyed area	Census year
Douro	Douro Internacional	46		6	total	2000
	Vale do Águeda	1			total	2000
	Vales do Sabor, Maças e Angueira	13	7	90%	1997	
	Vale do Côa	5		3	90%	2000
	Douro Nacional	3			total	1997
Tejo	Serra de Penha Garcia	3			total	2000
	Tejo Internacional e afluentes	11	1	4	total	2000
	Vale do Sever	1		1	97%	2000
	TOTAL	**83**	**1**		**21**	

Table 1. Egyptian vulture population in Portugal, 1997 e 2000.

Considering the most recent data referring to this species distribution (Figure 1), we can say that it is distributed along almost all the oriental frontier the country (missing in the south), but being very confined in terms of area, since it occurs as a breeding species in only 4% of the 10x10 km UTM plots of the continental territory. The breeding population is concentrated in only two areas, the northeast of Portugal (Bragança and Guarda districts), with 68 couples (82%), and the centre zone of the country frontier (Castelo Branco and Portalegre districts), with 15 to 16 couples (18%). In the south region, including the districts of the hydrographic basin of the Guadiana River, the species is extinct as a breeding since 1996 (DEL MORAL & MARTI, 2002).

Of the 83 to 84 couples which constituted the national population of Egyptian vultures in 1997-2000, 57 confirmed couples (67,9%) nested inside the network of Protected Areas (Rede de Áreas Protegidas; 47 couples in the Douro Internacional National Park – PNDI – and 10 couples in the Tejo Internacional National Park – PNTI). In terms of Special Protection Areas (SPAs), 76 of the confirmed couples (91,6%) bred inside 4 of those areas (Table 2).

Code	SPA	Other classification
PTZPE0015	ZPE Costa Sudoeste	PN, Sítio, IBA
PTZPE0037	ZPE Rios Sabôr e Maçãs	Sítio, IBA
PTZPE0038	ZPE Douro Internacional e Vale do Rio Águeda	
PTZPE0039	ZPE Vale do Côa	IBA
PTZPE0042	Tejo Internacional, Erges e Ponsul	PN, Sítio, IBA

Table 2. Egyptian vulture in Portuguese SPAs (Special Protection Áreas), 1997 – 2000.

An important fraction of the Portuguese population, corresponding to 56 couples (68%), breeds in frontier river valleys and corresponds, in biogeographical terms, to an extension of the population nuclei present in Spain (*Arribes del Duero-Submeseta Norte and Tajo e tributários-Submeseta Sul*; PEREA *et al.*, 1991). It is worth to note that 47 couples should be added to that population (which bred in the Spanish side in the census year, and which were considered in separate to avoid an overestimation of the Iberian population). Therefore, as regards the ecological assessment of the trophic resources in Portugal, the most correct value for the national population corresponds to 130 couples (noting that approximately 36% corresponds to couples whose nest is situated in Spanish territory).

3.1.2. Population trends

The last complete national census was done more than 11 years ago , and since then only census of the most representative population nuclei were conducted, namely in 2007 (PNDI, PNTI and Vale do *Côa* SPA).

On the other hand, taking into account that the regional estimates and first censuses before 1996 were significantly underestimated, namely because of the difficulty to individualize couples in high density zones, we based the species trend assessment of the last 3 decades on the comparison of the given distribution maps between the two national atlas of breeding birds (the first between 1978 and 1984, and the second between 1999-2005).

Considering that analysis, the population demography suffered a moderate decrease in terms of breeding effective (corresponding to a loss of 30 couples, -30%), but a drastic decrease in terms of distribution area (the species disappeared from more than 50% of the 1/50000 maps; see Figure 2).

Given the stability of the more dense and best studied breeding nuclei (PNDI), see Figure 3, we consider that the reduction in the national population effective must have occurred in the areas with less ecologic resources availability (less rock massifs and probably less food), where the action of the threat factors is more determinant. Those kinds of conditions are found in *Vale do Guadiana, affluents of Tejo Internacional, and Vale do Sabor*. In the first case, at least 4 couples disappeared in 10 years, and the breeding population went extinct in 1996 (R. RUFINO, pers. comm.; G. ROSA, pers. comm.). In the *Tejo Internacional* zone, where a population survey is carried out since the end of the 1980s, a decrease of at least 7 couples was observed. In the *Vale do Sabor* SPA, we estimate that in 2007/2008 only 5 to 10 couples exist, out of the 20 couples counted in the 1980s.

3.2. Griffon vulture

3.2.1. Population and distribution

According to the information of the 2007 regional census, we estimate that, 492 confirmed couples and 2 possible couples composed the breeding population in national territory in that year. The population composition by sectors is described in Table 3. It is worth to refer the existence of 265 more couples that breed in the Spanish cliffs near the border, and that in ecological terms also directly depend on the existent resources in our country. Thus we can consider the value of 757 couples for the real size of the national population.

The distribution area of the griffon vulture breeding population includes the regions of *Trás-os-*

Region	Sector	Number of confirmed couples	Number of possible couples	Surveyed area	Census year
Douro	Douro Internacional	140		total	2007
	Vale do Águeda	71		total	2007
	Vales do Sabor, Maças e Angueira	0	1	50%	2007
	Vale do Côa	49		total	2007
	Douro Nacional	0	1	total	2007
Tejo	Serra de Penha Garcia	232		total	2007
	Tejo Internacional e afluentes			total	2007
	Vale do Sever			total	2007
	Serra de São Mamede			total	2007
	TOTAL	**492**	**2**		

Table 3. Grifon vulture population in Portugal, 2007.

Montes e Alto-Douro (Bragança district), Beira Alta (Guarda district), Beira Baixa (Castelo Branco district), and Alto Alentejo (Portalegre; Figure 4). The species also occurs regularly in *Baixo Alentejo (Beja)*, but the last time it bred in this area (*Vale do Guadiana*) was in the beginning of the 2000-decade.

The district that presented a higher population effective was *Castelo Branco*, followed by the *Bragança* and *Guarda* districts. The majority of the population is distributed inside the Special Protection Areas – Natura 2000 Network (Table 4).

Code	SPA	Other clasificación
PTZPE0015	ZPE Costa Sudoeste	PN, Sitio, IBA
PTZPE0037	ZPE Rios Sabôr e Maçãs	Sitio, IBA
PTZPE0038	ZPE Douro Internacional e Vale do Rio Águeda	PN, Sitio, IBA
PTZPE0039	ZPE Vale do Côa	IBA
PTZPE0042	Tejo Internacional, Erges e Ponsul	PN, Sitio, IBA
PTZPE0045	Moura, Mourão, Barancos	IBA
PTZPE0046	Castro Verde	IBA
PTZPE0047	Vale do Guadiana	PN, Sitio, IBA

Table 4. Grifon vulture in Portuguese SPAs (Special Protection Áreas), 2007.

3.2.2. Population trend

In 1989, as a result of the first census in Portugal (ARAÚJO *et al.*, 1992), the breeding population in Portugal was estimated in 62 to 72 couples divided in 13 colonies and 8 isolated couples. In this census only one late count was made, during which only the couples with chicks were considered, many of them in pre-flying stage. Due to the fact that the counts do not reflect the real number of couples that started to breed, it was necessary to apply a correction factor, and therefore we considered the value of 103 couples.

The 2nd National Census carried out in 1996 (MONTEIRO *et al.*, 1996), retrieved 155 to 159 couples composing the breeding population, distributed in 23 colonies and 9 isolated couples. In this work several counts were made, resulting in a complete population census. Relatively to 1989, a 52,5% increase in the reproductive population was observed.

In 1999, in the scope of the Iberian census for this species, the reproductive population of 1999 reached 261 to 267 reproductive couples, with an estimated increase of 153,4% comparing to 1989, and of 68,4% since 1996. In terms of distribution area, despite the existence of 3 new breeding locations, the increase did not correspond to a proportional demographic increment (Figure 5). In the case of the meridional sectors, slight increases were detected, namely with the settlement of a non-frontier colony. On the other hand, densities significantly increased in areas where the most populated colonies already existed. In comparison with the north zone, a decrease in the distribution area and in the number of couples per colony was observed, already noted in 1989.

More recently, since 1999, the available information corresponds only to the *Douro Internacional* Natural Park (see Figure 6). In the sectors located in the northeast the generalised tendency was of moderate growth. However a vast area, apparently suitable to this species in terms of breeding habitat availability (Vale do *Sabor* SPA, *Maçãs* and *Angueira*), which is close to important colonies, remains to be a low frequented zone by this species, with no observable breeding attempts. In the case of *Tejo Internacional* and neighbouring sectors, the population maintained the same effective, with a slight decrease in some colonies in 2007.

As a conclusion we can say that the griffon vulture in Portugal significantly increased its population effective in the 1980s and 1990s, and it practically stabilized thereafter (Figures 4 and 5). However we want to highlight that, in comparison to Spain, that increase was quite lower. The demographic increase was not followed in the same proportion by an increase in the distribution area, and the national distribution remains to be strictly confined to frontier regions, never farther than 20 Km from the border. Recently a decline in the productivity values of more dense colonies was observed, which in our view might be related to a decrease in trophic availability.

3.3. Cinereous vulture

3.3.1. Population and distribution

Although the number of individuals using Portuguese territory is not rigorously known, both breeding individuals from nearby colonies and

non-breeding birds, it is likely to be near one hundred (C. PACHECO, personal data; L. SILVA and P. ROCHA, pers. comm.). In the last 10 years, studies concerning this species and the information obtained in the scope of the second national atlas of breeding birds show a considerable increase in the records of the species and in the number of breeding attempts. This allowed to construct the map of Figure 7.

The analysis of the cinereous vulture present distribution and demography results in 5 distinct nucleus in our country:

Mértola region (Baixo-Alentejo)

The species is observed throughout all year, usually in association with the griffon vulture, and sometimes at more than 30 km from the frontier. Concerning suitable places for breeding, there are certain patches of *Quercus* sp. that at medium-term may hold favourable conditions, in terms of quietness and safety, inside the Vale do *Guadiana* Natural Park.nucleus in our country:

Moura-Barrancos region (Baixo Alentejo)

The vegetation cover of this area is very suitable for the breeding of the species. It is composed essentially by large extensions of *Montado* (dehesa) of *Quercus rotundifolia* and Mediterranean scrubland. The cattle are subject to an open extensive regime, and bovine, ovine, and swine are abundant. Also a vulture feeder was available until recently in the forestland perimeter of *Contenda*. This is one of the areas in Portugal where the cinereous vulture can be seen frequently, both in winter and during the breeding season. The C.E.A.I (*Centro de Estudos de Avifauna* Ibérica) in collaboration with the former *Instituto Florestal* and the Spanish NGO ADENEX, in the middle of the 1990s, placed 3 artificial nests in trees already used as landing spots. In 1998 two couples occupied two of those artificial platforms in the *Moura/Mourao/Barrancos* SPA (MIGUEL PAIS, pers. comm.), but no reproductive success was achieved. Since then no more breeding evidences were reported. At present the vulture feeder of *Contenda* is inactive.

Moura-Barrancos region (Baixo Alentejo)

The south region of *Serra* de S. *Mamede* is an area where this species occurs regularly since several decades back, given the proximity of the *Sierra de San Pedro* colonies. However, human presence and the depletion of suitable habitat make us doubt of a breeding possibility at the short- or medium-term.

Tejo Internacional region

In the last 20 years the frequency of observations in the Portuguese cliffs of Vale do *Tejo*, in the frontier pathway, has been slowly increasing. This tendency might be associated to the emergence of large hunting areas dedicated to large game species, which imply an increase in food availability and less human activity in the areas suitable for breeding. On the other hand, the implementation of habitat conservation actions, the increase of educational campaigns carried out by the NGO QUERCUS, and later the classification of that area as a SPA (1999) and as a Natural Park (2001), was essential for the stabilization of the species regular presence. That trend culminated in 2002 with the settlement of a couple of cinereous vulture which constructed its own nest in the *Tejo Internacional* Natural Park (C. PACHECO, data not published), very close to nests of a Spanish colony. Although the reproduction was not successful, we can expect that *Tejo Internacional* might host a stable breeding population in the forthcoming years, due to the large exploited lands for hunting and cattle abundance in surrounding regions.

Serra da Malcata region (Beira-Baixa)

This species occurs regularly in this area, namely because of the existence of a vulture feeder, managed during the last ten years by the ICN/ICNB (Reserva Natural da Serra da Macata), which functions in a regular and rigorous way (average of 300 kg of meat per week). Due to this feeder, this species is often more frequent than the griffon vulture, and more than 30 cinereous vultures are regularly observed simultaneously. The installation of artificial nests in the 1990s (the first initiative), and in 2004, resulted in several breeding attempts (1996, 2003) that were unsuccessful for unknown reasons (SILVA *et al.*, 1996).

In the more distant regions from the frontier and north of the country the recorded occurrences are occasional, corresponding essentially to dispersing individuals, most of the times individuals born that year undergoing large post-nuptial displacements.

In terms of special protection areas, the species occur regularly in 9 SPAs (Table 5).

Code	SPA	Other classificacion
PTZPE0007	Serra da Malcata	RN, Sítio, IBA
PTZPE0037	ZPE Rios Sabôr e Maçãs	Sítio, IBA
PTZPE0038	ZPE Douro Internacional e Vale do Rio Águeda	PN, Sítio, IBA
PTZPE0039	ZPE Vale do Côa	IBA
PTZPE0042	Tejo Internacional, Erges e Ponsul	PN, Sítio, IBA
PTZPE0043	Campo Maior	IBA
PTZPE0045	Moura, Mourão, Barrancos	Sítio, IBA
PTZPE0046	Castro Verde	IBA
PTZPE0047	Vale do Guadiana	PN, Sítio, IBA

Table 5. Cinereous vulture in Portuguese SPAs (Special Protection Areas), 2007.

3.3.2. Population trend

It is difficult to reconstitute the cinereous vulture situation in Portugal before the 1980s, given the lack and uncertainty of old bibliographic references. The species seems to have been at least common in forestlands of the southern mountains, possibly breeding there. PALMA (1985) suggests that the 1930-40 wheat campaign, with the conversion of vast areas of autochthonous vegetation to cereal fields, might have been responsible for the disappearance of this species from the south. There are records that point to the occurrence of breeding events until 1985, in the *Maranhão* zone (Alto-Alentejo, Avis region), where it might have existed a colony that went extinct in the 1970s, by the time a dam was constructed (G. ROSA, pers. comm.). In the year of 1973, Spanish ornithologists confirmed the presence of nests near the Spanish colony of *Picos de Aroche* (PALMA, 1985). Also in the upstream zone of *Chança* River (*Vila Verde de Ficalho, Alto-Alentejo*) might have existed a breeding population until the mid 1980s (ROSA, pers. comm.). The fieldwork of the First Atlas of Breeding Birds of Continental Portugal, which took place between 1978 and 1984, did not confirm in any case a breeding event of cinereous vulture (R. RUFINO, pers. comm.). However, several observations of this species were recorded during the breeding season in eastern *Alentejo*, namely in the *Moura-Barrancos* area.

Between 1985 and mid 1990s, the increase in ornithologist's numbers and the consolidation of the protected areas in the inner country supports the idea that the species has not bred in our country. In that period the first efforts towards the attraction of the species were made, with the installation of artificial nests and the creation of vulture feeders in the *Serra da Malcata* Natural Reserve and in the Forestland Perimeter of *Contenda* (Baixo Alentejo).

Comparing the present distribution with existent historical information, it is verified that the species occur roughly in the same areas. However, the frequency of observations as well as the number of individuals involved has been growing recently, and the population size has been increasing over the last years (SILVA *et al.*, 1996; PALMA *et al.*, 1999). The observed breeding attempts from 1996 to the present reinforce this idea and point towards a future recolonization of our country.

In any of the recorded breeding attempts (SILVA *et al.*, 1996; C. PACHECO, pers. comm.), the cause of failure could be deduced, even though there is some evidence for disturbance due to the presence of people, and possibly due to problems associated to some inexperience, characteristic of young couples.

Of the 3 vulture species considered in the present work, the cinereous vulture is the bird which had more poisoning/intoxication cases, which in general led to the death of the involved individuals. We think that this situation is due to the more frequent presence of this species in central and southern areas of the country, where there is a more intensive hunting activity, and where predator control through the use of poisoned bates happens and has been probably increasing.

4. DISCUSSION

4.1. Factors of threat

As illustrated in the previous chapter, the 3 vulture species present very distinct demographic situations in Portugal. These are not only due to different ecological preferences, but also result from the country characteristics: very populated in the coastal zone, mountainous in the north (with subsistence agriculture and traditional shepherding), flat in the south (short of mature woodland), with regional variations in terms of ecological resource availability (e.g. where there is mature woodland, there is disturbance; where there are a lot of cliffs, the cattle is not always present). Nonetheless it is also relevant to say that the national populations correspond to small frontier nuclei, in the border line of the large Iberian populations, and thus their dynamics is greatly determined by the environmental alterations happening in Spain.

We were able to collect 541 mortality records (17 Egyptian vultures, 463 griffon vultures, 61 cinereous vultures), including weakened/injured/carcass birds detected in Portugal between 1987 and 2008 (the majority in the last 10 years). The information came from bird recovery centres, inquiries to nature guards, technicians and researchers, and data

from the authors themselves. There was an increase in the records number of vulture mortality since 2002, namely of griffon vultures and cinereous vultures. We think that this tendency is related to a greater capacity by the recovery centres network and reception posts to accept birds, and also to a better information management by the various entities concerned with the recovery and study of birds. Another reason is the increase in breeding populations of griffon vulture in Portugal and frontier regions of Spain, as a considerable part of the records corresponds to young birds which get weak or die in the initial stage of the adulthood process (personal data).

Concerning the geographical distribution of the mortality records, the districts of the oriental frontier correspond to the areas with higher concentration of those cases, as they encompass the main vital areas of those species.

Taking into account the diversity of information sources and the impossibility of having a veterinary assessment in many cases, we classified all the records according to the parameters that allow for an easy individualization.

Notwithstanding the limitations inherent to this assessment method of bird mortality, namely the high uncertainty associated with the factors that cause mortality (191 cases=35,3% of the total records), the causes of mortality fall into 5 main groups, considering the griffon vulture and the cinereous vultures mortality cases altogether (1-inanition/debility=64%; 2-poisoning/intoxication=21%; 3-traumatisms/colisions=4%; 4-electrocution=3%; 5-other causes=8%). In the Egyptian vulture case, given the reduced sample (rare species, only present during 6 months) it is difficult to identify the main causes, although apparently there is a tendency for intoxications and traumatisms.

In the intoxication/poisoning situations, we could still consider 67 records (griffon vulture=53 cases, cinereous vulture=11 cases, Egyptian vulture=3 cases) collected by the *Programa Antídoto* (R. BRANDÃO, pers. comm.), corresponding to the period 1992-2008. There are two districts where the poisons/toxics problem is quite severe, as is the case of *Castelo Branco* and *Portalegre*. Here the poisoning events are due to the use of poisoned baits by the animal farmers as a way to control canids (wild or from neighbouring farms). The situation that best illustrates this conflict (yet unresolved) occurred in November of 2003, in Idanha-a-Nova, when 36 griffon vultures were affected, and 33 of them died (R. BRANDÃO, pers. comm.; S. INFANTE, pers. comm.). It is worth to note that, given the difficulty in diagnosing intoxications due to the ingestion of animals contaminated with veterinary drugs that are toxic to these birds, there can be erroneous classifications of poisoning cases.

4.2. Causes of regression

The regression of Egyptian vulture populations could be linked to poisoning episodes, and, because the regression rate is continuous and constant, it could also be due to the progressive alterations observed in the traditional agro-economy, namely animal farming practices. The high densities of this species (among the highest in Europe) found in Douro Internacional are closely related to the extensive shepherding in open regime, an activity which promotes open biotopes, where food (carcasses, ruminants' placentas, and carcasses of small mammals) is not very abundant but is distributed evenly across the landscape. The decline of traditional animal production, with the consequent loss of habitats mosaic, the increase of scrubland and forestland, and the decrease of carcasses and wild prey, seem to be the main threats to this species conservation. Moreover, the different ecology and behaviour of this species relative to its sister species, the lack of knowledge about resource use, and the various threats also contribute to its vulnerability in our country.

The griffon vulture is not a threatened species in Portugal (CABRAL *et al.*, 2005). The increase of the national population, which reflects the Iberian trend, is mostly associated to the animal production growth promoted by the European funding initiated in the 1980s, but also to the generalized decrease in the persecution of predators and necrophagous birds. Presently its breeding populations are stable, and it presents few conservation problems (poisoning cases are rare and persecution is almost inexistent). The noticeable demographic growth was not followed by an expansion in the distribution area, probably because this species seems to be limited by the lack of cliffs (although Portugal is mountainous, it is dominated by rounded granite formations where vertical cliffs are not common). In addition, the stability of the main population nuclei is also due to the creation of protected areas and SPAs belonging to the future Natura 2000 Network, which conferred some protection to the nesting sites. As it will be explained further on, the vulture feeders may not have contributed to that trend, since in Portugal they were always few and irregularly maintained, not supplying enough food to produce a population growth.

The cinereous vulture, which used to bred in Portugal until first half of the 20th century, notwithstanding the demographic increase in the Spanish population (MARTI & DEL MORAL, 2003) and the increase of sightings in frontier areas, there is still no stable breeding nuclei in our country, although some areas seem to offer good ecological conditions. Until a few years ago, the food available in the frontier regions of Portugal was apparently abundant (see MONTEIRO & TIMÓTEO, 1996), as animal production followed an extensive regime with high density of cattle species (mostly ovines). However, quiet spots to breed, namely forested massifs in hardly accessible places, essential to a shy species like this one are scarce in Portugal (a country with more human presence in rural zones, where the area for agriculture and animal production is somewhat more reduced). The number of unsuccessful breeding attempts illustrates that situation. Yet the tendency for a decrease in human presence is occurring in several frontier areas, which increasingly resemble the ecological reality of the Spanish colonies. If Portuguese territory is colonized, the legal mechanisms of protection and territory planning should be accelerated, as well as the inspection tools.

4.2. Sanitary regulations and conservation of vultures in Portugal

The expansion of transmissible spongiform encephalopathies (TSEs) epidemics and other animal sanitary problems in Europe, originated sanitary restrictions with respect to removal, transportation, transformation, elimination and typology of the animal products. In fact, with the publication of the Regulation (EC) No 1774/2002 of the European Parliament and of the Council of the 3rd of October of 2002, the Member States were compelled to eliminate the majority of the animal products through incineration. Since then it was created a removal and elimination system of the entitled risk materials, named SIRCA (Removal System of Animals Carcasses in Farms). Bovine carcase's removal occurs since the first years all over the country, while the ovine carcase's removal began in 2007 (2 years before in southern Portugal). Nowadays (2008) SIRCA is ready to remove all the livestock carcasses, with particular incidence and efficacy in the case of the ruminants (bovines and ovines), all across the country (Table 6, Figure 8).

Table 6 shows that the SIRCA effectiveness in the removal of bovine carcasses has been stable in the regions where scavenger birds occur; presumably because it is already close to the maximum (i.e. almost all the bovine carcasses are removed). As to the small ruminants and equids, the SIRCA efficacy has been growing considerably, and the expectations are to keep on growing until it reaches a situation similar to that of the bovines.

NUTS	Livestock species	Carcasses collected by SIRCA		Variation 2006-2007 (%)
		2006	2007	
Trás-os-Montes	Cows	1.981	1.604	-19,0
	Sheep and goats	0	464	
	Equids	9	47	+ 422,2
Beira Interior	Cows	2.104	2.121	+ 0,8
	Sheep and goats	0	7.064	
	Equids	10	26	+ 160
Alentejo	Cows	17.451	19.591	+ 12,3
	Sheep and goats	38.761	64.617	+ 66,7
	Equids	19	56	+ 194,7

Table 6. SIRCA results between 2006 and 2007.

Although legislation already existed to impede the abandonment of carcasses and leftovers (but not effectively implemented), this new regulation constitutes a crucial landmark for the conservation of scavenger birds, as it discourages the traditional way in many regions of southern Europe, with thousands of years of existence, of discarding carcasses in the field to be consumed by vultures. The EU regulation only allows the use of susceptible animal products (as regards TSEs) in fenced spaces, following a rigid veterinary surveillance. In Portugal, the reduced number of facilities and the heavy control protocol obstructs an agile functioning of the vulture feeders, namely the use of ruminant carcasses.

The consequences of these restrictions, including a decreased trophic availability in certain periods, have recently begun to be noted. Indeed one can observe a more recurrent presence of griffon vultures in the nearby areas of cattle concentrations, namely ovine cattle, generally in large extensive livestock farms. The lack of ovine carcasses produced an increase of vultures feeding on placentas, dead lambs, and, in some cases, attacks to weakened animals. This situation resulted in complaints by the farmers, which could begin a dangerous campaign against this and other necrophagous species.

In Portugal there are only 6 feeding stations for necrophagous birds (see Figure 9), and only 4 are situated in regular visited places by vultures. Because there are few feeding stations and animals placed on them, they were an insignificant contribute to assure the alimentary needs of those populations.

Hence the decrease in carcasses availability has not impacted the national populations so far, probably due to a delay in the SIRCA actuation in the remote areas of *Beiras and Trás-os-Montes*, namely on small ruminants and equids. However, as its efficacy improves, the number of supposed attacks of griffon vultures to cattle could increase, and judging from the Spanish situation, where restrictions imposed the end of numerous vulture feeders, it is predictable that a similar process might happen in the national vulture populations (almost all of them frontier populations).

4.4. Future priorities

Until 1997 all the species breeding places did not hold any protection status, but this situation was inverted almost completely with the expansion of the Protected Areas Network and the application of the Bird Directive by the Portuguese authorities. Despite the importance of these legal mechanisms in terms of breeding habitat protection, the classified areas comprise a small portion of the feeding areas of many couples (> 30% of the population) due to the vastness of these species vital areas (e.g. Tejo Internacional, Vale do Sabor and affluents).

Therefore, in our opinion, the conservation priorities should contemplate the adoption of policies that promote the traditional animal farming and alleviate the sanitary restrictions in the areas with higher density of vultures. Moreover, a network of feeding fields should be created, one that given its distribution and management should be able to simulate random and unpredictable natural conditions with respect to the availability of carcasses.

These processes should be combined with increasing educational programs directed to the rural population, as a way to avoid potential conflicts and justify the payment of eventual dead animals.

Having in mind the lack of knowledge about the conservation biology of the most threatened species, namely the evaluation of the ecological preferences of the Egyptian vulture and cinereous vulture, we consider a priority the development of research, which should contemplate an Iberian scenario.

Finally we would like to refer the necessity to deeply evaluate the issue of veterinary drugs use, taking as an example the dramatic loss of vultures in India as a consequence of drug use.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

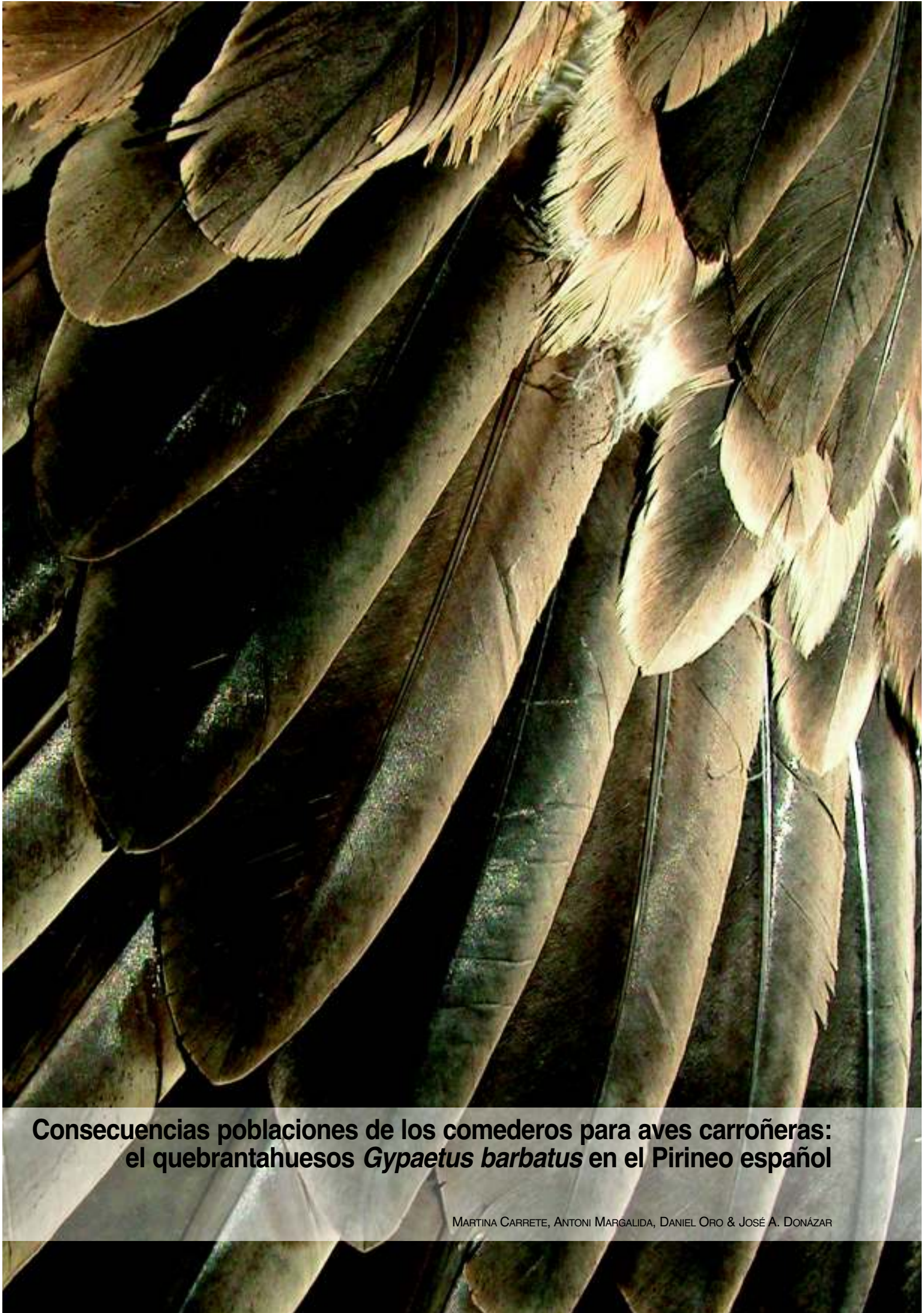
We would like to thank the people of the bird recovery centres for providing the vulture ingresses data (Joaquim Silva/Roberto Sargo – CRATAS-UTAD; Carlos Santos – ICNB; Daniel Santos - ICNB; Nuno Ventinhas – Parque Ecológico Monsanto; Ricardo Brandão – CERVAS/ICNB; Vanessa Soeiro – Parque Biológico de Gaia; Samuel Infante-CERAS/QUERCUS; Rita Sanches- LPN).

foto/photo: Antonio Atienza

foto/photo: Jordi Bas

PERSPECTIVAS ECOLOGICAS DE LA GESTIÓN DE CADÁVERES DE GANADO: EL PAPEL DE LA ALIMENTACIÓN SUPLEMENTARIA Y LOS MULADARES

ECOLOGICAL PERSPECTIVES IN THE MANAGEMENT OF LIVESTOCK CARCASSES: THE ROLE OF SUPPLEMENTARY FEEDING AND VULTURE RESTAURANTS



Consecuencias poblaciones de los comederos para aves carroñeras: el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en el Pirineo español

Martina Carrete, Antoni Margalida, Daniel Oro & José A. Donázar

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	226-253	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Consecuencias poblaciones de los comederos para aves carroñeras: el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en el Pirineo español

Population consequences of vulture restaurants: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the Spanish Pyrenees

PALABRAS CLAVES: alimentación suplementaria, comederos, dinámica poblacional, productividad, quebrantahuesos.
KEY WORDS: bearded vulture, feeding sites, population dynamics, productivity, vulture restaurant.
GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, askak, populazio(en) dinamika, produktibitatea, ugatza.

Martina CARRETE[1], Antoni MARGALIDA[2], Daniel ORO[3] & José A. DONÁZAR[1]

RESUMEN

Los comederos para aves carroñeras son una de las herramientas más comúnmente utilizadas en la gestión de poblaciones de buitres en todo el mundo. Sin embargo, sus efectos en la dinámica poblacional de estas especies raramente han sido testados. Aquí mostramos algunas consecuencias asociadas a la apertura de comederos para la gestión del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en los Pirineos españoles. Los comederos para aves carroñeras han favorecido la formación de grandes agrupaciones de aves no-territoriales dentro del de área cría de la especie, fomentando la saturación del hábitat. El efecto de la reducción del tamaño de los territorios junto con la presencia de individuos flotantes alrededor de los puntos de alimentación suplementaria parece haber sido la principal causa del descenso en la productividad registrado en años recientes. Además, la saturación del hábitat ha impulsado cambios en el sistema de emparejamiento de la especie (de parejas a tríos), que han contribuido a su vez a reducir la productividad de la población. No obstante, los comederos han mejorado la tasa de supervivencia de los individuos no territoriales, el grupo de edad observado con más frecuencia en estos puntos de alimentación predecibles. En conjunto, estos resultados sugieren que incluso cuando los comederos pueden ayudar a aumentar la tasa de crecimiento de las poblaciones de buitres, su localización debería ser cuidadosamente planificada con el fin de evitar consecuencias demográficas indeseadas.

ABSTRACT

Vulture restaurants are one of the most widely used tool for the management of vulture populations worldwide. However, their effects on the population dynamics of these species have been rarely tested. Here, we show some consequences associated with the opening of vulture restaurants for the management of bearded vultures *Gypaetus barbatus* in the Spanish Pyrenees. Vulture restaurants have favored a large aggregation of non-territorial birds within the breeding range of the species, promoting habitat saturation. The combined effects of the shrinkage of territories and the presence of floaters around supplementary feeding points seemed to be the main causes of productivity decline recorded during recent years. Moreover, habitat saturation has promoted changes in the mating system of the species (from pairs to trios), which also contributed to reduce population productivity. However, vulture restaurants have improved survival rates of non-territorial individuals, the age-class more frequently seen at these predictable feeding points. All together, these results suggest that even when vulture restaurants can help to increase the growth rate of vulture populations, their location should be carefully design to avoid undesirable demographic consequences.

LABURPENA

Hegazti sarraskijaleentzako jantokiak mundu osoko saien populazioen kudeaketan erabili ohi den tresna arruntenetakoak dira. Hala eta guztiz ere, oso gutxitan egiaztatu dira espezie hauen populazioaren dinamikan izan dituzten eraginak. Lerrootan Espainiako Pirinioetan ugatzak *Gypaetus barbatus* kudeatzeko irekitako jantokiei lotutako ondorio batzuk aurkeztuko ditugu. Hegazti sarraskijaleentzako jantokiek lurraldekoak ez diren hegazti multzo handien osaera faboratu dute espeziea hazteko eremuaren baitan, eta habitataren erabateko saturazioa erraztu dute. Lurraldearen neurriaren murrizketa eta jateko puntu osagarrien inguruan dabiltzan izaki mugikorren presentzia dira, itxura guztien arabera, azken urteetan erregistratutako produktibitatearen murrizketaren arrazoi nagusiak. Gainera, habitataren saturazioak aldaketak eragin ditu espeziea elkartzeko sisteman (bikoteak hirukote bihurturik), eta, ondorioz, murriztu ere egin da populazioaren produktibitatea. Aitzitik, jantoki hauen ondorioz hobetu egin da lurraldekoak ez diren izakien biziraupen tasa, aurreikusteko moduko elikatzeko puntu hauetan sarrien aztertutako adin taldea. Emaitza hauek eskuarki iradokitzen dutenez, jantokiek saien populazioen hazkunde tasa emendatzen lagundu dezaketen arren ondo asko planifikatu beharko litzateke haien kokalekua, bilatzen ez diren ondorio demografikoak saihesteko.

1. INTRODUCCIÓN

A pesar de que las leyes modernas en muchos países desarrollados han conseguido persuadir a la gente de abandonar la persecución directa de depredadores, el uso ilegal de venenos o de drogas veterinarias para tratar el ganado continúan teniendo resultados devastadores en muchas poblaciones de carroñeros estrictos y facultativos (por ejemplo, WHITFIELD *et al.*, 2004; CLUTHBERT *et al.*, 2007;

[1] Department of Conservation Biology, Estación Biológica de Doñana (CSIC), c/Américo Vespucio s/n, E-41092 Sevilla, Spain
[2] Bearded vulture Study and Protection Group, Apdo. 43, El Pont de Suert, E-25520 Lleida, Spain
[3] IMEDEA (CSIC-UIB), Miquel Marquès 21, E-07190 Esporles, Mallorca, Spain

HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008; LEMUS *et al.*, 2008). De hecho, varias especies que antes eran abundantes, como la mayoría de buitres del Viejo Mundo, en la actualidad están consideradas en peligro o en peligro crítico a raíz de los efectos de esta mortalidad no intencionada (véase GREEN *et al.*, 2006; CARRETE *et al.*, 2007). La aportación de alimento suplementario en estaciones de alimentación o comederos para buitres, una herramienta de gestión muy utilizada en la conservación de poblaciones de carroñeros (MUNDY *et al.*, 1992), parece una posible solución a nivel global. Los comederos han sido usados con frecuencia para facilitar la recolonización de zonas abandonadas (MUNDY *et al.*, 1992), o para aportar recursos alimenticios seguros en áreas donde los animales muertos son tratados con venenos para ejercer un control de carnívoros (por ejemplo, WILBUR *et al.*, 1974), o donde el ganado ha sido tratado con drogas veterinarias (GILBERT *et al.*, 2007). Sin embargo, sus efectos concretos en los parámetros demográficos de las poblaciones amenazadas todavía son hipotéticos, aún cuando la alteración de la dinámica natural de disponibilidad de alimentos debe suponer una grave intervención en la ecología de las aves (ROBB *et al.*, 2008).

El quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* es una especie amenazada en Europa, y la población española, restringida a la parte sur de la montañas pirenaicas, representa su mayor contingente (>80% de la población Europea). La prohibición de cazar aves de presa y, en términos más amplios, del uso de venenos para controlar predadores podría haber influido profundamente en la recuperación de esta población, que aumentó de 40 parejas reproductoras en 1980 a ca.100 parejas reproductoras en 2007 (Figura 1a). El aporte de alimentación suplementaria por medio de comederos, la acción más importante de gestión aplicada para la conservación de esta especie, también podría haber tenido un papel significante en esta recuperación. No obstante, las pruebas de una relación directa entre el uso de comederos y tasas de supervivencia más elevadas son meramente hipotéticas y carecen de corroboración científica. Es más, su valor real para la viabilidad de la población por medio de aumentos en las tasas de supervivencia de las aves no-territoriales, desafía la supuesta poca sensibilidad de las tasas de crecimiento poblacional a este parámetro, esperada en especies de vida larga (SÆTHER & BAKKE, 2000). En cambio, los comederos podrían estar frenando la expansión de la población más allá de las montañas pirenaicas, y favoreciendo un proceso de saturación del hábitat que podría desencadenar efectos poblacionales negativos en las tasas de reproducción y cambios en el sistema de apareamiento de la especie.

El objetivo de éste capítulo es recopilar los resultados existentes sobre los efectos de los comederos sobre la dinámica poblacional del quebrantahuesos. En particular, se evalúan los efectos de los comederos en la saturación de la población, y consecuentemente en 1) el descenso de la productividad, 2) el cambio en el sistema de emparejamiento, y 3) los posibles efectos positivos ligados a una mejora en la supervivencia de los individuos. Finalmente, presentamos un modelo de la población donde testamos las consecuencias demográficas de los comederos en la viabilidad del quebrantahuesos. Con el propósito de evitar prolongar el texto de un modo innecesario, hemos incluido únicamente los resultados más destacados de estos artículos así como una breve discusión de cada uno de estos puntos fundamentales. Los lectores interesados en más detalles pueden referirse a los artículos originales (CARRETE *et al.*, 2006a, b; ORO *et al.*, 2008).

2. MÉTODOS

2.1. Población de estudio

El rango de distribución europeo del quebrantahuesos abarca los Pirineos, los Alpes, Córcega y Creta. Al contrario que en otras regiones, la cara sur de los Pirineos ha sido monitorizada intensivamente dentro del marco del Plan de Recuperación de la especie en las comunidades autónomas de el País Vasco, Navarra, Aragón y Cataluña. En estos lugares se han llevado a cabo programas de monitorización de las tendencias poblacionales, parámetros reproductivos, y tasas de supervivencia (incluyendo un sub-programa específico de captura, marcaje y avistamiento). La población española de quebrantahuesos ha sido sometida a un seguimiento intensivo desde los años 80, por lo que se dispone de una base de datos bastante amplia de productividad (ca. 30 años, 1,028 registros de apareamientos) y una muestra considerable de aves marcadas individualmente (1987-2005, 95 individuos; ver abajo para más detalles). Como mencionamos anteriormente, la población ha sido gestionada a través de la apertura de numerosos comederos. Entre 1983 y 2002, 5 comederos grandes (>5000 kg de patas de cordero al año) y 21 pequeños (<3000 kg de patas de cordero al año) estuvieron en funcionamiento en un área de 2100 km^2. Estos puntos de alimentación predecibles, donde pueden llegar a congregarse hasta 80 aves al comienzo de la primavera, han fijado individuos no reproductores a la zona, facilitando un mayor número de avistamientos de individuos marcados (SESÉ *et al.*, 2005). Además, al igual que sucede en la mayoría de regiones ibé-

ricas, las montañas pirenaicas sufren crecientes niveles de envenenamientos ilegales desde 1990, factor que constituye la principal causa de mortalidad para ésta (MARGALIDA *et al.*, 2008b) y otras especies en el área de estudio. Por ello, esta población supone un buen modelo para testar las consecuencias demográficas de los comederos por medio del análisis de las tasas de reproducción y supervivencia, y la proyección de la tendencia poblacional. Además, y pese a que los individuos suelen desplazarse varios kilómetros durante la fase de dispersión, el grueso de la fracción no-reproductora está fuertemente ligada a los comederos de esta zona (MARGALIDA *et al.*, 2008a). Por desgracia, aunque en la cara norte de los Pirineos (la población francesa) también se ha venido realizando un buen seguimiento a lo largo de los años, no se ha llevado a cabo ningún programa de captura-marcaje-avistamiento. Por consiguiente, nuestro estudio se centró únicamente en la población española (hasta el momento, en España no existe constancia de territorios de cría aislados fuera de los Pirineos). De todos modos, puesto que esta es la población más grande y donde los individuos no-reproductores se agrupan, los resultados son representativos de la totalidad del núcleo pirenaico.

2.2. Procedimientos generales de campo

Entre 1985 y 2007, desde principios de noviembre hasta agosto, todos los posibles territorios fueron visitados (2-3 visitas/ temporada de reproducción) en busca de señales de ocupación (actividad territorial y/o de cortejo, arreglo/construcción de nidos) y para tomar registro de los parámetros reproductivos (1: éxito, 0: fracaso) y del sistema de apareamiento (pareja o trío). Clasificamos un territorio como ocupado cuando observamos a una pareja presente criando y/o exhibiendo un comportamiento territorial. Una pareja o territorio controlado se consideró como exitoso en la cría cuando se observó un pollo volantón durante la última parte de la temporada de reproducción (véase MARGALIDA *et al.*, 2003 para más detalles).

Además, entre 1987 y 2005, 95 pájaros de distintas edades (para los detalles, ver abajo) fueron capturados, marcados con anillas de plástico y marcas alares, y liberados de forma segura en el área de estudio (para los detalles sobre los procedimientos de captura y marcaje, véase HEREDIA & SUNYER, 1989). Cada individuo fue provisto de dos marcas alares (una por ala), con el mismo código alfanumérico, para reducir la probabilidad de no poder ser identificados en caso de perder alguna de las marcas. Entre 1988 y 2006 los individuos marcados se buscaron efectuando visitas a los comederos situados dentro del área de estudio (principalmente comederos grandes) y a los territorios (SESÉ *et al.*, 2005).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Densidad poblacional, agregación de coespecíficos en comederos y descenso de la productividad del quebrantahuesos en los Pirineos

Entre 1978 y 2002 la población de quebrantahuesos de los Pirineos españoles aumentó de 38 a 91 parejas reproductoras (Figura 1a). Durante el mismo período, la productividad media anual de la población descendió de 0.8 a 0.37 pollos/pareja territorial. La variabilidad entre territorios fue la responsable de gran parte de este descenso. Sin embargo, esta variabilidad no estuvo relacionada con la heterogeneidad ambiental en sí misma. El índice de calidad del hábitat (un índice que se obtuvo teniendo en cuenta solamente el relieve, la altitud y la distancia a los pueblos, véase MARGALIDA *et al.*, 2008a) cayó un 13% durante el período de estudio, mientras que el mismo índice descendió un 20% al incluir la distancia a la pareja reproductora más próxima (Q_{NND}). Por lo tanto, parece que a pesar de que el aumento poblacional tuvo como resultado la ocupación de territorios intrínsicamente más pobres (Q_{HAB}) por parte de algunas parejas, el factor más importante en la pérdida de calidad del hábitat y, por consiguiente, en la caída de la productividad fue la proximidad entre parejas reproductoras de coespecíficos (Q_{NND}; Figura 1b).

Inicialmente, desde 1988 hasta 1993, la productividad en los territorios tradicionales (aquellos ocupados desde al menos 1978) fue más alta y estable que en los nuevos (aquellos ocupados de 1988 en adelante, cuando la población comenzó a aumentar). Sin embargo, estas diferencias fueron disminuyendo y acabaron por desaparecer por completo en los últimos años (1994-2002), cuando los territorios se homogeneizaron en términos de productividad (Figura 2a). En concordancia con esto, descubrimos que pese a que la calidad intrínseca (Q_{HAB}) de los territorios tradicionales permaneció relativamente estable en el tiempo, el aumento en el número de parejas territoriales podría haber determinado un incremento en la tasa de interacciones intraespecíficas, provocando de este modo una reducción en el otro índice de calidad (Q_{NND}; Figura 2b).

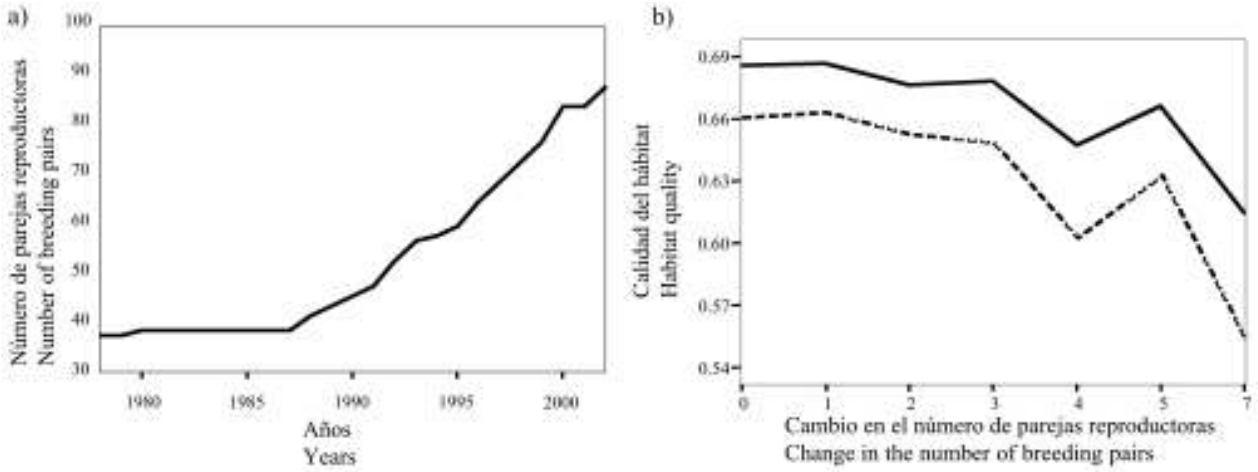


Figura 1. a) Cambios en el número de parejas reproductoras de quebrantahuesos en los Pirineos españoles durante el período de estudio (1978-2002). b) Relación entre los cambios en el número de parejas reproductoras de quebrantahuesos en los Pirineos españoles y la calidad del hábitat, medida por medio de una combinación de variables ambientales (Q_{HAB}; línea de puntos) e incluyendo la distancia a las parejas conespecíficas (Q_{NND}; línea contínua).

Figure 1. *a) Changes in the number of breeding pairs of bearded vultures in the Spanish Pyrenees during the study period (1978-2002). b) Relationship between changes in number of breeding pairs of bearded vultures in the Spanish Pyrenees and habitat quality, measured as a combination of habitat variables (Q_{HAB}; dashed line) and including the distance to conspecific pairs (Q_{NND}; solid line).*

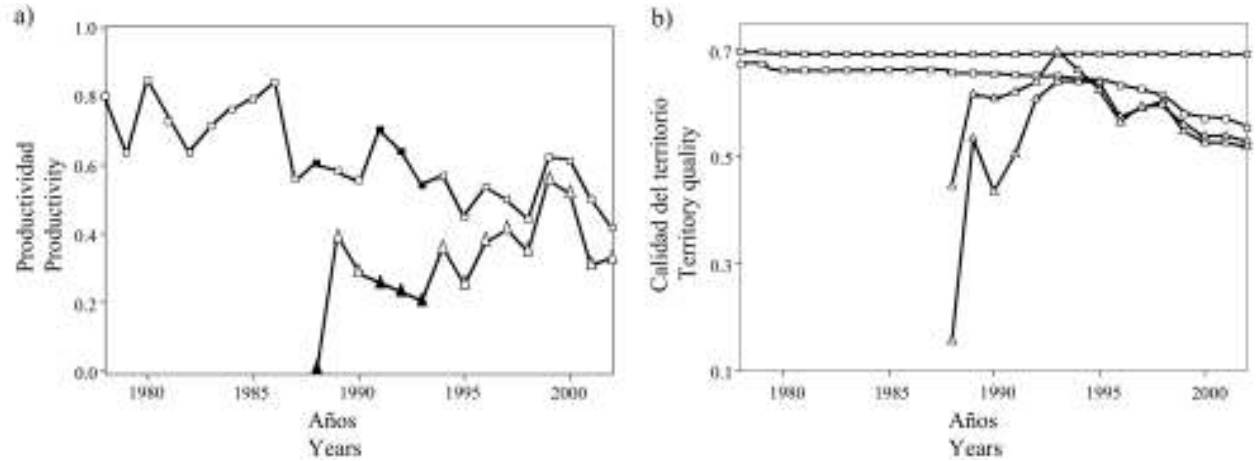


Figura 2. Cambios en a) la productividad anual del quebrantahuesos en los Pirineos españoles, y b) la calidad del hábitat (Q_{NND}; línea contínua; Q_{HAB}; línea de puntos) en los territorios tradicionales (cuadrados) y nuevos (triángulos) durante el período de estudio (1978-2002). Las diferencias significativas en los parámetros se muestran con símbolos en negro.

Figure 2. *Changes in a) annual productivity of bearded vultures in the Spanish Pyrenees, and b) habitat quality (Q_{HAB}: solid line; Q_{NND}: dashed line) in traditional (squares) and new territories (triangles) through the study period (1978-2002). Significant differences in parameters are shown as solid symbols.*

Incluso cuando todos los territorios no son afectados por igual, tanto la distancia a la pareja coespecífica más cercana como la distancia al punto de alimentación suplementaria más próximo tienen efectos negativos sobre la productividad. Aunque existe cierto grado de variabilidad en sus respuestas, los territorios cercanos a los puntos de alimentación suplementaria y su vez próximos a otros territorios de cría de quebrantahuesos, mostraron una productividad inferior a la de otros territorios sometidos a menor presión coespecífica (Figura 3a y b).

Nuestros resultados sugieren, de acuerdo con otros estudios realizados también en rapaces territoriales (por ejemplo KRÜGER & LINDSTRÖM, 2001; SERGIO & NEWTON, 2003; CARRETE *et al.*, 2006c), que la heterogeneidad ambiental juega un papel clave en la regulación de la población de quebrantahuesos. Si bien no nos es posible discernir si la heterogeneidad del hábitat surge como consecuencia de las diferencias en la adecuación de los territorios para la reproducción o para la supervivencia (BREININGER & CARTER, 2003; LAMBRECHTS *et al.*, 2004; CARRETE *et al.*, 2006),

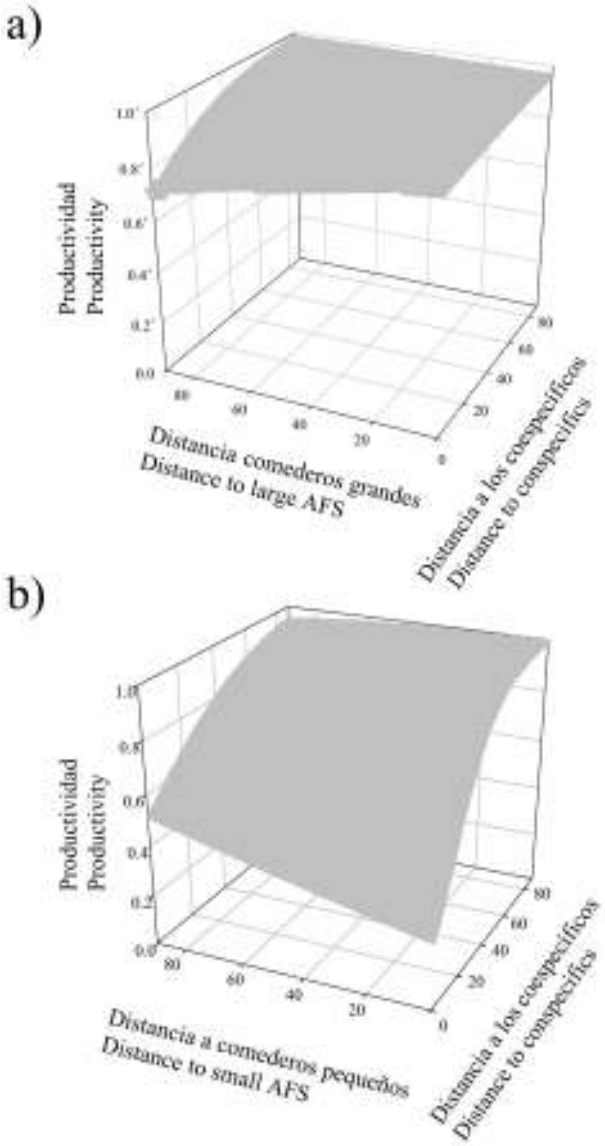


Figura 3. Efectos interactivos de la distancia a la pareja reproductora conespecífica más próxima y la distancia al punto de alimentación grande (a) y pequeño (b) más cercano en la productividad del quebrantahuesos en las montañas Pirenaicas españolas.

Figure 3. *Interactive effects of distance to the nearest conspecific breeding pair and distance to the nearest large (a) and small (b) supplementary feeding point on productivity of bearded vultures in the Spanish Pyrenean Mountains.*

nuestros resultados muestran como los mecanismos de regulación poblacional no son excluyentes, y pueden existir situaciones en las que la regulación poblacional no sea consecuencia de interferencias (distribución libre ideal) o de un uso preferente del espacio sino de ambas. Es interesante destacar que los debates tradicionales sobre denso-dependencia en sistemas territoriales se basan fundamentalmente en datos obtenidos en poblaciones en equilibrio demográfico, por lo que los mecanismos de hacinamiento quedan normalmente excluidos. Nuestros datos, tomados durante un período de crecimiento poblacional, muestran que cuando se fomentan situaciones de alta densidad, incluso en aves territoriales se pueden detectar efectos combinados de la calidad de hábitat (distribución despótica ideal) y de mecanismos de hacinamiento (distribución libre ideal) que regulen la población de manera denso-dependiente. Además, también mostramos que los individuos no-reproductores pueden formar una fracción significativa de la población total, y que los efectos que provocan en los individuos reproductores como competidores por el acaparamiento de recursos deben tenerse en cuenta (LÓPEZ-SEPULCRE & KOKKO, 2005).

Las diferencias de edad podrían plantearse como hipótesis alternativa para explicar la variación en la productividad entre territorios (LÓPEZ-SEPULCRE & KOKKO, 2005), donde los individuos sin experiencia que ocupan nuevos territorios aumentan su productividad a lo largo de los años, y la senilidad conlleva una decadencia progresiva de la productividad en los territorios tradicionales. Aunque no nos fue posible comprobar los efectos de la edad en la reproducción y por tanto no podemos descartarlos, nuestros datos muestran que la heterogeneidad ambiental y las interferencias desempeñan un papel en el descenso de la productividad, y explican un porcentaje importante de la variabilidad en los datos.

Se ha demostrado que la densidad de competidores coespecíficos afecta negativamente el tamaño del territorio en varias especies de aves (véase la revisión en NEWTON, 1998) independientemente de la disponibilidad de alimento (por ejemplo ARCESE & SMITH, 1988; STAMPS, 1990). Aunque no disponemos de información sobre el tamaño de las áreas de actividad, ni de su cambio con la densidad, nuestros resultados apuntan a que esta población de quebrantahuesos podría haber sufrido un proceso de compresión territorial asociado a un aumento en el número de parejas reproductoras (cerca de un 25% de reducción en la distancia media a la pareja vecina más próxima entre 1987 y 2002) (MARGALIDA *et al.,* 2008a). Esto podría estar afectando la productividad de la población, tal y como sugieren DONÁZAR *et al.*, (2005), quienes muestran que, después de 1991, el modelo más fiable para predecir la ocupación de un territorio no incluye la distancia al nido de quebrantahuesos ocupado más próximo. Es más, DONÁZAR *et al.*, (1993) no encuentran relación alguna entre el éxito reproductor y la distancia a otras parejas reproductoras coespecíficas, lo que sugiere que la productividad no estaba limitada

por la actuación de estos mecanismos denso-dependientes antes de 1991. Las consecuencias de una compresión territorial han sido exploradas en otras especies, en las que se ha visto que los aumentos de densidad vienen acompañados de una mayor agresividad entre animales territoriales y de mayores costes asociados a la defensa del territorio (por ejemplo CALSBEEK & SINERVO, 2002; MOUGEOT *et al.*, 2003; SILLETT *et al.*, 2004). En estos casos, la contracción de los territorios y las disputas territoriales asociadas a situaciones de densidad elevada afectaron a la reproducción y provocaron costes en la eficacia biológica de los animales territoriales (GORDON, 1997; CALSBEEK & SINERVO, 2002; RIDLEY *et al.*, 2004), igual que en nuestra población de quebrantahuesos. Sin embargo, observamos que no todos los territorios se vieron afectados por igual frente a un aumento en el número de parejas reproductoras. Los territorios situados en zonas de alta densidad se volvieron menos productivos y más impredecibles que aquellos situados lejos de otras parejas de coespecíficos, lo que indica que en la presente situación, la proximidad a otras parejas reproductoras podría ser el factor principal que promueve la calidad en un territorio, y genera, hasta cierto grado, heterogeneidad ambiental en esta población cerrada.

También la proximidad a puntos de alimentación suplementaria, donde se concentran los individuos no-reproductores, resultó perjudicial para la reproducción. En especies con madurez retardada, como es el caso de muchas rapaces de vida larga, la segregación espacial entre dispersantes y aves reproductoras es una característica habitual (NEWTON, 1979). Esto se debe a que la preparación para la reproducción rige las preferencias de los reproductores, mientras que el alimento es la fuerza motriz que marca los patrones de selección de hábitat en los individuos dispersantes (por ejemplo BUSTAMANTE *et al.*, 1997; BROWN, 1997; MAÑOSA *et al.*, 1998; HIRZEL *et al.*, 2005). No obstante, en nuestra área de estudio, la alta disponibilidad de recursos tróficos asociada a los puntos de alimentación suplementaria permite que un gran número de quebrantahuesos no reproductores, que de otra forma estarían ocupando áreas distintas (BROWN, 1997; XIROUCHAKIS & NIKOLAKAKIS, 2002; HIRZEL *et al.*, 2005), conviva dentro de la distribución espacial de la población reproductora. Al contrario de lo observado en otras especies sociales, en las que individuos flotantes y reproductores pueden coexistir en áreas de alta disponibilidad de alimento (por ejemplo BLANCO & TELLA, 1999; FORERO *et al.*, 2002), el quebrantahuesos es un ave territorial que defiende un área exclusiva de cría ante otros coespecíficos o heteroespecíficos (por ejemplo MARGALIDA & BERTRAN, 2000; BERTRAN & MARGALIDA, 2002; MARGALIDA & BERTRAN, 2005). Por consiguiente, una alta concentración de flotantes en los alrededores de los territorios de cría – como ocurre cerca de los puntos de alimentación suplementaria – podría incrementar el tiempo dedicado a encuentros agonísticos y, en consecuencia, reducir el éxito reproductor. Además, la concentración de individuos de la misma especie podría suponer una causa de estrés importante que causa cambios tanto fisiológicos como comportamentales que pueden afectar la dinámica poblacional (ROTLLANT *et al.*, 1998; CREEL *et al.*, 2001; ROMERO, 2004).

3.2. Saturación del hábitat y cambios en el sistema de emparejamiento en el quebrantahuesos

Tanto la población reproductora de quebrantahuesos como la proporción de tríos poliándricos aumentó entre 1988 y 2002 (Figura 4). Los cambios anuales en el número de territorios de cría se correlacionaron positivamente con la proporción de tríos, lo que indica que la saturación progresiva de la población podría estar relacionada con su formación.

Los tríos poliándricos tuvieron tendencia a aparecer en territorios tradicionales (es decir, territorios ocupados antes de 1988) donde la productividad había sido más alta mientras fueron ocupados por parejas (productividad estandarizada de los territorios tradicionales y de los territorios nuevos: 0.30 ± 1.13 y -0.32 ± 1.41 pollos volantones por año, respectivamente; Figura 5). Sin embargo, estos territorios de alta calidad se volvieron menos productivos al recibir a un tercer individuo (productividad estandarizada de las parejas y tríos reproductores en un mismo territorio: 0.63 ± 1.21 y -0.14±1.33 pollos volantones por año, respectivamente), lo que parece indicar que su aparición puede estar desencadenando conflictos que afectan a la reproducción. De hecho, después de introducir “territorio” y “año” en los modelos para controlar por la caída en la productividad ligada al aumento en la densidad poblacional evidenciada durante el período de estudio (ver apartado anterior), encontramos que la formación de tríos en algunos territorios provocaba un descenso de la productividad en toda la población.

La variación intraespecífica en los sistemas

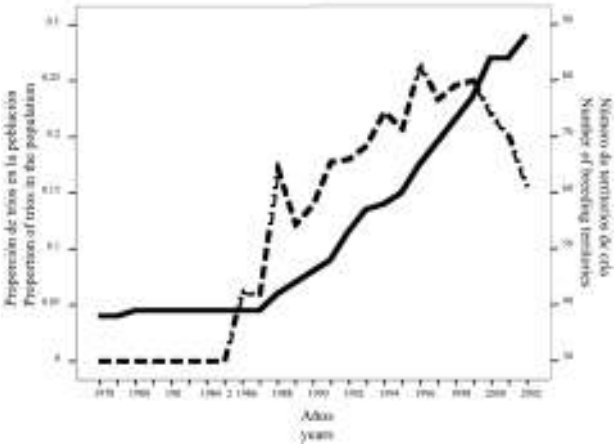


Figura 4. a) Número de territorios de cría (línea contínua) y proporción de trios (línea de puntos) en la población española de quebrantahuesos.

Figure 4. *a) Number of breeding territories (solid line) and proportion of trios (dashed line) in the Spanish population of bearded vultures.*

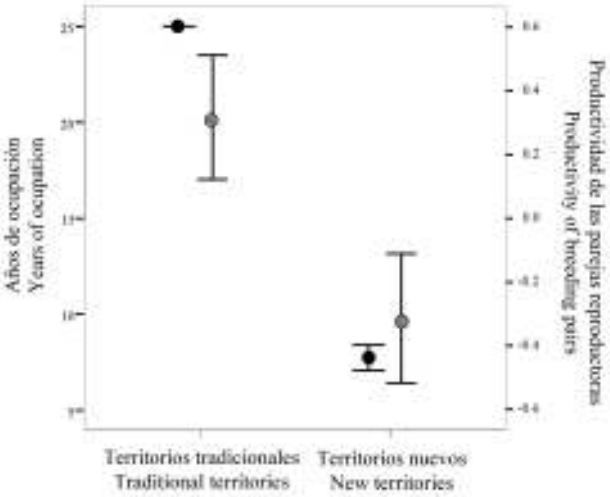


Figura 5. Diferencias (media ± s.e.) en el tiempo transcurrido desde la formación del territorio (puntos negros) y productividad media estandarizada de los territorios cuando están ocupados por parejas reproductoras (puntos grises) entre territorios tradicionales y territorios nuevos.

Figure 5. *Differences (mean ± s.e.) in time since territory formation (black dots) and mean standardized productivity of territories when occupied by breeding pairs (grey dots) between traditional and new territories.*

de emparejamiento puede venir determinada por las características ecológicas del entorno (HEG & VAN TREUREN, 1998) o por conflictos de interés entre individuos (DAVIES & HARTLEY, 1996). Esto se ha visto en aves pequeñas de vida corta, normalmente especies que viven en grupos y en las que es habitual la coexistencia de distintos tipos de emparejamiento (véanse ejemplos en HATCHWELL & KOMDEUR, 2000). Sin embargo, no existen evidencias sólidas que muestren que en especies longevas, típicamente monógamas, puedan producirse cambios relativamente rápidos en sus estrategias reproductivas en relación a su esperanza de vida (en nuestro caso, 21.4 años para individuos salvajes; BROWN, 1997). En consecuencia, nuestros resultados muestran que el quebrantahuesos, una especie de gran tamaño, acostumbrada a criar en bajas densidades, puede cambiar su sistema de apareamiento al verse sometida a presiones demográficas (Figura 6), incluso cuando ello produce efectos negativos en los individuos reproductores dominantes, y en la totalidad de la población. Las medidas de gestión de la especie en el Pirineo español han primado la fijación de los dispersantes a su población natal (CARRETE *et al.*, 2006a), causando con esto un gran exceso de individuos y provocando la saturación del hábitat. El quebrantahuesos entra a formar parte de la población reproductora bien ocupando un territorio de baja calidad (CARRETE *et al.*, 2006a) o bien "haciendo cola" en los territorios de alta calidad, a la espera de que se genere alguna vacante. Por lo tanto, la formación de tríos podría formar parte de una estrategia del intruso para mejorar sus perspectivas de eficacia biológica, bien al copular con una hembra o aumentando la probabilidad de heredar un territorio de calidad tras morir –en este caso- el macho dominante.

Sin embargo, los intrusos no son expulsados por los dueños (BERTRAN & MARGALIDA, 2002), quizás porque los tríos surgen como consecuencia de restricciones ecológicas poco comunes que hacen que la energía invertida en un comportamiento agonístico que se ha desarrollado de forma inusual sea mayor que el coste de aceptarlos (CLUTTON-BROCK & PARKER, 1995; HAMIL-

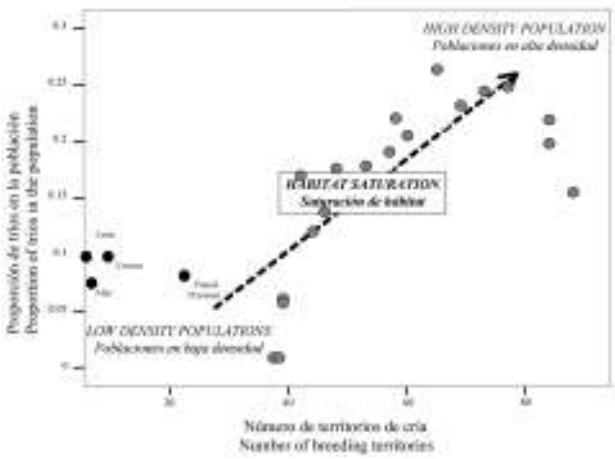


Figura 6. Número de territorios de cría y proporción de tríos en la población española de quebrantahuesos (puntos grises) comparado con otras poblaciones (puntos negros).

Figure 6. *Number of breeding territories and proportion of trios in the Spanish population of bearded vultures (grey dots) compared with other populations (black dots).*

TON & TABORSKY, 2005). La decisión de algunos individuos de incorporarse a un trío como subordinados también conlleva un claro impacto negativo para la población entera. No obstante, puesto que este comportamiento surge como consecuencia de restricciones ecológicas, podría revertirse a través de una gestión adecuada. Por ejemplo, y pese a que la acción de gestión aplicada fue distinta y no puede aplicarse directamente a nuestra especie de estudio, la translocación de individuos flotantes de Shama de las Seychelles *Copsychus sechellarum*, de una isla en que la población se encontraba saturada, a otra sin ocupar, resultó ser una estrategia de conservación exitosa, porque se consiguió que los individuos translocados comenzaran a criar (KOKKO & SUTHERLAND, 1998). Algo parecido cabría esperar si las variables ecológicas y comportamentales expuestas en este artículo se incorporaran en las acciones directas de conservación de esta especie amenazada.

3.3. Efecto de los comederos en la supervivencia de los quebrantahuesos

El mejor modelo de supervivencia obtenido para esta especie incluye los efectos de la edad (jóvenes o adultos), el tiempo y la intensidad de uso de los comederos (modelo 1, Tabla 1). Curiosamente, la adición de la variable que describe la intensidad de uso de los comederos mejoró de forma notable los modelos que no incluían este factor (modelos 7-12, Tabla 1). Sin embargo, el uso de los comederos disminuyó con la edad, incluso después de controlar por la variabilidad individual. Así, la supervivencia fue la misma entre los individuos de edades comprendidas entre 1 y 4 años (las clases de edad vistas con más frecuencia en los comederos) y permaneció constante a lo largo del tiempo (0.944 ± 0.012) incluso después del reciente aumento en el uso ilegal de venenos. En cambio, la supervivencia de las aves de más edad (≥ 5años) disminuyó de forma lineal con el tiempo (Figura 7), con un valor medio de 0.878 (± 0.014). Otros modelos que incluían mayor número de clases de edad o diferentes combinaciones de edad y tiempo, se comportaron peor (Tabla 1). Por consiguiente, nuestros resultados avalan la hipótesis de una mejora de las tasas de supervivencia asociada al uso de comederos. De hecho, las estimas de supervivencia para las dos clases principales de edad al comienzo del período de estudio (1987), cuando el uso ilegal de veneno no era tan acusado pero los comederos aún no estaban en funcionamiento, fueron de 0.787 (± 0.018) y 0.961 (± 0.019) en jóvenes (el grupo de edad que hace uso de los comederos) y adultos respectivamente.

Modelo	Supervivencia	Recaptura	np	DEV	QAICc	ΔQAICc	WQAICc
1	**1_4+5T+AFS**	**A**	**6**	**500.251**	**512.410**	**0.000**	**0.849**
2	1_4+5+AFS	A	5	506.920	517.033	4.623	0.084
3	1_4+5+AFS	1_4+5	5	508.600	518.713	6.303	0.036
4	(1_4+5)T+AFS	A	6	507.877	520.036	7.626	0.019
5	A+AFS	A	5	511.760	521.874	9.463	0.007
6	1_4+5+AFS	5a	8	506.470	522.744	10.334	0.005
7	1_4+5	A	4	553.113	561.113	48.702	0.000
8	1_4+5T	A	5	552.697	562.697	50.287	0.000
9	(1_4+5)T	A	5	552.764	562.764	50.354	0.000
10	1_4+5	1_4+5	4	554.948	562.948	50.537	0.000
11	A	A	4	556.091	564.091	51.680	0.000
12	1_4+5	5a	7	550.799	564.799	52.388	0.000
13	·	A	3	559.284	565.284	52.874	0.000
14	A	1_4+5	4	557.659	565.659	53.248	0.000
15	6a	A	8	550.842	566.842	54.432	0.000
16	·	5a	6	556.559	568.559	56.149	0.000
17	5a	5a	10	549.442	569.442	57.032	0.000
18	5a	A	7	556.741	570.741	58.331	0.000
19	6a	6a	12	548.337	572.337	59.927	0.000
20	(1_4+5)+t	A	22	532.584	576.584	64.174	0.000
21	·	·	2	574.115	578.115	65.705	0.000
22	t	A	21	536.631	578.631	66.221	0.000
23	t	5a	24	533.811	581.811	69.401	0.000
24	5a+t	5a	28	528.235	584.235	71.825	0.000
25	(1_4)T+5	A	5	574.537	584.537	72.127	0.000
26	1_4+5*t	A	18	551.007	588.833	76.423	0.000
27	(1_4+5)*t	A	36	517.177	589.177	76.767	0.000
28	5a*t	5a*t	107	431.466	645.466	133.056	0.000
29	5a*t	A	82	487.020	651.020	138.610	0.000
30	T	5a*t	94	478.640	666.640	154.230	0.000

Tabla 1. Modelos de las probabilidades de supervivencia y recaptura del quebrantahuesos en los Pirineos españoles. El tiempo y la edad (jóvenes o adultos) fueron introducidos como variables que representaban tanto cambios sin un patrón definido (indicados por una t y una a, respectivamente) como cambios con tendencia (indicados con una *T* y una *A*, respectivamente). Los efectos de los puntos de alimentación en la supervivencia (referidos como *comederos*) fueron introducidos como variables individuales. Los modelos son clasificados de acuerdo con los valores QAICc. np= número de parámetros; DEV = desviación de cada modelo; QAICs = valor quasi-AIC corregido para evitar sesgos en las muestras pequeñas; ΔQAICc = la diferencia del valor QAICc con respecto al mejor modelo; WQAICc = el peso de cada modelo con respecto al conjunto de los modelos testados. ":", "*" y "+" representan constancia media, interacción y efectos aditivos, respectivamente. En negrita, el modelo finalmente seleccionado, con ΔAICc < 4 en relación al resto de modelos.

La teoría ecológica predice que la supervivencia en especies longevas debería aumentar de manera gradual con la edad debido a que 1) los individuos mejoran en sus habilidades competitivas o pasan de un estilo de vida vagante a uno más sedentario tras la adquisición de un territorio, y/o 2) la selección natural elimina progresivamente los individuos de baja calidad (TAVECCHIA *et al.*, 2001). Incluso cuando los mecanismos subyacentes pueden ser de gran interés para comprender la evolución de las estrategias vitales, resulta verdaderamente difícil separar correctamente un

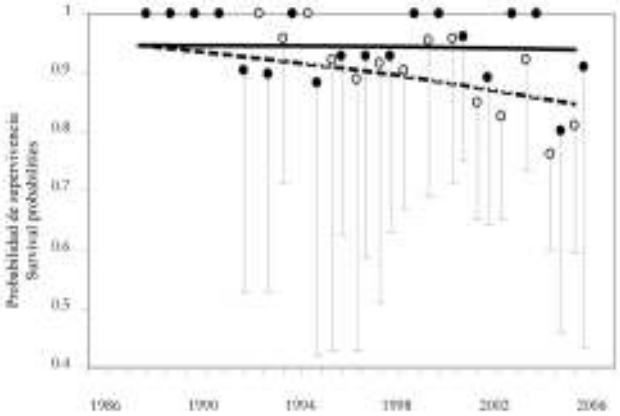


Figura 7. Variación en las tasas de supervivencia adulta (de 5 años para arriba; puntos blancos) y juvenil (de 4 años para abajo; puntos negros) usando los parámetros obtenidos con el modelo ($\varphi_{(1_4+5)+T}$, p_A) para tiempo y edad . Se muestran los valores medios y el intervalo inferior de confianza del 95%, además de la tendencia lineal negativa de los adultos (línea de puntos) y los jóvenes (línea contínua). Las tasas de supervivencia con una estima de 1 son parámetros estimables, es decir, años en que todos los individuos sobrevivieron. Noten que las dos tendencias son paralelas en la escala logit.

Figure 7. *Variation in survival rates of adult (> 5y and older; open dots) and young birds (4y and younger; solid dots) with time and age using the parameters obtained with the model ($\varphi_{(1_4+5)+T}$, p_A). Mean values and 95% lower confidence intervals are shown, as well as the linear negative trends for adults (dashed line) and young (solid line). Survival rates estimated as 1 were actually estimable parameters, i.e. years in which all individuals survived. Note that the two trends were parallel in the logit scale.*

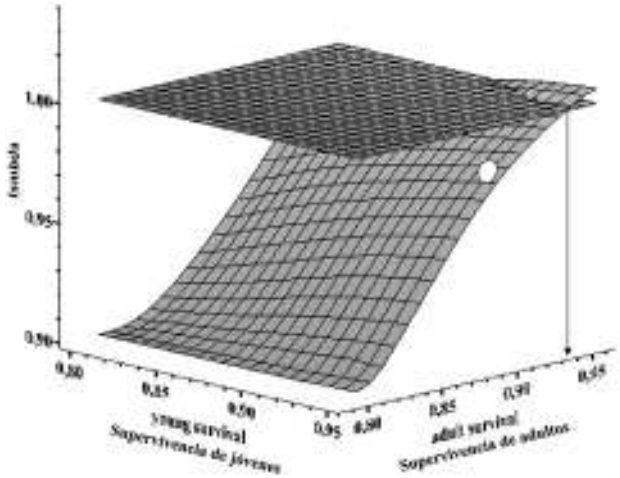


Figura 8. Respuesta de la tasa de crecimiento poblacional (λ) del quebrantahuesos en España a los cambios en la supervivencia de los ejemplares juveniles y adultos. Para cada combinación de 2 parámetros se realizó una simulación poblacional estocástica de 50 años. El plano horizontal muestra la estabilidad poblacional, es decir, el área por encima de ese plano muestra la combinación de unos parámetros de supervivencia con un crecimiento positivo. El punto blanco muestra la combinación de parámetros estimada por los modelos de captura-recaptura, mientras que la fecha vertical muestra la supervivencia sub-adulta y adulta mínima requerida para conseguir una tasa de crecimiento poblacional positiva.

Figure 7. *Response of population growth rate (λ) of Spanish bearded vultures to changes in survival of young and adult birds. For each combination of two parameters, a stochastic population simulation was run over 50 years. The horizontal plane shows the population stability, i.e. the area above that plane indicates the combination of survival parameters with positive growth. The open dot shows the actual combination of parameters estimated by capture-recapture modelling, while the vertical arrow shows the minimum pre-adult and adult survival to attain a positive population growth rate.*

mecanismo del otro (TAVECCHIA *et al.*, 2001; SANZ *et al.*, 2008). Pese a esto, sus consecuencias en la dinámica poblacional son similares: las tasas de crecimiento poblacional en especies de larga vida suelen ser altamente sensibles a los cambios en las tasas de supervivencia adulta, por lo que la selección natural podría haber minimizado la variación en este parámetro con el fin de garantizar la estabilidad poblacional (SÆTHER & BAKKE, 2000). Sin embargo, nuestros resultados muestran como la supervivencia del quebrantahuesos cambia de un modo antinatural a lo largo de la vida de un individuo, ya que los ejemplares sub-adultos (<5 años de edad) poseen estimas más elevadas y constantes que los adultos (0.944 y 0.878, respectivamente, Figura 8). Dos aspectos fundamentales parecen haber sido responsables directos de este resultado: la apertura de comederos (testada directamente por medio de la frecuencia de visitas individuales y por clases de edad), y el incremento en el uso ilegal de venenos para el control de depredadores (testado indirectamente a través de la tendencia temporal de la supervivencia). Es evidente, por tanto, que las actividades humanas, a través de acciones tanto bien intencionadas tanto como maliciosas, son capaces de perturbar las fuerzas evolutivas y propiciar cambios inesperados en los patrones de supervivencia y, en consecuencia, de la dinámica demográfica.

3.4. Trayectorias poblacionales bajo diferentes escenarios de gestión: ¿cuáles son los efectos demográficos de los comederos?

Construimos un modelo poblacional estocástico y prospectivo estructurado por edades (sólo para hembras) para explorar la dependencia funcional de λ (la tasa de crecimiento poblacional) sobre las tasas demográficas de la población de estudio. Este tipo de análisis de perturbación nos permite identificar posibles blancos de gestión gracias a que las variaciones en los parámetros con una alta sensibilidad (o elasticidad) producen grandes cambios en λ. Además construimos un modelo poblacional estocástico y retrospectivo para detectar si los parámetros usados en el modelo prospectivo eran fiables y podían describir con confianza el comportamiento de la población. En él usamos la misma estructura y el mismo número de réplicas que en el modelo prospectivo, pero ejecutándolo sobre el período para el que había datos tomados (20 años), estableciendo el tamaño inicial de la población como el estimado en 1985 (37 hembras reproductoras).

La combinación actual de parámetros demográficos de la población española de quebranta-

huesos (supuesto 1, Tabla 2) dio un λ = 0.961 (± 0.002). Al explorar cómo esta tasa variaba dentro de un abanico de diferentes combinaciones de escenarios de supervivencia (el resto de tasas vitales permanecieron inalteradas al igual que en los siguientes modelos prospectivos), descubrimos que la población aumentaba (λ > 1) únicamente con valores elevados de supervivencia adulta (> 0.93, Figura 9). Por el contrario, λ mostró una baja sensibilidad a los cambios en la supervivencia juvenil (Figura 9).

El análisis retrospectivo reveló que las simulaciones realizadas empleando las estimas de supervivencia actuales (supuesto 1 Tabla 2) encajan bastante bien con la dinámica observada en la población reproductora (principalmente al final de la serie temporal, Figura 10a), a pesar de la incertidumbre en las estimas demográficas del modelo y de la forma en que potencialmente éstas cambiaron con la densidad poblacional (tanto de forma positiva como negativa; datos de los autores no publicados). Las simulaciones retrospectivas realizadas sin incorporar el efecto positivo de los comederos en la supervivencia juvenil ni el efecto del veneno en las tasas de supervivencia adulta (supuesto 5, Tabla 2) dieron un número de territorios inferior al observado en la población de estudio (71 vs. 80 territorios, Figura 10b). Sin embargo, las tendencias poblacionales fueron bastante similares en todos los casos (supuesto 1: λ= 0.961, supuesto 5: λ=1.000, véase Figura 10, observada: λ=1.048 ± 0.049) lo que apunta a que las consecuencias poblacionales de una reducción progresiva en las tasas de supervivencia adulta podrían haberse visto amortiguadas por un aumento en las tasas de supervivencia juvenil asociado al uso de comederos.

Parámetros	Presencia de puntos de alimentación suplementaria			Ausencia de puntos de alimentación artificial	
	Venenos ilegales		Sin venenos	Venenos ilegales	Sin venenos
	Supuesto 1	Supuesto 2	Supuesto 3	Supuesto 4	Supuesto 5
Supervivencia juvenil	0.944 (0.012)	0.944 (0.012)	0.944 (0.012)	0.787 (0.018)	0.787 (0.018)
Supervivencia adulta	0.878 (0.014)	φ_{0}·0.264+*rad*·0.241$^{\xi}$	0.961 (0.019)	0.878 (0.014)	0.961 (0.019)
Fertilidad§		0.7359e-0.0056·PD*			

ξValor inicial t=1 = 0.961 - *Función densidad-dependiente (PD = densidad poblacional) - §Fuente: Carrete *et al.*, 2006a

Tabla 2. Parámetros de supervivencia y reproducción empleados en las simulaciones Monte Carlo para estimar el riesgo de extinción en los modelos prospectivos del quebrantahuesos en los Pirineos españoles. Entre paréntesis, el error estándar de la estimación.

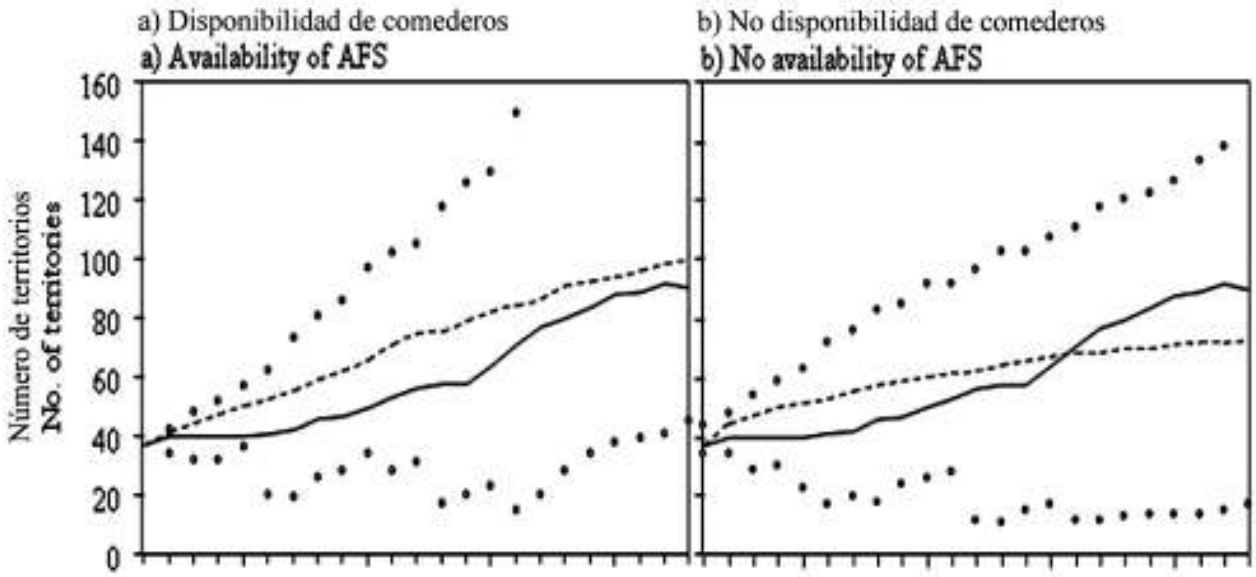


Figura 9. Respuesta de la tasa de crecimiento poblacional (λ) del quebrantahuesos en España a los cambios en la supervivencia de los ejemplares juveniles y Analisis retrospectivo de la dinámica de la población española de quebrantahuesos en los Pirineos entre 1985-2007. Las simulaciones se llevaron a cabo usando las estimas de los valores de a) las tasas de supervivencia actuales, es decir, considerando los efectos del veneno y de los comederos; y b) la supervivencia con los efectos del veneno pero en ausencia de comederos. Las líneas de puntos muestran el valor medio de las trayectorias estocásticas obtenidas con las simulaciones de Monte Carlo, mientras que los puntos blancos muestran los valores máximos y mínimos de cada simulación. Para comparar, mostramos el número de territorios de cría observado a lo largo del tiempo (línea contínua).

Figure 9. *Retrospective analysis of the dynamics of the Spanish population of bearded vultures in the Pyrenees during 1985-2007. Simulations were carried out using estimated values of (a) actual survival rates, i.e. with the effects of poison and AFS; and (b) survival with poison effects but without AFS. Dashed lines show the mean value of stochastic trajectories using Monte Carlo simulations, while open dots are the maximum and minimum values of that run. For comparison, we show the observed number of breeding territories through time (solid lines).*

3.4.1. Escenarios de gestión

Uno de los factores ambientales cruciales que puede afectar gravemente la viabilidad del quebrantahuesos en el Pirineo es el impacto de los venenos utilizados de manera ilegal, sobretodo cuando éstos afectan las tasas de supervivencia adulta (por ejemplo MARGALIDA *et al.*, 2008b). Aún cuando la acción de gestión más importante es su erradicación, es recomendable el uso de ciertas herramientas, tales como la apertura de comederos, para mitigar sus efectos. Por ello, diseñamos posibles escenarios combinando distintos impactos por uso de venenos y distinta disponibilidad de comederos a fin de esclarecer sus posibles efectos en la proyecciones poblacionales a lo largo del tiempo (véase Tabla 2 para los parámetros demográficos usados).

Disponibilidad de comederos. Primero, nos pusimos en el supuesto de que el uso ilegal de venenos continúa afectando las tasas de supervivencia de los quebrantahuesos. Para eso, usamos las tasas de supervivencia de los individuos subadultos y adultos estimadas por nuestro mejor modelo (supuesto 1, Tabla 2), que eran inferiores a las que cabría esperar como resultado del efecto del envenenamiento ilegal. La varianza (una vez eliminado el error de muestreo) alrededor del valor medio de la estima de supervivencia, se introdujo en el modelo para reflejar la variabilidad ambiental del impacto por veneno, sin autocorrelación temporal (ruido ambiental blanco INCHAUSTI & HALLEY, 2003).

La mayoría de las fluctuaciones ambientales contienen fuertes correlaciones en una multitud de escalas (HALLEY, 1996). En este caso, la dinámica temporal real de envenenamientos ilegales (principalmente a largo plazo) se desconoce debido a la falta de datos de campo. Sin embargo, se espera la aparición de fuertes brotes asociados a los conflictos humano-depredador-presa (datos no publicados de los autores). Por consiguiente, realizamos un segundo grupo de simulaciones (supuesto 2, Tabla 2) teniendo en cuenta que la dinámica temporal de los envenenamientos está sometida a fluctuaciones, tanto a corto como a largo plazo, con autocorrelación temporal positiva (ruido ambiental de color, INCHAUSTI & HALLEY, 2003). En este caso usamos la variabilidad temporal real de las probabilidades de supervivencia Φ para estimar los coeficientes (media a y varianza b) de la función $\Phi_{(t+1)} = \Phi_{(t)} \cdot a + rand \cdot b$ donde t era el tiempo (en años) y *rand* una distribución uniforme con rango (0,1). El coeficiente *a* tiene rangos de distribución de ($0<a<1$) y ($-1<a<0$) para el ruido rojo (a largo plazo) y azul (a corto plazo) respectivamente. Los coeficientes de esta función se estimaron por medio del análisis de series temporales usando ARIMA (modelo AR(1)). Finalmente, simulamos el comportamiento de nuestra población al verse sometida a acciones de gestión eficaces en la reducción de impacto de los envenenamientos (supuesto 3 en la Tabla 2), para lo cual usamos las estimas reales de supervivencia adulta en nuestra área de estudio, excluyendo los efectos del veneno.

Los tres supuestos contemplados en este grupo de simulaciones mostraron patrones distintos asociados a los efectos del veneno en la supervivencia (Tabla 2). Cuando la supervivencia adulta desciende a causa del uso ilegal de venenos, y la supervivencia juvenil aumenta gracias al uso de los comederos (supuestos 1 y 2, Figura 10), las trayectorias poblacionales sufren una caída a lo largo de los años (supuesto 1: λ = 0.961 ± 0.002; supuesto 2: λ = 0.932 ± 0.002). No obstante, las probabilidades de extinción en el primer y segundo supuesto no fueron iguales. Cuando el impacto del veneno era estocástico, sin tendencia aparente en el tiempo (supuesto 1 Tabla 2), las probabilidades de extinción fueron nulas, aunque algunas trayectorias alcanzaron el umbral de casi-extinción (supuesto 1 Tabla 2, Figura 10). Por el contrario, el análisis en ARIMA reveló que el modo en que el uso ilegal de venenos impactaba en nuestra población de quebrantahuesos (es decir, el color de nuestro ruido ambiental) dependía del grupo de edad considerado. Por ejemplo, el descenso de la supervivencia en individuos mayores de 4 años durante el período 1986-2007 (a = 0.264, b = 0.241) mostró una autocorrelación temporal a largo plazo (es decir, ruido rojo), mientras que para las aves de hasta 4 años de edad (a = -0.018, b = 0.250) la supervivencia exhibió una autocorrelación temporal a corto plazo (ruido azul). Esta autocorrelación temporal en el impacto del veneno, la situación más realista (supuesto 2 Tabla 2), aumentó las probabilidades de extinción de la población entera, alcanzando un valor máximo a lo largo de un horizonte temporal de 50 años (pe(t=50)= 1, tiempo medio de extinción: 10.2 años ± 0.28, véase supuesto 2 Tabla 2, Figura 10). Hay que tener en cuenta que en estos dos supuestos en los que actúa el impacto del veneno las trayectorias medias fueron muy similares, excepto por la mayor variabilidad esperada en las poblaciones cuando el impacto del veneno estaba correlacionado en el tiempo (supuesto 2

Tabla 2, Figura 10). Curiosamente, ambas trayectorias medias fueron relativamente estables en los primeros años, posiblemente a causa del efecto amortiguador de los reclutas que generan las elevadas tasas de supervivencia juvenil.

El aumento en la tasa de supervivencia adulta, hasta la esperada cuando el uso ilegal de venenos se aproxima a cero (al comienzo de la serie temporal, supuesto 3, Tabla 2), unido a una alta tasa de supervivencia juvenil (sostenida por medio de los comederos) predijeron un aumento acusado en el número de territorios de cría (λ = 1.014 ± 0.001; supuesto 3 Tabla 2, Figura 10).

Ausencia de comederos. Este grupo de simulaciones nos permitió descubrir la utilidad real de los comederos para mitigar los efectos del uso ilegal de venenos en la perduración de la población. Primero, realizamos simulaciones retrospectivas y prospectivas de la dinámica poblacional del quebrantahuesos bajo un supuesto de uso ilegal de venenos y ausencia de comederos (supuesto 4 Tabla 2) para 1) evaluar la efectividad de los comederos dada la tendencia observada durante los últimos 20 años, y 2) evaluar la posible eficacia de los comederos en las trayectorias esperadas de la población de estudio. Para este fin, estimamos las tasas de supervivencia juvenil fijando el parámetro beta en la función de probabilidad estimada para la variable "uso de comederos" a 0. Para las estimas de supervivencia adulta se usaron las estimas obtenidas en nuestro mejor mode-

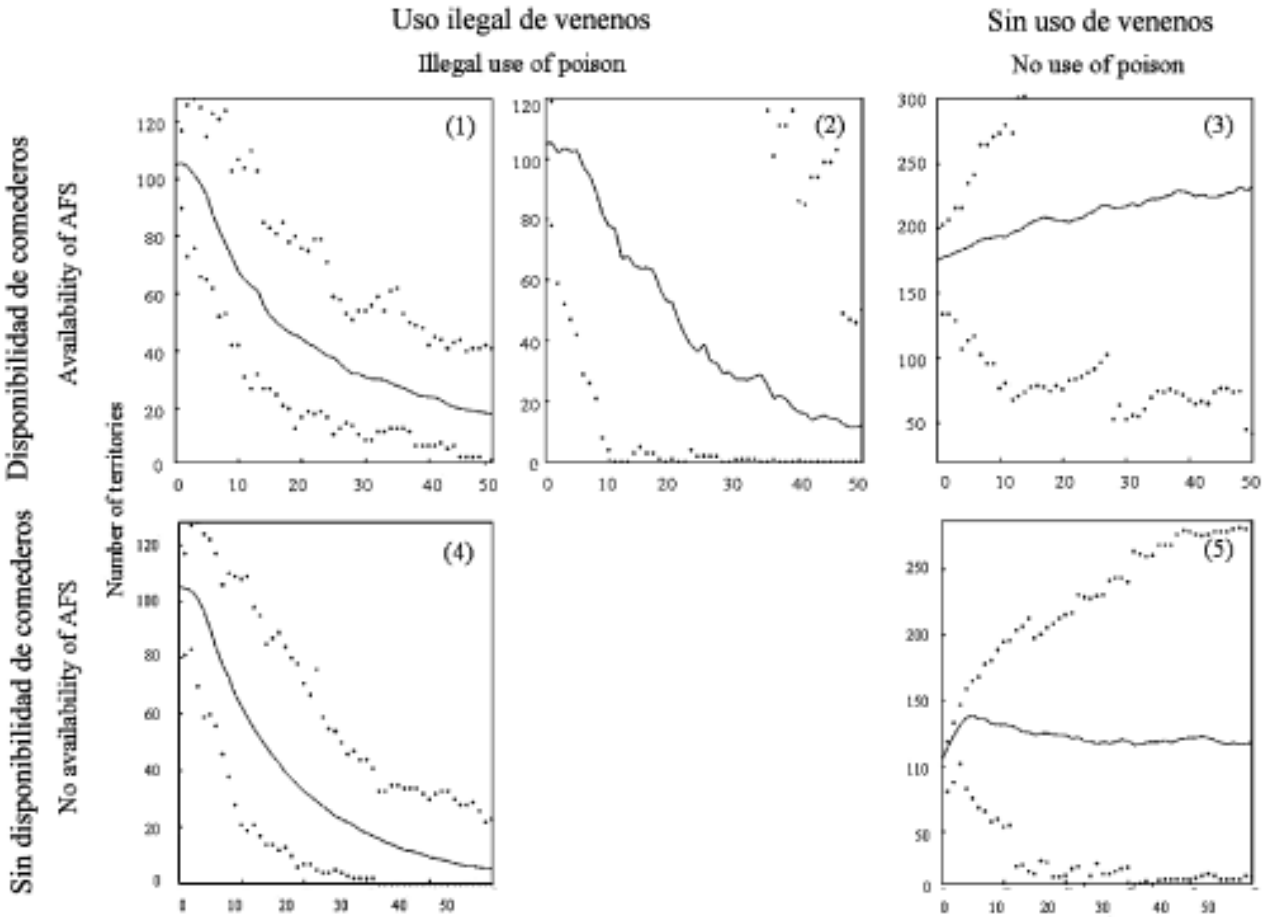


Figura 10. Proyecciones poblacionales estocásticas estimadas por medio de simulaciones de Monte Carlo (horizonte temporal de 50 años, 500 iteraciones) para algunos de los supuestos considerados: (a) valores reales de supervivencia adulta sin una autocorrelación temporal en el uso del veneno, (b) valores reales de supervivencia adulta con una autocorrelación temporal en el uso del veneno, (c) sin impactos por venenos, asumiendo que la supervivencia juvenil y adulta eran iguales d) sin impacto por venenos, asumiendo que la supervivencia de juveniles y adultos era la misma (para los detalles, véase el texto). Las líneas representan los valores medios de las ejecuciones estocásticas por cada unidad de tiempo, mientras que los puntos muestran los valores máximos y mínimos de esas ejecuciones. Las proyecciones se realizaron sobre la densidad de hembras de cualquier edad. Cada gráfica lleva una escala distinta.

Figure 10. *Stochastic population projections estimated through Monte Carlo simulations (50y of temporal window, 500 runs) for some of the scenarios considered: (a) actual values of adult survival without temporal autocorrelation in the use of poison, (b) actual values of adult survival with temporal autocorrelation in the use of poison, (c) no impact of poison, assuming that young and adult survival were equal, and (d) no impact of poison, assuming that survival of young and adults were the same t (see text for details). Lines are mean values of the stochastic runs for each time step, while dots shows the maximum and minimum values of those runs. Projections were carried out on density of females of any age, which have different scales in each graph.*

lo de supervivencia (Tabla 1). Después simulamos un supuesto alternativo sin los efectos del veneno y en ausencia de comederos. Aquí, las estimas de supervivencia adulta usadas fueron las obtenidas al principio del período de estudio, mientras que la supervivencia juvenil se obtuvo del mismo modo que para el supuesto anterior de ausencia de comederos (supuesto 5 Tabla 2).

Las poblaciones afectadas por los efectos negativos del uso ilegal de venenos en las tasas de supervivencia, pero no gestionadas con comederos (supuesto 4 Tabla 2), mostraron tasas de crecimiento poblacional inferiores, y una probabilidad de extinción en el horizonte temporal de 50 años ligeramente mayor que su contrapartida más conservadora (supuesto 1: $\lambda = 0.961 \pm 0.002$, $p_e(t=50) = 0$; supuesto 4: $\lambda = 0.932 \pm 0.002$, $p_e(t=50) = 0.05$; Figura 10). Sin embargo, en un escenario sin uso ilegal de venenos y sin comederos (supuesto 5 Tabla 2) el tamaño poblacional es algo menor, aunque bastante estable (supuesto 5: $\lambda = 1.000 \pm 0.001$; supuesto 3: $\lambda = 1.016 \pm 0.001$).

Las proyecciones poblacionales bajo los supuestos de envenenamiento ilegal no predijeron un resultado positivo para el núcleo más importante de la especie en Europa. Cuando el impacto del veneno en la supervivencia adulta era estocástico, las probabilidades de extinción de la población fueron nulas, pese a que algunas trayectorias si alcanzaron el umbral de la quasi-extinción. Más preocupante fue el hecho de que las probabilidades de extinción de la población aumentaron cuando el efecto del envenenamiento ilegal en la supervivencia adulta siguió una autocorrelación temporal, el supuesto más probable. Por otra parte, las proyecciones poblacionales realizadas sin los efectos del envenenamiento ilegal en la supervivencia adulta predijeron mejores situaciones, con mayores aumentos poblacionales en los supuestos con presencia de comederos, en los que la supervivencia juvenil también mejora. El supuesto contrario, sin uso ilegal de venenos y en ausencia de comederos, predijo tamaños poblacionales ligeramente menores, pero con trayectorias casi estables.

En conclusión, la aplicación instintiva de una importante acción de gestión para reducir los efectos negativos del uso ilegal de venenos, como es la apertura de comederos, parece no ser tan efectiva como cabría esperar a la hora de salvar poblaciones amenazadas de futuras tendencias negativas. Tal y como ocurre en otras especias longevas, la supervivencia de individuos adultos es el factor demográfico clave que contribuye en mayor medida a la tasa de crecimiento poblacional proyectada (por ejemplo, SÆTHER & BAKKE, 2000, Figura 11), por lo que las acciones de gestión deberían enfocarse a mejorarla. No obstante, al menos a corto plazo, la presencia de comederos puede sostener un gran excedente de flotantes que podrían retrasar el declive de la población. Se sabe que la erradicación del uso ilegal de venenos no es una tarea fácil ni rápida y, por consiguiente, la adopción de medidas que concedan más tiempo para la aplicación de acciones de gestión apropiadas y efectivas pueden servir como instrumentos útiles en conservación. En este sentido, es también importante dedicar esfuerzos a diseñar herramientas adecuadas que permitan reducir el riesgo de envenenamientos en adultos. Para esto, es necesario realizar estudios experimentales que comprueben la eficacia de la instalación de comederos más pequeños e impredecibles en las proximidades de los territorios de cría en mejorar la supervivencia de los adultos, a la vez que se evita la formación de grandes congregaciones de individuos no adultos en sus alrededores.

Vale la pena destacar que la confianza de los modelos predictivos depende de la robustez de las tasas demográficas y del número de parámetros conocidos para cada clase de edad. En nuestro caso, disponíamos de estimas fiables de fecundidad y de supervivencia para cada una. No obstante, desconocíamos otros parámetros, como por ejemplo la curva de reclutamiento y su cambio con las variaciones de densidad (TAVECCHIA *et al.*, 2007). Por ello, la estructura del modelo se basó en un equilibrio entre complejidad (dada por los parámetros demográficos conocidos) y sencillez (a causa de los parámetros desconocidos). Sin embargo, logramos predecir los riesgos de extinción de la población con bastante grado de confianza al introducir incertidumbre en las estimas de los parámetros y aleatoriedad en la dinámica poblacional (LANDE *et al.*, 2003). Por último, es importante tener en cuenta que las consecuencias demográficas de los incrementos artificiales en la supervivencia están limitadas a las incluidas en nuestros escenarios hipotéticos. Otros aspectos más complejos, como los ligados a los cambios en las presiones selectivas (BLANCO, 2006) no han sido tenidos en cuenta y pueden ser relevantes. Por ejemplo, es de destacar que una fracción importante de jóvenes que en condiciones más "naturales" hubiesen perecido (individuos de baja calidad; TAVECCHIA *et al.*, 2001; SANZ *et al.*, 2008) pueden estar incorporándose a la población reproductora. En este caso, si únicamente los individuos que más dependen de los comederos

Figura 11. Quebrantahuesos de diferentes clases de edad y buitres leonados en un punto de alimentación suplementaria en los Pirineos (Foto: Antoni Margalida).
Figure 11. *Bearded vultures of different age classes and griffon vultures in a feeding station of the Pyrenees (Photo: Antoni Margalida).*

son progresivamente seleccionados de manera positiva, la población puede terminar dependiendo del alimento aportado de manera suplementaria más de lo que previamente se cree.

3.5. Utilidad de los puntos de alimentación suplementaria para la conservación de poblaciones amenazadas

La alimentación suplementaria de aves silvestres es una práctica común que puede alterar la dinámica natural de disponibilidad de alimento y, por lo tanto, la dinámica de sus poblaciones (para una revisión completa, véase ROBB *et al*., 2008). Quizás en parte por eso mismo, políticos y gestores han descubierto que esta práctica puede ser una solución única y sencilla a muchos y distintos retos de conservación de poblaciones amenazadas, incluyendo aumentar el éxito reproductor de algunas poblaciones (e.j. GONZÁLEZ *et al*., 2006), aportar alimento seguro en áreas donde los cadáveres de las reses se tratan con venenos o están contaminados con drogas veterinarias (e.g. GILBERT *et al*., 2007), propiciar la recolonización de áreas abandonadas (MUNDY *et al*., 1992) o ayudar en programas de reintroducción (CHAMBERLAIN *et al*., 2005). Sin embargo, estudios recientes han demostrado que el aporte suplementario de alimento puede acarrear consecuencias negativas tanto para la población blanco (por ejemplo, LEMUS *et al*., 2008; CARRETE *et al*., 2006a, b; BLANCO, 2006; BLANCO *et al*., 2007) como para otras poblaciones o especies a las que no va dirigida la acción (para una revisión, véase ROBB *et al*., 2008).

Por lo que sabemos, la población española de quebrantahuesos supone uno de los pocos casos en los que se han sopesado cuidadosamente tanto las consecuencias positivas como las negativas de la creación de puntos de alimentación suplementaria empleando un enfoque de dinámica de poblaciones. Estudios recientes han demostrado que la alimentación suplementaria puede producir diversos efectos negativos en esta población, tales como la compresión territorial, la

convivencia entre reproductores y flotantes (CARRETE *et al.*, 2006a, MARGALIDA *et al.*, 2008a) y los cambios en el sistema reproductor (CARRETE *et al.*, 2006b) que conllevan un deterioro en la calidad de los territorios (debido a las interacciones intraespecíficas) y una reducción en la productividad de la población (CARRETE *et al.*, 2006a, b). No obstante, los resultados actuales respaldan su utilidad como herramientas para mantener el número de individuos temporalmente mientras se logran objetivos más complejos como puede ser la erradicación del uso ilegal de venenos en el campo. Por lo tanto, la existencia de comederos no debería distraer a los gestores de su prioridad de dar viabilidad a ésta y otras muchas especies a largo plazo a través de la erradicación en el uso ilegal de venenos. Teniendo en cuenta que una de las principales amenazas para esta población es su restringido rango geográfico, los comederos podrían servir como una herramienta muy específica para la colonización de áreas periféricas fuera de los Pirineos. Aunque esta última posibilidad precisa aún de corroboración científica, debería considerarse como un posible aspecto positivo de los comederos para la conservación de la especie.

4. AGRADECIMIENTOS

La información de campo fue obtenida por los gobiernos regionales (País Vasco, Navarra, Aragón y Cataluña) y el Ministerio de Medio Ambiente, así como los Agentes Forestales de Aragón, Agents Rurals de Catalunya, GEPT, FCQ, LPO-FIR y Red "Casseur d'os". Agradecer especialmente a R. Bardají (Gobierno de Aragón, Huesca), D. García y J. Ruiz-Olmo (Generalitat de Catalunya) y D. Campión y J. Larumbe (Comunidad Foral de Navarra) por los permisos legales para analizar esta información. Agradecer también a M. Schaub, S. Legendre, J.L. Tella, D. Serrano, G. Tavecchia, R. Pradel y F. Hiraldo por sus comentarios para la mejora del presente capítulo.

5. BIBLIOGRAFÍA

ARCESE, P. & SMITH, J.N.M.
1988 Effects of population density and supplemental food on reproduction in song sparrows. *Journal of Animal Ecology* 57: 119-136.

BERTRAN, J. & MARGALIDA, A.
2002 Territorial behavior of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in response to the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). *Journal of Field Ornithology* 73: 86-90.

BLANCO, G. & TELLA, J.L.
1999 Temporal, spatial and social segregation of red-billed choughs between two types of communal roost: a role for mating and territory acquisition. *Animal Behaviour* 57: 1219–1227.

BLANCO, G.
2006 Natural selection and the risk of artificial selection in the wild: nestling quality or quantity from supplementary feeding in the Spanish imperial eagle. *Ardeola* 53: 341-351.

BLANCO, G., LEMUS, J.A., GRANDE, J., GANGOSO, L., GRANDE, J.M., DONÁZAR, J.A., ARROYO, B., FRÍAS, O. & HIRALDO, F.
2007 Geographical variation in cloacal microflora and bacterial antibiotic resistance in a threatened avian scavenger in relation to diet and livestock farming practices. *Environmental Microbiology* 9: 1738-1749.

BREININGER, D.R. & CARTER, G.M.
2003 Territory quality transitions and source-sink dynamics in a Florida Scrub-Jay population. *Ecological Applications* 13: 516-529.

BROWN, C.J.
1997 Population dynamics of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. *African Journal of Ecology* 35: 53-63.

BUSTAMANTE, J., DONÁZAR, J.A., HIRALDO, F., CEBALLOS, O. & TRAVAINI, A.
1997 Differential habitat selection by immature and adult Grey Eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus*. *Ibis* 139: 322-330.

CALSBEEK, R. & SINERVO, B.
2002 An experimental test of the ideal despotic distribution. *Journal of Animal Ecology* 71: 513–523.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & MARGALIDA, A.
2006a Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.
2006b Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation changes mating system in bearded vultures? *Biology Letters* 2: 624-627.

CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., TELLA, J.L., GIL-SÁNCHEZ, J.M. & MOLEÓN, M.
2006c Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality, and density-dependence. *Oikos* 112: 680-690.

CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DÍAZ-DELGADO, R. & ROMO, A.
2007 Habitat, human pressure, and social behaviour: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136: 143-154.

CLUTHBERT, R., PARRY-JONES, J., GREEN, R.E. & PAIN, D.J.
2007 NSAIDs and scavenging birds: potential impacts beyond Asia's critically endangered Cultures. *Biology Letters* 3: 90-93.

CLUTTON-BROCK, T.H. & PARKER, G.A.
1995 Punishment in animal societies. *Nature* 373: 209–216.

CREEL, S.
2001 Social dominance and stress hormones. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 491-497.

CHAMBERLAIN, C.P., WALDBAUER, J.R., FOX-DOBBS, K., NEWSOME, S.D., KOCH, P.L., SMITH, D.R., CHURCH, M.E., CHAMBERLAIN, S.D., SORENSON, K.J. & RISEBROUGH, R.
2005 Pleistocene to recent dietary shifts in California condors. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 16707–16711.

DAVIES, N.B. & HARTLEY, I.R.
1996 Food patchiness, territory overlap and social systems: an experiment with dunnocks *Prunella modularis*. *Journal of Animal Ecology* 65: 837–846.

DONÁZAR, 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.

DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F., ROMERO, M., ANTOR, R.J., GARCÍA, D., CAMPIÓN, 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*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp. 139-152.

FORERO, M.G., DONÁZAR, J.A. & HIRALDO, F.
2002 Causes and consequences of natal dispersal distance in a population of Black kites. *Ecology* 83: 858-872.

FORSLUND, P. & PÄRT, T.
1995 Age and reproduction in birds: hypotheses and tests. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 374-378.

GILBERT, M., WATSON, R.T., AHMED, S., ASIM, M. & JOHNSON, J.A.
2007 Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* 17: 63-77.

GONZÁLEZ, L.M., MARGALIDA, A., SÁNCHEZ, R. & ORIA, J.
2006 Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle *(Aquila adalberti). Biological Conservation* 129: 477-486.

GORDON, D.M.
1997 The population consequences of territorial behavior. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 63-66.

GREEN, R.E., TAGGART, M.A., DAS, D., PAIN, D.J., KUMAR, C.S., CUNNINGHAM, A.A. & CUTHBERT, R.
2006 Collapse of Asian vulture populations: risk of mortality from residues of the veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle. *Journal of Applied Ecology* 43: 949-956.

HALLEY, J.M.
1996 Ecology, evolution and 1/f-noise. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 33-37.

HAMILTON, I.M. & TABORSKY, M.
2005 Unrelated helpers will not fully compensate for costs imposed on breeders when they pay to stay. *Proceedings of the Royal Society of London B 272*: 445–454.

HATCHWELL, B.J. & KOMDEUR, J.
2000 Ecological constraints, life history traits and the evolution of cooperative breeding. *Animal Behavior* 59: 1079–1086.

HEG, D. & VAN TREUREN, R.
1998 Female–female cooperation in polygynous oystercatchers. *Nature* 391: 687–691.

HEREDIA, R. & SUNYER, C.
1989 Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) status in the Spanish Pyrenees and wing-tagging. First results. *Acta Biologica Montana* 9: 39-44.

HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A.
2008 Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology* 17: 264-272.

HIRZEL, A.H., POSSE, B., OGGIER, P.A., CRETTENAND, Y., GLENZ, C. & ARLETTAZ, R.
2005 Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology* 41: 1103–1116.

INCHAUSTI, P. & HALLEY, J.
2003 On the relation between temporal variability and persistence time in animal populations. *Journal of Animal Ecology* 72: 899-908.

KOKKO, H. & SUTHERLAND, W.J.
1998 Optimal floating and queuing strategies: consequences for density dependence and habitat loss. *American Naturalist* 152: 354–366.

KRÜGER, O. & LINDSTROM, J.
2001 Habitat heterogeneity affects population growth in goshawk *Accipiter gentilis*. *Journal of Animal Ecology* 70: 173-181.

LAMBRECHTS, M.M., CARO, S., CHARMANTIER, A., GROSS, N., GALAN, M.J., PERRET, P., CARTAN-SON, M., DIAS, P., BLONDEL, J. & THOMAS, D.W.
2004 Habitat quality as a predictor of spatial variation in blue tit reproductive performance: a multi-plot analysis in a heterogeneous landscape. *Oecologia* 141: 555–561.

LANDE, R., ENGER, S. & SAETHER, B.E.
2003 *Stochastic Population Dynamics in Ecology and Conservation*. Oxford University Press. Oxford.

LEBRETON, J.D., BURNHAM, K.P., CLOBERT, J. & ANDERSON, D.R.
1992 Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.

LEMUS, J.A., BLANCO, G., GRANDE, J., ARROYO, B., GARCÍA-MONTIJANO, M. & MARTÍNEZ, F.
2008 Antibiotics threaten wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.

LÓPEZ-SEPULCRE, A. & KOKKO, H.
2005 Territorial defense, territory size and population regulation. *American Naturalist* 166: 317–329.

MAÑOSA, S., REAL, J. & CODINA, J.
1998 Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research* 32: 208-214.

MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.
2000 Breeding behavior of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*): minimal sexual differences in parental activities. *Ibis* 142: 225-234.

MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.
2005 Territorial defence and agonistic behavior of breeding bearded vultures *Gypaetus barbatus* toward conspecifics and heterospecifics. *Ethology, Ecology and Evolution* 17: 51-63.

MARGALIDA, A., DONÁZAR, J.A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F. & ROMERO-PUJANTE, M.
2008a Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the bearded vultures: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150: 242-249.

MARGALIDA, A., GARCÍA, D., BERTRAN, J. & HEREDIA, R.
2003 Breeding biology and success of the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in eastern Pyrenees. *Ibis* 145: 244-252.

MARGALIDA, A., HEREDIA, R., RAZIN, M. & HERNÁNDEZ, M.
2008b Sources of variation in mortality of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.

MOUGEOT, F., REDPATH, S.M., MOSS, R., MATTHIOPOULOS, J. & HUDSON, P.J.
2003 Territorial behavior and population dynamics in red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. I. Population experiments. *Journal of Animal Ecology* 72: 1073–1082.

MUNDY, P., BUTCHART, D., LEDGER, J. & PIPER, S.
1992 *The vultures of Africa*. Academic Press. London.

NEWTON, I.
1979 *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted.

NEWTON, I.
1998 *Population limitation in birds*. Academic Press. California.

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*: e4084.

RIDLEY, J., KOMDEUR, J. & SUTHERLAND, W.J.
2004 Incorporating territory compression into population models. *Oikos* 105: 101-108.

ROBB, G.N., MCDONALD, R.A., CHAMBERLAIN, D.E. & BEARHOP, S.
2008 Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 476-484.

ROMERO, L.M.
2004 Physiological stress in ecology: lessons from biomedical research. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 259-266.

ROTLLANT, J., PAVLIDIS, M., KENTOURI, M., ABAD, M.E. & TORT, L.
1998 Non-specific inmune responses in the red porgy *Pagrus pagrus* after crowding stress. *Aquaculture* 156: 279-290.

SÆTHER, B.E. & BAKKE, Ø.
2000 Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642–653.

SANZ, A., TAVECCHIA, G., PRADEL, R., MINGUEZ, E. & ORO, D.
2008 The cost of reproduction and experience-dependent vital rates in a small petrel. *Ecology* 89: 3195-3203.

SERGIO, F. & NEWTON, I.
2003 Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857–865.

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*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp. 279-304.

SILLETT, T.S., RODENHOUSE, N.L. & HOLMES, R.T.
2004 Experimentally reducing neighbour density affects reproduction and behavior of a migratory songbird. *Ecology* 85: 2467-2477.

STAMPS, J.A.
1990 The effect of contender pressure on territory size and overlap in seasonally territorial species. *American Naturalist* 135: 614-632.

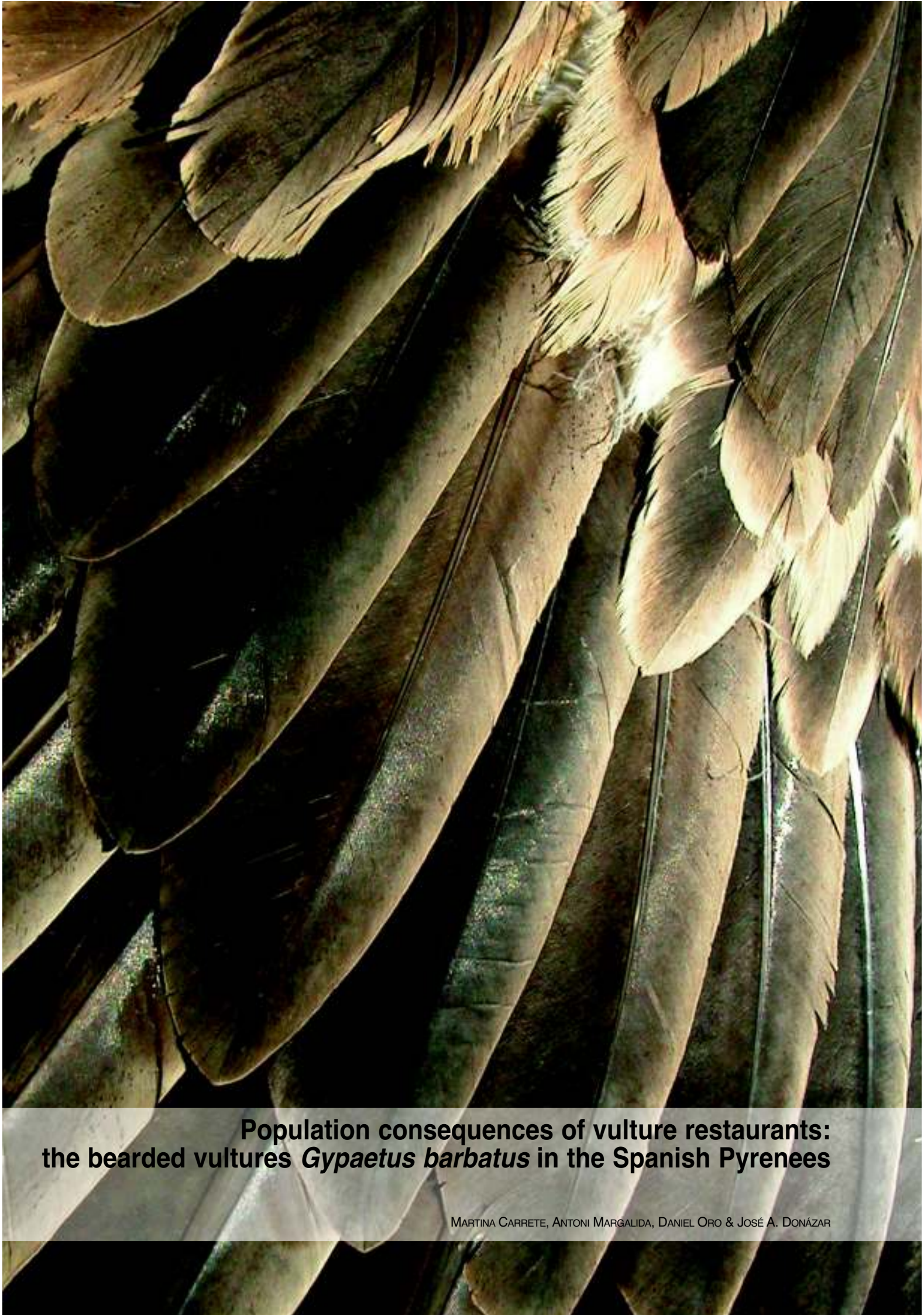
TAVECCHIA, G., PRADEL, R., BOY, V., JOHNSON, A.R. & CÉZILLY, F.
2001 Sex- and age-related variation in survival and cost of first reproduction in greater flamingos. *Ecology* 82: 165-174.

WHITFIELD, D.P., FIELDING, A.H., MCLEOD, D.R.A. & HAWORTH, P.F.
2004 Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation* 119: 319-333.

WILBUR, S.R., CARRIER, W.D. & BORNEMAN, J.C.
1974 Supplemental feeding program for California Condors. *Journal of Wildlife Management* 38: 343-346.

WILLIAMS, B.K., NICHOLS, J.D. & CONROY, M.J.
2001 *Analysis and management of animal populations*. Academic Press. California.

XIROUCHAKIS, S. & NIKOLAKAKIS, M.
2002 Conservation implications of the temporal and spatial distribution of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Crete. *Bird Conservation International* 12: 269-280.



Population consequences of vulture restaurants: the bearded vultures *Gypaetus barbatus* in the Spanish Pyrenees

Martina Carrete, Antoni Margalida, Daniel Oro & José A. Donázar

1. INTRODUCTION

Although modern laws in many developed countries have managed to persuade people to abandon direct persecution towards predators, the illegal use of poison or some veterinary drugs as treatment of livestock are still resulting in devastating effects on many populations of specialist and facultative scavenger predators (e.g., WHITFIELD *et al.*, 2004, CLUTHBERT *et al.*, 2007, HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008, LEMUS *et al.*, 2008). Indeed, several once-abundant species such as most Old-World vultures are currently considered endangered or critically endangered because of the effects of this unintentional mortality (see GREEN *et al.*, 2006, CARRETE *et al.*, 2007). The provision of supplementary food at artificial feeding stations or "vulture restaurants" (hereafter AFS), a well established management tool in the conservation of scavenger populations (MUNDY *et al.*, 1992), appears to be a potentially useful solution worldwide. AFS has been frequently used to facilitate the recolonization of abandoned areas (MUNDY *et al.*, 1992), or to provide safe food sources in areas where carcasses are baited with poisons to control carnivores (e.g., WILBUR *et al.*, 1974) or livestock has been treated with veterinary drugs (GILBERT *et al.*, 2007). However, their actual effects on the demographic parameters of endangered populations are still hypothetical, even when the alteration of the natural dynamics of food supply must represent a major intervention in avian ecology (ROBB *et al.* 2008).

The bearded vulture *Gypaetus barbatus* is an endangered species in Europe, and the Spanish population, restricted to the Southern part of the Pyrenean Mountains, is its largest stronghold (> 80% of the European population). Prohibitions on hunting birds of prey and, more broadly, using poison to control predators may have greatly influenced the recovery of this population, which increased from 40 breeding pairs in the 1980s to ca. 100 breeding pairs in 2007 (Figure 1a). Supplementary feeding through AFS, the most important management action applied for the conservation of this species, may have also been significant in this recuperation. However, evidence of a direct link between the use of AFS and higher survival rates are merely hypothetical and lack scientific corroboration. Moreover, their actual relevance for population viability through increments in the survival rates of non-territorial birds defies the theoretical low sensitivity of population growth rates to this parameter expected among long-lived species (SÆTHER & BAKKE, 2000). Conversely, AFS could to be discouraging population expansion outside the Pyrenean Mountains and can be promoting a process of habitat saturation which may trigger negative population effects on reproductive rates and changes in the mating system of the species. Thus, the advantage of a predictable food supply in improving population viability remains untested while largely guiding the management of the species and the rest of the scavenging community.

The aim of this chapter is to compile previous results on the effects of AFS in the population dynamics of Bearded vultures. To avoid prolonging the text unnecessarily, we just included the main results of these papers. Readers interested in further details are referred to the original papers (CARRETE *et al.*, 2006a, b; ORO *et al.*, 2008).

2. METHODS

2.1. Study population and general field procedures

The European range of the bearded vultures covers the Pyrenees, Alps, Corsica and Crete. Contrary to the other regions, the Southern face of the Pyrenees has been intensively monitored within the framework of the Species' Recovery Plan in the Autonomous Communities of the Basque Country, Navarra, Aragón and Catalonia. Here, programs to monitor population trends, breeding parameters, and survival rates (including a specific capture-mark-resighting sub-programme) have been performed. The Spanish bearded vulture population has been closely monitored since the 1980s, and a relatively large data set on productivity (ca. 30 years, 1,028 breeding records) and individually marked birds (1987-2005, 95 individuals) are available (see below for further details). As we previously mentioned, the population has been managed by opening many AFS. From 1983 to 2002, 5 large (> 5,000 kg of lamb legs per year) and 21 small (< 3,000 kg of lamb legs per year) AFS were maintained in a 2,100 km^2 area. These predictable feeding points, where up to 80 birds may congregate during early spring, have fixed non-breeding birds to this area, facilitating an increase in the resighting of marked individuals (SESÉ *et al.*, 2005, Figure 2). Moreover, as in most Iberian regions, the Pyrenean Mountains are suffering increasing levels of illegal poisoning since 1990, which constitute the main cause of mortality for this (MARGALIDA *et al.*, 2008b) and other species in the study area. Thus, this population is a good model for testing demographic consequences of AFS through analysis of reproduction and survival rates and projections of the population trend.

Although birds move several kilometres during the dispersal period, the bulk of the non-

breeding fraction is largely attached to the AFS just opened within this range (MARGALIDA *et al.*, 2008a). Regrettably, while the northern face of the Pyrenees (the French population) has also been well monitored through the years, no capture-mark-resighting programme has been performed. Thus, our study focused on the Spanish population alone (no breeding territories scattered outside the Pyrenees have been recorded in Spain). However, as this is the largest population, and where non-breeding birds aggregate, results may be representative of the entire Pyrenean core.

During 1985 to 2007, from early November to August, all known potential territories were visited (2-3 visits/breeding season) to search for signs of occupancy (territorial and/or courtship activity, nest arrangement/building), and to record reproductive parameters (1: success, 0: failure) and breeding system (pair or trio). We considered a territory as occupied when a pair was present breeding and/or showing territorial behaviour. We considered a controlled pair or territory as successfully bred when a fledgling was observed during the last part of the breeding period (see MARGALIDA *et al.*, 2003 for further details).

Besides, from 1987 to 2005, 95 birds of different ages (see below for details) were captured, marked with darvic bands and wing tags and safely released in the study area (for details on capture and marking procedures, see HEREDIA & SUNYER, 1989). Each individual was provided with two wing tags with the same alphanumeric code (one per wing) to reduce the probability of being non-identifiable after losing one mark. From 1988 to 2006, marked individuals were searched for by visiting AFS located within the study area (mainly large AFS) and territories (SESÉ *et al.*, 2005). Only resighting carried out during the first period of each year (from early January to late April) were taken into account to meet the requisite of capture-recapture modelling of having longer non-recapturing seasons than capturing seasons (e.g. LEBRETON *et al.*, 1992, WILLIAMS *et al.*, 2001).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Density-dependent productivity depression associated to AFS

From 1978 to 2002 the bearded vulture population in the Spanish Pyrenees increased from 38 to 91 breeding pairs (Figure 1a). During the same period, the mean annual productivity of the population declined from 0.8 to 0.37 young/territorial pair. Variability among territories was responsible for a large proportion of this decline. However, this variability was not related to habitat heterogeneity per se. Habitat quality index (i.e., an index obtained by considering only relief, altitude and distance to villages) dropped by 13% during the study period, while the same index including distance to the nearest breeding pair (QNND) declined by 20%. Thus, while the increase in population resulted in some pairs occupying intrinsically poorer territories (QHAB), proximity between conspecific breeding pairs (QNND) seemed to be the most important factor reducing habitat quality and, therefore, productivity (Figure 1b).

Productivity in traditional territories (those occupied at least since 1978) was better and more stable than in new ones (those occupied from 1988 onwards, when the population started to increase) initially, from 1988 to 1993. However, these differences lessened and disappeared all together in the final years (1994-2002), when territories became more homogeneous in terms of productivity (Figure 3a). Accordingly, we found that although the intrinsic quality (QHAB) of traditional territories remained relatively constant through time, a rise in the number of breeding pairs may have increased intraspecific interactions, thereby reducing the other quality index (QNND; Figure 3b).

Even when all territories are not equally affected, the distances to both the nearest conspecific pair and the nearest supplementary feeding points have a negative effect on productivity. Although there is a certain degree of variability in their responses, territories located near supplementary feeding points that are also near to other bearded vultures breeding territories had lower productivity than territories with less conspecific pressure (Figure 4a and b).

These evidences suggest that, in accordance with other studies on territorial raptors (e.g. KRÜGER & LINDSTRÖM, 2001; SERGIO & NEWTON, 2003; CARRETE *et al.*, 2006c), habitat heterogeneity plays a key role in the population regulation of bearded vultures. As the Pyrenean bearded vultures are not individually marked we cannot tell whether habitat heterogeneity is a consequence of sites possessing different suitabilities for reproduction or for survival (BREININGER & CARTER, 2003; LAMBRECHTS *et al.*, 2004; CARRETE *et al.*, 2006). However, our findings that productivity declined and its variation increased as bearded vulture populations increased from 38-91 pairs (during 1987-2002) are new and relevant for both basic and applied ecology because they show that population regulation is not simply a result of

interference (i.e. ideal free distribution) or pre-emptive use of space. Moreover, traditional discussions on density dependence in territorial systems are mainly based on data obtained from populations in demographic equilibrium, where crowding mechanisms are usually precluded. Our data, collected throughout a period of population growth, show that when high density situations are encouraged, demographic density dependence in territorial birds can occur because of the combined effects of site quality (ideal despotic distribution) and crowding mechanisms (ideal free distribution). Moreover and no less importantly, we also show that non-breeding birds can make up a significant fraction of the whole population and that their effects on breeding individuals as scramble competitors must be taken into account (LÓPEZ-SEPULCRE & KOKKO, 2005).

Age differences could be proposed as an alternative hypothesis to explain productivity variation between territories (FORSLUND & PÄRT, 1995), where inexperience birds occupying new territories increase their productivity through years and senescence promotes a progressive decay of productivity in traditional sites. Even when we were not able to test age effect on reproduction (bearded vultures are not individually marked), and therefore we can not discard it, our data are strong showing that habitat heterogeneity and interference play a role in productivity depression, explaining an important percentage of deviance.

Density of conspecific competitors has been shown to negatively affect territory size in several bird species (see review in NEWTON, 1998), independently of food availability (e.g. ARCESE & SMITH, 1988; STAMPS, 1990). Although we have no information on either home range size or on its change with density, our results suggest that this bearded vulture population may have suffered a process of territorial compression associated with an increase in the number of breeding pairs (nearly 25% reduction in the mean nearest neighbor distance between 1987 and 2002 MARGALIDA et al., 2008a). This may be affecting the productivity of the population, as has been suggested by DONÁZAR *et al.* (2005), who found that after 1991 the model best fitted to predicting territory occupation does not include the distance to the nearest occupied bearded vulture nest. Moreover, DONÁZAR *et al.* (1993) did not find any relationship between breeding success and distance to conspecific breeding pairs, suggesting that productivity was not limited by any density-dependent mechanism before 1991. Consequences of territory compression have been explored in other species, where increases in density are accompanied by increases in aggressive behavior among territorial animals and in costs associated with territory defence (e.g. CALSBEEK & SINERVO, 2002; MOUGEOT *et al.*, 2003; SILLETT *et al.*, 2004). In these cases, territory shrinkage and territorial disputes associated with high density situations affected reproduction and had fitness costs for territorial animals (GORDON, 1997; CALSBEEK & SINERVO, 2002; RIDLEY *et al.*, 2004), as in our bearded vulture population. However, we found that not all territories were equally affected by increases in the number of breeding pairs. Territories located at high density situations became less productive and more unpredictable than territories located far away from conspecific pairs, indicating that in the present situation proximity to other breeding pairs could be the main factor promoting territory quality and also, to some extent, habitat heterogeneity in this closed population.

Proximity to supplementary feeding points where non-breeding birds congregate was also detrimental for reproduction. For species with delayed maturity such as many long-lived raptors, spatial segregation between dispersing and breeding birds is a common feature (NEWTON, 1979). This is because preparation for reproduction governs preferences among breeders, while food is the main driving force underlying habitat selection patterns in dispersing birds (e.g. BUSTAMANTE *et al.*, 1997; BROWN, 1997; MAÑOSA *et al.*, 1998; HIRZEL *et al.*, 2005). In our study area, however, the high availability of food resources associated with supplementary feeding points allows a high number of non-breeding bearded vultures - which otherwise would be occupying different areas (BROWN, 1997; XIROUCHAKIS & NIKOLAKAKIS, 2002; HIRZEL *et al.*, 2005)- to coexist within the spatial distribution of the breeding population. Contrary to the social behavior observed in other species where floaters and territorial birds may coexist in areas of high food supply (e.g. BLANCO & TELLA, 1999; FORERO *et al.*, 2002), bearded vultures are territorial birds that defend exclusive breeding areas against both conspecifics and heterospecific birds (e.g. MARGALIDA & BERTRAN, 2000; BERTRAN & MARGALIDA, 2002; MARGALIDA & BERTRAN, 2005). Thus, high concentrations of floaters around breeding territories - as happens near supplementary feeding points - may increase the time being spent in agonistic encounters and, therefore, reduce breeding success. Moreover, conspecific crowding can be a significant stressor that may alter gluco-

corticosteroid release, causing both physiological and behavioral changes that may affect population dynamics (ROTLLANT *et al.*, 1998; CREEL *et al.*, 2001; ROMERO, 2004).

3.2. Changes in the mating system associated to habitat saturation

The breeding population of bearded vultures as well as the proportion of polyandrous trios increased from 1988 to 2002 (Figure 5). Annual changes in the number of breeding territories were positively correlated with the proportion of trios, suggesting that the progressive saturation of the population could be related to their formation.

Polyandrous trios tended to appear in traditional territories (i.e., territories occupied before 1988) where productivity was higher when occupied by breeding pairs (standardized productivity of traditional and new territories: 0.30 ± 1.13 and -0.32 ± 1.41 fledglings per year, respectively (Figure 6). However, these high-quality territories became less productive when they received a third individual (standardized productivity of breeding pairs and trios within the same territories: 0.63 ± 1.21 and -0.14±1.33 fledglings per year, respectively), suggesting that the appearance of another adult could trigger conflicts that affect reproduction among individuals from the same territory. Accordingly, after fitting territory and year into models to control for the density-dependent decay in the productivity of the population during the study period, we found that the formation of trios in some territories caused productivity depression in the whole population.

Intraspecific variation in mating systems may be determined by ecological features of the environment (HEG & VAN TREUREN, 1998) or by conflicts of interest between individuals (DAVIES & HARTLEY, 1996). This has been supported for small, short-lived birds, usually group-living species, and where coexistence of different types of mate-sharing is common (see examples in HATCHWELL & KOMDEUR, 2000). However, there is no solid evidence for long-lived, typically monogamous species that changes in reproductive strategies can take place rapidly (Figure 5) compared to their lifespan (in our case 21.4 years for wild birds; BROWN, 1997). Here, we have shown how a large species that used to breed at low densities can change its mating system when subjected to demographic pressures (Figure 7), even when it has negative effects for dominant breeders and the population as a whole. Management actions for bearded vultures in Spain have fixed dispersers into their natal population (CARRETE *et al.*, 2006a), resulting in a large number of surplus birds and habitat saturation. Bearded vultures entered the breeding pool by occupying poor-quality territories (CARRETE *et al.*, 2006a) or by queuing in high-quality territories to wait until they are available. Therefore, trio formation may be a strategy for intruders to increase their fitness prospects by mating with a female or by increasing their likelihood of inheriting a high-quality territory when the dominant male dies. Reproductive success of previous owners was compromised when territories changed to trios, suggesting that the third individual was costly.

Intruders, however, are not evicted by owners (BERTRAN & MARGALIDA, 2002), perhaps because trios arise from uncommon ecological constraints and thus the energy invested in an unusually developed agonistic behaviour could be higher than the costs of accepting them (CLUTTON-BROCK & PARKER, 1995; HAMILTON & TABORSKY, 2005). The decision of some individuals to get into a trio as a subordinate has also clear negative consequences for the whole population. However, since it appears as a consequence of ecological constraints, this behaviour could be reversed through management. Even if the management action was different and not directly applicable to our study species, the translocation of floaters of the endangered Seychelles magpie robin *Copsychus sechellarum* from a population-saturated island to an unoccupied one was a successful conservation strategy, since individuals become breeders (KOKKO & SUTHERLAND, 1998). A similar situation could be expected if ecological and behavioural cues exposed in this paper are linked to direct conservation actions for this endangered vulture.

3.3. Use of AFS and consequences for survival probabilities

The best survival model obtained using the MARK program account for 85% of the weight of all models, and included the effects of age (young or adults), time and the intensity of use of AFS on survival, and of age on recapture rates (model 1, Table 1). Interestingly, the addition of the individual covariate describing the intensity of use of AFS greatly improved the models without this factor (models 7-12, Table 1). However, the use of AFS decreased with bird age, even after controlling for individual variability. Thus, survival was equal for birds of ages up to 4y old (the age classes more frequently seen at AFS) and remained

Model	Survival	Recapture	np	DEV	QAICc	ΔQAICc	WQAICc
1	**1_4+5T+AFS**	**A**	**6**	**500.251**	**512.410**	**0.000**	**0.849**
2	1_4+5+AFS	A	5	506.920	517.033	4.623	0.084
3	1_4+5+AFS	1_4+5	5	508.600	518.713	6.303	0.036
4	(1_4+5)T+AFS	A	6	507.877	520.036	7.626	0.019
5	A+AFS	A	5	511.760	521.874	9.463	0.007
6	1_4+5+AFS	5a	8	506.470	522.744	10.334	0.005
7	1_4+5	A	4	553.113	561.113	48.702	0.000
8	1_4+5T	A	5	552.697	562.697	50.287	0.000
9	(1_4+5)T	A	5	552.764	562.764	50.354	0.000
10	1_4+5	1_4+5	4	554.948	562.948	50.537	0.000
11	A	A	4	556.091	564.091	51.680	0.000
12	1_4+5	5a	7	550.799	564.799	52.388	0.000
13	·	A	3	559.284	565.284	52.874	0.000
14	A	1_4+5	4	557.659	565.659	53.248	0.000
15	6a	A	8	550.842	566.842	54.432	0.000
16	·	5a	6	556.559	568.559	56.149	0.000
17	5a	5a	10	549.442	569.442	57.032	0.000
18	5a	A	7	556.741	570.741	58.331	0.000
19	6a	6a	12	548.337	572.337	59.927	0.000
20	(1_4+5)+t	A	22	532.584	576.584	64.174	0.000
21	·	·	2	574.115	578.115	65.705	0.000
22	t	A	21	536.631	578.631	66.221	0.000
23	t	5a	24	533.811	581.811	69.401	0.000
24	5a+t	5a	28	528.235	584.235	71.825	0.000
25	(1_4)T+5	A	5	574.537	584.537	72.127	0.000
26	1_4+5*t	A	18	551.007	588.833	76.423	0.000
27	(1_4+5)*t	A	36	517.177	589.177	76.767	0.000
28	5a*t	5a*t	107	431.466	645.466	133.056	0.000
29	5a*t	A	82	487.020	651.020	138.610	0.000
30	T	5a*t	94	478.640	666.640	154.230	0.000

Table 1. Models of survival and recapture probabilities for bearded vultures in the Spanish Pyrenees. Time and age (young or adults) were introduced as covariates, either as changes without precise patterns (noted by *t* and *a*, respectively) or changes with a trend (noted by *T* and *A*, respectively). Effects of artificial feeding sites on survival (noted by *AFS*) were introduced as an individual covariate. Models are ranked following QAICc values. np = number of identifiable parameters; DEV = deviance of each model; QAICc = corrected quasi-AIC value for avoiding bias in small samples; ΔQAICc = difference of QAICc value with respect to the best model; WQAICc = weight of each model with respect to the bulk of models tested. "·", "*"and "+" represent mean constancy, interaction and additive effects, respectively. In bold, the final selected model, with ΔAICc < 4 relative to the rest of models.

constant over time (0.944 ± 0.012) even after the recent increment in the illegal use of poison. Conversely, survival of older birds (≥ 5y old) decreased linearly with time (Figure 8), with an average value of 0.878 (± 0.014). Other models, including higher number of age classes (results not shown) or different combinations of age and time, behaved worse (Table 1). Thus, our results support the hypothesis of improvement of survival rates associated with the use of AFS. Indeed, survival estimates for the two main age-classes at the beginning of the study period (1987) when the use of illegal poison was less marked but AFS were not available, were 0.787 (± 0.018) and 0.961 (± 0.019) for young (the age-class using AFS) and adults, respectively.

Ecological theory predicts that survival of long-lived species should increase gradually with age because 1) individuals improve their competitive skills or change from vagrant life-styles to more sedentary ones after territory acquisition, and/or 2) natural selection progressively eliminates low quality individuals (TAVECCHIA *et al.*, 2001). Even when the underlying mechanisms may be of great interest in understanding the evolution of life histories, it is very difficult to correctly separate one mechanism from another (TAVECCHIA *et al.*, 2001; SANZ *et al.*, 2008). All in all, consequences for population dynamics are similar: population growth rates among long-lived species are expected to be highly sensitive to changes in adult survival, so natural selection might have minimized variation in this parameter to ensure population stability (SÆTHER & BAKKE, 2000). However, our results show how survival of bearded vultures changes through a bird's lifespan in an unnatural way, with non-adult birds (< 5y old) having higher and more constant estimates than adults (0.944 and 0.878, respectively, Figure 8). Two main aspects seem to have been directly responsible for this outcome, namely: the opening of AFS (directly tested through individual and age-specific frequencies of visits), and the increasing use of illegal poison to control predators (indirectly tested through a temporal trend in survival). Thus, human activities, both through apparently well-intentioned and malicious actions, can perturb evolutionary forces promoting unexpected changes in survival patterns and, therefore, demographic dynamics.

3.4. Population trajectories under different management scenarios: which are the demographic effects of AFS?

We built a prospective stochastic age-structured population model (only for females) to explore the functional dependence of λ (the population growth rate) on the demographic rates of the study population. This kind of perturbation analysis allows us to identify potential management targets because variations in demographic parameters with high sensitivity (or elasticity) produce large changes in λ. We also built a retrospective stochastic population model to detect whether parameters used in the prospective model were reliable and described with certainty the behaviour of the population. Here, we used the same structure and number of replications as that of the prospective model but run over the period for which data were collected (20 years), setting the initial population size to that estimated in 1985 (i.e. 37 breeding females).

The current combination of demographic parameters of the Spanish bearded vulture population (scenario 1, Table 2) gave a λ = 0.961 (± 0.002). When we explored how this rate changed within a range of different combinations of survival scenarios (all other vital rates remained equal as in further prospective models), we found that the population increased (λ > 1) only with very high values of adult survival (> 0.93, Figure 9). To the contrary, λ showed low sensitivity to changes in survival of young (Figure 9).

Retrospective analysis showed that simulations performed using actual survival estimates (scenario 1 Table 2) fitted quite well with the observed dynamics of the breeding population (mainly at the end of the time series, Figure 10a), despite the uncertainty of the demographic estimates of the model, and the way they potentially changed with population density (both positively and negatively; author's unpubl. data). Retrospective simulations without the positive effects of AFS on young survival but no effects of poison on adult survival rates (scenario 5 Table 2) yielded a lower number of territories than observed in the study population (71 vs. 80 territories, Figure 10b). However, population trends were quiet similar in all cases (scenario 1: λ= 0.961, scenario 5: λ=1.000, see Figure 10, observed: λ=1.048 ± 0.049) suggesting that population consequences of the progressive reduction in adult survival rates could have been buffered by increments in young survival rates associated with the use of AFS.

3.4.1. Management scenarios

One of the crucial environmental factors potentially severely affecting the viability of bearded vultures in the Pyrenees is the impact of illegal poisoning, mainly when it affects adult survival rates (e.g. MARGALIDA *et al.*, 2008b). Even when the most important management action is to eradicate its use, the employment of certain tools such as the opening of AFS to mitigate its effects was encouraged. Thus, we modelled potential scenarios combining different impacts of poison and AFS availability to disentangle their potential effects on population projections over time (see Table 2 for demographic parameters used).

Availability of AFS

We first envisaged that the illegal use of poison continues affecting survival rates of vultures. Thus, we used the survival rates of pre-adult and adult birds estimated by our best selected model (scenario 1 in Table 1I), which were lower than expected likely due to the effect of illegal poison. The variance (once eliminated the variance from sampling error) around the mean value of the survival estimate was introduced in the model to reflect the environmental stochasticity of the poison impact, with no temporal autocorrelation (white environmental noise, INCHAUSTI & HALLEY, 2003).

Most environmental fluctuations contain strong correlations at a multitude of scales (HALLEY, 1996). In this case, the actual temporal dynamics of illegal poisoning (mainly in the long-term) is unknown owing to the lack of field data available. However, strong eruptions associated with human-predator-prey conflicts are expected (author unpubl. data). Thus, we performed a second set of simulations (scenario 2, Table 1I) considering that the temporal dynamics of poisoning are dominated by fluctuations, both short and long-term, with positive temporal autocorrelation (coloured environmental noise, INCHAUSTI & HALLEY, 2003). Here, we used the actual temporal variability of survival probabilities Φ to estimate the coefficients (mean a and variance b) of the function $\Phi_{(t+1)} = \Phi_{(t)} \cdot a + rand \cdot b$ where t was the time (in years), and *rand* was a uniform distribution with range (0,1). The coefficient a has distribution ranges of ($0<a<1$) and ($-1<a<0$) for red (long-term) and blue (short-term) noise, respectively. Coefficients of this function were estimated by time series analysis using ARIMA (model AR(1)). Finally, we simulated

Parameters	Artificial Feeding Sites			No Artificial Feeding Sites	
	Poisoning		No poisoning	Poisoning	No poisoning
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
Young survival	0.944 (0.012)	0.944 (0.012)	0.944 (0.012)	0.787 (0.018)	0.787 (0.018)
Adult survival	0.878 (0.014)	$\varphi_{(t)} \cdot 0.264 + rad \cdot 0.241^{\xi}$	0.961 (0.019)	0.878 (0.014)	0.961 (0.019)
Fertility§		0.7359e-0.0056·PD*			

ξ Initial value t=1 = 0.961 – *Density-dependence function (PD = population density) – §Source: Carrete *et al.*, 2006a

Table 2. Survival and reproductive parameters used in Monte Carlo simulations for estimating extinction risk in prospective models for the bearded vulture in the Spanish Pyrenees. In brackets, SE of the estimates.

the behaviour of our population under effective management actions reducing the impact of poisoning (scenario 3 in Table 1l), using actual adult survival estimates obtained in our study area but without poison effects.

The three scenarios considered within this group of simulations showed different patterns associated with the effects of poison on survival (Table 1l). When survival of adults decreases because of the illegal use of poison and survival of young increases due to their use of AFS (scenarios 1 and 2, Figure 11), population trajectories decreased over years (scenario 1: λ = 0.961 ± 0.002; scenario 2: λ = 0.932 ± 0.002). However, extinction probabilities were not equal in the first and the second scenarios. When the impact of poison was stochastic with no clear trend over time (scenario 1 Table 2), probabilities of extinction were nil, although some trajectories attained the quasi-extinction threshold (scenario 1 Table 2, Figure 10). Conversely, ARIMA analysis indicated that the way in which illegal poisoning impacted our bearded vulture population (i.e., the colour of the environmental noise) depended on the age-class considered. For instance, the decrease of survival among birds older than 4y old during 1986-2007 (a = 0.264, b = 0.241) showed a long-term temporal autocorrelation (i.e., red noise), whereas for birds up to 4y old (a = -0.018, b = 0.250) survival exhibited a short-term temporal autocorrelation (i.e., blue noise). This temporal autocorrelation in the impact of poison, the most realistic situation (scenario 2 Table 2), increased the extinction probabilities of the whole population, with a maximum value over a time horizon of 50 years (p_e(t=50)= 1, mean extinction time: 10.2 years ± 0.28, see scenario 2 Table 2, Figure 10). Note that for these two poison-impacted scenarios the mean trajectories were quite similar, except for the largest variability expected in population trajectories when the impact of poison was temporally correlated (scenario 2 Table 2, Figure 10). Interestingly, both mean trajectories were relatively stable in early years, probably due to the buffer capacity of recruits resulting from very high young survival.

Increments in the survival rate of adult birds up to that expected when the illegal use of poison was near nil (at the beginning of the time series, scenario 3 Table 1) combined with a high survival rate of young (maintained through AFS) predicted a marked increment in the number of breeding territories (λ = 1.014 ± 0.001; scenario 3 Table 2, Figure 11).

No availability of AFS

This group of simulations allowed us to disentangle the actual usefulness of AFS to mitigate the effects of illegal poison on population persistence. First, we ran retrospective and prospective simulations of the population dynamics of bearded vultures in a scenario of use of illegal poison and no availability of AFS (scenario 4 Table 2) to 1) assess the effectiveness of AFS given their observed trend during the last 20 years, and 2) evaluate the potential effectiveness of AFS on the expected trajectories of the study population. For these purposes, we estimated survival rates of young by fixing the beta parameter in the likelihood function estimated for the covariate "use of AFS" to 0. Survival estimates for adults was that estimated through our best CMR model (Table 1). Then, we simulated an alternative scenario in which there were no poison effects and AFS were not available. Here, survival estimates of adults were those obtained at the beginning of the study period while survival of young was obtained as in the previous scenario of no AFS (scenario 5 Table 2).

Populations suffering from negative effects of illegal poisoning on survival rates but not managed with AFS (scenario 4 Table 2) showed a lower population growth rate and a slightly higher probability of extinction in the time horizon of 50y than its most conservative counterpart (scenario 1: λ = 0.961 ± 0.002, $p_e(t=50)$ = 0; scenario 4: λ = 0.932 ± 0.002, $p_e(t=50)$ = 0.05; Figure 10). However, in a scenario of no use of illegal poisoning and no AFS (scenario 5 Table 2), population numbers are somewhat lower although still rather stable (scenario 5: λ = 1.000 ± 0.001; scenario 3: λ =1.016 ± 0.001).

Population projections under scenarios of illegal poisoning did not forecast a positive outcome for the most important European core of this species. When the impact of poison on adult survival was stochastic, probabilities of extinction for the population were nil, although some trajectories achieved the quasi-extinction threshold. Of even greater concern, extinction probabilities for the population increased when the effect of illegal poisoning on adult survival followed a temporal autocorrelation, the most probable scenario. Conversely, population projections run with survival of adults not affected by illegal poisoning predicted better situations, with larger population increments in scenarios of maintenance of AFS, when survival rates of young birds are also improved. The counter-scenario, no use of illegal poisoning and no availability of AFS, predicts slightly

lower population sizes but with near stable trajectories. Consequently, an important management action intuitively used to reduce the negative effects of illegal poisoning such as the opening of AFS as appear to be not as effective as expected in saving threatened populations from future negative trends. As in many other long-lived species, survival of adults is the key demographic parameter contributing most to the projected population growth rate (e.g. SÆTHER & BAKKE, 2000, Figure 12), and management actions should be directed to improve it. However, in the short term, AFS can maintain a large floater surplus that may delay population decline. It is understood that the eradication of the illegal use of poison is neither easy nor time efficient, and hence measures taken to allow more time for the application of proper and more effective management actions can be a useful instrument for conservation. Thus, efforts to determine adequate tools to reduce poisoning risk among adults are important as well. In this sense, experimental work is needed to test the effectiveness of smaller, less predictable AFS located near breeding territories to enhance adult survival while avoiding large aggregations of non-adult birds in their surrounding.

It is worth noting that the reliability of predictive models depends on the robustness of demographic rates and the number of known parameters for each age class. In our case, survival estimates by age classes and fecundity were available and reliable. Nevertheless, some parameters were unknown, mainly the recruitment curve and how it changed with variations in density (TAVECCHIA *et al.*, 2007). Thus, the structure of the model was a compromise between complexity (due to known demographic patterns such as age-dependent survival or density-dependent fecundity), and simplicity (due to the unknown parameters such as percentage of breeders at each age-class). However, several goals to ensure the maximum reliability at predictive power of extinction risk were achieved in our modelling by incorporating uncertainty in parameter estimates and stochasticity in population dynamics (LANDE *et al.*, 2003). Finally, it is important to note that demographic consequences of artificial increments in survival are limited to those included in our hypothetical scenarios. Complex aspects linked to alterations in natural selection pressures should also be taken into account (BLANCO, 2006) since a large proportion of young, that in more "natural" situations would have died (low quality individuals; TAVECCHIA *et al.*, 2001; SANZ *et al.*, 2008), are now potentially recruited into the breeding population. Moreover, if only AFS-maintained birds are progressively selected, population can become more dependent on human-supplied food than previously thought.

3.5. Usefulness of artificial feeding sites for the conservation of endangered populations

Supplementary feeding to wild birds is a widespread practice that may alter the natural dynamics of food supply, representing a major intervention in avian ecology. Indeed, supplementary feeding has the potential to change long-term population dynamics and distribution ranges of many species (for a revision see ROBB *et al.*, 2008). Therefore, policy makers and managers have found in supplementary feeding actions a common, straightforward solution to many different conservation challenges of endangered populations, including increasing breeding success (e.g. GONZÁLEZ *et al.*, 2006), providing safe food in areas were carcasses are poisoned or contaminated with veterinary drugs (e.g. GILBERT *et al.*, 2007), promoting the recolonization of abandoned areas (MUNDY *et al.*, 1992) and aiding in reintroduction programs (Chamberlain *et al.*, 2005). However, recent works have shown that supplementary feeding can have negative effects for both target (e.g. LEMUS *et al.*, 2008; CARRETE *et al.*, 2006a, b; BLANCO, 2006; BLANCO *et al.*, 2007) and non-target populations (for a revision, see ROBB *et al.*, 2008), bringing into question their potential benefits for community and population dynamics.

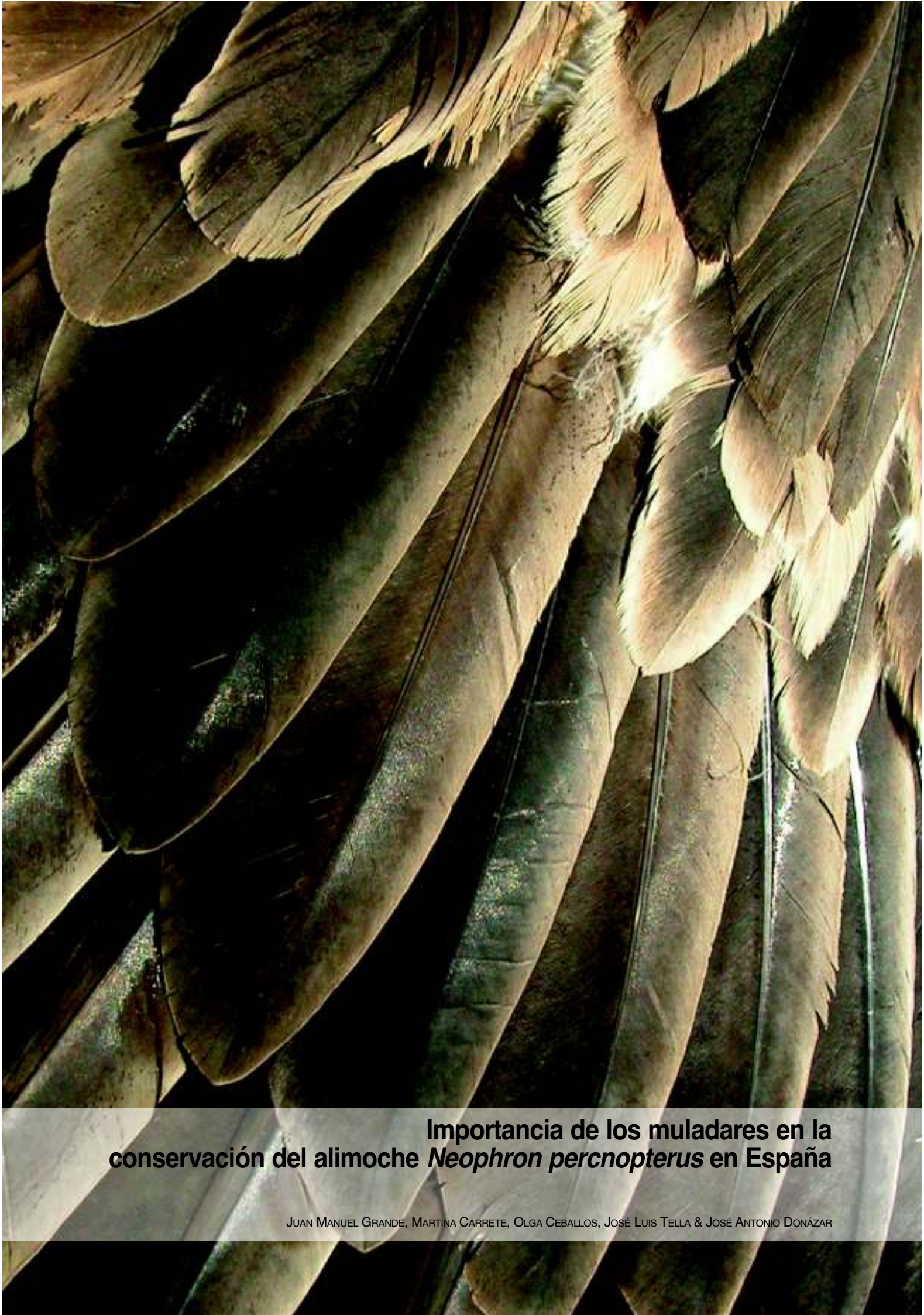
To our knowledge, the Spanish population of bearded vultures represents one of the few cases for which both positive and negative outcomes of artificial feeding sites have being carefully weighed using a population dynamics approach. Recent studies have shown that supplementary feeding can have several negative effects on this population such as territory compression and coexistence between breeders and floaters (CARRETE *et al.*, 2006a, MARGALIDA *et al.*, 2008a), and changes in the mating system (CARRETE *et al.*, 2006b) reducing territory quality (because of intraspecific interactions) and population productivity (CARRETE *et al.*, 2006a, b). Present results, however, support their usefulness as temporal tools to maintain individuals while more complex objectives such as the eradication of illegal poisoning from the field are achieved.

However, the maintenance of AFS should not distract managers from prioritizing the long-term viability of this and many other species by eradicating illegal poison use. Taking into account that one of the main threats for this population is its restricted geographic range, AFS can be used as a very specific tool for the recovery of the population in peripheral areas, to promote the colonization of suitable unoccupied areas outside the Pyrenees. Although beyond the scope of this paper and awaiting scientific support, this latter possibility should be considered a potential positive aspect of AFS on species conservation.

4. ACKNOWLEDGEMENTS

Field information was generated by Spanish Regional Governments and Ministry of Environment (Agentes Forestales de Aragón, Agents Rurals de Catalunya, GEPT, FCQ, LPO-FIR, Red "Casseur d'os"). We are particularly grateful to R. Bardají (Gobierno de Aragón, Huesca), D. García (Generalitat de Catalunya), and D. Campión and J. Larumbe (Comunidad Foral de Navarra) for legal permissions to analyze this information. We would like to thank very much M. Schaub, S. Legendre, J.L. Tella, D. Serrano, G. Tavecchia, R. Pradel and F. Hiraldo for their valuable comments.

foto/photo: Jordi Bas



Importancia de los muladares en la conservación del alimoche *Neophron percnopterus* en España

Juan Manuel Grande, Martina Carrete, Olga Ceballos, José Luis Tella & José Antonio Donázar

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	254-275	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Importancia de los muladares en la conservación del alimoche *Neophron percnopterus* en España

Relevance of vulture restaurants for the conservation of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* in Spain

PALABRAS CLAVES: alimoche, *Neophron percnopterus*, conservación, muladar, dormidero, patrón de extinción, éxito reproductor.
KEY WORDS: Egyptian vulture, *Neophron percnopterus*, conservation, *muladar*, vulture restaurant, communal roost, extinction pattern, reproductive success.
GAKO-HITZAK: Sai zuria, *Neophron percnopterus*, kontserbazioa, simaurtegia, etzalekua, iraungitze-patroia, ugaltze-arrakasta.

Juan Manuel GRANDE[1], Martina CARRETE[2], Olga CEBALLOS[2], José Luis TELLA[2] & José Antonio DONÁZAR[2]

RESUMEN

Los muladares han constituido una fuente importante de alimento para las aves carroñeras a lo largo de siglos. Sin embargo, existen pocos estudios que examinen su eficacia en la conservación de dichas especies. En este trabajo analizamos el papel de los muladares en la distribución y parámetros reproductores de la nutrida población de alimoche *Neophron percnopterus* que ocupa el Valle medio del Ebro, la cual ha visto reducido el número de parejas reproductoras a la mitad entre 1979 y 2005. La cercanía a muladares no tuvo ningún efecto sobre la extinción o no de los territorios reproductores de esta especie en el marco de un fuerte declive poblacional. Sin embargo, sí que tuvo un claro efecto positivo sobre el éxito reproductor y la persistencia en el tiempo de los dormideros comunales de la especie, los cuales contribuyen indirectamente a la persistencia de los territorios. Por lo tanto, además de modelar la distribución espacial de los individuos no reproductores y de aumentar el número de descendientes de los reproductores, los muladares estarían influyendo de forma indirecta en el patrón de ocupación del espacio de la población reproductora. A pesar de que aún se desconocen muchos de los aspectos que determinan cómo la presencia de estos puntos de alimentación afecta a la estructura espacial y a los parámetros poblacionales de las especies carroñeras, nuestro trabajo sugiere que efectivamente pueden jugar un papel positivo e importante en la conservación de estas aves. No obstante, la gestión actual de muladares debe ir integrada en planes de manejo más amplios, donde en ningún caso deben ocupar un papel único ni prioritario.

ABSTRACT

Over the last centuries, muladares have been a major source of food for scavenging birds. However, there are few studies that assess the relationship between their existence and scavenging bird's conservation. In this study we analyse the role that muladares play in the dense Egyptian vulture *Neophron percnopterus* population from the mid Ebro Valley, which number of breeding pairs has been reduced by half between 1979 and 2005. The proximity to muladares had no effect on the long term persistence of the territories of this vulture within the framework of a sharp population decline. However, it had a clear positive effect on its breeding success and on the persistence in time of the species' communal roosts, which indirectly contribute to the persistence of its territories. Therefore, in addition to its influence in the spatial distribution of non-breeding birds, and on the breeding success, muladares are indirectly influencing the spatial pattern of territory occupation in these birds. While we are still unaware of many aspects that determine how the presence of these feeding points affect the spatial structure and population parameters in scavenging species, our results suggest that effectively, they may have a relevant and positive effect on its conservation. However, actual muladares management must be integrated in wider management plans, where they never should be the only or main action.

LABURPENA

Hondakindegiak elikagaien iturri garrantzitsuak izan dira, mendeetan zehar, hegazti sarraskijaleentzat. Hala eta guztiz ere, gutxi dira hondakindegien presentziaren eta aipatutako espezieen kontserbazioaren arteko harremana aztergai izan dituzten lanak. Lan honetan hondakindegiek Ebro ibaiaren erdiko Haranean bizi den sai zuriaren *Neophron percnopterus* populazio oparoan izandako eragina aztertuko dugu, ugaltzeko moduko bikoteak alde honetan erdira murriztu baitira 1979 eta 2005 bitartean. Hondakindegien gertutasunak ez zuen inolako eraginik izan populazioaren gainbehera nabaria bizi zuen espezie hau ugaltzeko lurraldeen desagertzean edo ez desagertzean. Aitzitik, ondorio positibo agerikoa izan zuen espeziea ugaltzeko eta denboran irauteko bizileku komunaletan, hauek, zeharka bada ere, lurraldeei eusten lagundu baitute. Beraz, ugaltzen ez diren izakien banaketa espaziala antolatzeaz eta ugaltzaileen ondorengoen kopurua emendatzeaz gainera, hondakindegiek zeharkako eragina lukete populazio ugaltzailearen espazioa okupatzeko ereduan. Elikatzeko puntu hauek espezie sarraskijaleen populazioen parametroetan eta egitura espazialean duten eragina zehazteko alderdi asko eta asko artean ezezagun badira ere, gure lanak iradokitzen du eragin positibo eta garrantzitsua izan dezaketela hegazti hauek kontserbatzeko garaian. Hala eta guztiz ere, plan zabalago baten baitara bildu beharra dago hondakindegien egungo kudeaketa, eta plan zabalago horretan beti ere egongo da beste aukera batzuen mende, inoiz ere ez da lehenetsiko.

[1] Department of Biology, University of Saskatchewan, 112 Science Place, SK S7N 5E2, Saskatoon, Saskatchewan, Canada. Correo electrónico: manu.grande@usask.ca
[2] Estación Biológica de Doñana-CSIC, c/ Américo Vespucio s/n, Sevilla 41092, España

1. INTRODUCCIÓN

Algunos autores han vinculado la aparición de las distintas especies de buitres a la expansión y diversificación de los grandes mamíferos, especialmente los ungulados durante el Eoceno y el Mioceno (hace entre 55-20 millones de años) (MUNDY *et al*., 1992). En cualquier caso, al menos en un tiempo evolutivo reciente, la distribución geográfica de gran parte de las especies de aves carroñeras ha venido determinada en buena medida por la presencia y abundancia de ungulados silvestres (MUNDY *et al*., 1992), o más recientemente de ungulados domésticos (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al*., 1997). En Europa, el progresivo incremento de la población humana con sus actividades asociadas provocó la rarefacción y extinción de gran parte de estos ungulados silvestres, de forma que hacia finales del siglo XIX estaban ausentes de amplias áreas del continente (ver por ej. para España ALADOS, 1985; CARRANZA, 2007). Sin embargo, esta expansión humana trajo aparejado un incremento considerable en la abundancia de ungulados domésticos ligados a la ganadería y al transporte de mercancías (bueyes y mulas), por lo que es muy probable que la disponibilidad de carroñas en los campos europeos siguiera siendo elevada. Si bien es cierto que de forma natural la disponibilidad de carroña puede ser más o menos predecible en algunas situaciones concretas (por ejemplo, las migraciones de grandes mamíferos en las sabanas africanas; MUNDY *et al*., 1992), lo más habitual es que su disposición sea aleatoria y por lo tanto, impredecible. La presencia de animales domésticos en los pueblos y su entorno, así como en España, la aparición de los denominados muladares (área cercana al pueblo o a los corrales y parideras donde todo tipo de animales domésticos muertos quedaban a disposición de las aves carroñeras; Figura 1) debe haber alterado esta situación al incrementar la predictibilidad de las carroñas. Es decir, es muy posible que la transformación agroganadera de los campos europeos haya cambiado más la distribución espacial de la carroña, que su abundancia.

A lo largo del siglo XX, tanto en Europa como en distintas zonas de África, se produjo un marcado declive en las poblaciones de aves carroñeras debido fundamentalmente a la persecución humana (véase MUNDY *et al*., 1992; DONÁZAR, 1993;

Figura 1. Un alimoche aterriza en un muladar donde ya se encuentra más de un centenar de buitres leonados. Los muladares han sido tradicionalmente explotados por todas las especies carroñeras que habitan la Península Ibérica. (Foto: Juan Carlos Ascaso).

Figure 1. *An Egyptian vulture lands in a muladar where there is already more than a hundred Eurasian griffon vultures. Muladares have been a traditional food source for all the scavenging species inhabiting the Iberian Peninsula. (Photo: Juan Carlos Ascaso).*

CARRETE *et al*., 2007). Además, en gran parte de Europa occidental tuvo lugar de forma paralela una intensificación de la ganadería, con una progresiva estabulación del ganado mientras que, a la vez, las disposiciones sanitarias restringían severamente el abandono de animales muertos en el campo (DONÁZAR *et al*., 1997; TELLA, 2001a). Teniendo en cuenta que, de acuerdo a los estudios de alimentación, los restos de ganado doméstico eran una parte fundamental de la dieta de las aves carroñeras, no sólo en Europa, sino también en determinadas zonas de África, Asia y Norteamérica, no sorprende que surgiera una seria preocupación sobre el futuro de estas especies (BROWN, 1991; DONÁZAR, 1993; MUNDY *et al*., 1992; SNYDER & SNYDER, 2005). En este marco, la creación de comederos controlados, emulando a los muladares tradicionales, se contempló como una herramienta clave de gestión de las aves carroñeras. Por una parte, se suministraba alimento en un medio en el que progresivamente los recursos "naturales" eran cada vez más escasos y, por otro, estas fuentes de alimento eran "seguras" y reducían el riesgo de envenenamiento de las aves (MUNDY *et al*., 1992; DONÁZAR, 1993; SNYDER & SNYDER, 2005; PIPER, 2006). Como consecuencia de todo ello, prácticamente en todos los países y zonas donde se ha abordado la elaboración de estrategias de conservación dirigidas a las aves carroñeras, una de las medidas estrella y en muchos casos la única, ha sido la creación de comederos (TERRASSE, 1985; PIPER, 2006).

Si bien se presupone que estos comederos tienen efectos positivos sobre las especies carroñeras, son muy escasos los trabajos en los que se ha analizado la contribución real de dichos comederos o de los muladares tradicionales, a la conservación de las poblaciones de aves a las que estaban destinadas (HOUSTON, 2006; PIPER, 2006; ORO *et al*., 2008). De hecho, se sabe muy poco todavía acerca de los efectos que tienen las diversas formas de alimentación suplementaria sobre las poblaciones de aves (ROBB *et al*., 2008). Mucha menos atención se ha prestado todavía a los posibles efectos negativos que puede tener la alimentación suplementaria, como pueden ser las alteraciones de la acción de la selección natural al incrementarse la supervivencia de individuos que en condiciones naturales morirían, cambios en la proporción de sexos, la estructuración espacial de las poblaciones, los patrones de movimiento dispersivo o de alimentación de los individuos y, por supuesto, la ingesta de productos tóxicos asociados a las explotaciones ganaderas modernas (TELLA, 2001b; BLANCO, 2006, BLANCO *et al*., 2007; CARRETE *et al*., 2006).

En este capítulo resumiremos cuáles son las evidencias que apoyan la importancia de estos puntos de alimentación en la gestión encaminada a la conservación del alimoche *Neophron percnopterus*, una de las cuatro especies de buitres que habitan la Península Ibérica. Esta especie es la más pequeña dentro de los buitres europeos, es longeva, monógama, territorial y tiene madurez sexual retardada (DONÁZAR, 1993). En la Península Ibérica, al igual que en el resto de la Europa continental, la especie es migradora, pasando la primavera y el verano en Europa (época de cría) y migrando en Otoño hacia sus zonas de invernada en el Sahel (Mauritania y zonas aledañas de Mali y Senegal; BENÍTEZ *et al*., 2004; GRANDE *et al*., 2009). Si bien en gran parte de los estudios de dieta sobre la especie los restos de ganado fueron la presa principal, se ha sugerido que es el buitre europeo que menos depende de las carroñas de ganado doméstico ya que gracias a su oportunismo es capaz de utilizar multitud de fuentes alternativas de alimento, incluyendo distintas proporciones de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, insectos y excrementos (DONÁZAR, 1993; MUNDY *et al*., 1992). Sin embargo, algunos autores han sugerido que la presencia de pequeños muladares podría ser fundamental para garantizar la conservación de esta especie en determinadas zonas (TELLA, 1993).

A pesar de ser una especie eminentemente territorial, pueden hallarse concentraciones de alimoches de más de 200 individuos en determinadas zonas de alimentación o en dormideros comunales (Figura 2). Los dormideros suelen estar asociados a fuentes predecibles de alimento tales como basureros o muladares (DONÁZAR *et al*., 1996) y parecen jugar un papel importante en la persistencia temporal de los territorios (CARRETE *et al*., 2007; GRANDE, 2006). En general la mayor parte de los individuos que se agregan en estos dormideros son no reproductores, aunque es habitual que también los frecuenten los individuos adultos de parejas territoriales más o menos cercanas (DONÁZAR *et al*., 1996).

En las últimas décadas la población de alimoche ha disminuido de forma importante en gran parte de su área de distribución (BIRDLIFE, 2008; CARRETE *et al*., 2007). En España, donde se encuentra la mayor población reproductora y no reproductora de esta especie en Europa, el declive se estima en torno a un 25 % de las parejas reproductoras en tan solo una década (DEL MORAL & MARTÍ, 2002). De acuerdo con el análisis a escala nacional de los factores de extinción que podrían estar afectando a esta especie en España, este declive parece haber sido provocado principalmente por el uso ilegal de vene-

Figura 2. Grupo de alimoches alimentándose en un muladar del Pirineo. Las agregaciones de alimoches, tanto inmaduros como adultos no son raras en determinados muladares y dormideros comunales. (Foto: Jordi Bas).

Figure 2. *Group of Egyptian vultures feeding in a muladar in the Pyrenees. Gatherings of immature and adult Egyptian vultures are common in some muladares and communal roosts. (Photo: Jordi Bas).*

no para la persecución de depredadores, aunque la degradación progresiva del medio natural con una reducción en la diversidad y un incremento de la fragmentación del hábitat, así como la situación relativa de los territorios con respecto a los dormideros comunales y a otros territorios de la especie habrían modulado la probabilidad de recolonización o de abandono definitivo de dichos territorios (CARRETE *et al.*, 2007). Si bien los análisis a gran escala son importantes para determinar factores generales que pueden estar afectando a una especie, pueden diluir el efecto de algunos factores que actúan a escala regional. Además, algunas variables pueden tener distinto grado de resolución en las distintas regiones de forma que su efecto real puede ser subestimado. Este podría ser el caso de los muladares, cuya presencia no tuvo ningún efecto sobre la extinción en dicho análisis pero cuya resolución en algunas regiones fue deficiente (CARRETE *et al.*, 2007).

En este capítulo analizaremos en primer lugar el papel que ha jugado una importante y bien conocida red de muladares en la persistencia a largo plazo de los territorios de cría en el Valle del Ebro, una región en la que la población de alimoches ha sido estudiada de forma intensiva en las últimas décadas. En un segundo paso, analizaremos el efecto que han tenido dichos puntos de alimentación sobre la reproducción en dicha población y por último, comentaremos el papel que juegan dichos muladares en la persistencia en el tiempo de los dormideros comunales de la especie.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Seguimiento de la población

El área de estudio abarca una superficie aproximada de 19.000 km^2 del tramo medio del Valle del Ebro (noreste de España; Figura 3). La población de alimoche que cría en esta área ha sido estudiada entre 1979 y 2005. Cada año se realizaron un mínimo de tres visitas a todos los territorios conocidos con el fin de detectar la ocupación por adultos reproductores, verificar la incubación, registrar la productividad (nº de pollos volantones) y proceder, en su caso, al anillamiento de los pollos. Un territorio fue considerado como ocupado si en alguna de las visitas se observaron aves adultas mostrando comportamiento reproductivo o algún nido arreglado. Se consideraron como territorios extintos (o vacíos) aquellos en los que, habiendo existido alimoches asentados en años anteriores, no se detectaron indicios de ocupación y cría. Además se intentaron localizar todos los dormideros comunales de la especie en el área de estudio y regiones vecinas así como las fuentes de alimento de las que dependían.

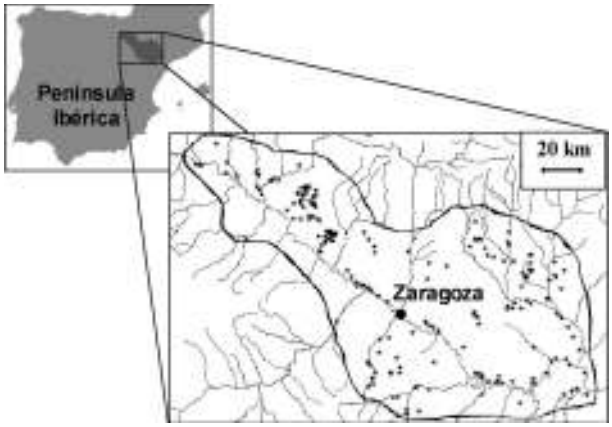


Figura 3. Tramo medio del Valle del Ebro. Las estrellas indican la situación aproximada de todos lo nidos que han sido ocupados alguna vez en nuestra área de estudio durante el periodo 1979-2005.

Figure 3. *Mean Ebro Valley. Stars indicate the approximate situation of all the territories that have been occupied in our study area at least once during the period 1979-2005.*

2.2. Información referente a los muladares

Si bien nos referiremos a ellos genéricamente como *muladares*, dentro de los puntos de alimentación disponibles para las aves carroñeras incluiremos además de muladares de granjas y pueblos (que son la mayoría), basureros y comederos específicos para carroñeras. Los datos sobre localización de los muladares en nuestra área de estudio hasta finales de la década de los 90, provienen de información propia, de aquella proporcionada por otros ornitólogos y naturalistas de la zona y de los inventarios de las Administraciones (TELLA, 1993; PELAYO & SAMPIETRO, 1994 inédito). Los muladares conocidos para el periodo 2000-2005 se han inventariado además a partir de un informe inédito del Gobierno de Aragón (FCQ-DGA inédito). En muchos casos desconocemos la fecha exacta en que estos muladares empezaron a estar activos o fueron clausurados. Por lo tanto, a excepción de los casos en que contamos con dicha información, hemos considerado que todos los puntos de alimentación detectados estaban activos en la década de los 80 (previamente a la irrupción de la Enfermedad Hemorrágica del Conejo -ver análisis estadístico-). En total hemos contabilizado 255 muladares en Navarra y Aragón donde presumiblemente las aves carroñeras podían alimentarse durante la década de los 80; de ellos utilizaremos en los análisis los 138 que se hallan a menos de 30 km de alguno de los nidos objeto de estudio en el Valle del Ebro. Este radio es aproximadamente la máxima distancia de forrajeo de los individuos reproductores en la zona de estudio (datos propios). Para el periodo posterior a 1990 hemos contabilizado un total de 203 muladares de los cuales 102 se hallaban a menos de 30 Km de los territorios de alimoche. Los muladares fueron categorizados como "grandes", cuando los aportes fueron abundantes, regulares y atraían a un elevado número de aves carroñeras (por ejemplo presencia frecuente de grupos de alimoche, buitre leonado *Gyps fulvus*, milano negro *Milvus migrans*, milano real *Milvus milvus*, o cuervo) *Corvus corax* o como "pequeños" cuando estos aportes eran escasos, poco frecuentes y explotados por un número reducido de aves carroñeras (individuos de parejas reproductoras de alimoche, cuervo o milano negro cercanas, y de forma esporádica por algún otro individuo).

2.3. Análisis estadísticos

En este trabajo se resumen los análisis y resultados concernientes al efecto de los muladares sobre la persistencia de dormideros comunales y territorios reproductores del alimoche, así como sobre su influencia en la productividad (éxito reproductor) de dichos territorios. Detalles sobre éste y otros efectos vienen recogidos en una memoria de Tesis Doctoral inédita (GRANDE, 2006). De cara a los análisis de probabilidad de extinción y del éxito reproductor consideramos dos periodos de tiempo, uno previo a la irrupción de la EHC (hasta 1988) y otro posterior (1989-2005). La irrupción de la EHC a finales de los 80 diezmó en un lapso de tiempo muy corto (meses) las poblaciones ibéricas de conejo silvestre *Oryctolagus cuniculus* (VILLAFUERTE *et al.*, 1995). La drástica reducción de las poblaciones de conejo provocó, por una parte, un marcado cambio en la disponibilidad de alimento para muchas aves de presa (FERNÁNDEZ, 1993; MARTÍNEZ & ZUBEROGOITIA, 2001; GRANDE, 2006). Por otra parte se produjo un incremento exponencial del uso ilegal de veneno para el control de depredadores (VILLAFUERTE *et al.*, 1998). Todo ello condujo a un cambio de escenario entre los periodos anterior y posterior a la irrupción de la EHC, que potencialmente podría afectar tanto a los factores que determinaron el patrón de extinción de territorios, como a los que modulan el éxito reproductor en el alimoche (GRANDE, 2006).

El efecto de la presencia de muladares sobre la probabilidad de extinción de los territorios fue descrito matemáticamente mediante el uso de Modelos Lineales Generalizados, usando la función de enlace logística (0: territorio ocupado, 1: territorio extinto) y distribución de error binomial (GLM; MCCULLAGH & NELDER, 1989). El efecto de los muladares sobre la productividad se analizó mediante Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM; MCCULLOCH & SEARLE, 2000), ya que permiten incluir en el análisis factores aleatorios (como el año) para corregir, en parte, la no independencia de los datos. Para este último análisis se utilizó la función de enlace logarítmica y la distribución del error de Poisson, siendo la variable respuesta la productividad (0, 1 o 2 pollos). En ambos casos el modelado se realizó por pasos hacia delante.

Las variables incluidas en los análisis vienen recogidas en GRANDE (2006) y por lo tanto únicamente describiremos aquí las relativas a los puntos de alimentación. Estas variables explicativas empleadas fueron la distancia al muladar más cercano, el número de muladares en un radio de 30 km y el número de muladares en un radio de ocho kilómetros (tamaño del área de campeo habitual;

CEBALLOS & DONÁZAR, 1988; datos propios inéditos). Modelamos las tres variables utilizando: a) todos los muladares, b) sólo los muladares pequeños o c) sólo los grandes (ver arriba). GRANDE (2006) sólo incluyó en sus análisis la distancia al muladar más cercano y no el número total de muladares en torno a los territorios, por lo tanto hemos añadido estas variables al análisis multivariante para comprobar si alteraban los resultados.

Los valores que toma una variable en lugares próximos pueden ser más similares entre sí que lo que cabría esperar en un conjunto de observaciones al azar debido a la autocorrelación espacial (LEGENDRE, 1993). Por ello se corrigió este efecto en los procesos de extinción y en el éxito reproductor, incluyendo en cada caso un polinomio de la forma $b_1x + b_2y + b_3x^2 + b_4xy + b_5y^2 + b_6x^3 + b_7x^2y + b_8xy^2 + b_9y^3$, que describe la estructura espacial de los datos en función de las coordenadas geográficas (*x* e *y*) de los territorios.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Extinción de territorios

Entre 1979 y 2005 la población de alimoche del Valle del Ebro se redujo en algo más de un 50%, pasando de 194 territorios ocupados a 94 (GRANDE, 2006). Este declive fue moderado durante los años 80 (1.59 % de reducción anual entre 1979 y 1988), acelerándose desde finales de dicha década a partir de la irrupción de la EHC (2.67 % de reducción anual entre 1989 y 2005). Ni la distancia al muladar más cercano ni el número de muladares en el entorno de los territorios explicaron la probabilidad de extinción en ninguno de los dos periodos de tiempo. La probabilidad de extinción se vio relacionada negativamente con la extensión de vegetación natural en torno a los territorios y positivamente con la distancia a los dormideros comunales durante el primer periodo (previo a la EHC). Durante el segundo periodo la relación fue positiva con el uso de venenos, aislamiento de los territorios, y distancia a núcleos humanos y negativa con la productividad primaria (GRANDE, 2006).

3.2. Éxito reproductor

La proximidad a un muladar influyó positivamente en la productividad del alimoche en el Valle del Ebro (Figura 4). Su efecto fue significativo tanto antes ($F_{1,169} = 5.52$, $P = 0.02$) como después de la llegada de la EHC ($F_{1,985} = 5.60$, $P = 0.018$), aún controlando como se hizo por otros efectos que simultáneamente afectaron al número de pollos volados, como fueron la densidad de territorios en el primer periodo, o, durante el segundo periodo, la tasa de ocupación, la susceptibilidad a la depredación, y la incidencia del uso ilegal de venenos (GRANDE, 2006).

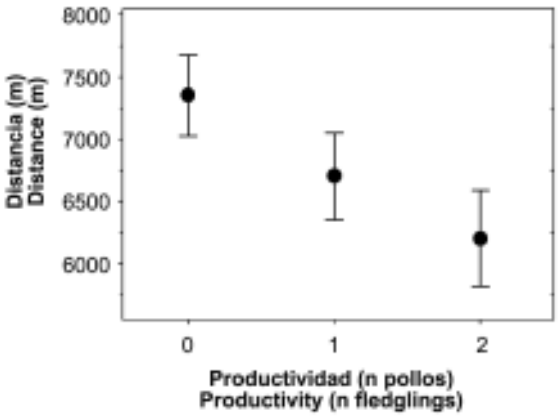


Figura 4. Productividad (número de pollos volados por evento reproductor Media ± 2 * Error estandar) de los territorios de alimoche del valle del Ebro en relación a la distancia al muladar más cercano en el periodo 1979-2005.

Figure 4. *Productivity (number of fledged chicks per breeding attempt; Mean ± 2 * Standard Error) of the Egyptian vulture territories from the Ebro Valley in relation to the distance to the nearest muladar, in the period 1979-2005.*

3.3. Persistencia de los dormideros comunales

A lo largo del periodo de estudio (1979-2005) se localizaron un total de 30 dormideros comunales de la especie en Aragón, Navarra y zonas aledañas de Guadalajara y Soria (Tabla 1). Todos los dormideros estaban asociados a una o unas pocas fuentes estables de alimento, principalmente muladares y basureros (29 de 30 casos, ver Tabla 1), aunque a partir de 2004 se observaron alimoches alimentándose también en plantas de tratamiento de residuos animales destinados a la fabricación de compost. Tres dormideros dependían en mayor o menor medida de presas salvajes, mayoritariamente conejos silvestres (Tabla 1). En 2007, tras la desaparición de las fuentes de alimento de las que dependían, ya fueran estas naturales o de origen antrópico, al menos diez (un 33.3%) de los dormideros habían desaparecido totalmente o quedaron reducidos a individuos aislados (Tabla 1).

4. DISCUSIÓN

Nuestros resultados sugieren que la presencia de una importante y bien conocida red de muladares no es por sí misma suficiente para garantizar la persistencia a largo plazo de los territorios de alimoche en el Valle del Ebro, confirmando los resul-

Dormidero	Provincia	ZE	F. Alim.	Estado legal	Año 2007
Carcastillo	Navarra	Sí	M	L	A
Valfondo	Navarra	Sí	S	I	A
Arbayún	Navarra	No	B/M	L/L	A
Sangüesa	Navarra	No	B/M	L/L	A
Urroz	Navarra	No	B	L	N
Góngora	Navarra	No	B	L	A
Las Casas	Huesca	Sí	M	I	N
Pueyo de Fañanás	Huesca	Sí	M	I	N
Loporzano	Huesca	Sí	M	I	N
Ola	Huesca	Sí	M	I	N
S. Julián Banzo	Huesca	Sí	M	I	
Vadiello	Huesca	No	M		A
Peñalba	Huesca	Sí	M	----------	N
Naval	Huesca	No	M	L/I	A
Ansó	Huesca	No	M	L	N
Berdún	Huesca	No	B	L	A
Escalona	Huesca	No	M	I	A*
Solipueyo	Huesca	No	M	I	A*
Montañana-Colls	Huesca	No	B	L	A*
Aínsa	Huesca	No	B	L	A*
Torres de Ésera	Huesca	No	M	I	A
Leciñena	Zaragoza	Sí	M	I	N
Ejea de los Caballeros	Zaragoza	Sí	B/M	L/I	A
Sierra de Monte Alto	Zaragoza	Sí	B/M		
Retuerta de Pina	Zaragoza	Sí	B/S	L	N
Peñaflor	Zaragoza	Sí	S/M	I	N
La Cultía	Teruel	Sí	M	I	A**
Monreal del Campo	Teruel	No	M	I	A**
Noviercas	Soria	No	M	L	A
Molina de Aragón	Guadalajara	No	M	L	A*

* Activo al menos hasta 2006 ** Activo al menos hasta 2004.

Tabla 1. Dormideros comunales de alimoche en el Noreste de la Península Ibérica. Se indica si están en la zona de estudio (ZE) o no, la fuente de alimento principal de la que dependían (M = muladar, B = basurero, S = presas salvajes), el estado legal de dicha fuente (L = legal, I = ilegal) y si estaban activos en 2007 (A) o no (N).

tados obtenidos a escala nacional. Sin embargo, sí que tuvo un claro efecto positivo sobre el éxito reproductor de esta población. Además, como ha quedado demostrado de forma repetida en las últimas décadas, la persistencia en el tiempo de los dormideros comunales de esta especie parece depender en la mayoría de los casos de la presencia de alimento abundante y predecible, principalmente de origen antrópico (muladares y basureros; TELLA, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1996).

4.1. Persistencia de territorios

El principal objetivo normalmente esgrimido para la creación de comederos para aves carroñeras es paliar la falta de recursos tróficos y, en casos particulares, reducir los riesgos de muerte de los individuos, minimizando su exposición a potenciales riesgos como el veneno, productos tóxicos, o el campeo por áreas hostiles al proporcionar alimento "seguro" (PIPER, 2006). Este último objetivo se basa en que al disponer de puntos con alimento predecible, las aves carroñeras modificarían su comportamiento de forrajeo limitándose en gran medida a alimentarse en dichos lugares. Varios son los proyectos de conservación de buitres en los que el principal objetivo del establecimiento de programas de alimentación suplementaria fue proporcionar fuentes seguras de alimento (MUNDY *et al.*, 1992; PIPER, 2006; ORO *et al.*, 2008; AZMANIS *et al.*, 2009). Sin embargo, la eficacia real de los muladares como modificadores de los hábitos de alimentación en aves carroñeras ha sido muy poco estudiado (HOUSTON, 2006; PIPER, 2006). Tan sólo conocemos un caso en que se ha analizado experimentalmente el efecto de dichas medidas (GILBERT *et al.*, 2007). En este caso los autores observaron cómo la creación de un comedero en las cercanías de una colonia de Buitre de espalda blanca oriental (*Gyps bengalensis*) redujo el área de forrajeo de los buitres y la mortalidad por efecto del diclofenaco (fármaco de uso veterinario tóxico para las aves carroñeras), frenándose el declive de la colonia. Sin embargo, no consiguió detener dicho declive totalmente ya que los buitres seguían alimentándose fuera del comedero, especialmente tras la época de cría. Éste, sin duda, no es un caso aislado, así al menos en dos trabajos en que se analizó el uso del espacio en colonias de buitre negro (*Aegypius monachus*) se observó que, a pesar de contar con comederos en las inmediaciones de las colonias, los adultos reproductores realizaban a menudo vuelos de varias decenas de kilómetros en búsqueda de alimento (CARRETE & DONÁZAR, 2005; VASILAKIS *et al.*, 2006). Si bien nuestro estudio no fue diseñado para detectar cambios en la búsqueda de alimento del alimoche, los resultados indican que la presencia de una importante red de muladares no eliminó el riesgo de envenenamiento de los alimoches del Valle del Ebro, de lo que se deduce que, independientemente de la presencia de puntos con alimento predecible, estas aves siguieron utilizando fuentes no seguras de alimento. De igual manera, la existencia de una red de comederos y basureros no ha impedido el continuo declive de muchas de las poblaciones de aves carroñeras de los Balcanes (AZMANIS *et al.*, 2009). Por último, si bien la presencia de comederos específicos parece haber protegido a los individuos inmaduros de quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* del efecto del veneno, dicho efecto no se extendió a los individuos territoriales de la especie (ORO *et al.*, 2008). En definitiva, existen importantes eviden-

cias que indican que, si bien la existencia de alimento predecible puede modificar algo el comportamiento de forrajeo de las aves carroñeras, es muy raro que éstas limiten su alimentación a dichos puntos. Así, en situaciones en las que el principal factor de riesgo para dichas aves es la persecución (ya sea esta directa o indirecta), como parece ser el caso en gran parte de su área de distribución (al menos en lo que respecta a Europa y África; MUNDY *et al.*, 1992; RONDEAU & THIOLLAY, 2004; CARRETE *et al.*, 2007; ORO *et al.*, 2008; AZMANIS *et al.*, 2009), la implementación de comederos, por si misma, es sin duda una medida insuficiente para garantizar la conservación de estas especies. Por lo tanto, los esfuerzos de conservación, normalmente limitados por la disponibilidad de recursos, deberían enfocarse de forma prioritaria a controlar los factores de mortalidad, utilizando los comederos únicamente como un complemento de dichas medidas pero nunca como medida principal o única.

4.2. Éxito reproductor

El éxito reproductor de una especie depende de multitud de variables, como son la calidad de los progenitores y del área de cría, las relaciones con otras especies y la variación de distintos factores ambientales, así como de fenómenos más complejos ligados a la estructura social de la especie (NEWTON, 1979). Como ya se ha mencionado, el alimoche puede mostrar una dieta extremadamente diversa, por lo que cabría esperar que al modelar el éxito reproductor se hubieran incorporado a los modelos de modo significativo otras variables como la productividad primaria (correlacionada positivamente con el éxito reproductor) o variables ligadas a la heterogeneidad ambiental de los territorios. De hecho, es muy probable que estos factores estén reflejados, en parte, en el efecto positivo de la frecuencia de ocupación del territorio reproductor sobre su productividad ya que la persistencia de los territorios en el tiempo estuvo relacionada con factores ambientales y de presión humana (GRANDE, 2006). Es destacable que la única variable ligada a la disponibilidad de recursos tróficos que quedó incluida directamente en los modelos de éxito reproductor fue la distancia a los muladares, lo que indica que la disponibilidad de alimento cercano y predecible es de gran importancia para esta especie durante el periodo reproductor. El alimoche transporta las cebas al nido con el pico, lo que limita el tamaño de dichas cebas y hace necesario incrementar su frecuencia (DONÁZAR, 1993). Esto implica que la cercanía a una fuente predecible de alimento incrementa notablemente la eficiencia energética del comportamiento de alimentación en esta especie, siendo una gran ventaja a la hora de garantizar el aporte regular necesario para sacar adelante los pollos (Figura 5). El efecto positivo de la cercanía de fuentes estables y predecibles de alimento a las parejas de alimoche ha sido puesto ya de manifiesto en otras zonas, aunque nunca a una escala geográfi-

Figura 5. Un adulto reproductor se alimenta en un muladar cercano a su territorio. La cercanía a muladares parece jugar un papel muy importante en el éxito reproductor del alimoche en el Valle del Ebro. (Huesca; Foto: José Manuel Aguilera-FAB).

Figure 5. *A breeding adult forage at a muladar close to its territory. The proximity to muladares seems to play an important role in the Egyptian vulture breeding success in the Ebro Valley. (Photo: José Manuel Aguilera-FAB).*

ca tan amplia como la del presente estudio (ver por ej. LIBERATORI & PENTERIANI, 2001). Según HOUSTON (2006), los buitres en general tienden a reducir el gasto energético al mínimo ya que esto les permite optimizar la explotación de las particulares fuentes de alimento de las que dependen, por lo que sería esperable que estos resultados sean generalizables a la gran mayoría de las especies de este grupo, aunque es muy poca la información disponible al respecto. Curiosamente, en la especie más cercana filogenéticamente al alimoche, el quebrantahuesos, la presencia de comederos de gran tamaño parece tener un efecto negativo sobre la productividad de las parejas territoriales debido a que provocan un incremento en la densidad de territorios de cría y la presencia constante de un número elevado de inmaduros en dichos comederos, lo que multiplicaría los fenómenos de interferencia en la reproducción (CARRETE *et al.*, 2006).

El alimoche, como ocurre en gran parte de las aves carroñeras y a diferencia del quebrantahuesos, es una especie netamente social cuando se alimenta, por lo que no es de extrañar que en este trabajo no hayamos detectado efectos similares de los grandes comederos. En cualquier caso, los resultados arriba reseñados para el quebrantahuesos, claramente indican la necesidad de tener en cuenta las características particulares de las especies a las que están enfocados los comederos antes de ponerlos en funcionamiento, así como la necesidad de monitorear de forma periódica el efecto que estos comederos están teniendo sobre las distintas especies que habitan en sus inmediaciones.

4.3. Dormideros comunales

Varias son las hipótesis que han intentado explicar la función que tienen los dormideros comunales de aves; una reducción en los costes asociados a la termorregulación, la reducción del riesgo de depredación, un incremento en la eficiencia a la hora de buscar alimento, y más recientemente la existencia de ventajas a la hora de conseguir pareja o territorio (BEAUCHAMP, 1999; BLANCO & TELLA, 1999). Parece evidente que los dormideros de alimoche podrían responder más probablemente al efecto contemplado en las dos últimas. Sin embargo, teniendo en cuenta que al menos en la Península Ibérica estos dormideros se encuentran asociados a fuentes relativamente predecibles y constantes de alimento (DONÁZAR *et al.*, 1996; ver arriba), la tercera hipótesis perdería fuerza. Aunque no existen pruebas concluyentes que apoyen la idea de que los dormideros comunales sirven en esta especie como centro de interacción social que facilite la formación de parejas, su existencia parece tener un claro efecto positivo en la persistencia en el tiempo de los territorios reproductores circundantes (CARRETE *et al.*, 2007; ver arriba). La presencia de un elevado número de individuos en las cercanías de estos puntos facilitaría la recolonización de territorios o el emparejamiento de individuos territoriales solitarios, lo cual tendría a largo plazo una fuerte repercusión sobre la distribución espacial de la especie. Por otra parte, los alimoches muestran un complejo comportamiento social tanto al alimentarse como al descansar, lo que sin duda debe llevar aparejado un complejo sistema de jerarquías tal y como se ha descrito en otras especies similares (DONÁZAR & FEIJÓO, 2002). La introducción de los individuos juveniles en este entramado social debe requerir de un aprendizaje progresivo. Así, la incorporación de estos individuos a los dormideros donde pueden interaccionar con ejemplares de distintas edades debería facilitarles dicho aprendizaje, además de por supuesto facilitarles la búsqueda de alimento en los primeros estadios de su vida, lo que probablemente incrementaría sus probabilidades de supervivencia a corto y medio plazo. De este modo, los dormideros podrían desempeñar una doble función, de facilitación trófica en los más jóvenes y reproductiva años más tarde, como se ha demostrado en la chova piquirroja *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, una especie con estructuración social similar (BLANCO & TELLA, 1999).

Si bien es cierto que la existencia de los dormideros debe venir en cierta medida determinada por la población reproductora y no reproductora existente en un área, su persistencia en el tiempo, independientemente de cuál sea el origen de su formación o su función social, depende en gran medida de la presencia de fuentes predecibles y abundantes de alimento. Resulta por lo tanto evidente la necesidad de garantizar el mantenimiento de dichas fuentes de alimentación si se pretende conservar los dormideros. Más aún, la creación de muladares en zonas adecuadas y con población reproductora cercana puede ayudar a la aparición de dormideros en dichas zonas, como se ha puesto de manifiesto recientemente en Andalucía (BENÍTEZ *et al.*, 2009). La población de Cádiz y Málaga se encuentra en cierta medida aislada del resto de la población Ibérica por la depresión del Guadalquivir (ver Figura 1 en CARRETE *et al.*,

2007). Hasta la creación de un muladar en el Parque de los Alcornocales (Cádiz) en el año 2007, la presencia de inmaduros nacidos en el área era accidental y poco frecuente. De hecho, casi todas las lecturas de individuos inmaduros nacidos y marcados en estas zonas se daban en el muladar asociado al dormidero del Valle de la Alcudia en Ciudad Real, situado a más de 200 Km de distancia. La creación del muladar gaditano ha desencadenado la fijación de un pequeño dormidero donde regularmente se puede observar agregaciones de individuos nacidos en el área. Esta actuación, por lo tanto, podría reducir la probabilidad de extinción de dicha población al atraer y fijar un componente de la población no reproductora (GRANDE, 2006; CARRETE *et al.*, 2007), y confirmaría el valor que pueden llegar a tener determinados muladares como garantes de la viabilidad futura de las poblaciones de esta carroñera.

4.4. Conclusiones

En la actualidad la mayoría de las poblaciones de aves rapaces europeas se encuentran sometidas a distintos grados de perturbación y/o manejo por parte del hombre. A pesar de que se han conseguido notables éxitos en la conservación de muchas de estas poblaciones, la mayoría de las medidas de gestión se siguen aplicando en función de criterios carentes de una rigurosa base científica (HOUSTON, 2006; BLANCO, 2006). La creación de comederos para aves carroñeras podría llegar a ser una medida imprescindible de conservación si la legislación sanitaria continúa reduciendo la disponibilidad de carroñas de origen doméstico para estas aves (TELLA, 2001a). Por desgracia, todavía se dispone de poca información para diseñar la disposición y las características adecuadas que deben tener estos comederos de cara a maximizar los efectos positivos que queremos conseguir sobre una especie determinada, y a la vez reducir los posibles perjuicios que se pudieran causar a otras especies (ver sin embargo MERETSKY & MANNAN, 1999; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). También siguen siendo escasos los trabajos en los que se analiza cuantitativamente el efecto que dichos comederos tienen en el patrón espacial de movimiento, la supervivencia o el éxito reproductor de las especies carroñeras a las que están destinados (ver sin embargo SARRAZIN *et al.*, 1994; PIPER *et al.*, 1999; CARRETE *et al.*, 2006; GILBERT *et al.*, 2007; ORO *et al.*, 2008). Este trabajo contribuye a clarificar la relevancia que pueden llegar a tener los muladares en la determinación del éxito reproductor y la distribución espacial de los individuos no reproductores de alimoche, lo que indica que una gestión adecuada de los muladares puede jugar un papel muy importante en su conservación. Sin embargo, también ha puesto de manifiesto su ineficacia para detener el declive de una población sometida a una elevada persecución indirecta, y por lo tanto la necesidad de integrar la creación y/o mantenimiento de los muladares como complemento en una estrategia de conservación más amplia, pero cuyo eje principal debe ser, hoy por hoy, la lucha contra el uso ilegal de veneno. En cualquier caso, la escasez de trabajos que evalúan de forma adecuada las múltiples influencias de los muladares sobre las poblaciones de aves carroñeras, especialmente la casi ausencia de aproximaciones experimentales, apunta la necesidad de continuar profundizando en estas líneas de investigación de cara a maximizar la efectividad de los muladares como herramienta de gestión para la conservación de este grupo de aves.

5. AGRADECIMIENTOS

D. Serrano, I. Luque, M. de La Riva, A. Cortés-Avizanda, D. Campión, E. Ursúa, F.H. Fernández, R. López, A. Gajón, D. Gómez, J.M. Aguilera, J.A. Pinzolas, A. Bueno, J.C. Albero, J.M. Canudo, C. Usieto, J. Sanz, J.L. Ruiz, J.L. Rivas, E. Alcaine, J.L Lagares, P. Martínez, A. Legaz, P. Oliva, A. Pastor, J.A. Pérez-Nievas entre otros colaboraron de forma decisiva en el trabajo de campo que ha permitido este trabajo. C. Cano, agentes medioambientales de Navarra, y el personal del Centro de Recuperación de la Alfranca (Diputación General de Aragón) proporcionaron la información referente a los casos de envenenamiento. El Laboratorio de Teledetección de la Universidad de Valladolid suministró los valores de productividad primaria (NDVI) de España. Este estudio fue parcialmente financiado por la Diputación General de Aragón y el Gobierno de Navarra. A. Camiña, D. Campión, D. Serrano, E. Alcaine y M. Alcaine generosamente cedieron información actualizada del estado de algunos dormideros. El personal del Parque Natural de las Bardenas Reales dio apoyo logístico y los permisos para marcar las aves en este espacio. L. Gangoso hizo valiosos comentarios a una versión previa de este manuscrito. JMG tuvo una beca posdoctoral y MC tuvo una beca Juan de la Cierva, ambas del Ministerio de Educación y Ciencia de España.

6. BIBLIOGRAFÍA

ALADOS, C.L.

1985 Distribution and status of the Spanish ibex (*Capra pyrenaica Schinz*). Pp. 204-211. En: Lovari, S. (Ed.). *The Biology and Management of Mountain Ungulates*. Croom-Holm Ltd. Beckenham, London.

AZMANIS, P.N., SIAKIRIS, R. & ALIVIZATOS, H.

2009 Alimentación suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica. 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. 352-373.

BEAUCHAMP, G.

1999 The evolution of communal roosting in birds: origin and secondary losses. *Behavioural Ecology* 10: 675-687.

BENÍTEZ, J.R., DONÁZAR, J.A., DE LA RIVA, M., HIRALDO, F., HERNÁNDEZ, F.J., CEBALLOS, O., BARCELL, M., GRANDE, J.M. & J.A. SÁNCHEZ-ZAPATA.

2004 Tras la pista del Alimoche en África. *Quercus* 222: 12-18.

BENITEZ, J.R., CORTÉS-AVIZANDA, A., ÁVILA, E. & GARCÍA, R.

2009 Efectos de la creación de un muladar para la conservación de una población de alimoche en Andalucía (Sur de España). 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. 276-291.

BIRDLIFE

2008 Species factsheet: *Neophron percnopterus*. Downloaded from http://www.birdlife.org on 26/11/2008.

BLANCO, G.

2006 Natural selection and the risks of artificial selection in the wild: nestling quality or quantity from supplementary feeding in the Spanish imperial eagle *Ardeola* 53: 341-351.

BLANCO, G. & J.L. TELLA.

1999 Temporal, spatial and social segregation of red- billed choughs between two types of communal roost: a role for mating and territory acquisition. *Animal Behaviour* 57: 1219–1227.

BLANCO,G., LEMUS, J.A., BLANCO,G., GRANDE,J., GANGOSO, L., DONÁZAR, J.A., ARROYO, B., FRÍAS, O. & HIRALDO, F.

2007 Geographical variation in cloacal microflora and bacterial antibiotic resistance in a threathened avian scavenger in relation to diet and livestock farming practices. *Environmental Microbiology* 9: 1738–1749.

BROWN, C.J.

1991 An Investigation into the Decline of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Southern Africa. *Biological Conservation* 57: 315 337.

CARRANZA, J.

2007 El ciervo rojo *Cervus elaphus*. Inventario Nacional de Biodiversidad.

CARRETE, M. & J.A. DONÁZAR.

2005 Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the Cinereous vulture, *Aegypius monachus*. *Biological conservation* 126: 582-590.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & A. MARGALIDA.

2006 Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674–1682.

CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DÍAZ-DELGADO, R. & A. ROMO.

2007 Habitat, human pressure, and social behaviour: partialling out factors affecting territory extinction in the Egyptian vulture. *Biological Conservation* 136: 143–154.

CEBALLOS, O. & DONÁZAR, 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.

CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (Eds.)

1980 *The Birds of the Western Palearctic,* Vol. 2. Oxford University Press, London.

CHAPMAN, A. & BUCK, W.J.

1910 *Unexplored Spain*. Edward Arnold, London.

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*. J.M. Reyero (Ed.), Madrid, Spain.

DONÁZAR, J.A., CEBALLOS, O. & TELLA, J.L

1996 Communal roosts of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*): dynamics and implications for the species conservation. In: Muntaner, J. & Mayol, J. (Eds.). *Biology and conservation of Mediterranean raptors*. Monografía SEO-BirdLife. Madrid, Spain. Pp. 189-201.

DONÁZAR, J. A. & FEIJÓO, J.E.

2002 Social structure of Andean Condor roosts: influence of sex, age and season. *Condor* 104: 832-837.

DONÁZAR, J.A., NAVESO, M.A., TELLA, J.L & CAMPIÓN, D.

1997 *Extensive grazing and raptors in Spain*. In: Pain, D. & Pienkowski, M. W., *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London. Pp. 117-149.

FERNÁNDEZ, C.

1993 Effect of the Viral Haemorrhagic Pneumonia in the wild rabbit on the diet and breeding success of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.). *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* 48: 323-329.

GILBERT, M., WATSON, R.T., AHMED, S. , ASIM, M. & JOHNSON, J.A.

2007 Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* 17: 63–77.

GRANDE, J.M.

2006 *Factores limitantes antrópicos y naturales de poblaciones de aves carroñeras: el caso del alimoche Neophron percnopterus en el Valle del Ebro*. PhD thesis. University of Seville.

GRANDE, J. M. , D. SERRANO , G. TAVECCHIA , M. CARRETE , O. CEBALLOS , R. DÍAZ- DELGADO , J. L. TELLA, & DONÁZAR, J. A.

2008 Survival in a long-lived territorial migrant: effects of life-history traits and ecological conditions in wintering and breeding areas. *Oikos* 118: 580-590.

HOUSTON, D.C.

2006 Reintroduction Programmes for Vulture Species. In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. Pp. 87-97.

LEGENDRE, P.

1993 Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.

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

2008 Antibiotics threathen wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.

LIBERATORI, F. & PENTERIANI, V.

2001 A long-term analysis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. *Biological Conservation* 101: 381–389.

MARTÍNEZ, J.A. & ZUBEROGOITIA, I.

2001 The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie* 142: 204-211.

MCCULLAGH, P. & NELDER, J.A.

1989 *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall.

MCCULLOCH, C.E. & SEARLE, S.R.

2000 *Generalized, Linear, and Mixed Models*. New York: John Wiley & Sons.

MERETSKY, V.J. & MANNAN, R. W.

1999 Supplemental feeding regimes for Egyptian Vultures in the Negev Desert, Israel. *Journal of Wildlife Management* 63: 107-115.

MUNDY, P.J., BUTCHART, D., LEDGER, J. A. & PIPER, S.E.

1992 *The Vultures of Africa*. Randburg and Halfway House: Acorn Books & Russel Friedman Books.

NEWTON, I.

1979 *Population ecology of raptors*. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, UK.

ORO, D., MARGALIDA, A., CARRETE, M., HEREDIA, R. & J.A. DONÁZAR.

2008 Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability of endangered birds. *PLoS ONE* 3: e4084.

ORO, D., MARGALIDA, A., CARRETE, M., HEREDIA, R. & DONÁZAR, J.A.

2009 Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability of endangered birds. *PLoS ONE* 3: e4084.

PIPER, S.E.

2006 Supplementary Feeding Programmes: How necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vultures populations? In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. Pp. 41-50.

PIPER, S.E., BOSHOFF, A.F. & H.A. SCOTT.

1999 Modelling survival rates in the Cape Griffon *Gyps coprotheres*, with emphasis on the effects of supplementary feeding. *Bird Study* 46 (Supplement): S230-238.

ROBB, G.N., MCDONALD, R.A., CHAMBERLAIN, D.E. & BEARHOP, S.

2008 Food for thougt: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in ecology and Environment* 6:476-484.

RONDEAU, G. & J.M. THIOLLAY.

2004 West African vulture decline. *Vulture News* 51:13-33.

SARRAZIN, F., BAGNOLINI, C., PINNA, J.L., DANCHIN, E. & CLOBERT, J.

1994 High survival estimates of Griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *Auk* 111: 853-862.

SELVA, N. & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2009 Efectos de carroñas y muladares sobre comunidades del entorno 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. 452-473.

SNYDER, N.F.R. & SNYDER, H.A.

2005 *Introduction to the California Condor*. Berkley: University of California Press.

TELLA, J.L.

1993 *Inventario de los muladares y la valoración de su importancia para el Alimoche (Neophron percnopterus) en el valle medio del Ebro*. Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Montes. Dirección General de Aragón, Zaragoza.

TELLA, J.L.

2001a Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410: 408.

TELLA, J.L.

2001b Sex-ratio theory in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 76-77.

TERRASSE, J. F.

1985 The effect of artificial feeding on griffon, bearded and Egyptian vultures in the Pyrenees. In: Newton, I. & Chancellor, R. D. (Eds.). *Conservation study of raptors*: ICPB Technical Publication 5. Norwich: Page Bros. Ltd. Pp. 429–430.

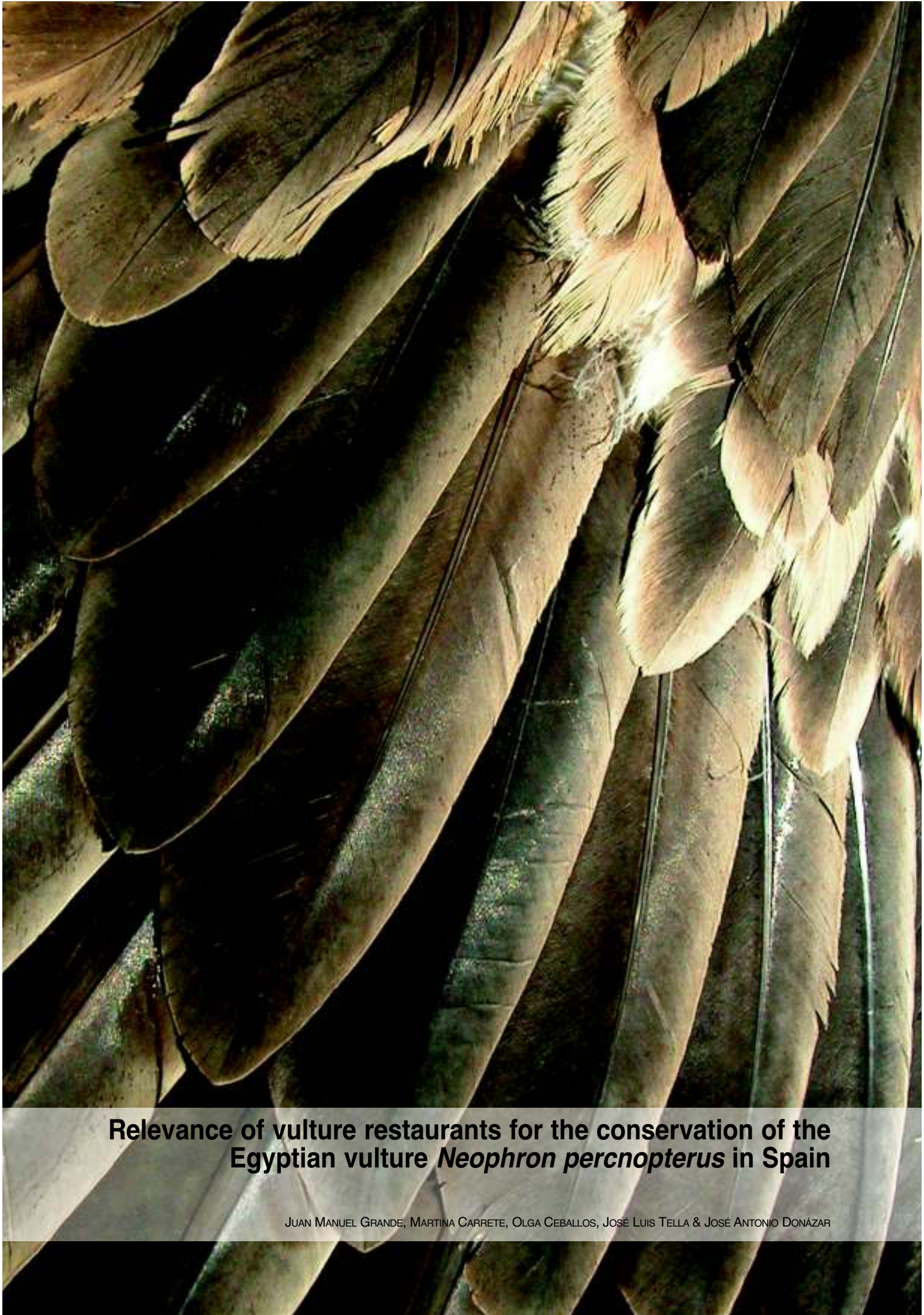
VASILAKIS, D., POIRAZIDIS, K. & ELORRIAGA, J.

2006 Breeding season range use of a Eurasian Black Vulture *Aegypius monachus* population in Dadia National Park and the adjacent areas, Thrace, NE Greece. In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History Museum of Crete & WWF Greece. Pp. 127-137.

VILLAFUERTE, R., CALVETE, C., BLANCO, J.C. & LUCIENTES, J.
1995 Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbits populations in Spain. *Mammalia* 59: 651–659.

VILLAFUERTE, R., VIÑUELA, J. & BLANCO, J.C.
1998 Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.

foto/photo: Jordi Bas



Relevance of vulture restaurants for the conservation of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* in Spain

Juan Manuel Grande, Martina Carrete, Olga Ceballos, José Luis Tella & José Antonio Donázar

1. INTRODUCTION

Some authors have linked the emergence of the different species of vultures to the expansion and diversification of large mammals, especially ungulates during the Eocene and Miocene (between 55 and 20 million years ago) (MUNDY *et al.*, 1992). In recent evolutionary time, the geographical distribution of most scavenger bird species has largely been determined by the presence and abundance of wild ungulates (MUNDY *et al.*, 1992) or, more recently, of domestic ungulates (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997). In Europe, the gradual increase in human population along with their activities led to a drastic reduction in density and even extinction of many wild ungulates, so that by the end of the nineteenth century, wild ungulates were absent from large areas of the continent (see e.g. for Spain ALADOS, 1985; CARRANZA, 2007). However, alongside the human expansion there was a considerable increase in the abundance of domestic ungulates associated with livestock and the transportation of goods (oxen and mules), thus carrion availability in the European fields probably stayed high. While the availability of natural forms of carrion may be more or less predictable in certain situations (for example, the migration of large mammals on the African savannah; MUNDY *et al.*, 1992), its distribution is usually random and therefore unpredictable. The presence of domestic animals in towns and their surrounding areas, as well as in Spain, the spreading of *muladares* (area near villages or farms where all kinds of dead domestic animals were left at the disposal of scavenger birds; Figure 1), must have changed this, increasing the predictability of carrion occurrence. So, human expansion likely had a greater effect on spatial distribution of carrion in the European fields than it did on carrion abundance.

Throughout the twentieth century, in both Europe and various parts of Africa, there was a marked decline in scavenger bird populations due primarily to human persecution (see e.g. MUNDY *et al.*, 1992; DONÁZAR, 1993; CARRETE *et al.*, 2007). Moreover, in much of Western Europe there was a parallel intensification of cattle raising practices, with a gradual enclosure of livestock in stables, while at the same time sanitary disposal severely restricted the abandonment of dead animals in the field (TELLA , 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997; TELLA, 2001a). Considering that, according to diet studies, the remains of domesticated livestock were a vital part of the diet of scavenger birds, not just in Europe but also in certain areas of Africa, Asia and North America, it is natural that there was serious concern about the future of these species (BROWN, 1991; DONÁZAR, 1993; MUNDY *et al.*, 1992; SNYDER & SNYDER, 2005). In this context, the creation of controlled feeding places (vulture restaurants), emulating the role of traditional *muladares*, was seen as a key tool for managing scavenger birds. On the one hand, food was supplied in an environment where “natural” food was becoming increasingly scarce and, on the other, these food sources were "safe" and reduced the risk of poisoning of birds (MUNDY *et al.*, 1992; DONÁZAR, 1993; SNYDER & SNYDER, 2005; PIPER, 2006). Since then, in virtually all countries and areas where conservation strategies for scavenger birds have been addressed, one of the stellar measures, and in many cases the only measure, has been the creation of vulture restaurants (TERRASSE, 1985; PIPER, 2006).

While it is assumed that vulture restaurants have positive effects on scavenger species, very few studies have analysed the actual contribution of these feeding areas or of the traditional *muladares*, to the conservation of scavenger bird populations for which they were intended (HOUSTON, 2006; PIPER 2006, ORO *et al.*, 2008). In fact, the effects of various forms of supplementary feeding on bird populations are still not well understood (ROBB *et al.*, 2008). Even less attention has been given to the possible adverse effects of supplementary feeding (HOUSTON, 2006). Among such negative effects could be a reduction in pressure of natural selection resulting in increased survival of individuals that would otherwise die in natural conditions, or alteration of sex ratios, populations spatial structure, dispersal patterns, feeding strategies, nutrition of individuals and, of course, ingestion of toxins associated with modern farming (TELLA, 2001B; BLANCO, 2006; BLANCO *et al.*, 2007; CARRETE *et al.*, 2006).

In this chapter we will summarize the evidence supporting the importance of vulture restaurants to management aimed at the conservation of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus*, one of the four species of vultures that inhabit the Iberian Peninsula. This is the smallest of the European vultures; it is long-lived, monogamous, territorial, and has delayed sexual maturity (DONÁZAR, 1993). In the Iberian Peninsula, as in the rest of continental Europe, the species is migratory, spending spring and summer in Europe (breeding season) and migrating in the fall toward its winter territories in the Sahel (Mauritania and neighbouring regions of Mali and Senegal; BENÍTEZ *et al.*, 2004; GRANDE *et al.*, 2009). Although cattle remains were the main prey in many of the studies on the species diet, it has been suggested that this vulture is the least dependent on carrion of domestic cattle because, thanks to its

opportunism, it is capable of utilizing a variety of alternative food sources, including different proportions of birds, mammals, reptiles, amphibians, insects and excrement (DONÁZAR, 1993; MUNDY *et al*., 1992). Nevertheless, some authors have suggested that the presence of small *muladares* may be essential to ensure the conservation of this species in certain areas (TELLA, 1993).

In spite of its being a largely territorial species, concentrations of 200 Egyptian vultures can be found in certain feeding areas or in communal roosts (Figure 2). The communal roosts of this species are usually associated with predictable sources of food such as garbage dumps or *muladares* (DONÁZAR *et al*., 1996) and they seem to play an important role in the persistence over time of the territories (CARRETE *et al*., 2007; GRANDE 2006). In general most individuals that congregate in these roosts are not breeders, although some individual adults from nearby pairs also frequent them.

In recent decades Egyptian vulture populations have declined significantly in many regions of its distribution range (BIRDLIFE, 2008; CARRETE *et al*., 2007). In Spain, where the largest European breeding and non-breeding populations of this species are found, the decline is estimated at around 25% of breeding pairs in just one decade (DEL MORAL & MARTÍ, 2002). According to a national scale analysis of the possible extinction factors affecting the Egyptian vulture population Spanish, this decline appears to have been caused principally by the illegal use of poison directed at predators, although the gradual degradation of the natural environment with a reduction in diversity and an increase in habitat fragmentation, as well as the relative position of territories with regard to communal roosts and other territories of the species, would have determined the probability of re-colonization or definitive abandonment of these territories (CARRETE *et al*., 2007). Although large-scale analyses are important to set the general factors that may be affecting a species, they can dilute the effect of some factors acting at a regional scale. Besides, some variables may have a different quality resolution in the different regions so that their real effect can be overlooked. This could be the case of the *muladares*, a variable that was not included in the resulting models at a national scale but which had poor resolution in some of the regions (CARRETE *et al*., 2007).

In this chapter we will first analyse the role played by an important and well known network of *muladares* in the long-term persistence of breeding territories in an Egyptian vulture population that has been intensively monitored in recent decades. Then we will analyse the effect of these feeding stations on reproduction in the population and finally, we will discuss their role in the long term persistence of the communal roosts.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Monitoring of the population

The study area covers a surface of approximately 19.000 km^2 in the Mid Ebro Valley (north-eastern Spain; Figure 3). The Egyptian vulture population that breeds in this area was studied between 1979 and 2005. Each year a minimum of three visits to all the known territories were carried out in order to assess if they were occupied by breeding adults, to verify incubation, and to record productivity (number of fledglings) and band the nestlings (when appropriate). A territory was considered occupied if, during the visit, adult birds showing reproductive behaviour were observed or if any nest with signs of occupancy was found. We considered a territory unoccupied if it had been occupied by Egyptian vultures previously but did not show evidence of occupation and/or breeding in the current year. In addition, attempts were made to locate all communal roosting areas in the study area and in neighbouring regions, as well as the food sources on which they depended.

2.2. Information regarding vulture restaurants

Although we refer to them generically as *muladares* throughout the manuscript, besides the properly said *muladares* from farms and towns (making up the majority), we included rubbish dumps and vulture restaurants as feeding points available for scavenger birds. Until the end of the 1990s, the information on the localization of the *muladares* in our study area comes from our own data, from data obtained by other ornithologists and naturalists working in the area, and from the inventories from the regional Administrations (TELLA,1993; PELAYO & SAMPIETRO,1994 unpublished). For the period between 2000 and 2005 this information was completed on the basis of the reports from the Government of Aragon (FCG-DGA; unpublished). In many cases we are not aware of the exact date on which these *muladares* initially became active or when they were closed down. Therefore, with the exception of the cases in which we do have this information, we assume that the *muladares* have been active since the 1980s (prior to the outbreak of Rabbit Haemorrhagic Disease – see statistical analysis). In all, we recorded 255 muladares in Navarra and Aragon where scavenger birds were presumably able to feed during the 1980s, and a total of 203

muldares for the period after 1990. For the analyses we used data only from muladares that were found at a distance of less than 30 kilometres from the closest Egyptian vulture nest (138 from the 1980s and 102 for the period after 1990) because this radius is the approximate maximum foraging distance of reproductive individuals in the study area (own data). The *muladares* were categorized as "large" when carcass additions were abundant, regular, and attracted a large number of scavenger birds (for example, those with frequent presence of groups of Egyptian vultures, griffon vultures *Gyps fulvus*, common ravens, *Corvus corax*, black kites, *Milvus migrans* or red kites *milvus milvus*); or as "small", when carcass additions were limited, infrequent, and were exploited by a small number of scavenger birds (individuals from neighbouring breeding pairs of Egyptian vultures, common ravens, or black kites, or sporadically by other individuals).

2.3. Statistical Analysis

In this paper, we summarize the analyses and results concerning the effect of *muladares* on the persistence of Egyptian vulture communal roosts and reproductive territories as well as on the productivity (breeding success) of these territories. The details of these and other effects are collected from an unpublished PhD thesis (GRANDE, 2006). In order to perform the analyses on probability of extinction and breeding success we considered two periods, the first previous to the outbreak of Rabbit Hemorrhagic Disease (RHD) (before 1988) and the second after these dates (1989-2005). The outbreak of RHD at the end of the 1980s decimated the Iberian populations of wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* in a very short period (months) (VILLAFUERTE *et al*., 1995). The drastic reduction of the rabbit population provoked, on the one hand, a marked change in the availability of food for many birds of prey (e.g., FERNÁNDEZ, 1993; MARTÍNEZ & ZUBEROGOITIA, 2001; GRANDE, 2006). On the other, it produced an exponential increase of the illegal use of poison to control predators (VILLAFUERTE *et al*., 1998). All of this led to a change of scenario between before and after RHD irruption, that potentially could affect the factors that determine both the pattern of territory extinction as well as the reproductive success of Egyptian vulture territories (GRANDE, 2006).

The effect of the presence of *muladares* on the probability of extinction of the territories was described mathematically by the use of Generalized Linear Models using the logistic function (0: territory occupied, 1: territory extinct) and the binomial distribution (GLM; MCCULLAGH & NELDER, 1989). The effect of the *muladares* on productivity was analysed using Generalized Linear Mixed Models (GLMM; MCCULLOCH & SEARLE, 2000), which permit the inclusion in the analysis of random factors (such as the year) to correct, in part, for the lack of independence of the data. For this last analysis the logarithmic function was used with the Poisson distribution. Productivity was the response variable (0, 1, or 2 nestlings). In both cases the modelling was step-forward.

The variables considered in the analyses are described in GRANDE (2006), hence we will only describe here the variables related to the *muladares*. These variables were the distance to the closest *muladar*, the number of *muladares* within a radius of 30 kilometres, and the number of *muladares* within a radius of 8 kilometres (the average size of the home range; CEBALLOS & DONÁZAR, 1988; authors, unpublished data). We modelled these three variables using data from: a) all the *muladares*, b) only the small *muladares*, or c) only the large *muladares* (see above). GRANDE (2006) only included in his analyses the distance to the closest *muladar* and not the number of *muladares* around the territories, therefore we have added these variables to the multivariate analyses to determine if they alter the results.

Due to spatial autocorrelation, values of variables for neighbouring sites may be more similar than they would be for a random set of observations (LEGENDRE, 1993). To correct for this effect in the processes of extinction and breeding success, we included in each model a polynomial of the form $b_1x + b_2y + b_3x^2 + b_4xy + b_5y^2 + b_6x^3 + b_7x^2y + b_8xy^2 + b_9y^3$, which describes the spatial structure of the data as a function of the geographical coordinates (x and y) of the territories.

3. RESULTS

3.1. Patterns of territory extinction

Between 1979 and 2005 the population of Egyptian vultures in the Ebro Valley was reduced by more than 50%, dropping from 194 occupied territories to 94 (GRANDE, 2006). The decline was relatively moderated during the 1980s (1.59 % annual reduction between 1979 and 1988), accelerating at the end of this decade coinciding with the outbreak of RHD (2.67 % annual reduction between 1989 and 2005). Neither the distance to the nearest *muladar* nor the number of *muladares* in the sorroundings of the territory could explain the probability of extinction in either of these two

periods of time. In the first period, the likelihood of extinction was negatively related to the area occupied by natural vegetation around the territories and positively with the distance to the nearest communal roost. During the second period, a positive relationship existed between probability of extinction and the use of poison, the isolation of the territories, and the distance from human populations and a negative relation with the primary productivity (GRANDE, 2006).

3.2. Breeding Success

The distance to the closest *muladar* had a positive influence on the reproductive success of the Egyptian vulture in the Ebro Valley (Figure 4). Its effect was as significant before ($F_{1,169}$= 5.52, P=0.02) as after the appearance of RHD ($F_{1,985}$=5.60, P=0.018), even when controlling for other effects which simultaneously affected the number of fledglings, including territorial density in the first period, and, during the second period, the rate of occupation, the susceptibility to predation, and the frequency of illegal use of poison (GRANDE, 2006).

3.3. Persistence of the communal roosts

Between 1979 and 2005 we located a total of 30 Egyptian vulture communal roosts in Aragon, Navarra and neighbour areas of Guadalajara and Soria (Table 1). All the roosts were associated with one or a few stable food sources, primarily *muladares* and rubbish dumps (29 of 30 cases, see Table 1), although from 2004 onwards, Egyptian vultures have also been observed feeding at compost treatment plants that used animal remains. Three roosts depended in some measure on wild prey, mainly Wild rabbits (Table 1). By 2007 after the loss of natural and/or anthropogenic food sources upon which they depended, at least ten (approximately 33.3%) of these roosts have totally disappeared or were reduced to isolated individuals (Table 1).

Roost	Province	ZE	F. Source	Legal status	Year 2007
Carcastillo	Navarra	Yes	M	L	A
Valfondo	Navarra	Yes	S	I	A
Arbayún	Navarra	No	B/M	L/L	A
Sangüesa	Navarra	No	B/M	L/L	A
Urroz	Navarra	No	B	L	N
Góngora	Navarra	No	B	L	A
Las Casas	Huesca	Yes	M	I	N
Pueyo de Fañanás	Huesca	Yes	M	I	N
Loporzano	Huesca	Yes	M	I	N
Ola	Huesca	Yes	M	I	N
S. Julián Banzo	Huesca	Yes	M	I	
Vadiello	Huesca	No	M		A
Peñalba	Huesca	Yes	M	----------	N
Naval	Huesca	No	M	L/I	A
Ansó	Huesca	No	M	L	N
Berdún	Huesca	No	B	L	A
Escalona	Huesca	No	M	I	A*
Solipueyo	Huesca	No	M	I	A*
Montañana-Colls	Huesca	No	B	L	A*
Aínsa	Huesca	No	B	L	A*
Torres de Ésera	Huesca	No	M	I	A
Leciñena	Zaragoza	Yes	M	I	N
Ejea de los Caballeros	Zaragoza	Yes	B/M	L/I	A
Sierra de Monte Alto	Zaragoza	Yes	B/M		
Retuerta de Pina	Zaragoza	Yes	B/S	L	N
Peñaflor	Zaragoza	Yes	S/M	I	N
La Cultía	Teruel	Yes	M	I	A**
Monreal del Campo	Teruel	No	M	I	A**
Noviercas	Soria	No	M	L	A
Molina de Aragón	Guadalajara	No	M	L	A*

* Active at least until 2006; ** Active at least until 2004.

Table I. Egyptian vulture comunal roosts in the Northwestern Iberian Peninsula. We show if the roost was located (yes) or not (no) in the study area (ZE), the main food source (M=vulture restaurant or muladar; B=rubbish dump, S=wild prey), the legal status of the food resource ((L=legal, I=illegal) and if this places were active (A) or not (N) during 2007.

4. DISCUSSION

Our results suggest that the presence of a network of *muladares* is not, by itself, enough to guarantee the long-term persistence of Egyptian vulture territories in the Ebro Valley. Nevertheless, there was a clear positive effect of these *muladares* on the reproductive success of this population. Additionally, as has been demonstrated repeatedly over the last decades, the persistence of communal roosts of this species seems to depend on the presence of abundant and predictable food sources, primarily of anthropogenic origin (*muladares* and garbage dumps; TELLA, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1996).

4.1. Persistence of territories

The main objective usually put forth for the creation of scavenger bird restaurants is to compensate for the lack of trophic resources, and, in certain cases, to decrease the risk of individual death by reducing potential risks such as ingestion of poisoned baits, ingestion of toxic products, or foraging through hostile areas by providing "secure" food (PIPER, 2006). The basis of this objective is that when provided with sites with predictable food, scavenger birds will modify their foraging behaviour, limiting their feeding almost entirely to these places. Nevertheless, the role of *muladares*

as modifiers of the feeding habits of scavenger birds is virtually unknown (HOUSTON, 2006; PIPER, 2006). There have been various vulture conservation projects in which the principal objective in establishing programs of supplementary feeding has been the provision of secure food sources (MUNDY *et al*., 1992; PIPER, 2006; ORO *et al*., 2008; AZMANIS *et al*., 2009). However, there is only one experimental analysis of the effect of such measures (GILBERT *et al*., 2007). In this study the authors report that the creation of a vulture restaurant in the vicinity of a colony of Asian white-backed vultures *Gyps bengalensis* reduced the foraging area of the birds and the mortality resulting from diclofenac ingestion (a veterinary drug toxic for scavenger birds), slowing the colony's decline. Nevertheless, it did not succeed in totally ending the decline since the vultures continued to feed outside the vulture restaurant, especially after the breeding season. This, undoubtedly, is not an isolated case. In at least two studies analysing the use of space by cinereous vultures (*Aegypius monachus*) around their colonies, reproductive adults, despite having vulture restaurants in the vicinity of the colony, often flew several tens of kilometres in search of food (CARRETE & DONÁZAR, 2005; VASILAKIS *et al*., 2006). Although our study was not designed to detect changes in the vulture's foraging behaviour, the results indicate that the presence of an important network of muladares did not eliminate the risk of poisoning for the Egyptian vultures in the Ebro Valley, from which we deduce that, independently of the presence of predictable feeding sites, these birds continued utilizing insecure sources of food. Similarly, the existence of a network of vulture restaurants and garbage dumps has not impeded the continuing decline of many of the populations of scavenger birds of the Balkans (AZMANIS *et al*., 2009). Lastly, although the presence of specific vulture restaurants appears to have protected individual immature bearded vultures (*Gypaetus barbatus*) from the effects of the illegal poison use, such an effect did not extend to the territorial individuals of this species (ORO *et al*., 2008). In conclusion, important evidences indicate that although the existence of predictable food sources can partially modify the foraging behaviour of scavenger birds, it is very unlikely that the birds limit their feeding to these sites. Therefore, in situations in which the principal risk factor for these birds is human persecution (direct or indirect), as seems to be largely the case in their distribution range (MUNDY *et al*., 1992; RONDEAU & THIOLLAY, 2004; CARRETE *et al*., 2007; ORO *et al*., 2008, AZMANIS *et al*., 2009), the implementation of vulture restaurants is without a doubt an insufficient measure to guarantee the conservation of the species. For that reason, conservation efforts, which are usually limited by the availability of resources, should focus primarily on controlling the factors of mortality, using the vulture restaurants only to complement such measures, but never as a single or principal measure.

4.2. Breeding success

The successful breeding of a species depends upon multiple variables, such as the quality of the parents and the breeding area, interactions with other species, and the variations of different environmental factors, as well as of other more complex phenomena related to the social structure of the species (NEWTON, 1979). Because of the wide diet spectrum of the Egyptian vulture we would expect that, during the modelling of reproductive success, other variables, such as primary productivity (positively correlated with reproductive success) or variables tied to the environmental heterogeneity of the territories would have been incorporated to the final model. In fact, it is very likely that these factors are reflected, in part, by the positive effect of frequency of occupation of the territories as the long-term persistence of territories was related to environmental factors and human pressure (GRANDE, 2006). However, it is notable that the only variable tied to the availability of nutritional resources which continued to be included in the models of breeding success was the distance to the *muladares*, which indicates that the availability of nearby and predictable food is of great importance for the species during reproduction. The Egyptian vulture transports the food items to the nest with its beak, which limits the size of the items that it can takes and makes it necessary to increase the feeding frequency (DONÁZAR, 1993). This implies that a close predictable source of food noticeably increases the energetic efficiency in the feeding behaviour of this species, making it easier to guarantee the regular feeding support necessary to successfully raise the nestlings (Figure 5). The positive effect of the proximity of feeding points for pairs of Egyptian vultures has been found in other areas, although never on such a great geographic scale as in the present study (see, for example, LIBERATORI & PENTERIANI, 2001). According to HOUSTON (2006), vultures in general tend to reduce to a minimum their energy expenditure, since this allows them to optimise the exploitation of the particular food sources on which

they depend. Accordingly, these results should be expected to be widespread for the great majority of the species in this group. However, there is very little information available in this regard. It is interesting to note that in the species that is phylogenetically closest to the Egyptian vulture, the bearded vulture, the presence of large vulture restaurants seems to have a negative effect on the breeding success of territorial pairs. This would be owed to an increase in the density of breeding territories and the constant presence of an elevated number of immature birds in these feeding stations, which would in turn increase the phenomena of interference in reproduction (CARRETE *et al.*, 2006). As largely occurs in scavenger birds, and differing from the bearded vulture, the Egyptian vulture is a species that is highly social when it feeds, and it should be noted that in this study we have not found similar effects of the large vulture restaurants. In any case, the above results regarding the bearded vulture clearly indicate the need to take into account the specific characteristics of the species for which the vulture restaurants are focused on before being established. It is also necessary to periodically monitor the effect that feeding stations are having on the different species that inhabit in their surroundings.

4.3. Communal roosts

Several hypotheses have been proposed to explain the role of avian communal roosts: a reduction in the costs associated with thermal regulation, the reduction of predation risk, an increase in efficiency when searching for food, and more recently, the existence of advantages when obtaining a partner or territory (BEAUCHAMP, 1999; BLANCO & TELLA, 1999). It seems clear that the only hypotheses that are actually applicable to the Egyptian vulture are the last two. However, keeping in mind that, at least in the Iberian Peninsula, these communal roosts are associated with relatively predictable and consistent sources of food (DONÁZAR *et al.*, 1996; see above), the third hypothesis would also lose validity. Although there is no conclusive proof supporting the idea that communal roosts serve as a centre of social interaction facilitating the formation of breeding pairs, their presence seems to have a clear and positive effect on the long term persistence of breading territories in their sorroundings (CARRETE *et al.*, 2007; see above). The presence of a large number of individuals in the vicinity of these roosts should facilitate the re-colonization of the territories or the pairing of solitary individuals, having, in the long run, a great repercussion on the spatial distribution of the population. On the other hand, the Egyptian vultures exhibit complex social behaviour while feeding as well as at rest, which, as occurs in other similar species, undoubtedly would entail a complex system of hierarchies (DONÁZAR & FEIJÓO, 2002). The access of juvenile individuals to this complex social network should be probably based on progressive learning. That way, their incorporation into the communal roosts where they can interact with birds of different ages should provide this learning, in addition to facilitating the search of food during the early stages of life. This would probably increase their likelihood of survival in the short and medium term. In this way, the roosts would play a double role, by increasing the feeding efficiency of younger birds as well as facilitating mating for older birds, as has been shown in other species with similar social structures (BLANCO & TELLA, 1999).

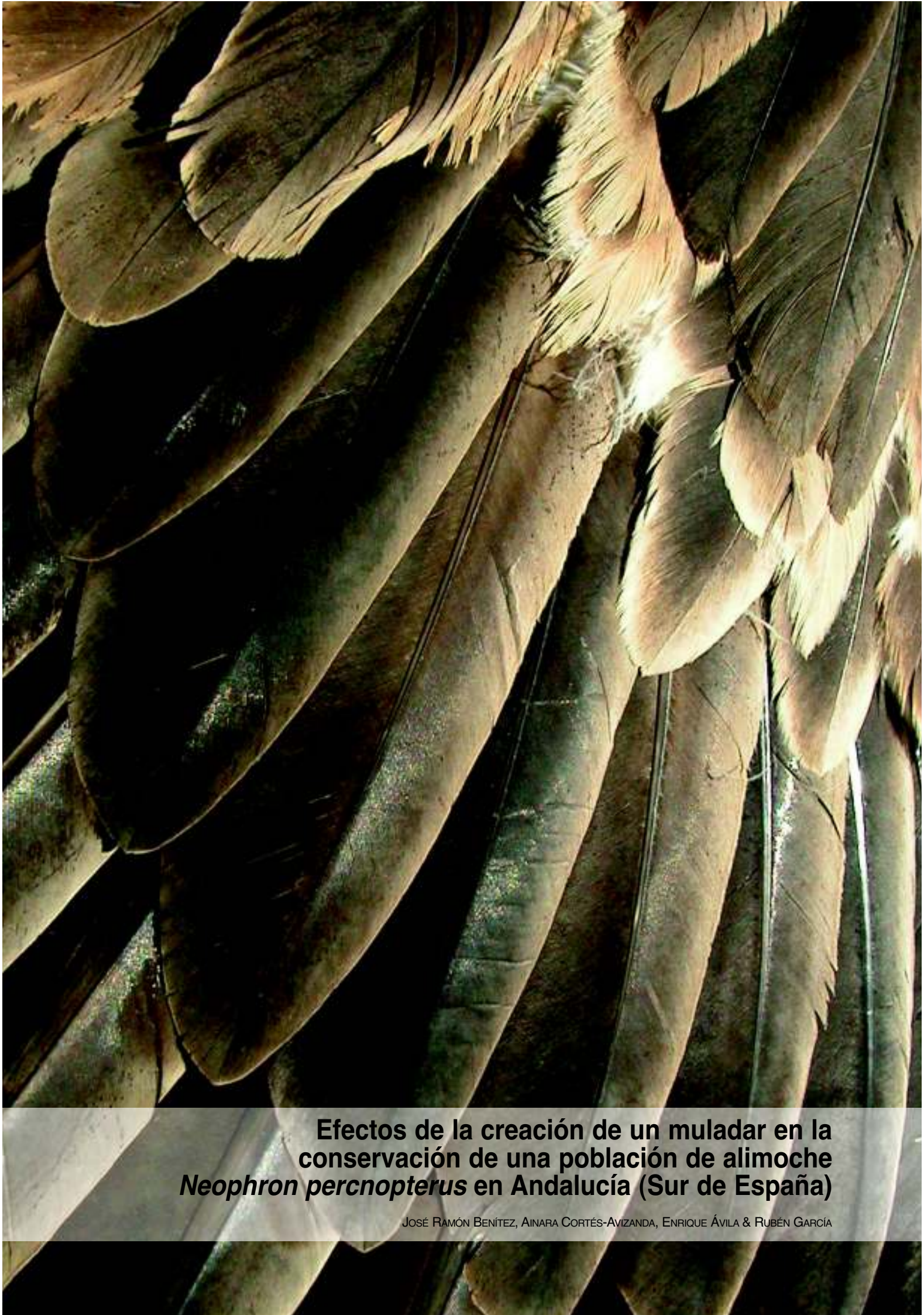
While it is probable that the existence of communal roosts in a determined area is determined by the reproductive and non-reproductive populations existing in that area, their persistence over time, independently of their origins or social function, depends largely on the existence of predictable and abundant food sources. It is therefore necessary to guarantee the maintenance of such food resources in order to secure the long-term maintenance of the communal roosts and their functions. Furthermore, the creation of *muladares* in suitable areas with nearby reproductive populations can contribute to the consolidation of roosts in such areas, as has been recently found in Andalusia (BENÍTEZ *et al.*, 2009). The population of Cadiz and Malaga is, in certain measure, isolated from the rest of the Iberian population by the Guadalquivir Valley (see Figure 1 in CARRETE *et al.*, 2007). Until the creation of a muladar in the Park of the Alcornocales (Cádiz) in 2007, the presence of immature birds born in the area was fortuitous and infrequent. In fact, almost all resightings of immature individuals born and tagged in these areas were in the muladar and associated roost in Alcudia Valley, Ciudad Real, located more than 200 kilometres away. The creation of the muladar in Cadiz has triggered the appearance of a small roost where now it is possible to regularly observe groups of individuals born in the neighbour breeding areas. This action, therefore, could reduce the probability of extinction of this population by attracting to the area a non-reproductive component of that population (GRANDE, 2006; CARRETE *et al.*, 2007). This could confirm the value that certain *muladares* can have as guarantors of the future viability of the Egyptian vulture populations.

4.4. Conclusions

At present, most of the populations of birds of prey in Europe have been subjected to various degrees of disturbance and/or human management. Despite the notable successes in the conservation of many of these populations, most conservation measures continue to be applied using personal criteria and lacking a rigorous scientific basis (HOUSTON, 2006; BLANCO, 2006). The creation of feeding stations for scavenger birds could come to be an essential conservation tool if public health measures continue to reduce the availability of carrion of domestic origin for these birds (TELLA, 2001a). Unfortunately, there is still little information upon which to base the design of the feeding stations in order to maximize the positive effects that we would like to achieve for a specific species, and simultaneously to reduce the possible negative side-effects for other species (see however MERETSKY & MANNAN, 1999, CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). It is also rare to find studies that quantitatively analyse the effects of such feeding stations on the spatial patterns of movement, survival, or reproductive success of the scavenger bird species for which these vulture restaurants are intended (see however SARRAZIN *et al.*, 1994; PIPER *et al.*, 1999; CARRETE *et al.*, 2006; GILBERT *et al.*, 2007; ORO *et al.*, 2008). Our study helps to clarify the relevance that *muladares* can have in determining the reproductive success and spatial distribution of non-reproductive populations of the Egyptian vulture. We show that adequate management of the *muladares* can play an important role in their conservation. However, we also demonstrate their inefficiency in stopping the decline of a population that is subjected to a high level of indirect persecution. Thus, the creation of *muladares* must be complemented with strong additional conservation strategies whose central theme should be the day-to-day struggle against the illegal use of poison. In any case, the scarcity of studies that adequately evaluate the multiple influences of the *muladares* on the populations of scavenger birds, in particular the near absence of experimental approaches, points to the need to continue in-depth investigations along these lines to maximize the effectiveness of the *muladares* as management tools for the conservation of scavenger birds of prey.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

D. Serrano, I. Luque, M. de La Riva, A. Cortés, D. Campión, E. Ursúa, F.H. Fernández, R. López, A. Gajón, D. Gómez, J.M. Aguilera, J.A. Pinzolas, A. Bueno, J.C. Albero, J.M. Canudo, C. Usieto, J. Sanz, J.L. Ruiz, J.L. Rivas, E. Alcaine, J.L. Legares, P. Martínez, A. Legaz, P. Oliva, A. Pastor, J.A. Pérez-Nievas, among others, collaborated decisively in the field work that made this study possible. C. Cano, environmental employees of Navarra, and the staff at the Recovery Centre of the Alfranca (Diputación General de Aragon) provided information related to the poisoning cases. The Remote Sensing (Teledetection) Laboratory at the University of Valladolid submitted the primary productivity values (NDVI) of Spain. This study was partially funded by the Diputación General de Aragón and the Government of Navarra. A. Camiña, D. Campión, D. Serrano, E. Alcaine, and M. Alcaine generously provided information on the state of some scavenger roosts. The staff at the Parque Natural de las Bardenas Reales provided logistical assistance and permits for tagging the birds in these areas. L. Gangoso provided valuable comments to an early version of this manuscript. G. Fairhurst kindly reviewed the English of the final version of the manuscript. JMG had a post-doctoral grant and MC had a Juan de la Cierva grant, both from the Ministry of Education and Science of Spain.



Efectos de la creación de un muladar en la conservación de una población de alimoche *Neophron percnopterus* en Andalucía (Sur de España)

José Ramón Benítez, Ainara Cortés-Avizanda, Enrique Ávila & Rubén García

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	276-291	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Efectos de la creación de un muladar en la conservación de una población de alimoche *Neophron percnopterus* en Andalucía (Sur de España)

Effects of the creation of a vulture restaurant for the conservation of an Egyptian vulture *Neophron percnopterus* population in Andalucía (Southern Spain)

PALABRAS CLAVES: alimentación suplementaria, alimoche, Andalucía, Cádiz, muladar, *Neophron percnopterus*, Península Ibérica.
KEY WORDS: supplementary feeding, Egyptian vulture, Andalucía, Cadiz, *muladar, Neophron percnopterus*, Iberian Peninsula.
GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, sai zuria, Andaluzia, Cadiz, simaurtegia, *Neophron percnopterus*, Iberiar penintsula.

José Ramón BENÍTEZ[(1)]*, Ainara CORTÉS-AVIZANDA[(2)], Enrique ÁVILA[(1)] & Rubén GARCÍA[(1)]

RESUMEN

Los muladares son una herramienta de gestión globalmente utilizada en numerosos proyectos de conservación. Sin embargo, recientemente se han puesto de manifiesto algunos efectos negativos sobre las poblaciones de aves necrófagas mientras que existe poca información sobre sus repercusiones poblacionales positivas. En el presente capítulo describimos el seguimiento de un muladar creado en 2007 y dirigido prioritariamente a la conservación (fijación de individuos inmaduros) de una población local de alimoche *Neophron percnopterus* existente en las provincias de Cádiz-Málaga (Andalucía; sur de la Península Ibérica). Esta región es, además, de especial interés para la migración de toda la población de alimoches del oeste de Europa. Entre 2007 y 2008 se realizaron 1933 censos y se detectaron alimoches en el 41% de ellos, con un máximo de 40 aves observadas simultáneamente. Además se observaron 15 alimoches marcados, provenientes de la población andaluza local y de otras regiones de Iberia y sur de Francia. La formación de un dormidero fue inmediata a la creación del muladar. Se consiguió fijar permanentemente grupos de no reproductores, con máximos de 15 individuos en 2007 y 39 en 2008. Además de la especie objeto de estudio también se detectaron hasta nueve especies de aves necrófagas con máximos detectados para buitre leonado (68.9% de los censos con contacto positivo y máximo de 450 individuos observados simultáneamente). A través de este estudio, se pone de manifiesto que la creación de muladares en determinadas condiciones representa una herramienta eficaz para la conservación del alimoche puesto que promueve la fijación de individuos flotantes, lo que incrementaría la probabilidad de persistencia de las poblaciones reproductoras locales.

ABSTRACT

Supplementary feeding station, the so-called *"vulture restaurants"* are a global management tool used in numerous recovery projects; nevertheless, some negative effects on avian scavengers populations have recently been described but scarce information exists on the positive repercussions of supplementary feeding. In the present chapter we describe the monitoring of a *vulture restaurant* created in 2007 primarily directed at the conservation (by means of the attraction of immature individuals) of local populations of Egyptian vulture *Neophron percnopterus* in the provinces of Cádiz-Málaga (Andalucía; southern Iberian Peninsula). This region is also of particular interest for the migration of the population of Egyptian vultures of Western Europe. Egyptian vultures were observed in 41% of 1933 counts conducted between 2007 and 2008, with a maximum of 40 birds observed simultaneously. In addition, there were observations of 15 tagged Egyptian vultures originating from the local population of Andalucía and other regions of Iberia and southern France. The formation of a communal roost immediately followed the creation of the *vulture restaurant*. With maximums of 15 individuals in 2007 and 39 in 2008. In addition we observed other nine species of avian scavengers The griffon vulture was the most common species (68.9% of the censuses and a maximum of 450 individuals observed simultaneously). This study demonstrated that under certain conditions, the creation of *vulture restaurants* represents an efficient tool for the conservation of the Egyptian vulture since it promotes the retention of floating individuals which, in turn, increases the likelihood of the persistence of local breeding populations.

LABURPENA

Kontserbazio proiektu ugaritan orokorki baliatzen den kudeaketa tresna dira hondakindegiak. Hala eta guztiz ere, hegazti hilikijaleen populazioetan ondorio negatibo batzuk eragiten dituztela geratu da agerian berriki. Kapitulu honetan 2007an sortutako hondakindegi baten gaineko jarraipena deskribatzen dugu. Hondakindegi honek Cadiz-Malaga herrialdeetan (Andaluzia; Iberiar Penintsularen hegoaldea) bizi den tokiko sai zuriaren *Neophron percnopterus* populazio bat kontserbatzea (heldu gabeko izakiak sendotzea) du xede nagusi. Eskualde hau interes berezikoa da Europaren mendebaldeko sai zurien populazio osoaren migrazioarentzat. 2007 eta 2008 bitartean 1933 errolda osatu ziren, eta haietatik %41ean sai zuriak hauteman ziren; gehienez ere 40 hegazti aztertu ziren aldi berean. Gainera, lehendik markatutako 15 sai zuri ikusi ahal izan ziren, denak Andaluziako tokiko populaziotik eta Iberia eta Frantzia hegoaldeko beste eskualde batzuetatik iritsiak. Hondakindegia sortu eta gutxira bizitoki bat antolatu zen. Ez ugaltzaileen taldeak modu iraunkorrean finkatzea lortu zen, gehienez ere 15 izaki 2007an eta 39 izaki 2008an. Azterketaren xede den espezieaz gainera, beste bederatzi hegazti hilikijaleen espezie hauteman ziren, horietan sarrien eta nagusi sai arrea (errolden %68,9 eta gehienez ere 450 sai aldi berean ikusirik). Azterketa honek agerian uzten du hondakindegien sorrera, egoera jakin batzuetan, tresna eraginkorra dela sai zuria kontserbatzeko, izaki mugikorrak finkatzea errazten duelako eta horrek bertako populazioaren bizirauteko aukera emendatzen duelako.

[(1)] EGMASA (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía) Avda. Johan Gutemberg, 1. 41092 Sevilla, España.
[(2)] Departamento de Biología de la Conservación. Estación Biológica de Doñana. (C.S.I.C.), Avda. Americo Vespucio s/n. 41092. Sevilla, España.
* Dirección de contacto: José Ramón Benítez; EGMASA (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía), Avda. Johan Gutemberg,1. 41092 Sevilla, España. jrbenitez@egmasa.es

1. INTRODUCCIÓN

Los muladares, también llamados puntos de alimentación suplementaria, se han considerado desde hace décadas como una herramienta de gestión fundamental para lograr la conservación de las poblaciones de aves necrófagas (BIJLEVELD, 1974; HOUSTON, 1987; PIPER, 2006). Teóricamente, se ha supuesto que estos emplazamientos aportan una serie de beneficios para la conservación de las especies objeto de interés: incremento de la disponibilidad del alimento, reducción de los riesgos de envenenamiento y persecución e incremento de la disponibilidad de micronutrientes (calcio) (PIPER, 2006). Entre las especies manejadas mediante alimentación suplementaria se encuentran el cóndor de California *Gymnogyps californianus* en el oeste de América, el buitre real *Sacorramphus papa* en Belize, el buitre de El Cabo *Gyps coprotheres* y el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en el sur de África (WILBUR & JACKSON, 1983; HOUSTON, 1987; BROWN, 1990; MUNDY *et al.,* 1992). En Eurasia los puntos de alimentación suplementaria se han dirigido principalmente a la gestión de poblaciones de quebrantahuesos, alimoche *Neophron percnopterus*, buitre leonado *Gyps fulvus* y buitre negro *Aegypius monachus* (DONÁZAR, 1993; SESÉ *et al.,* 2005). También se han comenzado a utilizar para la recuperación de las críticamente amenazadas poblaciones de buitres asiáticos (GILBERT *et al.,* 2007).

No obstante, la efectividad de los muladares en la conservación de las aves carroñeras esta siendo vivamente discutida (PIPER, 2006). Se ha apuntado que la existencia de estos puntos puede llegar a incrementar las interacciones a nivel intra o interespecifico desencadenando procesos de densodependencia negativa o predación directa o indirecta (véase CARRETE *et al.,* 2006 a,b; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009 a,b; ORO *et al.,* 2008 y referencias en ellos). Además, en relación a la gestión de las carroñas que en ellos se vierte se han descrito riesgos asociados a la adquisición y transmisión de patógenos (BLANCO *et al.,* 2007; LEMUS *et al.,* 2008 y referencias en ellos).

Es evidente, por el contrario, que los muladares también desempeñan un papel fundamental en la conservación de poblaciones amenazadas. En el caso del alimoche, los muladares y los dormideros comunales a ellos asociados agregan a la población no reproductora (DONÁZAR *et al.,* 1996 a,b) y determinan que sea mayor la probabilidad de recambio de las bajas producidas entre la fracción reproductora de las poblaciones cercanas. De este modo, incrementan la probabilidad de persistencia de los territorios y, consecuentemente, la viabilidad de las poblaciones (GRANDE, 2006; GRANDE *et al.,* 2009). En el caso del quebrantahuesos, los muladares contribuyen a incrementar la supervivencia preadulta y a ralentizar el declive poblacional frente al efecto de la mortalidad no natural por veneno y otras causas (CARRETE *et al.,* 2006 a,b; ORO *et al*., 2008).

El objetivo de este trabajo es describir una experiencia de creación de un muladar dirigido al alimoche, una de las especies carroñeras considerada en peligro de extinción a nivel global (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; 2006), y en una zona de especial interés estratégico para la especie como es Andalucía (sur de la Península Ibérica). Estudios previos (J.R. BENÍTEZ, inédito) habían demostrado que los alimoches de Andalucía se asientan mayoritariamente en regiones del centro de la Península Ibérica como el Valle de Alcudia en Ciudad Real, asociándose a fuentes de alimentación predecible y grandes dormideros (ver Figura1). En este escenario, la creación de un muladar en la región de Cádiz tenía por objeto reducir la potencial tasa de emigración tratando de "fijar" los ejemplares nacidos en el área de estudio para favorecer de este modo la viabilidad de la población. Aquí describimos el uso y aprovechamiento que han realizado los alimoches de este muladar a lo largo de dos años, incluyendo los periodos de migración, así como la formación de dormideros comunales. Se prestó especial atención al uso del muladar en función de la edad de los individuos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Especie, área y poblaciones objeto de estudio

El alimoche es la más pequeña de las rapaces carroñeras europeas y una de las más oportunistas, pues se alimenta tanto de carroñas como de basuras domésticas, excrementos, insectos y huevos, llegando incluso a cazar pequeños animales (CRAMP & SIMMONS, 1980; DONÁZAR, 1993). La llegada de las aves en migración prenupcial tiene lugar en febrero-marzo y la partida hacia África en migración postnupcial a lo largo de agosto y septiembre. Como otras especies de buitres, el alimoche tiende a ser social en los lugares donde existe una alta disponibilidad de alimento. Como consecuencia de ambos factores, gregarismo y abundancia de alimento, la especie forma dormideros comunales que pueden reunir un número muy elevado de aves, principalmente no reproductoras (TELLA, 1991; DONÁZAR *et al.,* 1996b).

En el pasado, el alimoche fue un ave relativamente común en toda Andalucía y así lo atestiguan los relatos de ornitólogos y cazadores que lo citan como abundante, especialmente en las serranías de Cádiz y Málaga (CHAPMAN & BUCK, 1910). Desde entonces, la especie se ha enrarecido enormemente disminuyendo su área de distribución actual y su abundancia, con declives que han llegado al 40% en una sola década para la población reproductora de Cádiz (BENÍTEZ *et al.*, 2001). Las causas de la disminución están asociadas a altas tasas de mortalidad adulta no natural producidas por envenenamientos, electrocuciones y colisiones con aerogeneradores (DONÁZAR *et al.,* 2003; DONÁZAR *et al.,* 2008). En 2008 el número de territorios reproductores en Andalucía apenas supera la treintena, repartidos en tres núcleos. El mayor de ellos, con 25 parejas se encuentra en las sierras de Cádiz y Málaga. Quedan escasas parejas aisladas en las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas y en Sierra Morena (BENÍTEZ *et al.*, 2004 a, ver Figura1). La especie ha sido clasificada como "En peligro crítico" en el Libro Rojo de Andalucía.

No existían en años recientes dormideros comunales ni áreas de concentración de individuos no reproductores en Andalucía. Los dormideros más cercanos se encontraban en el Valle de Alcudia (BENÍTEZ *et al.*, 2004 a,b; JAMAR & ARREDONDO, 2007), al sur de la provincia de Ciudad Real (Figura 1) donde los alimoches se reunían en el entorno de un muladar formando dos dormideros comunales con hasta 50-100 individuos en los meses estivales. Este muladar del Valle de Alcudia y sus dormideros asociados son de gran importancia para los alimoches no reproductores andaluces como lo demuestra que de un total de siete ejemplares anillados en Andalucía entre 2000 y 2006 y localizados vivos con posterioridad, cinco (>70%) hayan sido avistados en el muladar y/o dormideros del Valle de Alcudia (DONÁZAR *et al.,* 2003; BENÍTEZ & ÁVILA, 2008 inédito). El caso más llamativo es el de una hembra nacida en el año 2000 en un territorio de la Serranía de Ronda (Málaga) que fue localizada por primera vez en Alcudia (a unos 220 kilómetros de su territorio natal) como ave inmadura en 2003. Posteriormente en 2006 es localizada regentando un territorio de cría en Sierra Morena de Córdoba, a unos 40 kilómetros de Alcudia, y a unos 210 kilómetros de su territorio natal. Este patrón no es el habitualmente observado en esta especie ya que la dispersión natal media se estima en 36 km (GRANDE, 2006). Esta observación, aunque aislada, reforzaría la tesis de que Alcudia puede estar funcionando como sumidero de la población andaluza y ha planteado la necesidad de crear muladares en Andalucía que pudieran revertir esta situación.

2.2. Creación y mantenimiento del muladar

El muladar "El Picacho", gestionado por la "Red Andaluza de Comederos para Aves Carroñeras" (RACAC), está situado en el Parque Natural de Los Alcornocales, provincia de Cádiz, (Figura 1). Se localiza en la zona de transición entre las primeras sierras al oeste del Parque Natural y la campiña de Medina Sidonia, caracterizada por montes de escasa altitud dedicados a la agricultura de secano y a la ganadería extensiva. Para la selección del emplazamiento se consideraron determinadas variables como topografía, distancia a los territorios de cría, probabilidad de que fueran visitados por ejemplares no reproductores, presencia de muladares tradicionales y disponibilidad de recursos ganaderos en el entorno y ausencia de infraestructuras peligrosas para las aves, como tendidos eléctricos o parques eólicos.

Desde el año 2007 se comenzó a gestionar este muladar con aportes diarios de restos de mataderos (unos 250 kg, fundamentalmente de huesos, cabezas de porcino y vísceras) asegurándose así la disponibilidad de carroña de manera constante. Los aportes se realizaron preferentemente en horas vespertinas, cuando los buitres leonados no se muestran generalmente activos en la búsqueda de carroñas. En relación a la discusión abierta actualmente respecto al contenido de antibióticos en las reses aportadas a los muladares (ver LEMUS *et al.,* 2008, es necesario resaltar que todo los aportes realizados en el muladar, al provenir de vías destinadas a consumo humano, tenían garantías de no estar afectados por un uso abusivo de estas sustancias.

2.3. Seguimiento del uso del muladar por aves carroñeras

Para detectar el uso y aprovechamiento de las aves se realizaron censos en los que se recogía además de datos referentes al propio censo otros como: a) fecha; b) hora de inicio y final de las observaciones, c) disponibilidad de carroñas frescas (kg), d) porcentaje de las carroñas consumido por las aves. Cualquier otro tipo de circunstancia (presencia de personas, vehículos, carnívoros, etc.) también fue considerada. Las observaciones se realizaron a una distancia míni-

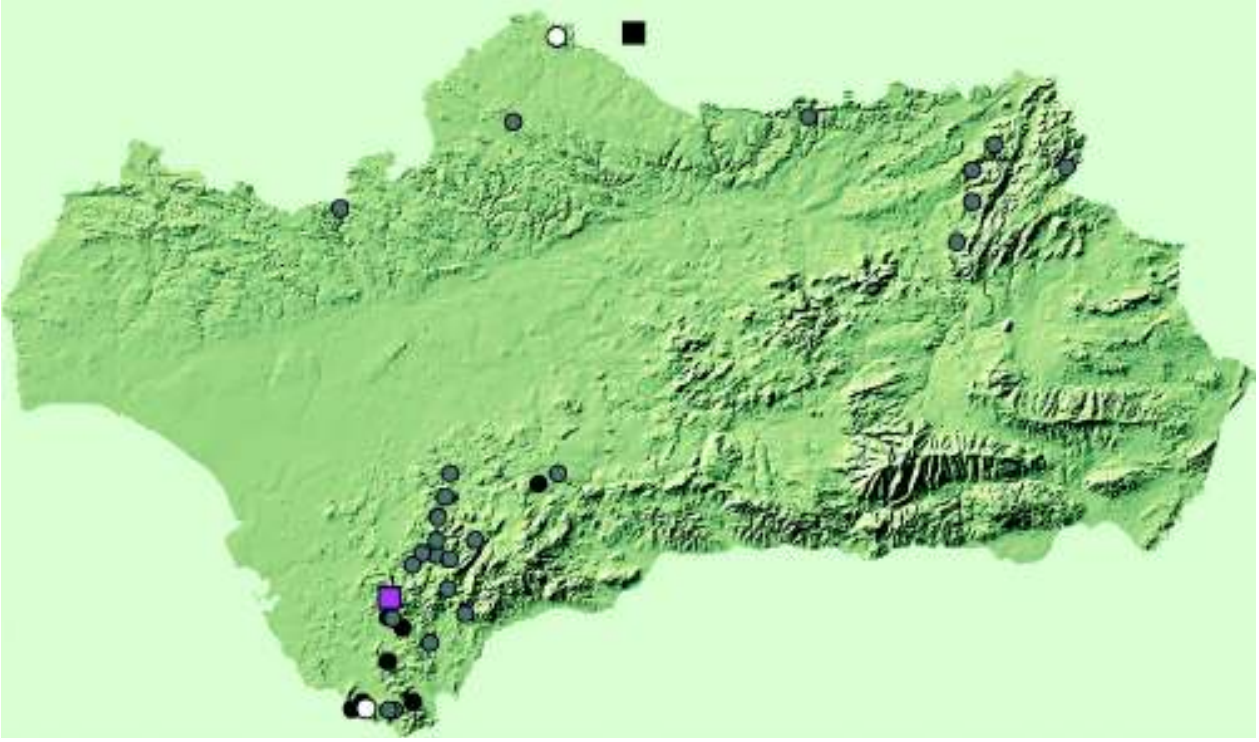


Figura 1. Mapa del área de estudio. Los cuadros rojo y negro representan respectivamente los muladares de Cádiz (este estudio) y Valle de Alcudia. Los territorios reproductores de alimoche existentes en 2008 en Andalucía se han representado con círculos; negros en el caso de los territorios cuyos pollos anillados han sido vistos (leídas sus anillas) en el muladar de Cádiz y blancos en los territorios donde se han incorporado como reproductores aves anilladas en el área de estudio.

Figure 1. *Map of the study area. The red and black squares represent, respectively, the muladares of Cádiz (this study) and the Valley of Alcudia. The Egyptian vulture's reproductive territories existing in 2008 in Andalucía are depicted with circles; black circles in the case of territories where banded chicks have been seen (readings of the bands) in the muladar in Cádiz, and white circles in the territories where banded birds have been incorporated in the area of study as breeders.*

ma de 300 m para evitar interferir en el comportamiento de las aves. La óptica utilizada fueron telescopios de 20-60 x.

Para determinar la presencia de especies y el aprovechamiento de los aportes se realizaron censos desde el amanecer y posteriormente cada 30 minutos hasta última hora de la tarde, anotando las especies y número de ejemplares presentes en el muladar y su entorno (radio de 200 m). Se registró la proporción de individuos que se encontraban comiendo de las carroñas. Para ello se distinguió entre aves que "comían" (estaban comiendo o tenían acceso inmediato a la comida) o "no comían" (se encontraban apartados de la zona de alimentación). Además, siempre que se pudo se procuró determinar la edad de los alimoches presentes, distinguiéndose cuatro clases de edad en función del plumaje: joven del año (primer plumaje), juvenil (segundo plumaje), inmaduro (tercer y cuarto plumaje) y adulto (quinto plumaje y sucesivos).

3. RESULTADOS

Durante el periodo de estudio (entre el 1 de mayo de 2007 y el 30 de septiembre de 2008) se realizaron 231 aportes diarios de despieces de cerdo, totalizando 66550 kg (media 250 kg, rango 100-600 kg). Además, se contabilizó la entrada de reses aportadas por el personal de la Red Andaluza de Comederos de Aves Carroñeras, estimando dicha entrada en 24620 kg (71 caballos, 19 terneros, 2 burros, 2 corzos y 1 gamo).

El número total de censos realizados fue de 1933 en 241 días. Las especies de aves identificadas alimentándose en el muladar fueron nueve (Tabla 1); alimoche, buitre leonado, milano negro *Milvus migrans*, cuervo *Corvus corax*, buitre moteado *Gyps rueppellii*, buitre negro, cernícalo común *Falco tinnunculus*, águila real *Aquila*

ESPECIE	N	F (%)
Alimoche (*Neophron percnopterus*)	2661	2,6
Buitre leonado (*Gyps fulvus*)	96223	95,5
Milano negro (*Milvus migrans*)	1380	1,3
Cuervo (*Corvus corax*)	375	0,3
Buitre moteado (*Gyps rueppellii*)	15	0
Buitre negro (*Aegypius monachus*)	41	0
Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*)	23	0
Águila real (*Aquila chrysaetos*)	3	0
Águila imperial (*Aquila adalberti*)	27	0

Tabla 1. Número y frecuencia de contactos con las especies de aves carroñeras censadas en el muladar durante el periodo de estudio.

chrysaetos y águila imperial ibérica *Aquila adalberti*. El buitre leonado fue la especie que más visitó el muladar, del total de censos realizados, en 1332 (68.9%) se observaron individuos de esta especie (media=72, rango=1-450).

Se observaron alimoches en 795 censos (41.1% del total) (media=3, rango=1-40) (ver Tabla 2). Durante el estudio se detectaron quince alimoches marcados. La lectura de sus anillas permitió determinar que nueve habían sido marcados como pollos en nidos de Andalucía, tres en Segovia, dos en el País Vasco y uno en la Provenza francesa. Se observó un claro patrón temporal en el uso del muladar en relación a la edad de los individuos. Así, el máximo número de juveniles e inmaduros fue detectado durante un censo de la segunda quincena de abril (34 inmaduros) y otro de la primera quincena de mayo (17 juveniles) de 2008. En estas mismas fechas también se censó el máximo de adultos comiendo simultáneamente (n = 6). A partir de julio, y en los dos años de estudio, el número de alimoches que visitaban el muladar descendió durante el verano hasta que en septiembre incrementó de nuevo debido principalmente a la aparición de aves en migración. El número máximo de jóvenes del año se detectó en la primera quincena de septiembre de 2008, observándose hasta 4 aves alimentándose simultáneamente (ver Figura 2).

	2007		2008		TOTAL	
EDAD	N	F (%)	N	F (%)	N	F (%)
Joven (1er plumaje)	19	1,9	71	4,1	90	3,3
Juvenil (2º plumaje)	444	45,8	448	26,4	892	33.5
Inmaduro (3er y 4º plumaje)	353	36,4	696	41,1	1049	39,4
Adulto (5º plumaje)	152	15,7	478	28,2	630	23,6

Tabla 2. Número y frecuencia de contactos, considerando clases de edad, de los alimoches censados en el muladar durante el periodo de estudio.

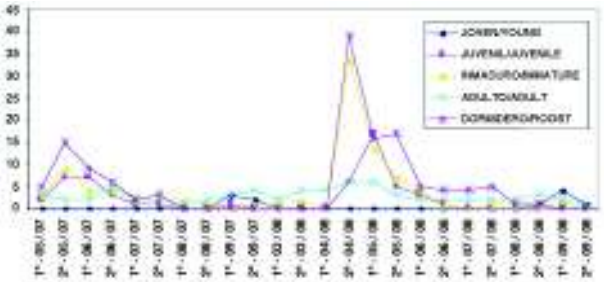


Figura 2. Número máximo de alimoches de cada clase de edad censados por quincenas en el muladar. Se muestra también el número máximo de alimoches censados por quincena en el dormidero.

Figure 2. *Maximum number of Egyptian vultures of each age classification counted by two-week periods in the muladar. Also depicted is the maximum number of Egyptian vultures counted by two-week periods in the communal roost.*

Desde el inicio del estudio, en mayo de 2007, se observó el establecimiento de un dormidero comunal de alimoches en un grupo de alcornoques *Quercus suber* situados a menos de 1 km al noroeste del muladar. En el año 2007, el número máximo de alimoches detectados en este dormidero fue de 15 ejemplares durante la segunda quincena de mayo. En 2008 el número máximo de ejemplares fue de 39 en la segunda quincena de abril (ver Figura 2). Los máximos de aves coincidieron con los periodos en que se registró el mayor número de ejemplares presentes en el muladar.

4. DISCUSIÓN

Nuestros resultados sugieren que la creación de muladares puede ser una excelente herramienta de manejo para la fijación de dormideros comunales de alimoche, de individuos divagantes nacidos en la zona y, probablemente, a largo plazo, para la conservación de poblaciones locales de esta especie globalmente amenazada. Estos resultados se inscriben en el escenario encontrado en otras regiones de la Península Ibérica donde ha quedado demostrado que la existencia de estos dormideros podría estar favoreciendo el reemplazo de los individuos territoriales y la recolonización de territorios abandonados (TELLA, 1991; DONÁZAR *et al.*, 1996b; MARGALIDA & BOUDET, 2003; GRANDE, 2006).

Los patrones detectados de visitas al muladar responden claramente a la fenología propia de las poblaciones ibéricas de la especie, fundamentalmente en lo relativo a migraciones pre y post-nupciales. Así, el alto número de juveniles e inmaduros censados en los meses de abril, mayo y junio (702 en 2007 y 1418 en 2008) se corresponde con los meses de llegada y asentamiento de estas aves en la Península Ibérica puesto que se conoce que los alimoches inmaduros realizan la migración prenupcial con bastante retraso con respecto a los ejemplares adultos reproductores. De la misma manera, la disminución del número de individuos no reproductores que se observa a partir de julio puede ser debida a que las aves de esta edad inician ya en esa época la migración postnupcial (BERNIS, 1980). Con la conclusión de la temporada reproductora, a finales de agosto y mes de septiembre se detecta la presencia de jóvenes del año (19 contactos en los censos de 2007 y 71 en los de 2008); hecho que coincide con el final del periodo de dependencia y el inicio de la migración hacia las áreas de invernada (DONÁZAR &

CEBALLOS, 1990). La presencia de individuos adultos ha sido prácticamente constante a lo largo de todo el periodo de estudio. Esto sugiere que la disponibilidad continua de recursos tróficos podría redundar en un mayor éxito reproductor de las parejas del entorno (3 territorios en un radio de 10 km) aunque el poco tiempo que lleva en funcionamiento el muladar hace que aún sea pronto para analizar este posible efecto. En general, las variaciones temporales en las proporciones de edades en el muladar se ajustan a lo ya descrito para dormideros controlados en otras regiones de Iberia (ver DONÁZAR *et al.,* 1996 b; BENÍTEZ *et al.,* 2004 b). La mayor diferencia estriba en que en Andalucía detectamos una mayor proporción de juveniles e inmaduros y una fenología más temprana que en otras regiones como el Valle del Ebro y en la comarca de Alcudia (DONÁZAR *et al.,* 1996 b; JAMAR & ARREDONDO, 2007; BENÍTEZ & ÁVILA*,* 2008 inédito). Este hecho, junto con el patrón estacional, podría indicar dos fenómenos: por una parte que a nivel de la población ibérica, los inmaduros tienden a concentrarse en mayor número y más tiempo en las regiones del sur y, por otro lado, no independientemente de ello, que el muladar del Picacho es un atractor importantísimo para aves inmaduras que cruzan la península en ambos sentidos. La existencia de recursos tróficos casi permanentes provocaría el asentamiento temporal de las aves, sobre todo durante la migración prenupcial.

Figura 3. Foto del Muladar "El Picacho" en la provincia de Cádiz (arriba) con varios ejemplares de buitre leonado y alimoche alimentándose y (abajo) alimoche inmaduro (tercer plumaje) sobrevolando las instalaciones. Fotos: Manuel de la Riva.

Figure 3. *Photograph of the "El Picacho" Muladar in the Province of Cádiz (above) with several griffon vultures and Egyptian vultures feeding, and (below) immature (third plumage) Egyptian vulture flying above the installations. Photo: Manuel de la Riva.*

En síntesis, con este trabajo queda demostrado que los muladares pueden ser una herramienta muy eficaz para la conservación de algunas especies y poblaciones como ocurre con el alimoche en Andalucía. Es de esperar que la continuidad de este tipo de actuaciones se refleje de alguna manera sobre la población reproductora local en el futuro. El marcaje de ejemplares que se ha planificado para los próximos años y la continuidad en el seguimiento del uso de este punto de alimentación suplementaria ayudará a valorar el grado de eficacia que tiene este muladar sobre la conservación de las poblaciones de alimoche del sur de la Península Ibérica.

5. AGRADECIMIENTOS

La ejecución del proyecto ha sido realizada desde el "Programa de actuaciones para la conservación del alimoche en Andalucía" (EGMASA Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Nuestro agradecimiento a las Direcciones Facultativas del "Programa para la Conservación del alimoche en Andalucía", Fernando Ortega, y de la "Red Andaluza de Comederos para Aves Carroñeras", Antonio Franco, de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía por su confianza en el proyecto. Magdalena Vara, Inmaculada Tenorio, Roberto García, David Gimeno, Jaime Nieto, Ventura Talavera, Antonio Cantizano y David Mercado (EGMASA) prestaron apoyo logístico, y especialmente en lo relativo a gestión de los aportes. Gracias también a José Antonio Donázar y a Manuel de la Riva (Estación Biológica de Doñana CSIC) por su ayuda respectivamente en la corrección del manuscrito y en la resolución de cuestiones técnicas.

6. BIBLIOGRAFÍA

BENÍTEZ, J.R. & ÁVILA, E.

2008 *Programa de actuaciones para la conservación del alimoche en Andalucía. Informe Final 2008*. EGMASA - Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

BENÍTEZ, J.R., DEL JUNCO, O. & BARCELL, M.

2001 Evolución poblacional del alimoche (*Neophron percnopterus*) en la provincia de Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* Vol. II: 71-75.

BENÍTEZ, J.R., SANCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DE LA RIVA, M., HERNÁNDEZ, F. & BARCELL, M.

2003 Andalucía se queda sin alimoches. *Quercus* 206: 14-19.

BENÍTEZ, J.R., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DE LA RIVA, M., HERNÁNDEZ, F.J., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2004a Demografía y conservación del alimoche (*Neophron percnopterus*) en el Sistema Bético Occidental. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* Vol. IV: 215-226.

BENÍTEZ, J.R., DONÁZAR, J.A., DE LA RIVA, M., BARCELL, M., HIRALDO, F., CEBALLOS, O., HERNÁNDEZ, F., GRANDE, J.M. & SANCHEZ-ZAPATA, J.A.

2004b Tras la pista del alimoche en África. *Quercus* 222: 12-18.

BERNIS, F.

1980 *La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar. Vol. 1: Aves Planeadoras*. (Ed.). Universidad Complutense de Madrid. Madrid.

BIJLEVELD, M.

1974 *Birds of prey in Europe*. MacMillan Press Ltd. London and Basingstore, UK.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2004 *Birds in the European Union: a status assessment*. BirdLife International. Wageningen, The Netherlands.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2006 Species factsheet: *Gyps fulvus, Egyptian vulture, Gypaetus barbatus, Milvus migrans and Milvus milvus*. Downloaded from http://www.birdlife.org on 22/8/2006.

BLANCO, G., LEMUS, J.A., GRANDE, J., GANGOSO, L., DONÁZAR, J.A., ARROYO, B., FRIAS, O. & HIRALDO, F.

2007 Geographical variation in cloacal microflora and bacterial abtibiotic resistance in a threatened avian scavenger in relation to diet and livestock farming practices. *Environmental Microbiology* 9: 1738-1749.

BROWN, C.J.

1990 An evaluation of supplementary feeding for Bearded vultures and other avian scavengers in the Natal Drakensberg. *Lammergeyer* 41: 30-36.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & MARGALIDA, A.

2006a Density-dependent productivity depresión in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.

2006b Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation change the mating system of bearded vultures? *Biology Letters* 2: 624–627.

CORTÉS-AVIZANDA, A., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2006 *Seguimiento de la eficacia de los puntos de alimentación de aves necrófagas para la conservación de diferentes especies amenazadas*. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana (CSIC).

CORTÉS-AVIZANDA, A ., SELVA, N., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2009a Effects of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic and Applied Ecology.* 10: 265-272.

CORTÉS-AVIZANDA, A ., CARRETE, M., SERRANO, D. & DONÁZAR, J.A.

2009b Carcasses increase the probability of predation of ground nesting birds: a caveat regarding the conservation valve of vulture restaurant. *Animal Conservation* 12: 85-88.

DONÁZAR, J. A.

1993 *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J.M. Reyero (Ed.). Madrid.

DONÁZAR, J.A., CEBALLOS, O. & TELLA, J.L.

1996b Communal roost of Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*): dynamics and implications for the species conservation. In: Muntaner, J. & Mayol, J. (Eds.). *Biology and Conservation of Mediterranean Raptors,* 1994. SEO/BirdLife, Monography.4. Madrid. Pp. 189-201.

DONÁZAR, J.A., NAVESO, M.A., TELLA, J.L. & CAMPIÓN, D.

1996a Extensive grazing and raptors in Spain. In Pain, D. (Ed.). *Bird conservation and farming policy in Europe*. Cambridge University Press. Pp. 117-149.

DONÁZAR, J.A., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BENÍTEZ, J.R., CARRETE, M. & DE LA RIVA, M.

2003 *Modelo demográfico del alimoche en Andalucía. Aplicación a la conservación*. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

DONÁZAR, J.A., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., CARRETE, M. & DE LA RIVA, M.

2008 Muertes de alimoches en parques eólicos del Estrecho de Gibraltar. *Quercus* 273: 60-61.

GILBERT, M., WATSON, R.T., AHMED, S., ASIM, M. & JOHNSON, J.A.

2007 Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* 17: 63-77.

GRANDE, J.M.

2006 *Factores limitantes antrópicos y naturales de poblaciones de aves carroñeras*: *El caso del alimoche (Neophron percnopterus) en el Valle del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

HOUSTON, D.C.

1987 Management techniques for vultures-feeding and releases: In: Hill, D.J. (Ed.). *Breeding and management in birds of prey*. University of Bristol, Bristol. Pp. 15-29.

JAMAR, J.L. & ARREDONDO, A.

2007 Grandes dormideros de alimoche cerca de un muladar del Valle de Alcudia. *Quercus* 261:28-29.

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

2008 Antibiotics threathen wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3. e1444.doi:10.1371/journal.pone.0001444.

MARGALIDA, A. & BOUDET, J.

2003 Dynamics and temporal variation in age structure at a comunal rosst of egyptian vulture in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 37: 252-256.

MUNDY, P., BUTCHART, D., LEDGER, J. & PIPER, S.

1992 *The vultures of Africa.* Academy Press, San Diego.

PIPER, S. E.

2006 Supplementary feeding programs: how necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vultures populations? In: Houston, D.C. & Piper S.E. (Eds.). *Proceedings of the international conference on conservation and management of vulture populations.* Natural History Museum of Crete WWF Greece. Pp. 41-50.

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 Parques Nacionales, Madrid, Spain. Pp. 279-304.

TELLA, J.L.

1991 *Dormideros de alimoches en el Valle Medio del Ebro.* I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras. Priego, Córdoba.

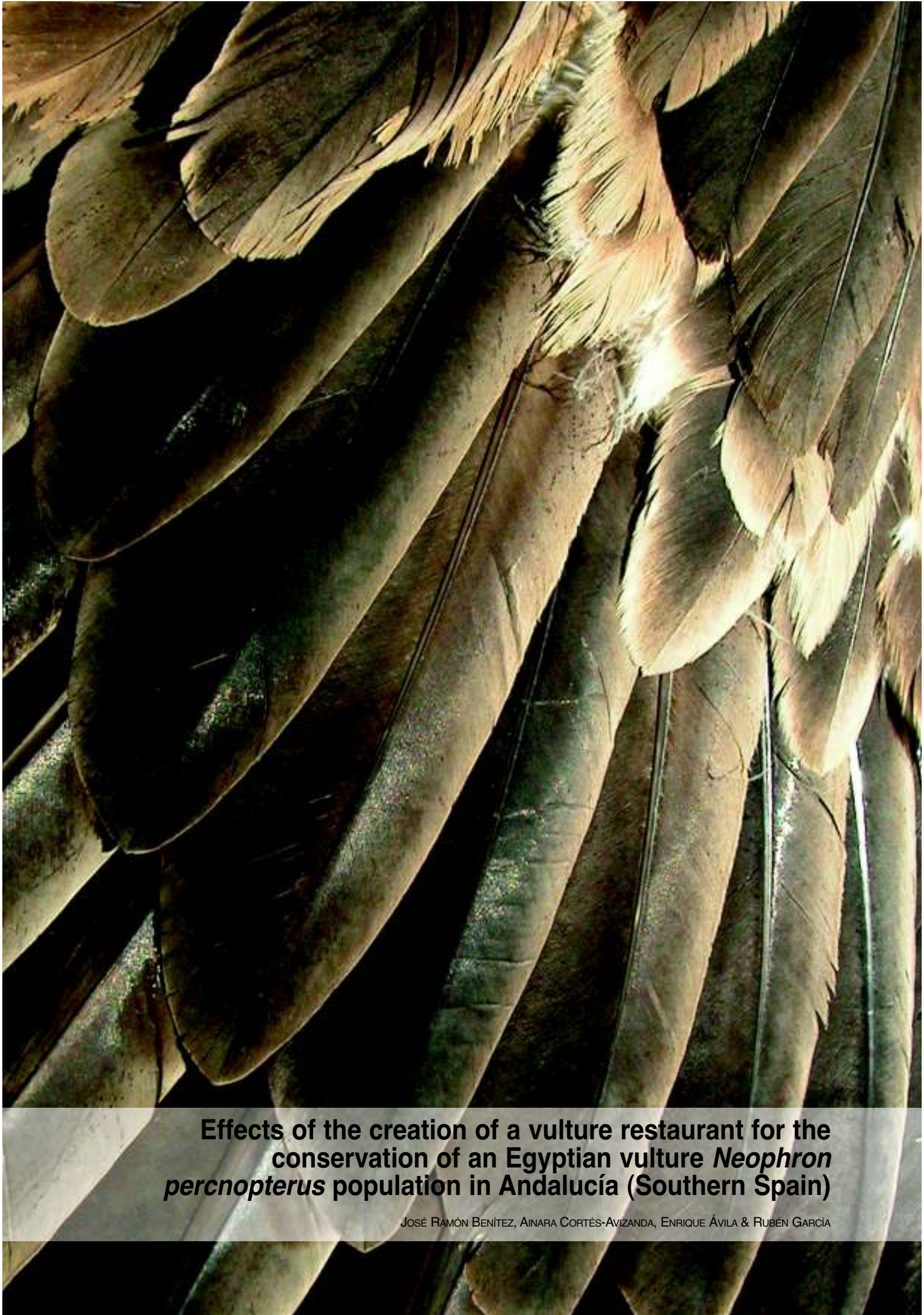
WILBUR, S.R. & JACKSON, J.A. (Eds.).

1983 *Vulture biology and management.* University of California Press, Berkeley.

foto/photo: Manuel de la Riva

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Antonio Atienza



Effects of the creation of a vulture restaurant for the conservation of an Egyptian vulture *Neophron percnopterus* population in Andalucía (Southern Spain)

José Ramón Benítez, Ainara Cortés-Avizanda, Enrique Ávila & Rubén García

1. INTRODUCTION

The vulture restaurants, also known as supplementary feeding stations, have been considered for decades to be a key management tool for achieving the conservation of scavenger bird populations (BIJLEVELD, 1974; HOUSTON, 1987; PIPER, 2006). Theoretically, it is assumed that these sites provide a number of benefits for the conservation of the target species: the increase of food availability, reduction of the risk of poisoning and persecution, and an increase in the availability of micronutrients (calcium) (PIPER, 2006). Among the species managed by supplementary feeding are the California Condor *Gymnogyps californianus* in the Western North America, the King Vulture *Sacorramphus papa* in Belize, and the Cape Vulture *Gyps coprotheres* and bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Southern Africa (WILBUR & JACKSON, 1983; HOUSTON, 1987; BROWN, 1990; MUNDY *et al*., 1992). In Eurasia, the supplementary feeding stations have mainly targeted populations of bearded vultures, Egyptian vultures *Neophron percnopterus*, griffon vultures *Gyps fulvus* and cinereous vultures *Aegypius monachus* (DONÁZAR, 1993; SESÉ *et al*., 2005). The supplementary feeding stations are now also being used for the recovery of the critically endangered Asian vulture populations (GILBERT *et al*., 2007).

Despite this, the effectiveness of the vulture restaurants on the conservation of scavenger birds is being strongly challenged (PIPER, 2006). It has been noted that the existence of these stations can lead to increased interactions at the intra- or interspecific levels, triggering negative density dependent processes (see CARRETE *et al*., 2006 a,b; ORO *et al*., 2008) and favouring an increase in the predation pressure exerted by facultative scavengers on mammal and avian populations living in the vicinity (CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009 a,b; SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009 and references therein). Furthermore, risks associated with the acquisition and transmission of pathogens have been described with regard to the management of the supplied carrion (BLANCO *et al*., 2007; LEMUS *et al*., 2008 and references therein).

On the contrary, it is evident that the vulture restaurants also play a key role in the conservation of threatened populations. In the case of the Egyptian vulture, feeding stations and communal roosts are closely associated (DONÁZAR *et al*., 1996 a,b) and lead to a greater probability of replacement of losses among the reproductive segment of nearby populations. In this manner the probability of persistence of the territories, and consequently the population viability, are increased (GRANDE, 2006; GRANDE *et al*., 2009). In the case of the bearded vulture, the supplementary feeding contributes to increased sub-adult survival and to slowing the decline of the population in light of the effect of unnatural mortality by poisoning and other causes (CARRETE *et al.,* 2006 a,b; ORO *et al*., 2008).

The aim of this study is to describe the process and consequences of the creation of a vulture restaurant targeting the Egyptian vulture, a scavenger species considered to be globally endangered (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; 2006) and in an area of particular strategic interest to the species as is Andalucía (southern Iberian Peninsula). Previous studies (J.R. Benítez, unpublished) had shown that the Egyptian vultures of Andalucía abandon their natal region to establish in the central areas of the Iberian Peninsula, such as the Valley of Alcudia in Ciudad Real where there are large communal roosts and predictable food sources (see Figure 1).

In this scenario, the creation of a vulture restaurant in the region of Cádiz had as its goal the reduction of the potential rate of emigration, attempting to "fix" individuals born within the study area in order to promote the viability of the population. Here, we describe the use of this feeding station by Egyptian vultures over a period of two years, including the migration periods and the formation of communal roosts. Special attention was given to the use of the place according to the age of individuals.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Species, area and populations studied

The Egyptian vulture is the smallest of the European scavenger birds of prey and one of the most opportunistic; it feeds on carrion was well as domestic garbage, excrement, insects and eggs, and even hunts small animals (CRAMP & SIMMONS, 1980; DONÁZAR, 1993). The prenuptial migration begins in February-March; the birds move toward Africa (postnuptial migration) through August-September. As is the case with other vultures, the Egyptian vulture tends to be social in places with a high availability of food. As a consequence of this gregariousness and abundance of food, the species forms communal roosts where large number of principally non-breeding birds can congregate (TELLA, 1991; DONÁZAR *et al*., 1996b).

In the past, the Egyptian vulture was a relatively common bird across Andalucía, as is evidenced by the accounts of ornithologists and hunters who list it as abundant, especially in the mountains of Cádiz and Málaga (CHAPMAN & BUCK, 1910). Since then, the species has become rarer, significantly

reducing its current area of distribution and its population density, with declines of the reproductive population in Cádiz having reached 40% in just one decade (BENÍTEZ *et al.*, 2001). The causes of the decline are associated with unnaturally high rates of adult mortality produced by poisoning, electrocution and collisions with wind turbines (DONÁZAR, *et al.*, 2003; DONÁZAR, *et al.*, 2008). In 2008 the number of breeding territories in Andalucía was barely over 30, divided into three clusters. The largest of these, with 25 pairs, was found in the mountains of Cádiz and Málaga. There remained a few isolated pairs in the Sierras de Cazorla, Segura and Las Villas and in Sierra Morena (BENÍTEZ *et al.*, 2004 a, see Figure1). The species has been listed as "critically endangered" in the Red Book of Andalucía.

Communal roosts with aggregations of non-breeding individuals do not exist in Andalucía. The closest communal roosts are found in the Alcudia valley (BENÍTEZ *et al.*, 2004 a,b; JAMAR & ARREDONDO, 2007), to the south of the Ciudad Real Province (Figure1). Here, the Egyptian vultures gather around a vulture restaurant forming two communal roosts with 50 to 100 individuals during the summer months. This place is of great importance to the non-breeding Andalusian Egyptian vultures: from a total of seven individuals banded in Andalucía between 2000 and 2006 and subsequently found alive, five (>70%) have been sighted in the Alcudia valley. (DONÁZAR *et al.*, 2003; BENÍTEZ & ÁVILA, 2008, unpublished). The most striking case is that of a female born in 2000 in a territory of the Serranía de Ronda (Málaga). She was found the first time (being immature) in 2003 in Alcudia (about 220 kilometers from the home territory) Later, in 2006, the bird was found breeding in Sierra Morena de Córdoba, about 40 kilometers from Alcudia and some 210 kilometers from its natal territory. This pattern of natal dispersal is uncommon because the average distance between the natal territory and the first breeding place was estimated to be 36 kilometers in other populations (GRANDE, 2006). This observation, although isolated, would reinforce the theory that the attractiveness of Alcudia may be depleting the Andalusian population and raises the need for the creation of vulture restaurants in Andalucía that could reverse the situation.

2.2. Creation and maintenance of the *muladar*

The *muladar* "El Picacho", managed by the "Red Andaluza de Comederos para Aves Carroñeras" (RACAC), is located in the National Park of the Alcornocales, Cádiz Province (Figure 1). It is found in the transition zone between the first mountain ranges to the west of the Natural Park and the open country of Medina Sidonia, characterized by low mountains dedicated to unirrigated agriculture and extensive livestock breeding. The selection of the site involved the evaluation of a set of variables such as topography, distance to the breeding territories, probability of visits by non-breeders, presence of traditional feeding stations, availability of livestock carcasses in the area, and the absence of infrastructure dangerous to birds, such as power lines or wind farms.

The management of this vulture restaurant began in 2007 with daily additions of slaughterhouse remains (about 250 kilograms, largely bones, pig heads and viscera), in this way assuring the constant availability of carrion. The additions were made preferently during the evening, when the griffon vultures are not actively searching for food. This maximizes the probability that the food was available to smaller scavenger species. In reference to the current discussion about the content of antibiotics in livestock carcasses (see LEMUS *et al.*, 2009), it is necessary to emphasize that all additions to the vulture restaurants, coming from channels intended for human consumption, are guaranteed to be unaffected by misuse of these substances.

2.3. Monitoring the use of the *muladar* by scavenger birds

In order to monitor the birds' use of the vulture restaurant, censuses were conducted recording: a) date; b) start and end time of observations; c) availability of fresh carrion (kilograms); and d) percentage consumed by birds. Any other type of circumstance (presence of people, vehicles, carnivores, etc.) was also considered. Observations were made from a minimum distance of 300 meters in order to avoid interfering with the behavior of the birds.

To determine the presence of species and their use of additions to the vulture restaurant, censuses were made every 30 minutes, from dawn to dusk. In each occasion, we recorded the species and the number of individuals present in the vulture restaurant and its surroundings (radius of 200 meters). The proportion of individuals observed feeding from the carrion was recorded. A distinction was made between birds that were "eating" (they ate or had immediate access to the food) or were "not eating" (they were found separated from the feeding area). Additionally, whenever possible, the age of the Egyptian vultures was determined considering the

following four categories: yearling (first plumage), juvenile (second plumage), immature (third and fourth plumage), and adult (fifth and successive plumages).

3. RESULTS

During the study period (between May 1, 2007 and September 30, 2008) we recorded 231 daily additions of hog remains totaling 66,550 kilograms (daily mean: 250 kg, range: 100-600 kg). Additionally, there were provided 95 entire carcasses (71 horses, 19 calves, 2 donkeys, 2 deer and 1 fallow deer) totaling 24,620 kg.

We conducted 1,933 censuses in 241 days. Nine species of scavenger birds were detected: Egyptian vulture, griffon vulture, black kite *Milvus migrans*, common raven *Corvus corax*, Rueppell's Griffon *Gyps rueppellii*, cinereous vulture, common kestrel *Falco tinunculus*, golden eagle *Aquila chrysaetos*, and Iberian imperial eagle *Aquila adalberti* (Table 1). The griffon vulture was the most common species; individuals of this species were observed in 1,332 censuses (68.9 % of the total) with a mean per count of 72 individuals (range=1-450).

Egyptian vultures were observed in 795 (41.1%) of the censuses (mean number of individuals=3, range=1-40) (see Table 2). During the study 15 banded Egyptian vultures were observed. Nine had been tagged as chicks in nests of Cadiz-Malaga (Andalucía), three in Segovia (central Spain), two in Bizkaia (northern Spain) and one in Provence (southern France). There was a clear seasonal pattern in the use of the vulture restaurant relative to the age of the individuals. The maximum number of non-adult birds (up to 34 immature) was observed during censuses carried out in April-May. During this period we also observed the maximum number of adult individuals (n = 6). The number of Egyptian vultures decreased during the summer (from July onwards), increasing again in September due primarily to the appearance of migrating birds. The maximum number of yearlings (4 birds observed simultaneously) was observed during the first two weeks of September 2008 (see Figure 2).

SPECIES	N	F (%)
Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*)	2661	2,6
Griffon vulture (*Gyps fulvus*)	96223	95,5
Black kite (*Milvus migrans*)	1380	1,3
Common Raven (*Corvus corax*)	375	0,3
Ruppell's griffon vulture (*Gyps rueppellii*)	15	0
Cinereous vulture (*Aegypius monachus*)	41	0
Common Kestrel (*Falco tinnunculus*)	23	0
Golden eagle (*Aquila chrysaetos*)	3	0
Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*)	27	0

Table 1. Number and frequency of contacts with the different species of scavenger birds counted in the *muladar* during the period of study.

From the beginning of this study in May 2007, we observed the establishment of a communal roost of Egyptian vultures in a group of cork oaks *Quercus suber* located less than one kilometer northeast of the vulture restaurant. The maximum number of Egyptian vultures observed in this communal roost was 15 individuals, seen during the last two weeks of May. In 2008, the maximum number of individuals was 39 in the second two weeks of April (see Figure 2). The maximum number of birds in the communal roost coincided with the periods during which the greatest activity and the greatest number of individuals was recorded in the *muladar*.

	2007		2008		TOTAL	
AGE	N	F (%)	N	F (%)	N	F (%)
Young (1st plumage)	19	1,9	71	4,1	90	3,3
Juvenile (2nd plumage)	444	45,8	448	26,4	892	33.5
Immature (3rd and 4th plumage)	353	36,4	696	41,1	1049	39,4
Adult (5th plumage)	152	15,7	478	28,2	630	23,6

Table 2. Number and frequency of contacts, considering the age classifications, of the Egyptian vultures counted in the muladar during the period of study.

4. DISCUSSION

Our results suggest that the creation of vulture restaurants can be an adequate management tool to favour the apparition of communal roosts of Egyptian vultures and to maximize the probability of recruitment of birds native to the area. Over the end, the supplementary feeding would enhance the viability of local populations of this globally endangered species. In fact, in other regions of the Iberian Peninsula it has been demonstrated that the existence of these communal roosts is favoring the replacement of territorial individuals and the recolonization of abandoned territories (TELLA, 1991; DONÁZAR *et al.*, 1996 b; MARGALIDA & BOUDET, 2003; GRANDE, 2006).

The age-specific patterns of visits to the vulture restaurant relate clearly to the phenology of the Iberian populations, basically relative to pre- and post-nuptial migrations. In this way, the high number of juvenile and immature birds counted in the months of April, May and June (702 in 2007 and 1418 in 2008), corresponds with the dates of the arrival and settlement of these birds in the Iberian Peninsula since it is known that immature Egyptian vultures migrate pre-nuptially with substantial delay relative to breeding adult individuals (which

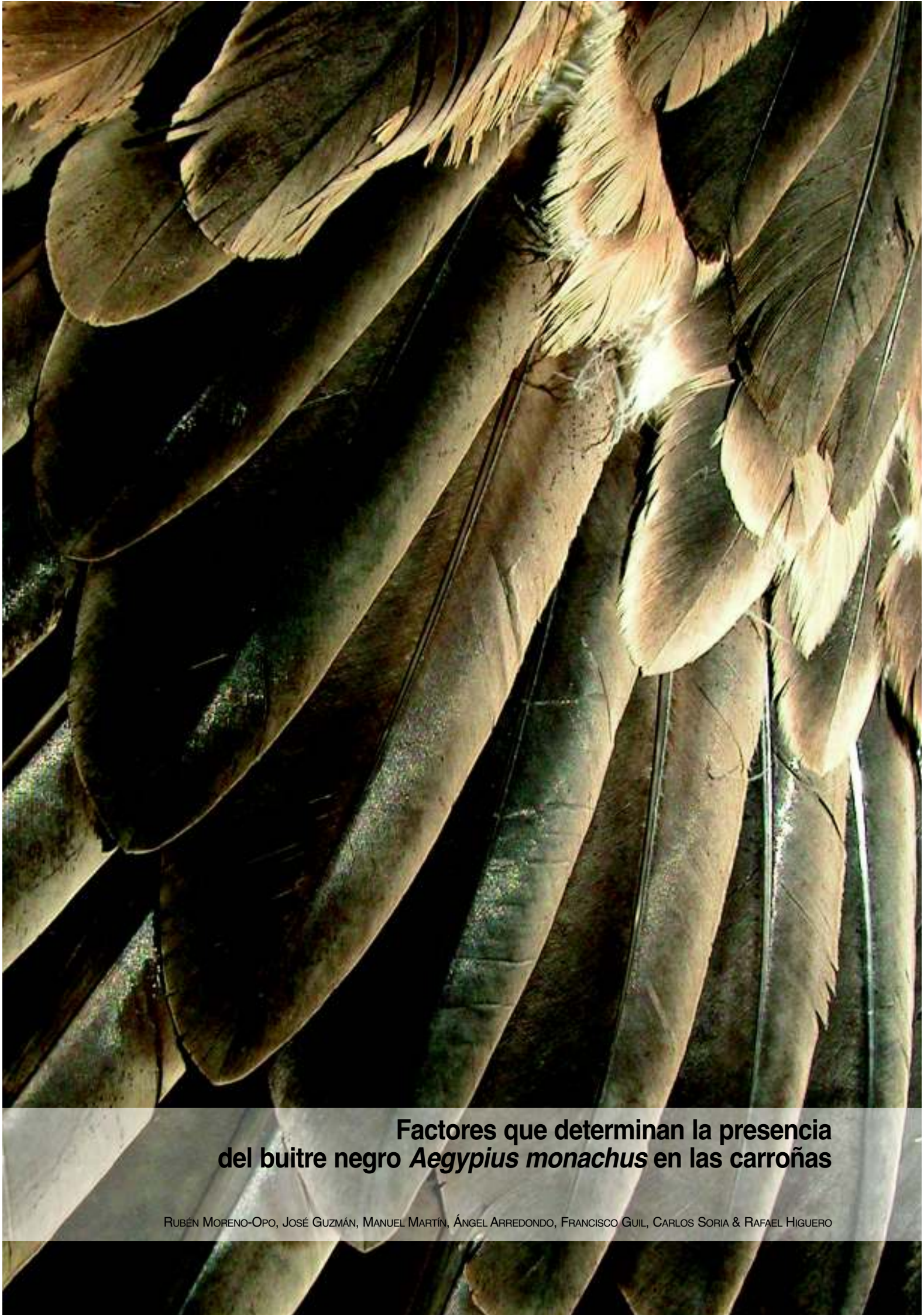
arrive in February-March). Similarly, the decrease in the number of immature birds observed from July onwards may be due to the beginning of the post-nuptial migration of the non-adult fraction of the population (BERNIS, 1980). Toward the end of the reproductive season, at the end of August and during the month of September, we detected the presence of yearlings (birds born during the previous breeding season), coinciding with the end of the dependence period and the independization process and the migration to wintering areas (DONÁZAR & CEBALLOS, 1990). The presence of adult individuals has been practically constant throughout the duration of the study period. This suggests that the permanent availability of trophic resources may contribute to improve the reproductive success of those pairs living in the vicinity of the feeding station. In our study area there are three territories in a radius of 10 km but due to the brief time that the vulture restaurant has been operational it is still early for an analysis of this possible effect. In general, the temporal variations in the proportions of individuals within the various age categories agree to those patterns described for the communal roosts monitored in other regions of Iberia (see DONÁZAR *et al.*, 1996 b; BENÍTEZ *et al.*, 2004 b). The major difference stems from the fact that in Andalucía we observed a greater proportion of juveniles and immature birds, and an earlier phenology than in other regions such as the Ebro Valley and Alcudia (DONÁZAR *et al.*, 1996 b; JAMAR & ARREDONDO, 2007; BENÍTEZ & ÁVILA, 2008 unpublished). This fact, in conjunction with the seasonal pattern could be indicative of two phenomena: on the one hand, that with regard to the Iberian population, the immature birds tend to concentrate in larger number and for longer periods of time in the southern regions of the Iberian peninsula; on the other hand, not independent of this, that the Picacho vulture restaurant is an extremely important attractor for migrating immature birds. It is confirmed by the sightings of banded individuals born in regions of central and Northern Spain and Southern France.

In summary, this study has demonstrated that, despite the fact that vulture restaurants can have negative effects on the populations of scavenger birds (CARRETE *et al.*, 2006 a,b; LEMUS *et al.*, 2008), they can be a very efficient tool in the conservation of some species and populations, as occurs with the Egyptian vulture in Andalucía. It is expected that these positive effects will, in some form, be reflected in the viability of the local breeding population in the future. The tagging of individuals planned for the coming years, and the monitoring of their use of the feeding stations, will help in the evaluation of the degree of effectiveness of this vulture restaurant on the conservation of the population of Egyptian vultures in the southern Iberian Peninsula.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The execution of this project was achieved through the "Program of Actions for the Conservation of the Egyptian vulture in Andalucia" (EGMASA). Our gratitude to the Project Management Teams of the "Program for the Conservation of the Egyptian vulture in Andalucía", Fernando Ortega, and of the "Andalusian Network of Scavenger Bird Feeding Stations", Antonio Franco, of the Environmental Ministry of the Board of Andalucía for his confidence in the project. Magdalena Vara, Inmaculada Tenorio, Roberto García, David Gimeno, Jaime Nieto, Ventura Talavera, Antonio Cantizano, and David Mercado (EGMASA) gave their logistical support, especially in the management of food resources. Our gratitude is also extended to José Antonio Donázar and Manuel de la Riva (Biological Station of Doñana CSIC (according to its initials in Spanish)) for their help, respectively, with the editing of the manuscript and the resolution of technical questions.

foto/photo: Jordi Bas



Factores que determinan la presencia del buitre negro *Aegypius monachus* en las carroñas

Rubén Moreno-Opo, José Guzmán, Manuel Martín, Ángel Arredondo, Francisco Guil, Carlos Soria & Rafael Higuero

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	292-307	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Factores que determinan la presencia del buitre negro *Aegypius monachus* en las carroñas

Factors that determine the presence of the cinereous vulture *Aegypius monachus* at carcasses

PALABRAS CLAVES: Aves necrófagas, buitre negro, carroña, disponibilidad de alimento, selección de presa, subproductos animales no destinados a consumo humano.
KEY WORDS: Animal by-products not intended for human consumption (ABP), cinereous vulture, carrion, food availability, avian scavengers, prey selection.
GAKO-HITZAK: Hegazti nekrofagoak, sai beltza, sarraskia, elikagai-eskuragarritasuna, harrapakin-aukeraketa, giza kontsumorako ez diren animalia(en) azpiproduktuak.

Rubén MORENO-OPO*[(1)], José GUZMÁN*, Manuel MARTÍN*
Ángel ARREDONDO*, Francisco GUIL*, Carlos SORIA* & Rafael HIGUERO*

RESUMEN

Se estudian los factores que determinan la presencia del buitre negro *Aegypius monachus* en distintos tipos de carroñas, con el objetivo de conocer cuáles son los aspectos más importantes para la gestión de la alimentación dirigida de la especie. Se han realizado observaciones de consumo de 134 carroñas y subproductos aportados en el entorno de áreas con importantes colonias de buitre negro, en las regiones de Castilla-La Mancha y Extremadura. El número de buitres negros que acude a alimentarse a las carroñas aumenta con una mayor cantidad de biomasa y cuando el tipo de carroña se presenta dispersa o con despojos de tamaño mediano y pequeño. La proporción de buitres negros y leonados resulta más positiva para el primero cuando el número de trozos es mayor. El tiempo transcurrido hasta que los buitres negros inician el consumo de la carroña depende del volumen aportado, del número de trozos y del tipo de formato. Los buitres negros muestran preferencia por partes sueltas musculares de tamaño mediano y de pequeñas piltrafas periféricas.

ABSTRACT

This chapter examines the factors that determine the presence of the cinereous vulture *Aegypius monachus* at different types of carcasses, in order to find out which aspects are of greatest importance for the management of this species' food. Observations were made of the consumption of 134 carcasses and by-products left out in areas with large cinereous vulture colonies in the autonomous communities of Castilla-La Mancha and Extremadura. The greater the biomass of the carcass, the more cinereous vultures come to feed. This vulture species also prefers the carrion to be scattered and to be made up of small or medium-sized remains. When there is a large number of remains, the proportion of cinereous vultures is higher in relation to griffon vultures numbers. The time that elapses before the cinereous vultures begin to consume a carcass depends on the carcass volume delivered, the number of pieces it is divided up into and the format type. Cinereous vultures prefer individual, medium-sized muscular pieces and small peripheral scraps of meat, tendon etc.

LABURPENA

Hainbat sarraski motatan *Aegypius monachus* sai beltzaren presentzia mugatzen duten faktoreak aztertu dira, espezie horren lagundutako elikaduraren kudeaketarako alderdirik inportanteenak zeintzuk diren jakiteko. 134 sarraskiren eta azpiprodukturen kontsumoa aztertu da sai beltz kolonia asko dauden lekuetan, hau da, Gaztela-Mantxan eta Extremaduran. Sarraskia jatera datozen sai beltz kopurua handitu egiten da biomasa kopurua handiagoa denean eta sarraskia sakabanatuta dagoenean edota hondakinak ertainak eta txikiak direnean. Sai beltzen eta arreen proportzioa positiboagoa da lehenarentzat zati kopurua handiagoa denenean. Sai beltzek sarraskia jaten hasi aurretik igarotako denbora bolumenaren, zati kopuruaren eta formatu motaren baitan dago. Sai beltzek nahiago izaten dituzte muskuluko zati aske ertainak eta haragi puska periferiko txikiak.

1. INTRODUCCIÓN

El buitre negro *Aegypius monachus* tiene una población de 1845 parejas en el cuadrante suroccidental de España y en la isla de Mallorca (DE LA PUENTE *et al.*, 2007), alcanzado una porcentaje del 98% de la población existente en Europa (MORENO-OPO, 2007). Se alimenta de un amplio espectro de cadáveres, siendo los de conejos *Oryctolagus cuniculus*, ovejas *Ovis aries* y ungulados silvestres los más representados en los numerosos trabajos de dieta publicados (GARZÓN, 1974; HIRALDO, 1976; SEO/BIRDLIFE, 1997; GUZMÁN & JIMÉNEZ, 1998; MOLEÓN *et al.*, 2001; COSTILLO, 2005; véase revisión en CORBACHO *et al.*, 2007). También en relación a la dieta, se ha comprobado la variación en su

[(1)] rmoreno3@tragsa.es
* Fundación CBD-Hábitat. C/ Nieremberg 8, bajo A. 28002. Madrid

composición a lo largo de los últimos 30 años, al mismo tiempo que lo han hecho las abundancias de sus presas potenciales (disminución de conejo y aumento de ungulados cinegéticos, CORBACHO *et al*., 2007; COSTILLO *et al*., 2007a). Ello ha permitido evaluar espacial y temporalmente la plasticidad y modulación existente en su alimentación (COSTILLO *et al*., 2007b).

La aparición de la encefalopatía espongiforme bovina motivó la puesta en marcha de medidas de control sanitario que han provocado la reducción de la disponibilidad de carroñas de origen ganadero en el período 2004-2009 en España, debido a la recogida y destrucción de una importante proporción de cadáveres de las cabañas bovina, ovina y caprina y la clausura de muladares asociados a explotaciones intensivas (CAMIÑA & MONTELÍO, 2004; MORENO-OPO *et al*., 2007; GARCÍA DE FRANCISCO & MORENO-OPO, 2009). Ello ha supuesto afecciones negativas sobre las poblaciones de algunas especies de aves necrófagas, reflejadas en un aumento de la tasa de ingresos de juveniles desnutridos en centros de recuperación (680% en el período 2002-2006), en un aumento del número de noticias o registros de ataques a ganado vivo (de 40 en 2000 a más de 300 en 2007), en una reducción de la productividad en distintas colonias de cría de buitre leonado y buitre negro (SEO/BIRDLIFE, 2007; MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO, 2008) y en efectos relacionados con la dependencia de fuentes fijas y predecibles de alimento (CARRETE *et al*., 2006; MARGALIDA *et al*., 2007; LEMUS *et al*., 2008; DE LA PUENTE *et al*., 2008).

En el caso del buitre negro, algunas de las principales amenazas provienen de la escasez y baja calidad del alimento (SÁNCHEZ, 2004; GONZÁLEZ & MORENO-OPO, 2008; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008). Por ello, la aplicación de medidas adecuadas que optimicen la alimentación, en los casos en que ésta se muestre como un factor limitante, puede constituir una herramienta efectiva de conservación dirigida.

El presente trabajo tiene como objetivo reconocer de forma preliminar las pautas más favorables de aporte controlado de alimento para el buitre negro. Nuestro objetivo es describir algunos de los factores que determinan la presencia de buitres negros en las carroñas, así como el consumo preferencial de distintos formatos de subproductos existentes en ellas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El trabajo de campo de presencia de buitres negros en carroñas se desarrolló en seis Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA, Figura 1) situadas en las regiones de Extremadura y Castilla-La Mancha (oeste y centro de España). Se trata de áreas montañosas de perfiles ondulados correspondientes a las Sierras Centrales de Extremadura, Montes de Toledo, Montes occidentales de Ciudad Real y Sierra Morena. Los aportes estudiados fueron depositados en las inmediaciones de seis colonias de cría de la especie, entre las que se encuentran las cuatro con mayor población en España: Sierra de San Pedro (336 parejas), Monfragüe (287 parejas), Cabañeros (165 parejas) y Umbría de Alcudia (129 parejas, DE LA PUENTE *et al*., 2007).

Figura 1. Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA) en las que se ha realizado el seguimiento del consumo de carroñas por el buitre negro.

Figure 1. *Special Protection Areas for Birds (SPA) in which the consumption of carcasses by the cinereous vulture was monitored.*

2.2. Toma de datos y variables empleadas

El período de seguimiento se prolongó desde diciembre de 2003 hasta diciembre de 2006. Se monitorizaron 134 aportes distintos, distribuidos de forma homogénea entre los distintos meses y años. Los restos se depositaron en 67 localizaciones distintas pertenecientes a 13 fincas privadas. Éstas fueron lo más aleatorias posibles y en ningún caso determinadas por la presencia de muladares vallados. El tipo de aporte de las carroñas fue controlado por los observadores, de forma que se pudieron determinar a priori sus características. Así, ha sido posible asignar el formato de los tipos de restos suministrados a unas categorías concretas (Tabla 1). Las especies que han sido suministradas como carroña para el estudio son las presentes en las áreas de trabajo y son objeto de aprovechamiento económico en la zona (Tabla 2). Las observaciones del consumo se han llevado a cabo a una distancia mayor a 500 m al punto de depósito, con buena visibilidad de la zona de la carroña, asegurando la ausencia de molestias a las aves

Variable	Categorías	Descripción
Formato	1	Aporte dispuesto como cadáver/s entero/s
	2	Aporte dispuesto como cadáver/s entero/s y despojos amontonados
	3	Aporte dispuesto como cadáver/s entero/s y despojos dispersos (radio hasta 50 m)
	4	Aporte dispuesto en despojos amontonados
	5	Aporte dispuesto en despojos dispersos (radio hasta 50 m)
Mes	Cada uno de los 12 meses	Mes en el que se realiza el aporte y su observación
Hora	Intervalos impares de 2 horas	Hora (h) en que se realiza el aporte de la carroña
Nº kilos		Peso (kg) aproximado del aporte
Distancia a nido		Distancia (m) del punto de aporte al nido más próximo ocupado por la especie
Cobertura de arbolado		Porcentaje (%) de superficie cubierta por arbolado en un radio de 500 m al centro del aporte
Nº de trozos		Número de trozos/unidades de carne distintos existentes en el aporte

Tabla 1. Variables independientes consideradas para el análisis de presencia de buitre negro en carroñas.

Especie	Nº de carroñas en que se aporta	%	Nº de cadáveres o restos de cadáver diferentes aportados	%
Ciervo *Cervus elaphus*	99	60,0	2945	89,9
Oveja *Ovis aries*	26	15,7	113	3,4
Jabalí *Sus scrofa*	22	13,3	178	5,4
Cerdo *Sus scrofa dom.*	1	0,6	1	0,1
Gamo *Dama dama*	4	2,4	21	0,6
Muflón *Ovis musimon*	10	6,0	14	0,4
Vaca *Bos taurus*	1	0,6	1	0,1
Zorro *Vulpes vulpes*	2	1,2	2	0,1

Tabla 2. Especies correspondientes a los subproductos suministrados a los aportes objeto del presente estudio, tanto en forma de cadáver entero como en distintas partes. Se muestra el número de carroñas estudiadas en las que se ha aportado la especie y el número de cadáveres o de restos de cadáveres distintos suministrados en el total de carroñas analizadas, así como sus porcentajes relativos.

(GONZÁLEZ *et al.*, 2006a) y empleando material óptico (telescopios terrestres de 20-60 x). El seguimiento comenzó tras el depósito de carroña y se prolongó hasta su consumo total o durante dos jornadas diurnas.

Se han considerado cinco parámetros respuesta para evaluar la presencia del buitre negro en las carroñas estudiadas en función de las características de éstas: 1) número total de buitres negros contabilizados alimentándose en cada carroña, 2) edades de los buitres negros alimentándose en cada carroña –juveniles: aves en su primer y segundo año calendario, subadultos: aves en su tercer y cuarto año calendario, y adultos: aves de cinco o más años de edad (DE LA PUENTE & ELORRIAGA, 2006)-, 3) proporción entre el número de buitres negros y buitres leonados *Gyps fulvus* en cada aporte, 4) tiempo (en minutos) transcurrido entre el depósito de carroña y el inicio de la ingesta por el primer buitre negro, y 5) duración (en minutos) de la ingesta de biomasa por ejemplares de buitre negro.

Por otro lado, se realizó un conteo de las observaciones de buitres negros alimentándose de distintos formatos de carroña, anotando el tipo de restos de los que se alimentaron: 1) todo tipo de restos disponibles en la carroña, 2) trozos musculares extraídos de un cadáver entero, 3) trozos musculares independientes de tamaño medio (200-5000 g aprox.), 4) vísceras en un cadáver entero, 5) vísceras dispersas alrededor de un cadáver, y 6) pequeñas piltrafas periféricas.

2.3. Análisis de datos

Para conocer los patrones de aparición del buitre negro en función de las variables independientes, se usaron modelos lineales generales (GLM), con la ayuda del programa informático STATGRAPHICS Plus 5.1 (STATPOINT TECHNOLOGIES, INC. 2000) De esta forma, se intentó explicar el grado de significación de cada una de las variables (Tabla 1) en relación a los parámetros respuesta. Las variables independientes fueron tanto continuas (número de kilos, distancia del aporte al nido más próximo de buitre negro, cobertura de arbolado y número de trozos distintos en el aporte) como categóricas (formato, mes e intervalo horario del aporte), y los parámetros respuesta correspondieron a factores continuos. Las variables independientes fueron seleccionadas en función de distintos aspectos relevantes de la biología de alimentación del buitre negro; así, se agruparon en variables relativas a la tipología del aporte (biomasa, formato y número de trozos), el periodo del aporte (mes del año y horario de aporte) y las características de hábitat (cobertura de arbolado) y proximidad a núcleos de cría (distancia a nido). Se realizó un modelo para cada uno de los parámetros respuesta en el que, inicialmente, se cotejó el grado de significación del modelo en conjunto para, a continuación, evaluar la significación estadística de cada una de las variables pronosticadas. Por último, para cada uno de los cinco GLM realizados, se analizó el porcentaje de variabilidad de los parámetros res-

puesta que explicaban las variables consideradas (estadístico R^2 ajustado). Las frecuencias obtenidas en la observación del tipo de categorías del que se alimentaban los buitres negros fueron analizadas mediante el test de Chi-cuadrado.

3. RESULTADOS

En las 134 carroñas analizadas se contabilizaron un total de 3136 buitres negros y 10610 buitres leonados. El número medio de buitres negros observados por carroña fue de 23.40 ± 52.25 individuos (rango 0-400, n = 134). El tiempo medio transcurrido desde el aporte hasta la ingesta fue de 236.64 ± 134.42 min (rango 10-780, n = 79). La duración media del tiempo presente en la carroña fue de 165.18 ± 113.68 min (rango 12-606, n = 78). La proporción de buitres negros *vs* buitres leonados presentes en las carroñas fue de 1.29 ± 0.75 (rango 0-6.19, n = 95).

Los resultados de los análisis GLM resultaron significativos para el número total de buitres negros que acude a las carroñas (F = 17,34, g.l. = 18,114, p = 0,0001, R^2 ajustada= 79,74%), dependiendo de la biomasa aportada y el formato de los restos, de forma que a mayor número de kilos mayor es la abundancia de buitres (Figura 2) y prefiriendo restos de menor tamaño tanto concentrados como dispersos (Figura 2). Además, la proporción de buitres negros respecto a buitres leonados en las carroñas estudiadas (R^2 ajustada= 7,06%) está positivamente relacionada con el número de trozos distintos en que se dispone la carroña (Figura 2). El tiempo que tardan los buitres negros en iniciar el consumo de carroña desde su depósito (R^2 ajustada=15,40%) depende inversamente del número de kg y proporcionalmente del número de trozos depositados (Figura 2).

En cuanto a los análisis de inferencia, ninguna de las variables independientes (hora de aporte, formato, número de trozos, mes, distancia a nido ocupado, número de kg aportados y cobertura vegetal) resultó ser significativa, con un nivel de significación del 95%, para explicar la proporción de buitres negros no adultos y adultos presentes o el tiempo que permanecen los buitres negros alimentándose.

Por otro lado, el análisis comparativo de las frecuencias de los tipos de restos de los que se alimentan los buitres negros en las carroñas ha mostrado diferencias significativas (χ^2= 30,96, g.l. = 5, p = 0,004, n = 99). Se observa que los buitres negros se alimentan en mayor proporción de trozos musculares de tamaño medio y de pequeños restos y despojos periféricos al centro de la carroña, siendo escasas las observaciones de ejemplares consumiendo vísceras, tanto en los propios cadáveres como alrededor de éstos.

4. DISCUSIÓN

Se ha obtenido un promedio de unos 23 buitres negros por carroña estudiada, valores superiores a los dados en las escasas referencias publicadas al respecto (DONÁZAR, 1993). El promedio de las proporciones obtenidas en cada carroña entre el número de buitres negros y buitres leonados es de 1,3, mientras que la proporción entre el número total de ejemplares censados en todo el trabajo se reduce a 0,3 buitres negros por cada buitre leonado. Se trata de una ratio favorable para el buitre negro, en comparación con la proporción existente entre las poblaciones de ambas especies que habitan en la Península Ibérica (DEL MORAL & MARTÍ, 2000; DE LA PUENTE *et al.*, 2007), causadas presumiblemente por haberse realizado el estudio en las inmediaciones de núcleos poblacionales importantes para el buitre negro, con la consiguiente mayor probabilidad de hallar ejemplares alimentándose (CARRETE & DONÁZAR, 2005), así como por la escasez de parejas reproductoras de buitre leonado en el área de estudio.

La cantidad de biomasa aportada tiene relación directa con el número total de buitres negros congregados e inversa con el tiempo que éstos tardan en iniciar el consumo. La media de tiempo de aparición en las carroñas de otras especies de necrófagas distintas al buitre negro (214 minutos) ha sido superior a la expuesta en otros trabajos ibéricos (DONÁZAR, 1993). Las especies que han acudido en primer lugar a alimentarse han sido milanos negros *Milvus migrans* y cuervos *Corvus corax,* tal y como exponen otros trabajos previos, lo que sugiere que puedan existir procesos facilitatorios intragremiales (DONÁZAR, 1993). El formato de suministro del alimento ha determinado tanto el tiempo de acceso como la abundancia de buitres negros. De este modo, cuando se disponen restos dispersos de mediano y pequeño tamaño se incrementa la presencia del buitre negro respecto a los depósitos de grandes cantidades en un mismo punto. Este aspecto puede tener relación con la selección ejercida del tipo de resto a consumir, de modo que la especie se vería favorecida en el consumo de piezas de mediano tamaño y de relativa dureza, debido a la adaptación morfológica de las partes del cuerpo que intervienen en la adquisición del alimento (DONÁZAR, 1993).

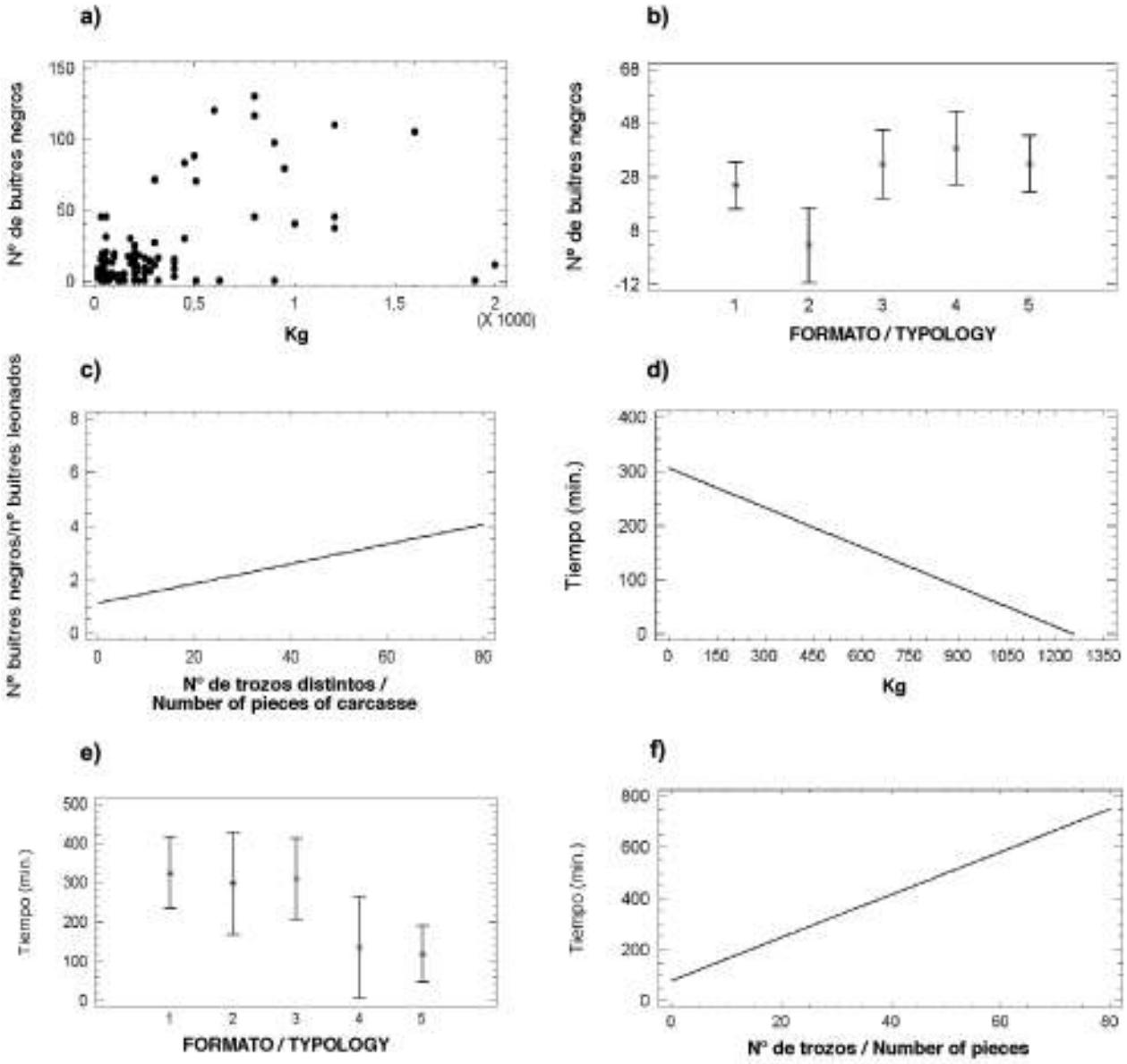


Figura 2. Relaciones significativas entre parámetros respuesta y variables independientes estudiadas. a) número total de buitres negros en relación a la biomasa aportada. b) gráfico de medias del número de buitres negros presentes en las carroñas en función del formato en que éstas se disponen (1 cadáver/es entero/s, 2) cadáver/es entero/s y despojos amontonados, 3) cadáver/es entero/s y despojos dispersos, 4) despojos amontonados y 5) despojos dispersos). c) proporción de buitres negros respecto a buitres leonados y el número de trozos en que se dispone la carroña. d) tiempo que tardan en acudir los buitres negros a alimentarse de la carroña en relación a la biomasa dispuesta. e) gráfico de medias de la relación entre el tiempo que tardan en acudir los buitres negros a alimentarse de la carroña y el formato en que ésta se dispone (véase tipología de formatos en b). f) tiempo que tardan en iniciar el consumo de carroña los buitres negros y el número de trozos existente.

Figure 2. *Significant relations between the response parameters and independent variables studied. a) total number of cinereous vultures in relation to the biomass delivered. b) graph of the average numbers of cinereous vultures present at carcasses in accordance with the format in which they were provided [1) whole carcass(es), 2) piled up carcass(es) and remains, 3) whole carcass(es) and scattered remains, 4) piled up remains and 5) scattered remains]. c) Percentage of cinereous vultures in comparison with that of griffon vultures and the number of pieces the carcasses is broken up into. d) The time the cinereous vultures take to come in to feed on the carcass in relation to the biomass delivered. e) graph of the average values of the relation between the time the cinereous vultures take to feed on the carcass and the format in which the carcass is presented [see format typology in b)]. f) time the cinereous vultures take to start to eat the carcass and the number of pieces it is divided up into.*

La selección del tipo de alimento resultante en el presente proyecto ha sido similar a los estudios previos realizados (KÖNIG, 1983). En general, el buitre negro se alimenta de trozos duros o semiduros (músculos, tendones, pieles) de pequeño y mediano tamaño, preferiblemente dispersos y no concentrados en un punto único de aporte. En conclusión, la alimentación del buitre negro se ve favorecida por aportes de carroña con abundante biomasa dispuesta en trozos de pequeño y mediano tamaño y

de forma dispersa y no concentrada en el mismo punto. A mayor número de trozos distintos se alcanzará una mayor proporción de buitres negros respecto a buitres leonados. Los restos y porciones de músculos y tejidos semiduros de tamaño medio y los pequeños trozos esparcidos son los que de forma más eficaz consume la especie. No obstante, y a pesar de las conclusiones extraídas, se considera necesario ampliar el estudio en función de otros factores que podrían tener influencia en la presencia de buitres negros en carroñas, relativos a su abundancia relativa en el área de estudio, la fenología o la localización geográfica.

La gestión de la alimentación en las rapaces necrófagas amenazadas se presenta como uno de los retos de conservación más importantes en un futuro próximo. Para otras especies *En peligro de Extinción* (MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN, 1990, GONZÁLEZ *et al.*, 2006b; LÓPEZ-BAO *et al.*, 2008; ORO *et al.*, 2008), el manejo de la alimentación se ha revelado como favorecedor de la supervivencia juvenil y del incremento de tasas reproductivas. En cualquier caso, estas acciones han de ponerse en práctica teniendo en cuenta la totalidad de aspectos biológicos que pueden influir en la dinámica poblacional y el estado de salud de las aves (CARRETE & DONÁZAR, 2005; COSTILLO, 2005; CARRETE *et al.*, 2006), así como en la relación existente con otras especies y las necesidades de éstas (CEBALLOS & DONÁZAR, 1990; CARRETE *et al.*, 2007; MARGALIDA *et al.*, 2007; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2008).

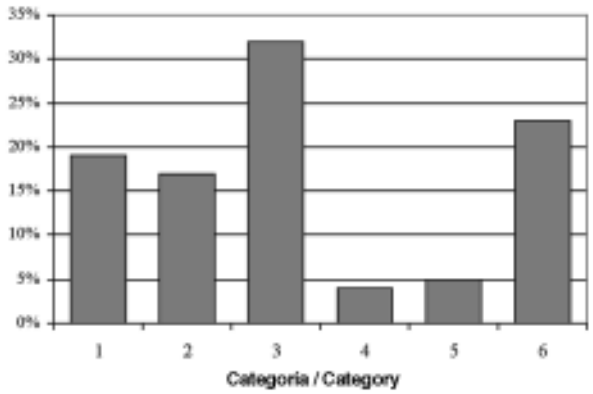


Figura 3. Proporción de las observaciones de alimentación de determinados formatos de carroña por parte del buitre negro. Las categorías de referencia son: 1. Todo tipo de restos disponibles en la carroña. 2. Trozos musculares en cadáver entero. 3. Trozos musculares de tamaño medio dispersos. 4. Vísceras en cadáver entero. 5. Vísceras dispuestas alrededor de un cadáver. 6. Pequeñas piltrafas periféricas.

Figure 3. *Percentage of observations of cinereous vultures feeding on different carcass formats. The reference categories are: 1. All kinds of remains from the carcass. 2. Muscular pieces in a whole carcass. 3. Scattered, medium-sized, muscular pieces. 4. Entrails in a whole carcass. 5. Entrails lying around a carcass. 6. Small peripheral scraps of meat and tendons.*

5. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se realizó en el marco del programa de seguimiento del proyecto LIFE 03/NAT/E/0050 "Conservación del águila imperial ibérica, buitre negro y cigüeña negra", desempeñado por la Fundación CBD-Habitat en conjunto con las Comunidades Autónomas de Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid, y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Fue cofinanciado por la Comisión Europea. Las fincas privadas participantes en el proyecto proporcionaron todas las facilidades posibles para desempeñar el trabajo de seguimiento. Los compañeros Nuria El Khadir, Javier Oria, Rosa Jiménez, Samuel Pla, Juan Francisco Sánchez, Manuel Mata y Luís Bolonio prestaron su ayuda en distintas fases del trabajo. Luís Mariano González colaboró en la planificación del trabajo y Mariana Fernández-Olalla lo hizo en el análisis estadístico de los resultados. Antoni Margalida y José Antonio Donázar revisaron amablemente el artículo y sugirieron cambios muy oportunos para mejorar la versión final.

6. BIBLIOGRAFÍA

CAMIÑA, A.

2006 Food exploitation by griffon vultures *Gyps fulvus*: the effect of vulture restaurants in Spain. In: Houston, D. C. & Piper, S. C. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. Natural History Museum of Crete/WWF Greece. Thessaloniki. P. 149.

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: 7-13.

CARRETE, M. & DONÁZAR, J. A.

2005 Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126: 582-590.

CARRETE, M., DONÁZAR, J. A. & MARGALIDA. A.

2006 Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DIAZ-DELGADO, R. & ROMO, A.

2007 Habitat, human pressure, and social behavior: partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136: 143-154.

CEBALLOS, O. & DONÁZAR, J. A.

1990 Roost-tree characteristics, food habits and seasonal abundance of roosting Egyptian vulture in northern Spain. *Journal of Raptor Research* 24: 19-25.

CORBACHO, C., COSTILLO, E. & PERALES, A. B.

2007 La alimentación del buitre negro. In: Moreno-Opo, R. & Guil, F. (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp. 179-196.

CORTÉS-AVIZANDA, A., SELVA, N., CARRETE, M. & DONÁZAR, J. A.

2009 Effects of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic and Applied Ecology*. 10: 265-272.

COSTILLO, E.

2005 *Biología y conservación de las poblaciones de buitre negro* Aegypius monachus *en Extremadura*. PhD Thesis. Universidad de Extremadura.

COSTILLO, E., CORBACHO, C., MORÁN, R. & VILLEGAS, A.

2007a The diet of the black vulture *Aegypius monachus* in response to environmental changes in Extremadura (1970-2000). *Ardeola* 54: 197-204.

COSTILLO, E., CORBACHO, C., MORÁN, R. & VILLEGAS, A.

2007b Diet plasticity of Cinereous Vulture *Aegypius monachus* in different colonies in Extremadura (SW Spain). *Ardea* 95: 201-211.

DE LA PUENTE, J. & ELORRIAGA, J.

2006 Ageing of Eurasian Black Vulture (*Aegypius monachus*) using the moult. In: *Proceedings of the International Symposium on the Black Vulture* Aegypius monachus. Córdoba, Spain. Junta de Andalucía.

DE LA PUENTE, J., MORENO-OPO, R. & DEL MORAL, J. C.

2007 *El buitre negro en España. Censo nacional (2006)*. SEO/BirdLife. Madrid.

DE LA PUENTE, J., GARCÍA, A. & SÁNCHEZ, J. M.

2008 Buitres, antibióticos y muladares. *Quercus* 273: 82.

DONÁZAR, J. A.

1993 *Los buitres ibéricos: biología y conservación*. Ed. J.M. Reyero. Madrid.

GARCÍA DE FRANCISCO, J. M. & MORENO-OPO, R.

2009 La gestión de los cadáveres de animales domésticos, ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias? 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.492-509.

GARZÓN, J.

1974 Contribución al estudio del estatus, alimentación y conservación de las falconiformes en España Central. *Ardeola* 19: 279-330.

GONZÁLEZ, L. M., ARROYO, B. E., MARGALIDA, A., ORIA, J. & SÁNCHEZ, R.

2006a Effect of human activities on behaviour and success of breeding Spanish imperial eagles *Aquila adalberti*. *Animal Conservation* 9: 85-93.

GONZÁLEZ, L. M., MARGALIDA, A., SÁNCHEZ, R. & ORIA, J.

2006b Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success on Spanish imperial eagle *(Aquila adalberti)*. *Biological Conservation* 129: 477-486.

GONZÁLEZ, L. M. & MORENO-OPO, R.

2008 Impacto de la falta de alimento en las aves necrófagas. *Ambienta* 73: 48-55.

GUZMÁN, J. N. & JIMÉNEZ, J.

1998 Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* durante los períodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros. In: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U. & Ferrero, J. J. (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. WWGBP-ADENEX. Pp. 215-221.

HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A.

2008 Pesticide abuse in Europe: effects on the cinereous vulture *Aegypius monachus* in Spain. *Ecotoxicology* 17: 264-272.

HIRALDO, F.

1976 Diet of the black vulture *Aegypius monachus* in the Iberian Peninsula. *Doñana, Acta Vertebrata* 3: 19-31.

HOUSTON, D. C.

1974 Food searching in griffon vultures. *East African Wildlife Journal* 12: 63-77.

KÖNIG, C.

1983 Interspecific and intraspecific competition for food among Old World vultures. In: Wilbur, S. R. & Jackson, J. A. (Eds.). *Vulture biology and management*. University of California Press. Berkeley. Pp. 153-171.

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

2008 Antibiotics threaten wildlife: circulating quilonone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.

LÓPEZ-BAO, J. V., RODRÍGUEZ, A. & PALOMARES, F.

2008 Behavioural response of a trophic specialist, the Iberian lynx, to supplementary food: patterns of food use and implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 1857-1867.

MARGALIDA, A., GARCÍA, D. & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2007 Factors influencing breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity & Conservation* 42: 189-200.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN.

1990 Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Boletín Oficial del Estado 82 (5/4/1990): 9468-9471.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO.

2008 *Situación de las aves necrófagas en España y consecuencias de la aplicación del Reglamento CE 1774/2002*. Unpublished report. MARM & CCAA.

MOLEÓN, M., DÍAZ, M. A., BAREA, J. M. & GIL, J. M.

2001 Diet of the Eurasian black vulture *Aegypius monachus* in Andujar Natural Park, SE Spain. In: Abstracts of the 4th *Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

MORENO-OPO, R.

2007 El buitre negro. In: Moreno-Opo, R. & Guil, F. (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp. 25-45.

MORENO-OPO, R., SAN MIGUEL, A. & CAMIÑA, A.

2007 Ganadería y buitre negro. In: Moreno-Opo, R. & Guil, F. (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp. 200-223.

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.

PARRA, J. & TELLERÍA, J.L.

2004 The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

SÁNCHEZ, J. J.

2004 Buitre negro *Aegypius monachus*. In: Madroño, A., González, C. & Atienza, J. C. (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife-Dirección General para la Biodiversidad. Pp. 134-138.

SEO/BirdLife.

1997 *Seguimiento de la colonia de Buitre negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara)*. Unpublished report. SEO/BirdLife-Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Madrid.

SEO/BirdLife.

2007 *Efectos del Reglamento CE 1774/2002 y las decisiones adoptadas por la Comisión Europea en 2003 y 2005 sobre las aves necrófagas en la península Ibérica y sus posibles soluciones*. Technical report. SEO/BirdLife. Madrid.

STATPOINT TECHNOLOGIES, INC.

2000 *Statgraphics Plus para Windows 5.1*. Statpoint Technologies, Inc.

TELLA, J. L.

2001 Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410: 408.

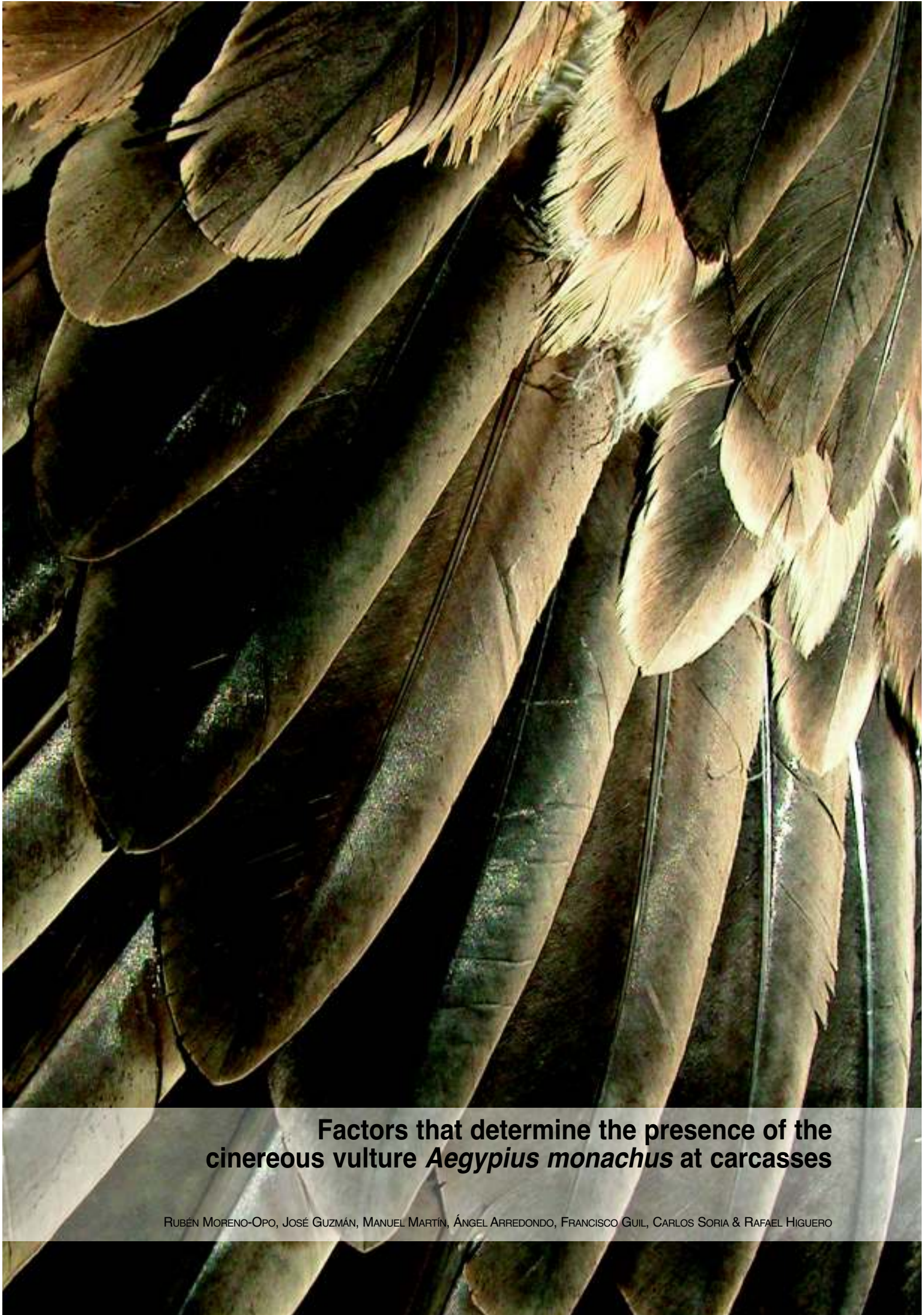
VALVERDE, J. A.

1966 Sobre buitres negros en Andalucía. *Ardeola* 12: 101-115.

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Antonio Atienza

foto/photo: Antonio Atienza



Factors that determine the presence of the cinereous vulture *Aegypius monachus* at carcasses

Rubén Moreno-Opo, José Guzmán, Manuel Martín, Ángel Arredondo, Francisco Guil, Carlos Soria & Rafael Higuero

1. INTRODUCTION

The cinereous vulture *Aegypius monachus* has a population of 1,845 pairs in SW Spain and Mallorca island (DE LA PUENTE *et al.*, 2007), which accounts for up to 98% of the species' entire European population (MORENO-OPO, 2007). This bird's diet includes a wide range of carcasses, with the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), sheep (*Ovis aries*) and wild ungulates being those most frequently recorded in studies of this species' diet published to date (GARZÓN, 1974; HIRALDO, 1976; SEO/BIRDLIFE, 1997; GUZMÁN & JIMÉNEZ, 1998; MOLEÓN *et al.*, 2001; COSTILLO, 2005; see CORBACHO *et al.*, 2007). Moreover, it appears that the composition of the cinereous vulture's diet has varied over the last 30 years, in parallel with the variation in the abundance of its potential prey (decrease in the size of rabbit populations and increase in the number of ungulates reared for hunting purposes, CORBACHO *et al.*, 2007; COSTILLO *et al.*, 2007a). This has enabled the plasticity and modulation of their diet to be assessed spatially and temporally (COSTILLO *et al.*, 2007b).

The appearance of bovine spongiform encephalopathy (BSE) led to the implementation of public health regulations, which resulted in a reduction in the availability of livestock carcasses during the period 2004-2009 in Spain. This was due to the removal and destruction of a large percentage of carcasses of cows, sheep and goats and the closure of *muladares* [designated carcass dumps] associated with intensively-bred livestock exploitations (CAMIÑA & MONTELÍO, 2004; MORENO-OPO *et al.*, 2007; GARCÍA DE FRANCISCO & MORENO-OPO, 2009). This has had a negative impact on the populations of some necrophagous bird species, which has been reflected in the increase in the number of malnourished young birds being taken to wildlife recovery centres (680% in the period 2002-2006), an increase in the number of reports of or complaints about attacks by vultures on livestock (from 40 in 2000 to over 300 in 2007), a reduction in the productivity of different griffon and cinereous vulture breeding colonies (SEO/BIRDLIFE, 2007; MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO [MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, AND RURAL AND MARINE AFFAIRS], 2008) and the birds' dependence on predictable and fixed sources of food (CARRETE *et al.*, 2006; MARGALIDA *et al.*, 2007; LEMUS *et al.*, 2008; DE LA PUENTE *et al.*, 2008).

Some of the main threats facing the cinereous vulture originate in the scarcity and poor quality of its food (SÁNCHEZ, 2004; GONZÁLEZ & MORENO-OPO, 2008; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008). Therefore, the application of suitable measures to optimise this species' feeding, in cases where food appears to be a limiting factor, may be an effective targeted conservation tool.

This chapter aims to provide a preliminary assessment of the best ways to provide food for the cinereous vulture in a controlled manner. Our objective is to describe some of the factors that determine the presence of cinereous vultures at carcasses, as well as the preferential consumption of different types of carcass by-products.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study Area

The fieldwork on the presence of cinereous vultures at carcasses was carried out in six Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA) [Special Protection Areas for Birds (SPA)] (Figure 1) in the autonomous communities of Extremadura and Castilla-La Mancha (western and central Spain). These are areas with rolling hills and mountains and include the Sierras Centrales de Extremadura, Montes de Toledo, the Montes Occidentales de Ciudad Real and Sierra Morena. In this study, the carcasses were delivered in the proximity of six cinereous vulture breeding colonies, which include the four largest colonies of this species in Spain: Sierra de San Pedro (336 pairs), Monfragüe (287 pairs), Cabañeros (165 pairs) and Umbría de Alcudia (129 pairs, DE LA PUENTE *et al.*, 2007).

2.2. Data collection and variables used

The monitoring period began in December 2003 and ended in December 2006. A total of 134 different carcasses delivered were monitored, distributed evenly over the different months and years. The remains were delivered to a total of 67 different locations, which corresponded to 13 different private estates. The feeding sites were chosen as randomly as possible and were in no case determined by the presence of fenced-in *muladares*. The type of carcass delivered to the birds was monitored by the observers, so that its characteristics could be determined in advance. It was thus possible to assign the format of the type of remains provided to a specific category (Table 1). The prey species used as carrion for this study are found in the study areas and are also reared for economic purposes there (Table 2). Observations of the vultures eating were carried out at a distance of over 500 m from the feeding site, with good visibility of the carrion area, ensuring the birds would be disturbed as little as possible (GONZÁLEZ *et al.*, 2006a) and using optical equipment (20-60x land telescopes). The monitoring started after the

Variable	Categories	Description
Format	1	Carcass(es) delivered whole
	2	Carcass(es) delivered whole with piled up entrails
	3	Carcass(es) delivered whole with scattered entrails (radius of up to 50 m)
	4	Carcass delivered in the form of piled up entrails
	5	Carcass delivered in the form of scattered entrails (radius of up to 50 m)
Month	Each of 12 months	Month when the carcass was delivered and observed
Time	Every 2 hours at odd intervals	Time (T) when the carrion was delivered
No. kilos		Approximate weight (kg) of the delivered carcass
Distance from nest		Distance (m) from the place the carcass was delivered to the nearest nest occupied by the species
Tree cover		Percentage (%) of the land with tree cover in a 500-m radius around the place where the carcass was delivered
No. of pieces		Number of separate pieces/units the carcass delivered was divided up into

Table 1. Independent variables considered for the analysis of the presence of the cinereous vulture at carcasses.

Species	No. of carcasses delivered	%	No. of different carcasses or remains delivered	%
Red deer *Cervus elaphus*	99	60.0	2,945	89.9
Sheep *Ovis aries*	26	15.7	113	3.4
Wild boar *Sus scrofa*	22	13.3	178	5.4
Pig *Sus scrofa* dom.	1	0.6	1	0.1
Fallow deer *Dama dama*	4	2.4	21	0.6
European mouflon *Ovis musimon*	10	6.0	14	0.4
Cow *Bos taurus*	1	0.6	1	0.1
Fox *Vulpes vulpes*	2	1.2	2	0.1

Table 2. Species corresponding to the animal by-products delivered in this study; both in the form of whole carcasses and in carcasses divided up into several pieces. This table shows the number of carcasses studied in which the species and the number of carcasses or remains of different carcasses are known out of the total of carcasses analysed, as well as their relative percentages.

carcass was delivered and lasted for two days or until it had been totally consumed.

Five response parameters were considered in order to assess the presence of the cinereous vulture at the carcasses studied, in accordance with the characteristics of the latter: 1) the total number of cinereous vultures feeding at each carcass 2) the ages of the cinereous vultures feeding at each carcass - juveniles: birds in their first and second calendar year, subadults: birds in the third and fourth calendar year, and adults: birds five years' old and over (DE LA PUENTE & ELORRIAGA, 2006)-, 3) the ratio between the number of cinereous vultures and griffon vultures *Gyps fulvus* at each carcass delivered 4) the time (in minutes) that elapsed between the carcass being deposited and the moment when the first cinereous vulture started to eat it , and 5) moreover, the observations of cinereous vultures feeding at the different carcass format types were counted, and the type of remains on which they were feeding was noted: 1) all kinds of carcass remains, 2) muscular parts extracted from a whole carcass, 3) average-sized, individual muscular remains (weighing approx. 200-5,000 g), 4) the entrails in a whole carcass, 5) entrails scattered around a carcass, and 6) small peripheral scraps of meat, tendons etc.

2.3. Data analysis

In order to find out the cinereous vulture's appearance patterns in accordance with independent variables, general linear models (GLM) were used, with the help of a computer program, STATGRAPHICS Plus 5.1 (STATPOINT TECHNOLOGIES, INC. 2000) Thus, an attempt was made to explain the degree of significance of each of the variables (Table 1) with regard to the response parameters. The independent variables were both continuous (number of kilos, distance from the feeding site to the nearest cinereous vulture nest, tree cover and number of different pieces of food for each carcass delivered) and categorical (format, month and time interval of the carcass delivered), and the response parameters corresponded to the continuous factors. The independent variables were selected in accordance with the different important aspects of the cinereous vulture's feeding biology; thus, they were grouped into variables connected with the typology of the food provided (biomass, format and number of pieces), the period when the food was provided (month of the year and time of feeding), and the characteristics of the habitat (tree cover) and the proximity to breeding nuclei (distance to nest). A model was created for each of the response parameters in which, initially, the degree of significance of the model on a whole was compared, so that later the statistical significance of each of the predicted variables could be assessed. Finally, for each of the five GLM carried out, the percentage of variability of the response parameters that explained the variables considered was analysed (adjusted R^2 statistic). The frequencies obtained in the observation of the type of categories fed on by the cinereous vulture were analysed using the Chi-squared test.

3. RESULTS

Of the 134 carcasses analysed, a total of 3,136 cinereous vultures and 10,610 griffon vultures were recorded. The number of cinereous vultures observed per carcass was 23.40 ± 52.25 individuals (range 0-400, n = 134). The average time that elapsed from the time the carcass was delivered until the moment it was eaten was 236.64 ± 134.42 min (range 10-780, n = 79). The average time the birds spent at the carcass was 165.18 ± 113.68 min (range 12-606, n = 78). The percentage of cinereous vultures *vs* griffon vultures at the carcasses was 1.29 ± 0.75 (range 0-6.19, n = 95).

The results of the GLM analyses were significant for the total number of cinereous vultures that came to feed at the carcasses (F = 17.34, d.f. = 18.114, p = 0.0001, adjusted R^2 = 79.74%), depending on the biomass provided and the format of the remains. Thus, the more the food weighed, the greater the number of vultures recorded (Figure 2), and the birds preferred smaller remains, regardless of whether the latter were concentrated in one place or whether they were scattered (Figure 2). Moreover, the percentage of cinereous vultures compared with the griffon vultures studied (adjusted R^2 = 7.06%) is positively related to the number of separate pieces the carcass is made up of (Figure 2). The time the cinereous vultures take to start to eat the carcass after it has been delivered (adjusted R^2 =15.40%) is inversely dependent on the number of kilos it weighs, and proportionally on the number of pieces delivered to the birds (Figure 2).

As for the interference analysis, none of the independent variables (time the carcass was delivered, format, number of pieces, month, distance from occupied nest, number of kilos delivered and plant cover) was significant – with a level of significance of 95% – in explaining the percentage of non-adult cinereous vultures present or the time that the cinereous vultures remained feeding at the carcass.

Moreover, the comparative analysis of the frequency of the different types of remains on which the cinereous vultures fed at the carcasses revealed significant differences (χ^2= 30.96, d.f. = 5, p = 0.004, n = 99). It can be seen that cinereous vultures feed more frequency on medium-sized muscular pieces and small remains and peripheral scraps of meat, tendons etc. at the centre of the carcass, with observations of individuals eating entrails being rare, both at the carcasses and in the surrounding areas.

4. DISCUSSION

An average of 23 cinereous vultures were recorded per carcass studied, which constitutes values higher than those recorded in the few references published on this subject (DONÁZAR 1993). The average ratio obtained at each carcass between the number of cinereous vultures and griffon vultures was 1.3, whilst the ratio between the total number of individuals recorded in the whole study was limited to 0.3 cinereous vultures per griffon vulture. This is a favourable ratio for the cinereous vulture, in comparison with the ratio recorded between the populations of both of these species that live in the Iberian Peninsula (DEL MORAL & MARTÍ, 2000; DE LA PUENTE *et al.*, 2007), presumably because the study was carried out near to large cinereous vulture population nuclei, which meant that it was more likely that individuals of this species would be found feeding at the carcasses (CARRETE & DONÁZAR, 2005), and also because of the scarcity of griffon vulture breeding pairs in the study area.

The quantity of biomass fed correlated directly with the total number of cinereous vultures that congregated and inversely with the time that elapsed before they started to eat. The average time that it took for avian necrophagous species other than the cinereous vulture to arrive at the carcasses (214 minutes) was longer than the times recorded in other Iberian studies (DONÁZAR, 1993). The species that arrived first to feed on the carcasses were the black kite *Milvus migrans* and the common raven *Corvus corax*, as also shown in past studies, which suggests the possible presence of intraguild facilitatory processes (DONÁZAR, 1993). The format used to supply the food determined both the access time and the number of cinereous vultures present. Thus, when scattered, small or medium-sized remains were available, the presence of the cinereous vulture was higher than when large quantities of carrion were delivered to the same feeding station. This aspect may be related to the cinereous vulture's dietary preferences. It prefers to eat medium-sized, relatively tough pieces of carrion, due to the morphological adaptation of the parts of its body that are used to obtain food (DONÁZAR, 1993).

The type of food selected in this project was similar to that chosen in previous projects (KÖNIG, 1983). In general, the cinereous vulture feeds on small or medium-sized, tough or relatively tough pieces (muscles, tendons, skins) and prefers them to be scattered and not concentrated in one place. To sum up, the cinereous vulture benefits from being

delivered carcasses with significant biomass, broken up into small and medium-sized pieces that are scattered and not concentrated in one place. The larger the number of separate pieces of carrion delivered, the higher the percentage of cinereous vultures that will be fed in comparison with the number of griffon vultures. The relatively tough, medium-sized remains and pieces of muscle and tissue, and the small, scattered pieces are those that the cinereous vulture eats most efficiently. However, despite these conclusions, it appears that the study should be extended to encompass other factors that may have an influence on the presence of cinereous vultures at carcasses, with regards their relative abundance in the study area, their phenology and geographical location.

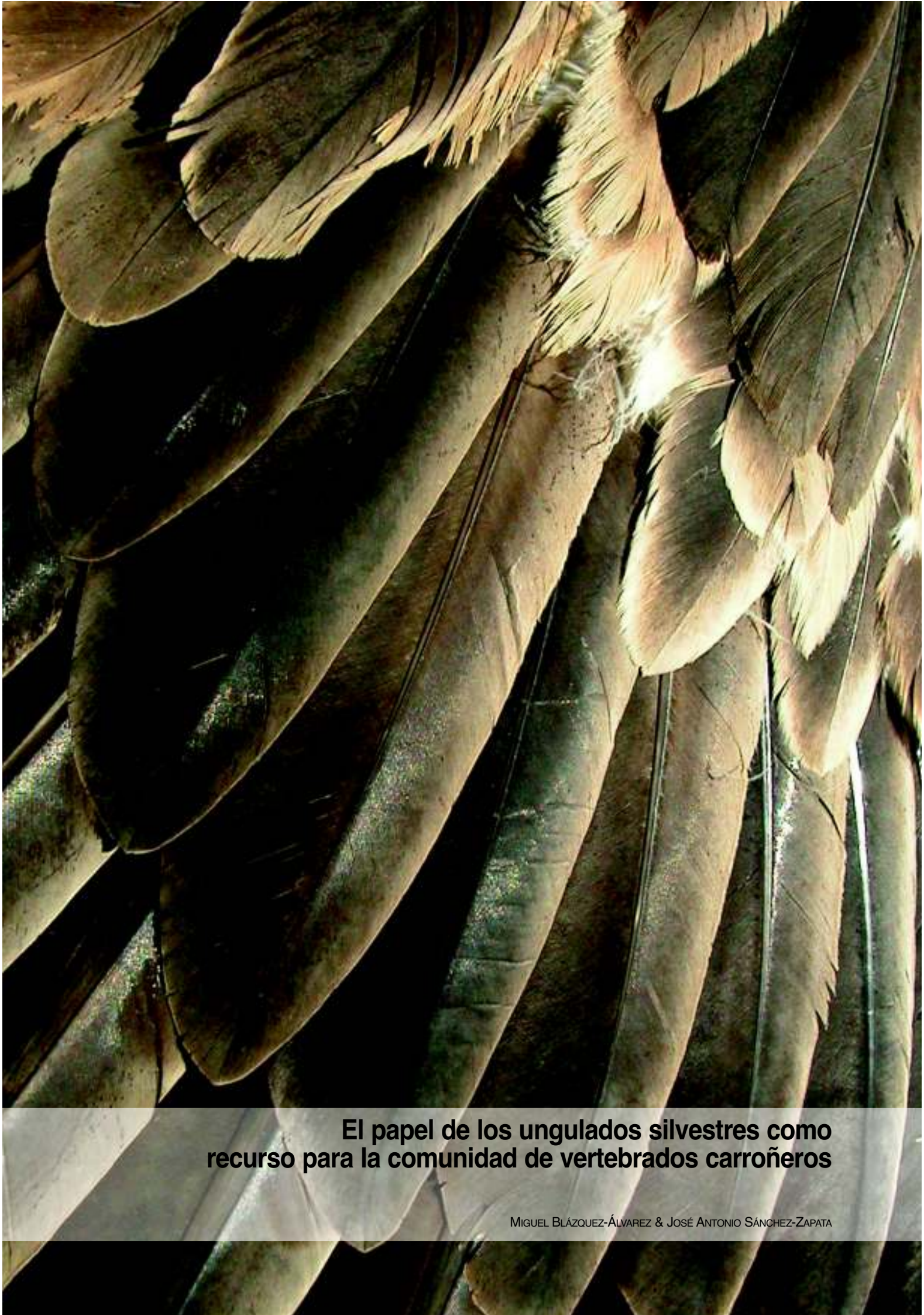
The management of the feeding of threatened necrophagous raptors is one of the greatest challenges facing conservationists. For other species listed as being En peligro de Extinción [In danger of extinction] (MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN [MINISTRY OF AGRICULTURE, FOOD AND FISHERIES], 1990, GONZÁLEZ *et al*., 2006b; LÓPEZ-BAO *et al*., 2008; ORO *et al*., 2008), the management of food has been shown to benefit juvenile survival and increase breeding rates. In any case, these actions should be implemented, bearing in mind all the biological aspects that may have an impact on the birds' population dynamics and state of health (CARRETE & DONÁZAR, 2005; COSTILLO, 2005; CARRETE *et al*., 2006), as well as their relationship with other species and the requirements of the latter (CEBALLOS & DONÁZAR, 1990; CARRETE *et al*., 2007; MARGALIDA *et al*., 2007; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2008).

5. ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out within the monitoring programme of the LIFE 03/NAT/E/0050 project "Conservación del águila imperial ibérica, buitre negro y cigüeña negra" [Conservation of the Spanish imperial eagle, cinereous vulture and black stork], implemented by the Fundación CBD-Habitat in conjunction with the autonomous communities of Castilla-La Mancha, Extremadura and Madrid, and the Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino [Ministry of the Environment and Rural and Marine Affairs]. It was co-financed by the European Commission. The private estates that participated in the project provided all the facilities required to carry out the monitoring work. Our colleagues Nuria El Khadir, Javier Oria, Rosa Jiménez, Samuel Pla, Juan Francisco Sánchez, Manuel Mata and Luís Bolonio helped us in the different phases of the study. Luís Mariano González collaborated in the planning of the work and Mariana Fernández-Olalla helped with the statistical analysis of the results. Antoni Margalida and José Antonio Donázar kindly revised the article and suggested very appropriate changes, which helped improve the final version.

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Jordi Bas



El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros

Miguel Blázquez-Álvarez & José Antonio Sánchez-Zapata

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	308-327	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros

The role of wild ungulates as a resource for the community of vertebrate scavengers

PALABRAS CLAVES: ungulados, carroñeo, depredadores, consumidor-recurso, poblaciones, conservación.
KEY WORDS: ungulates, scavenging, predators, resources, population, conservation.
GAKO-HITZAK: apodunak, sarraskijalea, harrapariak, kontsumitzailea / baliabidea, populazioak, kontserbazioa.

Miguel BLÁZQUEZ-ÁLVAREZ[1] & José Antonio SÁNCHEZ-ZAPATA[1]

RESUMEN

Durante las últimas décadas, las poblaciones de ungulados silvestres han experimentado un notable aumento tanto en área de distribución como en número de individuos en España. Esta tendencia se constata a partir de las estadísticas de caza, de los mapas de distribución y de la revisión de los trabajos publicados sobre poblaciones de ungulados. De este modo, las carroñas de ungulados silvestres se encuentran cada vez más disponibles en los ecosistemas ibéricos, y pueden constituir una importante fuente de alimento para los vertebrados carroñeros. De hecho, evaluamos el uso de las carroñas procedentes de caza mayor (descastes, caza selectiva) en cuatro áreas de la Península Ibérica. Observamos que el uso de las carroñas es muy eficiente y que casi todas ellas son eliminadas por vertebrados carroñeros, incluso en hábitats donde están ausentes los carroñeros especialistas (buitres). No obstante, la presencia de especialistas y la riqueza de la comunidad de vertebrados influyen sobre la eficacia del consumo de las carroñas. Se discuten estos resultados en el contexto de la disponibilidad espacio-temporal de las carroñas y la conservación de los carroñeros.

ABSTRACT

In recent decades, the wild ungulates populations have experienced a notable increase in distribution area as well as in the number of individuals in Spain. This trend is based on hunting statistics, distribution maps and published works about ungulate populations. In this way, the carcasses of wild ungulates are becoming gradually more available in the Iberian ecosystems, and may constitute an important food source of feeding for the vertebrate scavengers. We evaluate the use of carcasses from big game hunting (cullings, selective hunting) in four areas of the Iberian Peninsula. We observe that the use of carcasses is very efficient and that almost all of them are eliminated by vertebrate scavengers, including in habitats where the specialist scavengers (vultures) are absent. However, the presence of specialists and the richness of the vertebrate community influence the efficiency of the consumption of the carcasses. These results are discussed in the context of the spatio-temporal availability of the carcasses and the conservation of vertebrate scavengers.

LABURPENA

Azken hamarraldietan apodun basatien populazioek nabarmen egin dute gora Espainian, nola banaketa eremuan hala izakien kopuruan. Joera hori ehizari buruzko estatistika, banaketa mapa eta apodunen populazioei buruz argitaratutako lanen berrikuspenekin egiaztatua izan da. Beraz, apodun basatien sarraskiak gero eta eskuragarriago daude ekosistema iberiarretan, eta elikagai iturri garrantzitsuak izan daitezke ornodun sarraskijaleentzat. Izan ere, ehiza larritik (ehiza selektiboa, akabatzeko ehiza) etorritako sarraskien erabilera aztertu dugu Iberiar Penintsulako lau eremutan. Sarraskien erabilera oso eraginkorra dela ikusten dugu, ornodun sarraskijaleek ia dena jaten dutela, baita sarraskijale espezialistak (saiak) ez dauden habitatetan ere. Hala eta guztiz ere, espezialisten presentziak eta ornodunen komunitatearen aberastasunak zuzeneko eragina dute sarraskien kontsumoaren eraginkortasunean. Emaitza hauek sarraskien eskuragarritasunaren (espazioan eta denboran) eta sarraskijaleen kontserbazioaren testuinguruan aztertzen dira.

1. INTRODUCCIÓN

La regulación de poblaciones silvestres es un proceso fundamental relacionado con la mayoría de los fenómenos ecológicos (MURDOCH, 1994). El conocimiento de los mecanismos que operan en la regulación demográfica es una característica difícil de abordar pero básica para el entendimiento de muchos procesos ecológicos. En este sentido, la demografía espacial y temporal de los grandes herbívoros ha sido estudiada en numerosas regiones a lo largo del planeta (SAETHER, 1997; OWEN-SMITH *et al.*, 2005). Factores como: fuente de alimento, calidad del hábitat, clima, enfermedades y parásitos, depredación, competencia interespecífica, actividades humanas, densidad poblacional o incluso factores intrínsecos como la estructura de edades y sexos, pueden explicar la variabilidad demográfica observada a lo largo de los años entre las poblaciones de ungulados (GAILLLARD *et al.*, 1998; MYSTERUD *et al.*, 2002;

[1] Área de Ecología, Departamento de Biología Aplicada, Universidad Miguel Hernández, Ctra Beniel km 3,2, Orihuela, Alicante, España. E-mail: toni@umh.es

COULSON *et al*., 2004). En última instancia, se manifiesta que la dinámica poblacional de ungulados en ausencia de depredadores está fuertemente influenciada por la combinación entre variabilidad ambiental (estocasticidad ambiental) y el tamaño de la población (regulación denso-dependiente) (SAETHER, 1997).

Los cadáveres de grandes herbívoros son utilizados por una multitud de vertebrados carroñeros, depredadores generalistas, artrópodos, bacterias y hongos descomponedores (DEVAULT *et al*., 2003). En última instancia, los vertebrados carroñeros juegan un papel importante en la eliminación de cuerpos potencialmente infecciosos (BLOUNT *et al*., 2003).

La cantidad de carroña disponible procedente de ungulados silvestres puede depender de las diferentes causas de mortandad de ungulados silvestres (depredación, epidemias, muertes naturales, caza deportiva) y de su ubicación en el medio (accesibilidad) (DEVAULT *et al*., 2003). La distribución de los cadáveres en el espacio y en el tiempo depende también de las causas de mortalidad y por ello las especies consumidoras deben desarrollar diferentes estrategias para detectar y explotar este recurso.

Los ungulados silvestres tanto autóctonos como reintroducidos han visto aumentar tanto su tamaño de población como el área de distribución en la Península Ibérica durante las últimas décadas. A pesar de ello, hasta la fecha no existen estudios que evalúen su papel como una fuente de alimento para los vertebrados carroñeros, frecuentemente asociados a la disponibilidad de carroñas procedentes de la ganadería extensiva y de muladares (DONÁZAR, 1993).

En este escenario pretendemos abordar los siguientes objetivos, (i) revisar la distribución y tendencia poblacional de los ungulados silvestres en España, (ii) evaluar el aprovechamiento de las carroñas procedentes de la caza mayor por parte de los vertebrados y (iii) discutir la variabilidad espacio-temporal en la disponibilidad de carroñas y sus implicaciones en la conservación de los vertebrados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Tendencia poblacional de ungulados silvestres en la península

Los datos relativos al número de piezas cobradas de caza mayor en el territorio español se han extraído de la información aportada por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y disponible desde 1985 hasta 2003 (anuarios estadística agroalimentaria) y para el 2005 (anuario estadístico forestal) por el Ministerio de Medio Ambiente. El número de piezas cobradas está recogido para cada una de las provincias de la península ibérica (n = 50), eliminando las comunidades insulares. Para evaluar la evolución temporal de las poblaciones de ungulados se consideraron todas las especies que se encuentran sujetas, en mayor o menor medida, a manejo cinegético (ciervo *Cervus elaphus*, corzo *Capreolus capreolus*, rebeco *Rupicapra pyrenaica*, jabalí *Sus scrofa*, gamo *Dama dama*, muflón *Ovis musimon*, cabra montés *Capra pyrenaica*, arrui *Ammotragus lervia*). Estas especies cinegéticas coinciden con todas las especies de ungulados silvestres presentes en España, a excepción de la ganadería en régimen extensivo o de semilibertad.

Las estadísticas de caza pueden considerarse como una medida para la descripción de las poblaciones de ungulados ya que los espacios con actividad cinegética ocupan el 70-75% del territorio español (REGHAB, 2002). Para obtener una estima fiable de la población de ungulados se dividió la cantidad de piezas cobradas por el número de licencias de caza concedidas en cada provincia y para cada año (CATTADORI *et al*., 2003; VIRGÓS *et al*., 2007; MOLEÓN *et al*., 2008) ya que el esfuerzo de caza puede afectar al número de ungulados cazados (CATTADORI *et al*., 2003). Cuando la densidad de especies cinegéticas es baja se tiende a reducir el cupo permitido de caza, subestimando el tamaño de la población. Por el contrario cuando las densidades son altas se tiende a aumentar el cupo permitido de caza, sobreestimando el tamaño de la población (VIRGÓS *et al*., 2007).

La información relativa a la distribución de ungulados silvestres en la Península ibérica ha sido facilitada por la Sociedad Española para y Conservación el Estudio de Mamíferos (SECEM) a partir de bases de datos de presencia en las cuadrículas UTM 10x10km codificadas por el Instituto Geográfico Español. Para la elaboración de la cartografía de distribución se empleó el software Arc Gis.

2.2. Aprovechamiento de carroña por parte de la comunidad de especies carroñeras

Se monitorizó el consumo de los restos de un total de 140 cadáveres de ungulados silvestres abandonados tras el lance de la caza en cuatro sistemas de montaña a lo largo de la geografía española: Reserva Andaluza de Caza en el Parque Natural de Cazorla, Segura y las Villas (n = 58), Valle de Arán (n = 20), Parque Regional de Sierra Espuña (n = 42) y Parque Nacional de Sierra Nevada (n = 20).

La densidad de ungulados en estos sistemas permite una actividad cinegética intensa. Para la localización de los cadáveres se contó con la colaboración de la guardería de caza en cada uno de los parajes. El seguimiento del consumo de carroña se llevó a cabo bien mediante cámaras de foto-trampeo equipadas con sensor de movimiento (Bushnell Trail. Scout 2.1 MP) (n = 118) o bien mediante observación directa e indirecta a través de la detección de excrementos, huellas y otras señales (n = 22). Las cámaras se colocaron en el lugar donde la pieza fue abatida. Las cámaras se programaron con una cadencia de disparo máxima de un fotograma cada 2 minutos, si se continuaba detectando movimiento. Cada carroña fue visitada periódicamente con un tiempo medio transcurrido de 2.61 días (rango 1- 7 días) entre revisiones. La mayoría de las carroñas monitorizadas derivaron de la actividad cinegética, bien con fines deportivos o bien descastes sistemáticos (n = 123). Sin embargo, también se monitorizaron carroñas procedentes de muertes naturales (n = 3), accidentes de tráfico (n = 3), furtivismo (n = 2) o bien se aportaron restos de matadero tras simular el lance cinegético (n = 10).

Se emplearon dos medidas para caracterizar el uso de las carroñas por parte de distintas especies: a) el porcentaje de carroñas aprovechadas por cada especie de carroñero registrada y b) su frecuencia de uso. Ésta se definió como la media del porcentaje de fotogramas positivos en cada carroña (SELVA, 2004). Es decir, $\sum(pij/pj)/Nt$, donde pj es el número de fotos registrados en la carroña j y pij es el número de fotos del carroñero i detectado en la carroña j, Nt es el número total de carroñas muestreadas.

3. RESULTADOS

3.1. Tendencia poblacional de ungulados silvestres en la Península Ibérica

El número total de ungulados silvestres abatidos en España ha ido aumentando en las últimas décadas. Mientras que en los años ochenta no se llegaba a los 60.000, a partir del presente siglo se sobrepasa la cifra de 200.000 individuos cazados (Figura 1). Se observa una elevada tasa de crecimiento interanual (6,7%) para el conjunto de piezas abatidas. Todas las comunidades autónomas mostraron una tasa de captura anual promedio positiva para el conjunto de especies cinegéticas.

Sin embargo, el esfuerzo cinegético no ha variado considerablemente a lo largo de los últimos 20 años. En la actualidad se abaten anualmente del orden de cientos de miles de jabalíes, de decenas

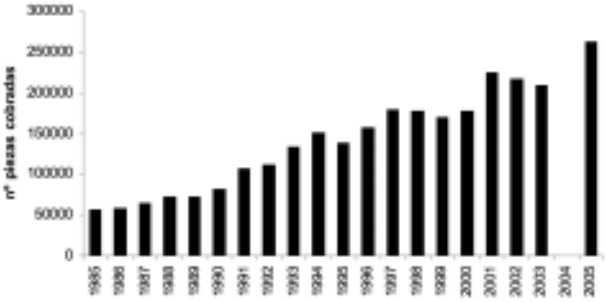


Figura 1. Variación temporal de las capturas de ungulados silvestres en España (fuente: INE; MMA).

Figure 1. *Time variation of the captures of wild ungulates in Spain (source: INE, MMA).*

de miles de ciervos y corzos, miles de cabras, gamos, rebecos, muflones y cientos de arruís (Anuario de estadística forestal 2005 MMA, Dirección General para la Biodiversidad). Por comunidades destacan Castilla la Mancha (26.1%), Extremadura (13.1%) y Andalucía (12.1%).

Considerando la superficie ocupada por las especies cinegéticas (según atlas de mamíferos), las provincias de Toledo, Gerona, Sevilla y Ciudad Real presentan mayor densidad de captura (3.3, 1.8, 1.7 y 1.7 piezas abatidas/km^2, respectivamente), mientras que Murcia y Almería presentan los valores más bajos con 0.03 y 0. 06 piezas abatidas/km^2, respectivamente.

Por otra parte, el esfuerzo cinegético no se encuentra homogéneamente repartido en la península. En términos absolutos, Andalucía, Castilla León y Castilla la Mancha, registran el mayor número de licencias de caza emitidas (27.3, 14.9 y 14.0%, respectivamente). Sin embargo, en relación a su superficie, el País Vasco, Andalucía y la Comunidad Valenciana presentarían una mayor densidad de cazadores (6.15, 3.19 y 3.0 escopetas/km^2 respectivamente), mientras que Asturias y Murcia tendrían las menores densidades de cazadores (0.5 y 0.8 escopetas/km^2, respectivamente).

La distribución de las poblaciones de ungulados silvestres a lo largo de la península ibérica se ha visto ampliada en los últimos seis años (Atlas de los mamíferos de la península) (Figura 2). La expansión se ha producido fundamentalmente en el norte de Extremadura y sur de Castilla León (Sierra de Gredos, Batuecas, Monfragüe…) así como en la mitad occidental de la comunidad manchega coincidiendo con los Montes de Toledo. La diferencia en la distribución entre años ha podido deberse a una falta de citas recogidas en el primer atlas publicado. Sin embargo, la tendencia indica una rápida expansión a lo largo de estas áreas. En la actualidad, las áreas de mayor riqueza de grandes herbí-

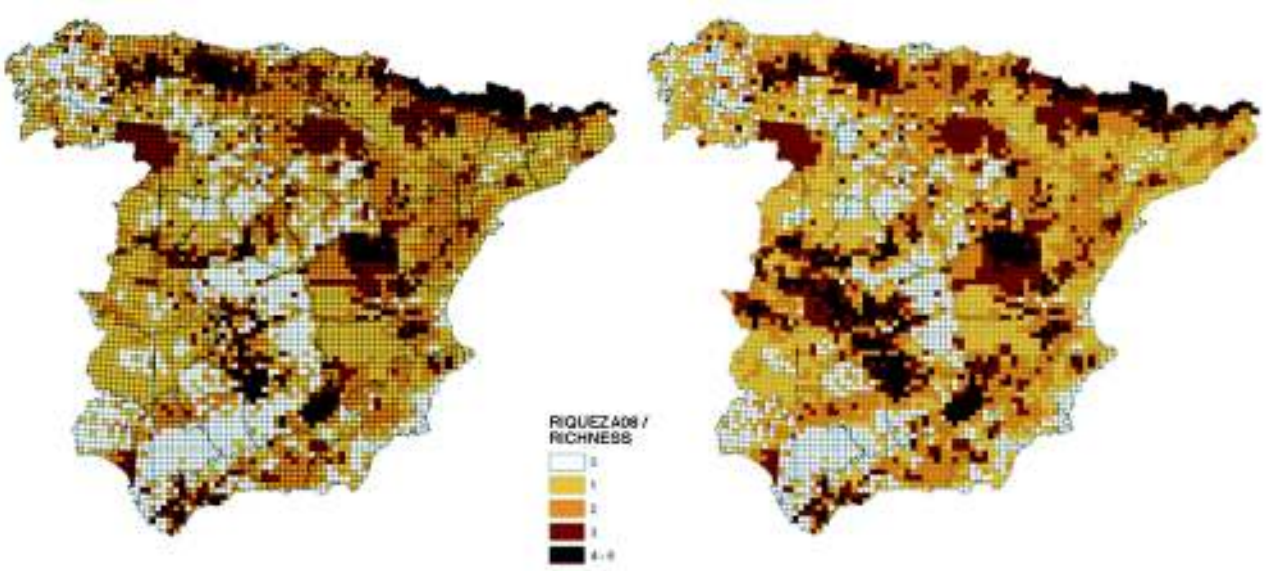


Figura 2. Riqueza de especies de ungulados silvestres en cuadrículas UTM de 10*10 km en 2002 (izquierda) y 2008 (derecha) (fuente: SECEM).
Figure 2. *Richness of wild ungulates species in UTM grids of 10*10 km in 2002 (left) and 2008 (right) (source: SECEM).*

voros las encontramos en los principales núcleos montañosos de la península; Pirineos, Montes de Toledo, Sierra Morena, Sistema Central, Cordillera Cantábrica, Sierras Subbéticas y Serranía de Cuenca) (Figura 2). Las provincias que presentan una mayor diversidad de ungulados son Cáceres, Ciudad real, Toledo, Jaén, Asturias y las limítrofes con Francia.

3.2. Aprovechamiento de carroña por parte de la comunidad de especies carroñeras

Se registraron un total de 14790 fotogramas, de las que se pudo identificar a algún consumidor en 8699 fotografías. Un mínimo de 12 especies de aves y cinco de mamíferos aprovecharon las carroñas de ungulados silvestres. Las especies de carroñeros que más usaron este recurso variaron entre los distintos lugares muestreados. Sin embargo, entre los consumidores de actividad diurna, destacaron el buitre leonado *Gyps fulvus,* el águila real *Aquila chrysaetos* y el cuervo *Corvus corax*, que usaron un alto porcentaje de las carroñas disponibles. Entre los mamíferos, el zorro *Vulpes vulpes* y el jabalí estuvieron presentes en todos los sistemas muestreados y aprovecharon un alto porcentaje de las carroñas (Tabla 1).

La mayoría de las carroñas fueron visitadas por al menos dos o tres especies distintas (Figura 3). Sólo en un 3% de las carroñas muestreadas no se registró ningún consumidor vertebrado. La eficacia

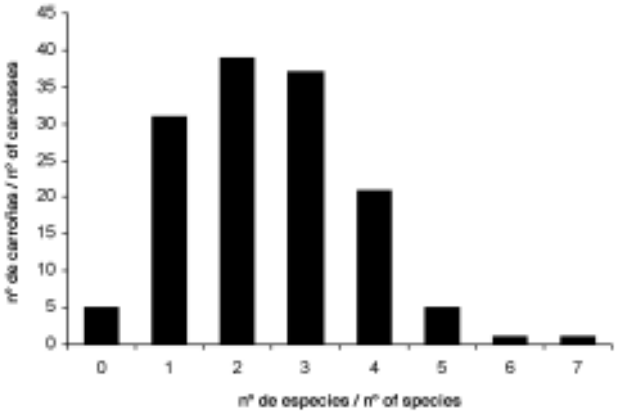


Figura 3. Relación entre el número de carroñas y el número de especies de vertebrados que las utilizan.

Figure 3. *Relation between the number of carcasses and the number of vertebrate species that use them.*

en el consumo, calculada como el tiempo transcurrido desde el lance de caza hasta la completa eliminación de la carroña, estuvo relacionada con la riqueza de especies consumidoras y con la presencia de carroñeros obligados como el buitre leonado (Figura 4).

4. DISCUSIÓN

4.1. Tendencia poblacional de ungulados silvestres en la Península Ibérica

La distribución actual en la península ibérica de los ungulados silvestres, es reflejo de una expan-

	Sierra nevada		Sierra Espuña		Cazorla		Valle de Aran	
Número de fotografías	***n* fotos**	**% fotos**	***n* fotos**	**% fotos**	***n* fotos**	**% fotos**	***n* fotos**	**% fotos**
Buitre leonado (*Gyps fulvus*)	0	0.00	96	4.91	939	22.34	406	35.65
Águila real (*Aquila chrysaetos*)	192	15.87	677	34.63	209	4.97	65	5.71
Cuervo (*Covus corax*)	1	0.08	119	6.09	379	9.02	468	41.09
Urraca (*Pica pica*)	110	9.09	58	2.97	6	0.14	0	0.00
Arredajo (*Garrulus glandarius*)	67	5.54	0	0.00	2	0.05	1	0.09
Corneja (*Corvus corone*)	0	0.00	0	0.00	140	3.33	26	2.28
Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*)	0	0.00	0	0.00	1	0.02	1	0.09
Buitre negro (*Aegypius monachus*)	0	0.00	0	0.00	2	0.05	0	0.00
Milano real (*Milvus milvus*)	0	0.00	0	0.00	0	0.00	63	5.53
Milano negro (*Milvus migrans*)	0	0.00	0	0.00	4	0.10	0	0.00
Azor (*Accipiter gentilis*)	6	0.50	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Ratonero (*Buteo buteo*)	0	0.00	0	0.00	0	0.00	8	0.70
Zorro (*Vulpes vulpes*)	512	42.31	832	42.56	1489	35.42	118	10.36
Jabalí (*Sus scrofa*)	310	25.62	115	5.88	976	23.22	26	2.28
Perro (*Canis familiares*)	39	3.22	91	4.65	61	1.45	0	0.00
Garduña/Marta (*Martes* spp)	0	0.00	8	0.41	5	0.12	4	0.35
Tejón (*Meles meles*)	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.18
Nº fotografías con carroñeros	1210	100	1955	100	4204	100	1139	100

Tabla 1. Número de fotografías en las que se han podido identificar los consumidores de las carroñas en las cuatro áreas de estudio.

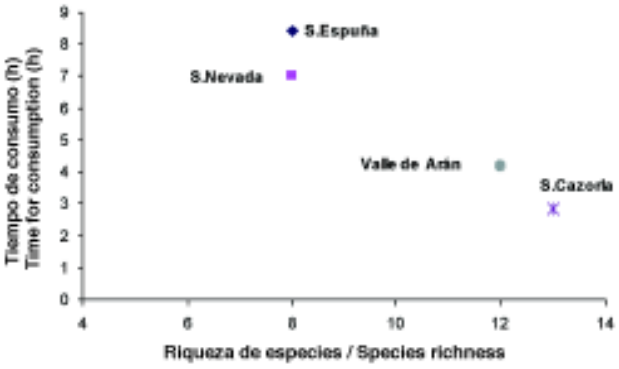


Figura 4. Relación entre el tiempo de consumo y la riqueza de vertebrados carroñeros. Como se puede observar, en los hábitats con mayor riqueza de especies y presencia de carroñeros especialistas el consumo es más eficiente.

Figure 4. *Relation between the time and consumption and the richness of scavenger vertebrates. As can be observed, in habitats with more abundance of the species and presence of specialist scavengers the consumption is more efficient.*

sión natural que viene ocurriendo desde las últimas décadas, unido a numerosas reintroducciones con fines cinegéticos. Este notable crecimiento de las poblaciones silvestres se viene documentando desde hace algunas décadas (TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 2008).

De manera general, las áreas de distribución de mayor diversidad de ungulados coinciden con los principales sistemas montañosos de la península (Pirineos, Cazorla, Sierra Morena, Cordillera Cantábrica, Sistema Central, Montes de Toledo, Serranía de Cuenca) que a su vez son importantes lugares de nidificación de las poblaciones de aves carroñeras más amenazadas. Ante esta situación, el número de piezas abatidas de caza mayor casi se ha triplicado en los últimos diez años (anuarios estadísticos de caza). Resulta fácil asociar este incremento al aumento en la valorización de la actividad, al prestigio que otorgan los trofeos conseguidos o al aumento de la afición deportiva entre amplios colectivos sociales. El cupo permitido de caza debería tender a aumentar cuando aumentan las densidades de especies cinegéticas y con ello la cantidad de licencias emitidas (CATTADORI *et al.*, 2003). Sin embargo, la evolución del número de licencias registradas en el conjunto de España no ha sufrido cambios importantes en los últimos 20 años.

Las causas de los incrementos de área de distribución y población de los ungulados son varias. Así por ejemplo, la tendencia demográfica del jabalí en las últimas décadas, muestra un fuerte incremento, en paralelo con el aumento de su área de distribución. La expansión del jabalí se ha manifestado en el contexto europeo durante el siglo pasado recolonizando amplias zonas europeas como Finlandia, Suecia e Inglaterra (ERKINARO *et al.*, 1982; MARSAN *et al.*, 1995). En la península ibérica, la expansión se inició a partir de los sesenta viéndose intensificada en la última década (NORES *et al.*, 1995; ROSELL 2001). Este efecto se ha evidenciando en distintas poblaciones de la península ibérica (SÁEZ-ROYUELA & TELLERÍA, 1986; LÉRANOZ & CASTIÉN, 1996) manifestando que durante la primera mitad del siglo XX el jabalí era un animal realmente escaso. La expansión del jabalí (y probablemente del resto de ungulados) se atribuye a cambios socio-económicos que han derivado a

un progresivo despoblamiento rural y al abandono de actividades tradicionales (TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 2008). Sin embargo, en otros países como Polonia y Suiza la expansión del jabalí se achaca a un aumento de las superficies agrícolas (especialmente campos de maíz) y a una disminución del número de inviernos fríos (FRUZINSKI, 1995; NEET, 1995). Aunque la mortalidad asociada a la depredación pueda contribuir a frenar el crecimiento poblacional del jabalí, es la caza mayor la responsable de la alta tasa de renovación de las poblaciones (GAILLARD *et al.*, 1998). Esta causa de mortalidad se ha descrito como la más relevante, afectando anualmente entre el 30 y el 40% del efectivo poblacional en la mayoría de poblaciones ibéricas (ver revisión ROSELL, 1998). Por otra parte, las fuertes sequías podrían contribuir a una elevada mortalidad de jóvenes en ambientes mediterráneos (MASSEI *et al.*, 1997), mientras que en climas continentales son los inviernos fríos los que pueden provocar una mayor mortalidad.

Las densidades de cabra montés *Capra pyrenaica*, por su parte, han mostrado una recuperación gradual desde que cesaran los brotes epidémicos de sarna en las poblaciones afectadas. Se recatalogó la categoría de amenaza de la especie pasando de "rara" en el libro rojo de vertebrados (BLANCO, 1998) a la categoría "de preocupación menor", excepto para la subespecie *C.p. victoriae* catalogada como "vulnerable" (UICN, 2004). Los núcleos con mayor densidad de la especie se localizan en los sistemas montañosos de la Sierra de Gredos, el Maestrazgo y Sierra Nevada (PÉREZ, 2002). Un proceso similar han seguido las poblaciones de rebecos *Rupicapra pyrenaica*, cuya recuperación en las últimas décadas ha sido notable, ocupando la mayor parte de los Pirineos y de la Cordillera Cantábrica (BLANCO, 1998). Esta expansión natural ha estado apoyada por proyectos de reintroducción y reforzamiento.

La población de corzo *Capreolus capreolus* y ciervo *Cervus elaphus*, por su parte, experimentaron una marcada expansión durante los años 80, colonizando áreas agrícolas periféricas donde hasta la fecha era desconocido (VIRGÓS & TELLERÍA, 1998; TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 2008; SÁEZ-ROYUELA & TELLERÍA, 1986). Este crecimiento se pudo ver favorecido, por cambios socioeconómicos que suponen el abandono de los usos tradicionales del suelo, principalmente agricultura y ganadería extensiva (ARAGÓN *et al.*, 1995).

Las especies introducidas también han ampliado de forma considerable su área de distribución. Por ejemplo, desde que la introducción del muflón *Ovis musimon* tuviera lugar en España a principios de los años 50 en la Sierra de Cazorla se ha producido una notable proliferación de la especie. Si bien, la demanda cinegética, determinada por la calidad de su trofeo, ha facilitado que esta especie aparezca en numerosos enclaves de nuestro país. Durante los años 70 se realizaron numerosas introducciones a partir de ejemplares de El Hosquillo (Cuenca) y Navas de San Pedro (Jaén), observándose en la actualidad una progresiva expansión de la especie (SANTIAGO-MORENO, 2004). De forma casi paralela, se ha observado una rápida expansión del arrui desde que a principios de los 70 se

	Sierra Nevada (*n*=20)		Sierra Espuña (*n*=29)		Cazorla (*n*=51)		Valle de Aran (*n*=18)	
Frecuencia de uso	**media**	**sd**	**media**	**sd**	**media**	**sd**	**media**	**sd**
Buitre leonado (*Gyps fulvus*)	0.0	0.0	4.5	1.5	59.0	33.1	70.8	26.5
Águila real (*Aquila chrysaetos*)	41.0	22.3	63.1	35.2	33.2	34.5	24.9	26.6
Cuervo (*Covus corax*)	2.7	-	65.6	37.0	18.7	19.1	36.9	28.4
Urraca (*Pica pica*)	34.9	34.9	43.4	15.6	20.7	-	0.0	0.0
Arredajo (*Garrulus glandarius*)	45.8	50.8	0.0	0.0	2.8	3.5	2.0	-
Corneja (*Corvus corone*)	0.0	0.0	0.0	0.0	18.1	15.7	9.9	11.1
Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*)	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	-	3.8	-
Buitre negro (*Aegypius monachus*)	0.0	0.0	0.0	0.0	8.0	-	0.0	0.0
Milano real (*Milvus milvus*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.6	4.8
Milano negro (*Milvus migrans*)	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	-	0.0	0.0
Azor (*Accipiter gentilis*)	16.2	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ratonero (*Buteo buteo*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	6.1
Zorro (*Vulpes vulpes*)	53.3	35.8	45.2	39.9	38.2	31.6	36.4	41.2
Jabalí (*Sus scrofa*)	59.3	44.4	40.9	38.9	45.6	33.0	45.5	52.5
Perro (*Canis familiares*)	44.6	15.3	44.7	43.1	18.5	11.6	0.0	0.0
Garduña/Marta (*Martes spp*)	0.0	0.0	4.4	1.0	3.9	3.9	10.5	-
Tejón (*Meles meles*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	-

Tabla 2. Frecuencia de uso (ver texto) de las carroñas de ungulados en cuatro áreas geográficas de la Península Ibérica.

introdujera con fines cinegéticos en el Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia). Cada año se reciben nuevas citas de avistamientos de arrui en sectores andaluces y extremeños (CASSINELLO *et al*., 2004). Probablemente, la distribución de la especie reflejada en los atlas de distribución sea menor que la real debido a su alta natalidad y capacidad de colonización de nuevos ambientes (CASSINELLO *et al*., 2004).

4.2. Aprovechamiento de carroña por parte de la comunidad de especies carroñeras

La carroña procedente de la actividad cinegética es un recurso ampliamente utilizado por distintas especies de vertebrados carroñeros. Encontramos un gremio de carroñeros claramente diferenciado entre consumidores diurnos (dominado por aves) y consumidores nocturnos (dominados por mamíferos). La composición de especies que aprovechan las carroñas depende del área de estudio. En sistemas donde las especies de carroñeros obligados crían, o se encuentran presentes (Cazorla, Valle de Arán), son los buitres leonados los que se beneficiaron de una mayor proporción de las carcasas. Mientras tanto, en las sierras con ausencia de buitres (Espuña, Sierra Nevada), las águilas reales hicieron uso de una importante proporción de los cadáveres disponibles. Entre los consumidores de actividad nocturna, destacaron el zorro y el jabalí.

La relación entre eficacia de consumo y riqueza de especies fue patente y podría estar relacionada con la existencia de carroñeros especializados como el buitre leonado, apoyando la hipótesis del muestreo (NAEEM *et al*., 1999). La conservación de comunidades ricas en depredadores y especialistas favorecería por tanto la eficacia de los ecosistemas en la regulación de procesos ecológicos como el flujo de materia.

4.3. Variabilidad espacio-temporal de la aparición de carroñas y sus posibles implicaciones ecológicas

La distribución espacial y temporal de un recurso trófico, como es la carroña, es un aspecto a considerar a la hora de evaluar el aprovechamiento por parte de la comunidad de carroñeros (WILMERS *et al*., 2003; SELVA & FORTUNA, 2007; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2008). Así, la respuesta de las distintas especies de consumidores varía frente a diferentes regimenes de distribución espacio-temporal del recurso. Además, se pone de manifiesto que la estructura de las comunidades puede verse afectada por la aparición de pulsos de carroña (CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2008). En sistemas naturales, las carroñas se distribuirían de manera relativamente impredecible y los vertebrados carroñeros deben desarrollar habilidades para poder detectar y explotar el recurso. En este sentido, según la causa de mortalidad de ungulados podemos encontrarnos con diferentes escenarios de disponibilidad de cadáveres de ungulados silvestres.

Comparando las principales causas de mortandad de ungulados encontramos diferentes regimenes de dispersión espacio-temporal (Figura 5).

1. Depredación. La depredación suministra carroña de manera altamente dispersa tanto en el espacio como en el tiempo (MERIGGI & LOVARI, 1996; WILLMERS *et al*., 2003; SELVA, 2005). En la península, la mayoría de estas carroñas tendrían una disposición regional asociada al área de distribución de grandes depredadores (mitad norte peninsular; NORES *et al*., 2008). En el caso de lobos *Canis lupus*, el intervalo de tiempo entre capturas depende del tamaño de la presa y oscila en un rango de 1 y 3.7 días para distintos tamaños de grupos (OKARMA, 1995; JEDREZEJEWSKI *et al*., 2002). Por tanto, la frecuencia de suministro de carroña podría ser relativamente constante en el tiempo con una disposición cuasi regular en el espacio.
2. Mortalidad natural. La frecuencia de mortalidad natural, asociada a accidentes, inanición o enfermedades, se suele distribuir más concentrada a lo largo del año. Mientras que, en latitudes nórdicas los inviernos rigurosos podrían identificarse como un periodo de alta mortalidad, en ambientes mediterráneos, las sequías prologadas pueden identificarse como un factor del que derive una elevada mortalidad natural (MASSEI, 1997). En cualquier caso, la pérdida de efectivos poblacionales presenta una marcada estacionalidad, que podría explicar las fluctuaciones de las poblaciones de ungulados silvestres (SAETHER, 1997). Por tanto, una mayor disponibilidad de carroñas para los vertebrados carroñeros podría coincidir con el período de baja densidad de recursos alternativos (SELVA, 2005).
3. Descastes y caza deportiva. La caza deportiva y los descastes selectivos, en general, se concentran en unos meses a lo largo del año, cuando la fenología reproductiva de la especie permite la actividad (WILLMERS *et al*., 2003).

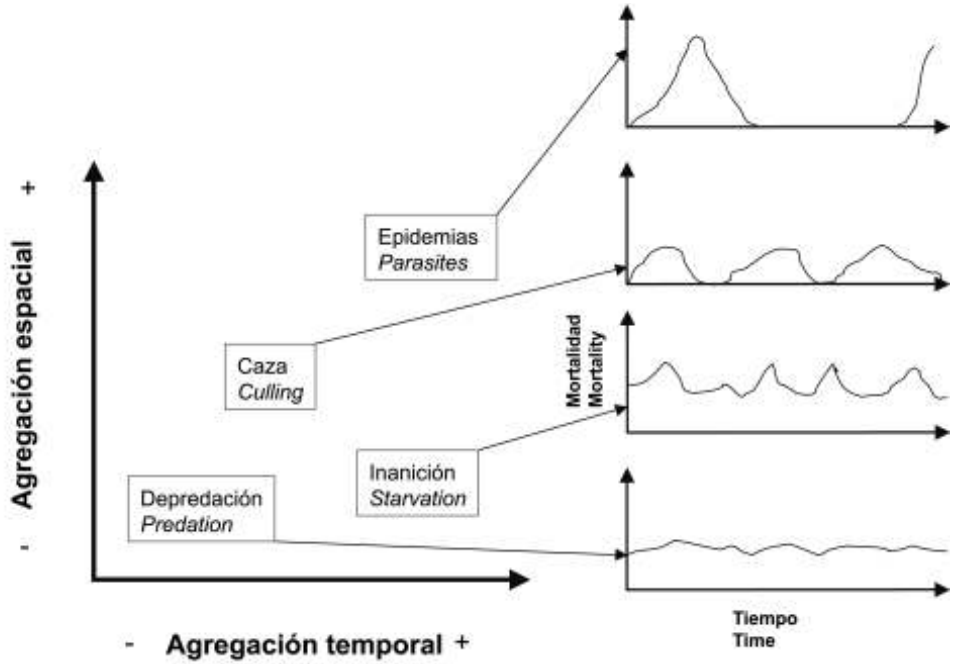


Figura 5. Relación entre la agregación temporal y espacial de las carroñas en función de las causas de mortalidad de los ungulados (izquierda) y la disponibilidad temporal del recurso (derecha).

Figure 5. *Spatio-temporal patterns of aggregation of carcasses in relation to the causes of death of wild ungulates (left) and the temporal availability of carcasses subject to different sources of culling and natural deaths (right).*

Dependiendo de la modalidad de caza, los cadáveres se encontrarían generalmente dispersos (descastes, caza selectiva) o agregados, asociados a osarios en el caso de las monterías que se suelen celebrar en el Centro y Sur de España (GÓMEZ, 1991).

4. Pulsos asociados a epidemias. Los pulsos asociados a enfermedades infecciosas como la sarna (ROSSI *et al.*, 1995; FERNÁNDEZ-MORÁN *et al.*, 1997; LEÓN-VIZCAÍNO *et al.*, 1999; GONZÁLEZ-CANDELA *et al.*, 2004) generan elevadas mortandades de ungulados silvestres, con frecuencia a gran escala espacial (103 km^2), separadas entre sí por largos intervalos de tiempo. Estas epidemias pueden tener efectos importantes sobre las poblaciones, especialmente de depredadores generalistas que pueden responder funcional y numéricamente a estos pulsos de recursos (OSTFELD & KEESING, 2000).

En general, las implicaciones ecológicas de la distribución de carroñas en los procesos naturales han sido muy poco documentadas. Algunos autores señalan diferentes respuestas de las especies carroñeras frente a la dispersión espacio-temporal del recurso. Por ejemplo, WILLMERS *et al.*, (2003) señalan la importancia de la dispersión del recurso en la composición de especies consumidoras en el P.N. de Yellowstone. Las carroñas procedentes de la depredación por lobos aparecieron de manera más dispersa y fueron aprovechadas principalmente por especies localmente dominantes (i.e. coyotes *Canis latrans*). En cambio, las carroñas derivadas de la caza se distribuyeron más agregadamente y fueron usadas por especies de alto radio de alimentación menos competitivas (i.e. pigargos *Haliaeetus leucocephalus* y cuervos). En Sierra Espuña (Murcia), se observó que existen diferentes patrones espaciales y temporales de uso de carroña entre cuervos y águilas reales. Mientras que los cuervos seleccionaron las carroñas más agregadas en invierno, las águilas optaron por las más dispersas. Por tanto, la segregación en el espacio y en el tiempo en el uso de carroña puede tratarse de un mecanismo que permite la coexistencia de especies potencialmente competidoras (BLÁZQUEZ *et al.*, 2009). Sin embargo, el enorme espectro de especies consumidoras, tanto generalistas como obligadas, junto con la variabilidad de ambientes dificulta extraer generalidades en los patrones de uso en relación a la variabilidad en la de disponibilidad de carroña.

Por todo lo anterior, son necesarias futuras líneas de investigación encaminadas a evaluar el efecto de la dispersión del recurso. En el contexto nacional, esta necesidad se acentúa debido a la fuerte manipulación artificial que sufre la distribución del recurso. Los muladares tradicionales han estado siempre asociados a la actividad ganadera y cinegética.

Había muchos y la frecuencia y la cantidad con la que se realizaban los aportes de carroña era variable. Sin embargo, los nuevos y estrictos requisitos para la regulación de un muladar limitan el número de muladares y favorece que en estos muladares se concentren grandes cantidades de carroña, que se aporta con una frecuencia elevada. Por tanto, esta enorme concentración de alimento, en el espacio y en el tiempo, puede tener consecuencias ecológicas importantes, de las que hoy por hoy conocemos poco (SÁNCHEZ-ZAPATA *et al.*, 2008).

De acuerdo con las estadísticas de caza se estima una cantidad de carroña elevada en el conjunto de España. Sin embargo, no toda esta cantidad se encuentra disponible para la comunidad de especies carroñeras. La localización en el medio, las fuertes medidas restrictivas de eliminación de cadáveres (ley de Sanidad Animal) y los hábitos culturales inherentes a la propia actividad cinegética son algunos de los factores que restan a la cantidad de carroña disponible. Los resultados indican una amplia comunidad de vertebrados que se benefician del recurso incluso en sistemas con ausencia de especies especialistas, lo que podría indicar que la ubicación en el entorno no debe ser un factor que restrinja el uso por parte de vertebrados aunque podría ser determinante para dilucidar la composición de especies consumidoras.

Nuestros resultados indican que las carroñas procedentes de la caza mayor son un recurso explotado de forma muy eficiente por las comunidades de vertebrados. La eficiencia es mayor en los ecosistemas más ricos en especies y donde habitan carroñeros especializados. Se trata además de un recurso importante en términos de biomasa, con patrones de disponibilidad espacial y temporal que se asemejan a los de ecosistemas poco alterados (HOUSTON, 1979). Su disponibilidad ha aumentado considerablemente en las últimas décadas, y lo continúa haciendo mientras aumenta el área de distribución y el tamaño de las poblaciones de ungulados. Además, supone un recurso "limpio" libre de compuestos tóxicos. Resulta por tanto aconsejable que los cadáveres de los ungulados silvestres permanezcan en el campo y sigan siendo una fuente de alimento para los carroñeros, y se deben evitar conflictos (como la retirada de cadáveres) derivados de una aplicación de criterios de salud humana a la gestión de los ecosistemas (GORTÁZAR *et al.*, 2006; SÁNCHEZ-ZAPATA *et al.*, 2008). A medio plazo sería también de gran interés evaluar la capacidad de los ungulados silvestres para mantener poblaciones viables de carroñeros obligados.

5. AGRADECIMIENTOS

J.D. Cabezas y P.A. González (Dirección General del Medio Natural, Murcia Region) apoyaron y financiaron nuestros estudios desde el inicio. También recibimos el inestimable apoyo de los técnicos y directores del Parque Natural de Cazorla, Parque Nacional de Sierra Nevada y Conselh Generau de la Val d'Aran. C. Esteban, El Borrasca, Paco, Apolo y la guardería de los Parques de Espuña, Cazorla, Sierra Nevada y Valle de Arán ayudaron a localizar y manipular las carroñas. Francisco Botella, Sergio Eguía, Javier Royo, Martina Carrete, José Antonio Donázar, Nuria Selva, Antoni Margalida, M. Cánovas, F. Esteban, N. Yelo, A. Hernández, J.A. Ballester, R.N. Abadía, E. Sebastián, E. Barranco, R. Sempere y E. Martínez ayudaron en distintas fases del proyecto. J. Muddeman revisó el inglés. Este estudio fue financiado por el proyecto FEDER/MEC CGL2006-10689.

6. BIBLIOGRAFÍA

ARAGÓN, S. BRAZA, F. & SAN JOSÉ, C.
1995 Socioeconomic, physiognomic, and climatic factors determining the distribution pattern of roe deer (*Capreolus capreolus*) in Spain. *Acta Theriologica* 40: 37-43.

BLÁZQUEZ, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BOTELLA, F., CARRETE, M. & EGRÍA, S.
2009 Spatio-temporal seggregation of facultative avian scavengers at ungulate carcasses. *Acta Oecologica*.

BLANCO, J.C.
1998 *Mamíferos de España II*. Geo Planeta. Barcelona.

BLOUNT, J.D., HOUSTON, D.C., MOLLER, A. P. & WRIGHT, J.
2003 Do individual branches of immune defence correlate? A comparative case study of scavenging and non-scavenging birds. *Oikos* 102: 340-350.

CASSINELLO, J., SERRANO, E., CALABUIG, G. & PÉREZ, J. M.
2004 Range expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) in southern Spain: ecological and conservation concerns. *Biodiversity and Conservation* 13: 851-866.

CATTADORI, I.M, HAYDON, D.T, THIRGOOD, S.J. & HUDSON P.J.
2003 Are indirect measures of abundance a useful index of population density? The case of red grouse harvesting. *Oikos* 100: 439-446.

CORTÉS-AVIZANDA, A., SELVA, N., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.
2008 Effects of carrion resources on herbivores spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic & Applied Ecology*. 10: 265-272.

COULSON, T., OULSON, F., GUINNES, F., PEMBERTON, J. & CLUTTON- BROCK, T.
2004 The demographic consequences of releasing a population of red deer from culling. *Ecology* 85: 411-422.

DEVAULT, T. L., RHODES, O. E. & D SHIVIK, J. A.
2003 Scavenging by vertebrates: behavioural, ecological and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102: 225-234.

DONÁZAR, J. A.
1993 *Los buitres ibéricos: Biología y conservación*. J.M. Reyero, (Ed.). Madrid.

ERKINARO, E., HEIKURA, K., LINDAREN, E., PULLIAINEN, E. & SULKAVA, S.
1982 Occurrence and spread of the wild boar (*Sus scrofa*) in eastern Fennoscandia. *Memoranda* 58: 39-48.

FERNÁNDEZ-MORÁN, J., GÓMEZ, S., BALLESTEROS, P., QUIRÓS, J., BENITO, C., FELIU, J. & NIETO, J. M.
1997 Epizotiology of sarcoptic mange in a population of cantabrian chamois (*Rupicapra pyrenaica parva*) in Northwestern Spain. *Veterinary Parasitology* 73: 163-171.

FRUZINSKI, B.
1995 Situation of wild boar populations in western Poland. *Journal of Mountain Ecology* 3: 186-187.

GAILLARD, J.M., FESTA-BIANCHET, M. & YOCCOZ, N. G.
1998 Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 58-63.

GÓMEZ, C.
1991 Especies cinegéticas españolas: descripción, modalidades de caza y trofeos. *Agricultura y Sociedad* 58: 53-79.

GONZÁLEZ-CANDELA, M., LEÓN-VIZCAINO, L. & CUBERO-PABLO, M.J.
2004 Population effects of sarcoptic mange in Barbary sheep (*Ammotragus lervia*) from Sierra Espuna Regional Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 40: 456-465.

GORTÁZAR, C., ACEVEDO, P. RUIZ-FONS, F. & VICENTE J.
2006 Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research* 52: 81-87.

HOUSTON, D.C.
1979 The adaptation of scavengers. In: Sinclair & Norton, (Eds.). *Serengeti, dynamics of an ecosystem.* The University of Chicago Press. Chicago.

JEDREZEJEWSKI, B., JEDREZEJEWSKI, A.N., BUNEVICH, L., MILKOWSKI, M. & KRASINKI, Z.A.
1997 Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica* 42: 399-451.

LEÓN-VIZCAINO, L., RUIZ DE IBÁÑEZ, M.R., CUBER, J.M., ORTIZ, J., ESPINOSA, L., PÉREZ, J., SIMÓN, M.A. & ALONSO, F.
1999 Sarcoptic mange in Spanish ibex from Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 35: 647-659.

LERÁNOZ, I. & CASTIÉN, E.
1996 Evolución de la población del jabalí (*Sus scrofa* L., 1758) en Navarra (N Península Ibérica). *Miscellanea Zoologica* 19: 133-139.

MARSAN, A., SPANO, S. & TOGNONI, C.
1995 Management attempts of wild boar (*Sus scrofa L.*): first results and outstanding researches in northern Apennines (Italy). *Journal of Mountain Ecology* 3: 219-221.

MASEI, G., P., GENOV, B. W., STAINES, M. & GROMAN, M.L.
1997 Mortality of wild boar, *Sus scrofa*, in mediterranean area in relation to sex and age. *Journal of Zoology London* 242: 394-400.

MERIGGI, A. & LOVARI, S.
1996 A review of wolf predation in Southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? *Journal of Applied Ecology* 33: 1561-1571.

MOLEÓN, M., ALMARAZ, P. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.
2008 An emerging infectious disease triggering large-scale hyperpredation. PLoS ONE 3: e2307.

MURDOCH, W.W.
1994 Population regulation in theory and practice. *Ecology* 75, 271-287.

MYSTERUD A., COULSON T. & STENSETH N.C.
2002 The role of males in the dynamics of ungulate population. *Journal of Animal Ecology* 71: 907-915.

NEET, C. R.
1995 Population dynamics and management of Sus scrofa in western Swittzerland: a statistical modelling approach. *Journal of Mountain Ecology* 3: 188-191.

NORES, C., GONZÁLEZ, F. & GARCÍA, P.
1995 Wild boar distribution trends in the last two centuries: an example in Northern Spain. *Journal of Mountain Ecology* 3: 137-140.

NORES, C., LLANEZA, L. & ÁLVAREZ, M.A.
2008 Wild board (*Sus scrofa*) mortality by hunting and wolf (*Canis lupus*) predation: an example in northern Spain. *Wildfife Biology* 14: 44-51.

NAEEM, S., CHAIR, F.S., CHAPIN III, R. C., EHRLICH, P. R., GOLLEY, F.B., HOOPER, D.U., LAWTON, J.H., O.NEILL, R.B., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SYMSTAD, A.J. & TILMAN, D.
1999 Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life Support Processes. *Issues in Ecology* 4.

OKARMA, H.
1995 The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335-386.

OSTFELD, R.S. & KEESING, F.
2000 Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 232-237.

OWEN-SMITH, N. MASON, D. & OGUTU, J. O.
2005 Correlates of survival rates for ten African ungulate populations: density, rainfall and predation. *Journal of Animal Ecology* 74: 774-788.

PÉREZ, J.
2002 Distribution, status and conservation problems of the Spanish Ibex, *Capra pyrenaica* (Mammalia: Artiodactyla). *Mammal Review* 32: 26-39.

ROSELL, C.
1998 *Biologia i ecologia del senglar (Sus scrofa L 1758) a dues poblacions del nordestibèric. Aplicació a la gestió.* Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.

ROSELL, C.

2001 *Los ungulados y los ecosistemas forestales: los ejemplos del corzo y del jabalí*. In: Camprodón, J. & Plana, E. (Eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*. Ediciones de la Universidad de Barcelona. Barcelona.

ROSSI, L., MENEGUZ, P.G., DE MARTIN, P. & RODOLFO, M.

1995 The epizootiology of sarcoptic mange in chamois, *Rupicapra rupicapra*, from Italian eastern Alps. *Parassitologia* 37: 233-240.

SAETHER, B.E.

1997 Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 143-149.

SÁEZ-ROYUELA, C. & TELLERÍA, J.L.

1986a. The increased population of the wild boar (*Sus scrofa L.*) in Europe. *Mammal Review* 16: 97-101.

SÁEZ-ROYUELA, J. L. & TELLERÍA, J.L.

1986b Reproductive trends of the wild boar (*Sus scrofa*) in Spain. *Folia Zoologica* 36: 21-25.

SÁEZ-ROYUELA, C & TELLERÍA, J. L.

1991 Roe deer (*Capreolus capreolus*) distribution in Central Spain. *Folia Zoologica* 40: 37-45.

SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., CARRETE, M., MARGALIDA, A., SELVA, N., TELLA, J.L., BLANCO, G., LEMUS, J.A., BLÁZQUEZ, M., CORTÉS- AVIZANDA, A. & HIRALDO, F.

2008 ¿Ecosistemas asépticos? Muladares y conservación de la biodiversidad. *Quercus* 268: 80-82.

SANTIAGO-MORENO, J.

2004 El muflón europeo (*Ovis orientalis musimon*, Schreber, 1782) en España: consideraciones históricas, filogenéticos y fisiología. *Galemys* 16: 3-20.

SELVA, N.

2004 *The role of scavenging in the predator community of Bialowieza Primeval Forest*. Ph. D. Thesis. Polish Academy of Sciences. University of Sevilla (Spain).

SELVA, N. & FORTUNA M.

2007 The nested structure of a scavenger community. *Proceedings of the Royal Society* 274: 1613: 1101-1108.

TELLERÍA, J.L. & SÁEZ-ROYUELA, C.

2008 The large mammals of Central Spain. An introductory view. *Mammal Review* 14. 51-56.

VIRGÓS, E. & TELLERÍA, J.L.

1998 Roe deer habitat selection in Spain: constraints on the distribution of a species. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1294-1299.

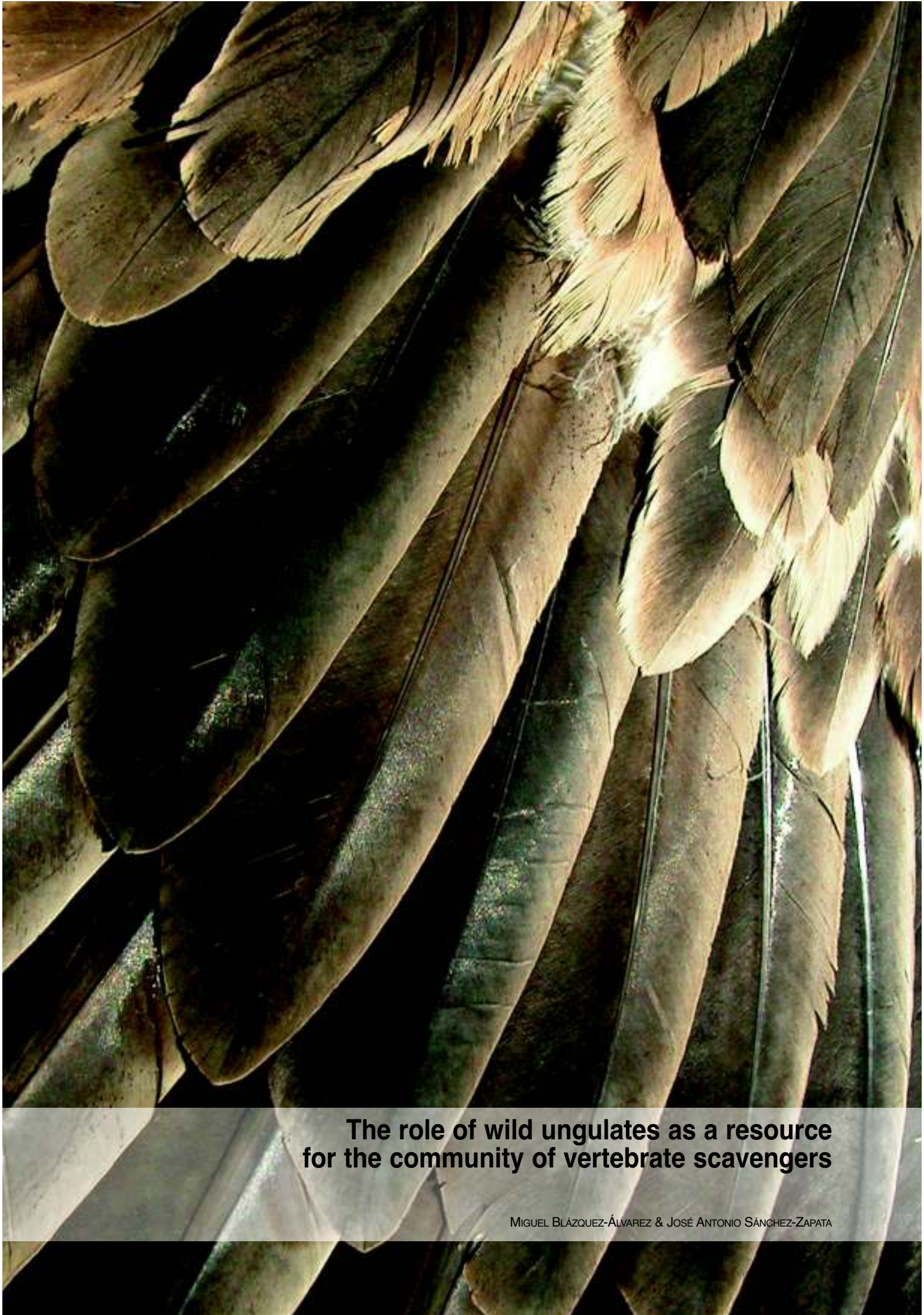
VIRGÓS E., CABEZAS-DÍAZ S. & LOZANO J.

2007 Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constrains in the conservation of species. *Biodiversity & Conservation* 16: 3489-3504.

WILMERS, C.C., STAHLER, D.R., CRABTREE, R.L., SMITH, D.W. & GETZ, W.M.

2003 Resource dispersion and consumer dominance: scavenging at wolf and hunter-killed carcasses in Greater Yellowstone. *Ecology Letters* 6: 996-1003.

foto/photo: Jordi Bas



The role of wild ungulates as a resource for the community of vertebrate scavengers

Miguel Blázquez-Álvarez & José Antonio Sánchez-Zapata

1. INTRODUCTION

The control of wild populations is a fundamental process related to the majority of the ecological phenomenon (MURDOCH, 1994). The knowledge of the mechanisms that operate in the demographic control is a difficult characteristic to approach but essential for the understanding of many ecological processes. In this sense, the spatial and temporal demography of the large herbivores has been studied in numerous regions throughout the planet (SAETHER, 1997; OWEN-SMITH *et al.*, 2005). Factors such as feeding source, quality of habitat, climate, illnesses and parasites, predation, interspecies competition, human activities, population density or even intrinsic factors such as the structure of ages and sexes, may explain the demographic variability observed throughout the years between the ungulate populations (GAILLLARD *et al.*, 1998; MYSTERUD *et al.*, 2002; COULSON *et al.*, 2004). Lastly, it is shown that the population dynamic of ungulates in the absence of predators is strongly influenced by the combination between environmental variability (environmental stochasticity) and the size of the population (dense-dependent control) (SAETHER, 1997).

The carcasses of large herbivores are used by a multitude of vertebrate scavengers, general predators, arthropods, bacteria and decomposing fungus (DEVAULT *et al.*, 2003). Lastly, the vertebrate scavengers play an important role in the elimination of potentially infectious bodies (BLOUNT *et al.*, 2003). The quantity of carcasses available from wild ungulates may depend on the different causes of death of the wild ungulates (predation, epidemics, natural deaths, sports hunting) and its location in the environment (accessibility) (DEVAULT *et al.*, 2003). The distribution of the carcasses in space and time also depends on the causes of death and with this, the consumer species should develop different strategies to detect and use this resource.

The indigenous as well as reintroduced wild ungulates have seen an increase in population size as well as in distribution area in the Iberian Peninsula in recent decades. Despite this, until now there have been no studies that evaluate their role as a source of feeding for vertebrate scavengers, frequently associated to the availability of carcasses from extensive livestock and from dumpsites (DONÁZAR, 1993).

In this scenario, we are trying to approach the following objectives, (i) revise the distribution and population trend of the wild ungulates in Spain, (ii) evaluate the use of the carcasses from big game hunting by the vertebrates and (iii) discuss the spatio-temporal variability in the availability of carcasses and their implications in the conservation of vertebrates.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Population trends of wild ungulates in the Iberian Peninsula

The data relative to the number of individuals hunted from big game hunting in the Spanish territory was taken from information provided by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food and available from 1985 to 2003 (annual agri-supply statistics) and for 2005 (annual forestry statistics) by the Ministry of Environment. The number of individuals hunted is collected for each one of the provinces in the Iberian Peninsula ($n = 50$), eliminating the island communities. In order to evaluate the temporal evolution of the ungulate populations all the species that are linked, to a greater or lesser extent, to cynegetics management (deer, roe deer, chamois, wild boar, fallow deer, mouflon, mountain goat, barbary sheep) were considered. These cynegetic species coincide with all the wild ungulate species present in Spain, with the exception of livestock in extensive or semi-freedom.

The hunting statistics may be considered as a measurement for the description of the ungulate populations as the spaces which cynegetic activity occupy 70-75% of the Spanish territory (REGHAB, 2002). In order to obtain a reliable estimate of the ungulates population, the quantity of individuals hunted was divided by the number of hunting licences granted in each province and for each year (CATTADORI *et al.*, 2003; VIRGÓS *et al.*, 2007; MOLEÓN *et al.*, 2008) as the hunting effort may affect the number of ungulates hunted (CATTADORI *et al.*, 2003). When the density of cynegetic species is low it tends to reduce the permitted hunting quota, underestimating the size of the population. On the contrary, when the densities are high it tends to increase the permitted hunting quota, overestimating the size of the population (VIRGÓS *et al.*, 2007).

The information relative to the distribution of wild ungulates in the Iberian Peninsula was provided by the Spanish Association for the Conservation and Study of Mammals (SECEM) from databases of presence in the UTM 10x10 km grids codified by the Spanish Geographical Institute. The software Arc Gis was used for the preparation of the distribution cartography.

2.2. Use of carcasses by the community of scavenger species

The consumption of the remains of a total of 140 carcasses of wild ungulates abandoned after a hun-

ting event in four mountain systems throughout Spain: Andalusian Hunting Reserve in the Cazorla Natural Park, Segura and las Villas (*n* = 58), Arán Valley (*n* = 20), regional Park of Sierra Espuña (*n* = 42) and National Park of Sierra Nevada (*n* = 20).

The density of ungulates in these systems allows intense cynegetic activity. In order to locate the carcasses, the collaboration of the hunting guard of each location was adopted. The monitoring of the consumption of carcasses was carried out by using photo-trap cameras equipped with a movement sensor (Bushnell Trail. Scout 2.1 MP) (*n* = 118) or by direct and indirect observation by means of the detection of excrements, footprints and other signs (*n* = 22). The cameras are placed in the place where the killing took place. The cameras were programmed with a maximum photo shooting rhythm of every 2 minutes, if movement continued to be detected. Each carcass was visited periodically, an average of every 2.61 days (range 1-7 days) between revisions. The majority of carcasses monitored came from the cynegetic activity, either for sporting purposes or systematic culling purposes (*n* = 123). However, carcasses from natural causes (*n* = 3), traffic accidents (*n* = 3), poaching (*n* = 2) were also monitored or remains were brought from the abattoir after simulating the cynegetic event (*n* = 10).

Two measures were used to characterize the use of carcasses by different species: a) the percentage of carcasses used by each scavenger species registered and b) its frequency of use. This was defined as the measurement of the percentage of positive photo shots in each carcass. That is, $\sum(pij/pj)/Nt$, where pj is the number of photos registered in the carcass j and pij is the number of photos of the scavenger detected in the carcass j and Nt is the total number of carcasses sampled.

3. RESULTS

3.1. Population trend of wild ungulates in the Iberian Peninsula

The total number of wild ungulates killed in Spain has been increasing in recent decades. While in the eighties the number did not reach 60,000, starting from the present century the figure exceeds 200,000 individuals hunted (Figure 1). An elevated figure of interannual growth is observed (6,7%) for the group of individuals killed. All of the autonomous communities showed an average positive annual capture rate for the group of cynegetic species.

However, the cynegetic effort has not varied considerably in the last 20 years. At present hundreds of thousands of wild boar, tens of thousands of deer and roe deer, thousands of goats, fallow deer, chamois, mouflons and hundreds of Barbary sheep are hunted (Annual forestry statistics 2005 MMA, General Management for Biodiversity). By area, Castilla la Mancha (26.1%), Extremadura (13.1%) and Andalucia (12.1%) stand out.

Considering the area occupied by the cynegetic species (according to mammals atlas), the provinces of Toledo, Girona, Seville and Ciudad Real present a higher density of capture (3.3, 1.8, 1.7 and 1.7 individuals killed/km^2, respectively), while Murcia and Almeria present lower values with 0.03 and 0.06 individuals killed/km^2, respectively.

On the other hand, the cynegetic effort is not homogeneously distributed in the peninsula. In absolute terms, Andalucia, Castilla Leon and Castilla la Mancha, register the highest number of hunting licences issued (27.3, 14.9 and 14.0%, respectively). However, in relation to the surface area, the Basque Country, Andalucia and the Valencian Community would present a higher density of hunters (6.15, 3.19 and 3.0 guns/km2 respectively), while Asturias and Murcia would have the lowest densities of hunters (0.5 and 0.8 guns/km^2, respectively).The distribution of wild ungulate populations throughout the Iberian peninsula has increased in the last six years (mammals atlas of the peninsula) (Figure 2). The expansion has been produced fundamentally in the north of Extremadura and the south of Castilla Leon (Sierra de Gredos, Batuecas, Monfragaüe…) as well as in the western part of the Manchegan community coinciding with the Toledo Mountains. The difference in the distribution between years may have been due to a lack of data collected in the first atlas published. However, the trend indicates a rapid expansion throughout these areas. At present, the richest areas of large herbivores are found in the main mountain nuclei of the peninsula: the Pyrenees, Toledo Mountains, Sierra Morena, Central System, Cantabrian Mountain Range, Sierra Subbeticas and the Cuenca Mountain range) (Figure 2). The provinces that have the most diversity of ungulates are Cáceres, Ciudad Real, Toledo, Jaén, Asturias and the French border areas.

3.2.Use of carcasses by the community of scavenger species

A total of 14790 photo shoots were registered, from which a consumer could be identified in 8699 photos. A minimum of 12 species of birds and five mammals used the carcasses of wild ungulates. The scavenger species that used this resource the most

varied between the different places shown. However, amongst the consumers of daily activity that used a high percentage of the carcasses available, the Eurasian griffon *Gyps fulvus*, golden eagle *Aquila chrysaetos* and the raven, *Corvus corax* stood out. Amongst the mammals, the fox *Vulpes vulpes* and wild boar were present in all the systems sampled and used a high percentage of the carcasses (Table 1).

The majority of carcasses were visited by at least two or three different species (Figure 3). Only in 3% of the carcasses sampled, there was no vertebrate consumer registered. The efficiency in the consumption, calculated with the time that had passed since the hunting event until the complete elimination of the carcass, was related with the richness of the consumer species and with the presence of obliged scavengers such as the Eurasian griffon (Figure 4).

4. DISCUSSION

4.1. Population trend of wild ungulates in the Iberian Peninsula

The present distribution in the Iberian Peninsula of the wild ungulates is a reflection of a natural expansion that has been happening in recent decades, related to numerous reintroductions with cynegetic aims. This notable growth of the wild population has been documented for some decades (TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 2008).

In the general sense, the most diverse distribution areas of ungulates coincide with the main mountain systems of the peninsula (Pyrenees, Cazorla, Sierra Morena, Cordillera Cantábrica, Sistema Central, Toledo Mountains, Cuenca Mountain range) that are all important nesting places of the most threatened scavenger bird populations. In view of this situation, the number of individuals killed in big game hunting has almost tripled in the last ten years (annual hunting statistics). It is easy to associate this increase to the increase in the evaluation of the activity, to the prestige that the trophies achieved are awarded or to the increase of the sporting interest amongst a wide range of social groups. The quota allowed should tend to increase when the densities of cynegetic species increase and with this the quantity of licences issued (CATTADORI *et al.*, 2003). However, the evolution of the number of licences registered in all of Spain has not experienced important changes in the last 20 years.

There are various causes for the increases in the distribution area and population of the ungulates. For example, the demographic trend of the wild boar in recent decades shows a strong increase, in parallel with the increase of its distribution area. The expansion of the wild boar has been shown in the European context in the last century, by recolonizing extensive European areas such as Finland, Sweden and England (ERKINARO *et al.*, 1982; MARSAN *et al.*, 1995). In the Iberian peninsula, the expansion started in the sixties and was seen to intensify in the last decade (NORES *et al.*, 1995; ROSELL, 2001). This effect has been proven in different populations of the Iberian peninsula (SÁEZ-ROYUELA & TELLERÍA 1986; LÉRANOZ & CASTIÉN, 1996) sho-

	Sierra Nevada		Sierra Espuña		Cazorla		Valle de Aran	
Number of photographs	***n* fotos**	**% fotos**	***n* fotos**	**% fotos**	***n* fotos**	**% fotos**	***n* fotos**	**% fotos**
Griffon vulture (*Gyps fulvus*)	0	0.00	96	4.91	939	22.34	406	35.65
Golden eagle (*Aquila chrysaetos*)	192	15.87	677	34.63	209	4.97	65	5.71
Common raven (*Covus corax*)	1	0.08	119	6.09	379	9.02	468	41.09
Magpie (*Pica pica*)	110	9.09	58	2.97	6	0.14	0	0.00
Eurasian Jay (*Garrulus glandarius*)	67	5.54	0	0.00	2	0.05	1	0.09
Carrion crow (*Corvus corone*)	0	0.00	0	0.00	140	3.33	26	2.28
Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*)	0	0.00	0	0.00	1	0.02	1	0.09
Cinereous vulture (*Aegypius monachus*)	0	0.00	0	0.00	2	0.05	0	0.00
Red kite (*Milvus milvus*)	0	0.00	0	0.00	0	0.00	63	5.53
Black kite (*Milvus migrans*)	0	0.00	0	0.00	4	0.10	0	0.00
Goshawk (*Accipiter gentilis*)	6	0.50	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Buzzard (*Buteo buteo*)	0	0.00	0	0.00	0	0.00	8	0.70
Fox (*Vulpes vulpes*)	512	42.31	832	42.56	1489	35.42	118	10.36
Wild boar (*Sus scrofa*)	310	25.62	115	5.88	976	23.22	26	2.28
Dog (*Canis familiares*)	39	3.22	91	4.65	61	1.45	0	0.00
Marten (*Martes spp*)	0	0.00	8	0.41	5	0.12	4	0.35
Badger (*Meles meles*)	0	0.00	0	0.00	0	0.00	2	0.18
No. of photos with scavengers	1210	100	1955	100	4204	100	1139	100

Table 1. Number of photographs in which consumers of the carcasses have been identified in the 4 areas of study.

wing that during the first half of the 20th century the wild board was a very scarce animal. The expansion of the wild boar (and probably of the rest of the ungulates) is attributed to socio-economic changes that have come from a progressive rural depopulation and the abandonment of traditional activities (TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 2008). However, in other countries such as Poland and Switzerland the expansion of the wild boar is attributed to an increase in the agricultural land areas (especially corn fields) and to a decrease in the number of cold winters (FRUZINSKI, 1995; NEET, 1995). Although mortality associated to predation may contribute to stopping the population growth of the wild boar, it is the big game hunting that is responsible for the high rate of renewal of the populations (GAILLARD *et al.*, 1998). This cause of mortality has been described as the most relevant, annually affecting between 30% and 40% of the effective population in the majority of Iberian populations (see revision in ROSELL, 1998). On the other hand, strong droughts could contribute to a higher mortality of young in Mediterranean climates (MASSEI *et al.*, 1997) – while in continental climates the cold winters may provoke a higher mortality.

The densities of mountain goat have shown a gradual recuperation since the epidemic outbreaks of mange stopped in the affected populations. The threatened category of the species was reclassified from "rare" according to the red book of vertebrates (BLANCO, 1998) to the category "of lesser concern", except for the subspecies *C.p. victoriae* classified as "vulnerable" (UICN, 2004). The nuclei with the highest density of the species are placed in the mountainous areas of the Sierra de Gredos, the Maestrazgo and Sierra Nevada (PÉREZ, 2002). A similar process has followed the chamois populations, whose recuperation in recent decades has been notable, occupying most of the Pyrenees and the Cantabrian Mountains (BLANCO, 1998). This natural expansion has been supported by reintroduction and reinforcement projects. The roe deer population and deer, experienced a marked expansion during the 90s, colonizing peripheral agricultural areas which were unknown until now (VIRGÓS & TELLERÍA, 1998; TELLERÍA & SÁEZ-ROYUELA, 2008; SÁEZ-ROYUELA & TELLERÍA, 1986). This growth may be favoured by socioeconomic changes that involved the abandonment of traditional uses of the land, mainly agriculture and extensive livestock (ARAGÓN *et al.*, 1995).

The introduced species have also extended their distribution area considerably. For example, since the introduction of the mouflon took place in Spain at the beginning of the 50s in the Sierra de Cazorla, a notable proliferation of the species has occurred.

Even though, the cynegetic demand, determined by the quality of its trophy, has facilitated the appearance of this species in numerous enclaves of our country. During the 70s, numerous introductions were carried out by using individuals from El Hosquilo (Cuenca) and Navas de San Pedro (Jaén), a progressive expansion of the species being observed at present (SANTIAGO-MORENO, 2004). Almost simultaneously, a rapid expansion of the barbary sheep has been observed since it was introduced in the 70s for cynegetic purposes in the Regional Park of Sierra Espuña (Murcia). Every year

	Sierra nevada (*n*=20)		Sierra Espuña (*n*=29)		Cazorla (*n*=51)		Valle de Aran (*n*=18)	
Frequency of use	**mean**	**sd**	**mean**	**sd**	**mean**	**sd**	**mean**	**sd**
Griffon vulture (*Gyps fulvus*)	0.0	0.0	4.5	1.5	59.0	33.1	70.8	26.5
Golden eagle (*Aquila chrysaetos*)	41.0	22.3	63.1	35.2	33.2	34.5	24.9	26.6
Common raven (*Covus corax*)	2.7	-	65.6	37.0	18.7	19.1	36.9	28.4
Magpie (*Pica pica*)	34.9	34.9	43.4	15.6	20.7	-	0.0	0.0
Eurasian Jay (*Garrulus glandarius*)	45.8	50.8	0.0	0.0	2.8	3.5	2.0	-
Carrion crow (*Corvus corone*)	0.0	0.0	0.0	0.0	18.1	15.7	9.9	11.1
Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*)	0.0	0.0	0.0	0.0	2.6	-	3.8	-
Cinereous vulture (*Aegypius monachus*)	0.0	0.0	0.0	0.0	8.0	-	0.0	0.0
Red kite (*Milvus milvus*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.6	4.8
Black kite (*Milvus migrans*)	0.0	0.0	0.0	0.0	9.1	-	0.0	0.0
Goshawk (*Accipiter gentilis*)	16.2	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Buzzard (*Buteo buteo*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.3	6.1
Fox (*Vulpes vulpes*)	53.3	35.8	45.2	39.9	38.2	31.6	36.4	41.2
Wild boar (*Sus scrofa*)	59.3	44.4	40.9	38.9	45.6	33.0	45.5	52.5
Dog (*Canis familiaris*)	44.6	15.3	44.7	43.1	18.5	11.6	0.0	0.0
Marten (*Martes spp*)	0.0	0.0	4.4	1.0	3.9	3.9	10.5	-
Badger (*Meles meles*)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	-

Table 2. Frequency of use (see text) of the carcasses of ungulates in four geographic areas of the Iberian Peninsula.

new figures of visits from Barbary sheep are received in areas of Andalucia and Extremadura (CASSINELLO *et al.*, 2004). Probably, the distribution of the species reflected in the distribution atlas is less that the real one due to its high birth rate and colonization capacity of new environments (CASSINELLO *et al.*, 2004).

4.2. Use of carcasses by community of scavenger species

Carcasses coming from cynegetic activity is a widely used resource by different species of scavenger vertebrates. We find a union of scavengers clearly differentiated between daytime consumers (dominated by birds) and night time consumers (dominated by mammals). The composition of species that use the carcasses depends on the area of study. In systems where the obliged scavenger species breed, or are present (Cazorla, Aran Valley), the Eurasian griffons benefited from the higest proportion of carcasses. While in mountain ranges where there is an absence of vultures (Espuña, Sierra Nevada), the golden eagle made use of an important proportion of available carcasses. Amongst the night time consumers, the presence of the fox and wild boar stood out.

The relation between efficiency of consumption and richness of species was clear and could be related with the existence of specialized scavengers such as the Eurasian griffon, supporting the sample hypothesis (NAEEM *et al.*, 1999). The conservation of rich communities in predators and specialists would therefore favour the efficiency of ecosystems in the regulation of ecological processes such as the flow of matter.

4.3. Spatio-temporal variability of the appearance of carcasses and their possible ecological implications

The spatial and temporal distribution of trophic resources, such as the carcass, is an aspect to consider when it comes to evaluating the use by the scavengers' community (WILMERS *et al.*, 2003; SELVA & FORTUNA, 2007; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2008). Therefore, the response of the different species varied with different spatio-temporal distribution systems of the resource. Moreover, it has been shown that the structure of the communities may be affected by the appearance of carcass pulses (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2008). In natural systems, the carcasses would be distributed in a relatively unpredictable manner and the scavenger vertebrates should develop abilities to be able to detect and exploit the resource. In this sense, according to the cause of death of ungulates we may find ourselves with different scenarios of availability of wild ungulates carcasses.

By comparing the main causes of mortality of ungulates we find different spatio-temporal dispersion systems (Figure 5).

1. Predation. Predation supplies carcasses in a highly disperse manner in space as well as in time (MERIGGI & LOVARI, 1996; WILLMERS, *et al.* 2003; SELVA, 2005). In the peninsula, the majority of these carcasses would have a regional availability associated to the distribution area of large predators (mid north peninsular; NORES *et al.*, 2008). In the case of wolves *Canis Lupus*, the time interval between captures depends on the size of the prey and ranges from 1 to 3.7 days for different group sizes (OKARMA, 1995; JEDREZEJEWSKI *et al.*, 2002). Therefore, the supply frequency of carcass could be relatively constant in time with an almost regular availability in space.
2. Natural death. The frequency of natural death, associated to accidents, starvation or illnesses, is usually distributed in a more concentrated manner throughout the year. While in Nordic latitudes the rigorous winters may be identified with a period of high mortality, in the Mediterranean, the prolonged droughts may be identified as a factor from which a high rate of natural mortality comes (MASSEI, 1997). In any case, the loss of population numbers presents a marked seasonability that may explain the fluctuations of the populations of wild ungulates (SAETHER, 1997). Therefore, wide availability of carcasses for the scavenger vertebrates may coincide with the period of low density of alternative resources (SELVA, 2005).
3. Culling and sports hunting. Hunting and selective culling, in general, is concentrated in some months throughout the year, when the reproductive phenology of the species allows the activity (WILLMERS *et al.*, 2003). Depending on the method of hunting, the carcasses would generally be dispersed (cullings, selective hunting) or aggregated, associated to ossuaries in the case of hunting practices that are celebrated in the Centre and South of Spain (GÓMEZ, 1991).
4. Pulses associated to epidemics. The pulses associated to infectious diseases such as the mange (ROSSI *et al.*, 1995; FERNÁNDEZ-MORÁN *et al.*, 1997; LEÓN-VIZCAÍNO *et al.*,

1999; GONZÁLEZ-CANDELA *et al.*, 2004) generate high death rates of wild ungulates, with a large spatial scale frequency (103 km^2), separated by long intervals of time. These epidemics may have important effects on the populations, especially of general predators that may respond functionally and numerically to these resource pulses (OSTFELD & KEESING, 2000).

In general, the ecological implications of the distribution of carcasses in the natural processes have not been widely documented. Some authors show different responses of scavenger species to the spatio-temporal dispersion of the resources. For example, WILLMERS *et al.*, (2003) shows the importance of the dispersion of the resource in the composition of consumer species in the Yellowstone National Park. The carcasses from predation by wolves appeared in a more dispersed manner and were mainly used by locally dominant species (e.g. coyotes *Canis latrans*).

Meanwhile, the carcasses that come from hunting were distributed more aggregately and were used by less competitive species from a high feeding radius (e.g. bald eagles *Haliaeetus leucocephalus* and ravens). In Sierra Espuña (Murcia), it was observed that there were different spatio-temporal patterns of use of carcasses amongst crows and golden eagles. While the crows selected the more aggregated carcasses in winter, the eagles opted for the more disperse carcasses. Therefore, the segregation in space and time in the use of carcasses may be treated by a mechanism that allows the coexistence of potentially competitive species. (BLÁZQUEZ *et al.*, 2009). However, the enormous spectrum of consumer species, the generalist as well as the specialist species, together with the variability of environments makes it difficult to extract generalisations in the patterns of use in relation to the variability in the availability of carcasses.

Based on the aforementioned, future lines of investigation aimed at evaluating the effect of the dispersion of the resource are necessary. In the national context, this necessity is accentuated due to the strong artificial manipulation that the distribution of the resource suffers. The traditional dumpsites have always been associated to livestock and cynegetic activity. There were a lot, and the frequency and quantity with which the contribution of carcasses was made were variable. However, the new and strict requirements for the regulation of a dumpsite limit the number of sites and means that these dumpsites have large quantities of carcasses that are provided frequently. Therefore, this enormous concentration of supply, in space and time, may have important ecological consequences, of which nowadays we know very little (SÁNCHEZ-ZAPATA *et al.*, 2008).

In accordance with the hunting statistics, an elevated quantity of carcass is estimated in all of Spain. However, not all of this quantity is available for the community of scavenger species. The location in the environment, the strong restrictive means of elimination of carcasses (Animal Health law) and the cultural habits inherent to the cynegetic activity itself are some of the factors that total the quantity of carcass available. The results indicated a wide community of vertebrates that benefit from the resource including systems with no specialist species, which may indicate that the location should not be a factor that restricts the use by vertebrates although it may be a deciding factor for explaining the composition of consumer species.

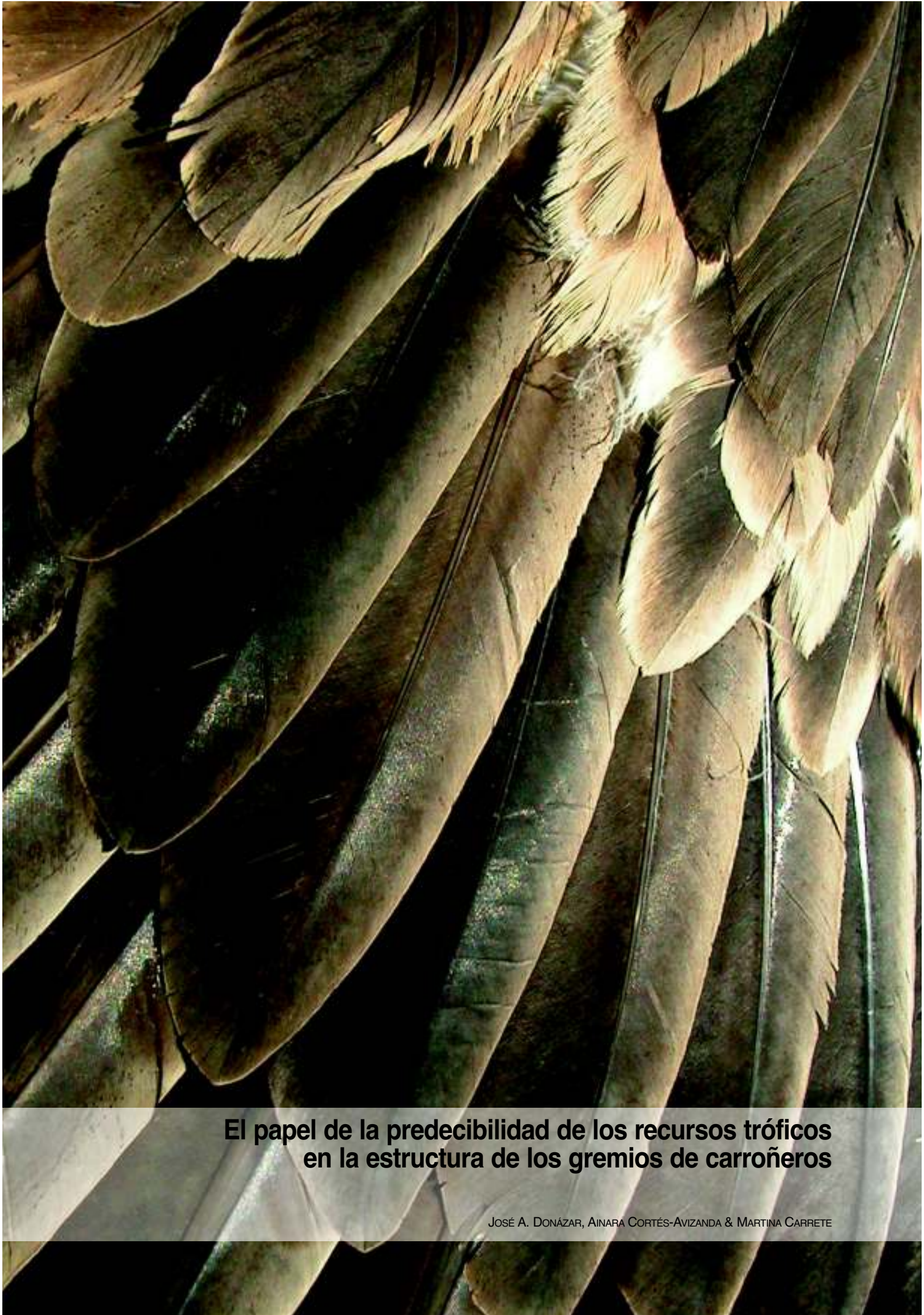
Our results indicate that the cases from big game hunting are a resource that is used very efficiently by the vertebrate communities. The efficiency is higher in ecosystems where the species is more abundant and where there are specialized scavengers. It is also an important resource in terms of biomass, with spatial and temporal availability that are similar to unchanged ecosystems (HOUSTON, 1979). Its availability has increased considerably in recent decades, and continues to do so as long as the distribution area and size of ungulate populations continue to increase. Moreover, this means a "clean" resource free of toxic components. It is therefore advisable that the carcasses of wild ungulates remain in the countryside and continue to be a feeding source for scavengers, and conflicts should be avoided (such as removing the carcasses) derived from an application of criteria of human health to the management of ecosystems (GORTÁZAR *et al.*, 2006; SÁNCHEZ-ZAPATA *et al.*, 2008). In the mid term it would also be of great interest to evaluate the capacity of the wild ungulates in order to maintain viable populations of obliged scavengers.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We are indebted to J.D. Cabezas and P.A. González (Dirección General del Medio Natural, Murcia Region) and the technicians and directors of Cazorla Natural Park, Sierra Nevada National Park and Valle de Arán for supporting and funding this research project. C. Esteban, El Borrasca and Paco (Game Guards) helped to

locate and manipulate the carcasses. Francisco Botella, Sergio Eguía, Javier Royo, Martina Carrete, José Antonio Donázar, Nuria Selva, Antoni Margalida, M. Cánovas, F. Esteban, N. Yelo, A. Hernández, J.A. Ballester, R.N. Abadía, E. Sebastián, E. Barranco, R. Sempere and E. Martínez helped in different field tasks. J. Muddeman improved the English. This study benefited from funding of the project FEDER/MEC CGL2006-10689.

foto/photo: Jordi Bas



El papel de la predecibilidad de los recursos tróficos en la estructura de los gremios de carroñeros

José A. Donázar, Ainara Cortés-Avizanda & Martina Carrete

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	328-351	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

El papel de la predecibilidad de los recursos tróficos en la estructura de los gremios de carroñeros

The role of trophic resource predictability in the structure of scavenger guilds

PALABRAS CLAVES: aves carroñeras, carroñas, distribución espacial de recursos, dominancia, gremios, muladar, relaciones interespecíficas.
KEY WORDS: avian scavengers, carcasses, spatial resource distribution, dominance, guilds, vulture restaurants, inter-specific relationships.
GAKO-HITZAK: hegazti sarraskijaleak, sarraskiak, baliabideen banaketa espaziala, dominantzia edo nagusitasuna, gremioak, simaurtegia, harreman interespezifikoak.

José A. DONÁZAR[1], Ainara CORTÉS-AVIZANDA[1] & Martina CARRETE[1]

RESUMEN

Las aves carroñeras son clásicos ejemplos de grupos de especies interdependientes que forman gremios capaces de explotar un recurso (las carroñas) distribuído de forma impredecible en el espacio y en el tiempo. Aparentemente, en los gremios de carroñeros del Viejo Mundo el reparto del recurso se realiza de manera ordenada, sobre la base de diferencias interespecíficas a nivel eco-morfológico. Sin embargo, cuando se examinan los patrones de comportamiento de las especies, la estructura del gremio es poco aparente y se pone de manifiesto el papel que la abundancia local, la organización social y el tamaño corporal pueden jugar a la hora de establecer el acceso al recurso. La humanización del medio ha tornado las carroñas en recursos cada vez más predecibles, llegando al extremo de crear muladares, puntos donde la disponibilidad de alimento es prácticamente constante. Los efectos de estos cambios en la estructura y funcionamiento de los gremios es desconocido. Aquí realizamos una pequeña revision de algunos trabajos llevados a cabo en ambientes diferentes del Viejo y Nuevo Mundo que indican que cuando los recursos se tornan predecibles puede haber variaciones sustanciales en la distribución y grado de sociabilidad de las especies y, por tanto, en la accesibilidad al alimento. De este modo, la acumulación de carroñas en unos pocos puntos provoca grandes concentraciones de aves necrófagas, que no son habituales en otras regiones con condiciones más naturales, donde las carroñas de ungulados aparecen de forma más aleatoria. Junto con ello, la predecibilidad del recurso favorece que éste sea acaparado por pocas especies, usualmente de gran tamaño, agresivas y muy sociales, lo que puede llegar a privar a otras aves carroñeras del alimento. La creación de grandes muladares es una estrategia poco adecuada para el mantenimiento de gremios de carroñeros bien estructurados. Es preferible favorecer la dependencia de estas aves de carroñas de cadáveres de ungulados provenientes de ganadería extensiva, cuya distribución en la naturaleza es más aleatoria en el espacio y en el tiempo.

ABSTRACT

Scavenger birds are classic examples of groups of interdependent species that form guilds capable of utilizing resources that are unpredictable in space and time. It seems that in the Old World scavenger guilds, the allocation of resources is carried out in an orderly manner on the basis of eco-morphological differences between species. When behavior is considered, inter-specific relationships appear less structured and the roles played by local abundance, social organization and body size become apparent during the establishment of access to resources. The increasing humanization of the environment has allowed scavengers to turn to resources that are more predictable, reaching an extreme in the vulture restaurants (*muladares*) where the availability of food is almost constant. The effect of these changes on the structure and function of the guilds is unknown. Here, we conduct a review of some of the research carried out in different environments of the Old and New Worlds that show that when resources become predictable, there can be substantial changes in the distribution and degree of sociability of species and in the probability of access to food. In this way, the accumulation of resources in few locations can result in large concentrations of scavenger birds not common in regions with more natural conditions where ungulate carrion appear randomly. In addition, the predictability of the food allows it to be monopolized by a few, usually large, aggressive and highly social species. This can result in the exclusion of other smaller scavengers from food access. The creation of large vulture restaurants is an inadequate strategy for the maintenance of well-structured scavenger guilds. It is preferable to foster dependence of scavenger birds on ungulate carcasses from extensive farming, with a more random distribution in space and time.

LABURPENA

Espazioan eta denboran ezin aurreikusteko moduan banatutako baliabide bat ustiatzen duten taldeak osatzen dituzten elkarren mendeko espezieen adibide klasikoak dira hegazti sarraskijaleak. Mundu Zaharreko sarraskijaleen taldeen artean, itxuraz, modu ordenatuan egiten da baliabideen banaketa, espezieen alde ekomorfologikoak aintzat harturik. Portaerari erreparatuz gero, barne harreman zehatzak ez dira hain egituraturik agertzen, eta agerian geratzen da tokiko ugaritasunak, antolakuntza sozialak eta gorputzaren neurriak joka dezaketen papera baliabidera iristeko orduan. Esan gabe doa, egoera horretan funtsezko egitekoa betetzen du elikagaia zein den aurreikusteko erraztasunak. Gizakiak ingurua okupatu ahala, sarraskiak gero eta errazago aurreikus daitezkeen baliabideak dira, hondakindegiak izateraino iritsi gara, eta horietan elikagaiak ia une oro daude eskuragarri. Ez dugu aldaketa horiek izaki taldeon egituran eta funtzionamenduan duten eragina ezagutzen. Lerrootan Mundu Zahar eta Berriko giro desberdinetan egindako lan batzuk aztertzen ditugu labur-labur; horien arabera, baliabideak aurreikusteko modukoak direnean, nola espezieen banaketan eta taldekoitasunean hala baliabidera iristeko zailtasun mailan, funtsezko aldaketak gerta litezke. Gisa honetan, baliabideak leku gutxi batzuetan metaturik, hegazti sarraskijaleen kontzentrazio handiak gerta litezke, eredu naturalagoak baliatzen dituzten beste eskualdeetan ez bezala, azken horietan nekez aurreikus baitaiteke non azal litezkeen apodunen sarraskiak. Gainera, aurreikusteko moduko elikagaia izanik, espezie gutxi batzuek guztiaz jabetzea faboratzen da, eta horiek, oro har, handiak izan ohi dira, oldarkorrak eta taldekoitasun handikoak, eta beste sarraskijale batzuk elikagaietara sarrera izatea eragotzi dezakete. Hondakindegi handien sorrera ez da estrategia egokia ondo egituratutako sarraskijaleen taldeei eusteko. Hobe da hegazti horiek abelazkuntza estentsibotik etorritako apodunen hondakinez baliatu behar izatea, hondakin horiek nola espazioan hala denboran ausaz banatzen baitira naturan barrena.

[1] Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC, c/ Americo Vespucio s/n, 41092, Sevilla, España.
Dirección de contacto: Dr. José A. Donázar. Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC, c/ Americo Vespucio s/n, 41092, Sevilla, España. TELÉFONO: 34-95-4466700 - FAX: 34-95-462 11 25 - e-mail: donazar@ebd.csic.es

1. INTRODUCCIÓN

Las asociaciones espaciales, funcionales o taxonómicas dentro de las tramas alimenticias suelen definir las comunidades. Dentro de las asociaciones locales de taxones, las especies pueden ser compartimentalizadas en unidades ecológicas más reducidas, normalmente llamadas "gremios" y que suelen definirse como grupos de especies que utilizan recursos similares; por ello, las interacciones son más fuertes dentro de los gremios que entre ellos (véanse las revisiones de ROOT, 1967; JAKSIC, 1981; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993; BLONDEL, 2003). Desde los estudios pioneros de LACK (1944), los ecológos han considerado que la competencia tiene una importancia primordial en la estructuración de las comunidades, y que especies íntimamente relacionadas dentro de un mismo gremio pueden coexistir compartiendo los recursos limitados mediante rasgos comportamentales, ecológicos o morfológicos divergentes (véanse las revisiones de SEIFERT, 1984; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993; BRANTINGHAM, 1998).

Las carroñas son recursos escasos y pulsados que se distribuyen de forma desigual en el espacio, y que requieren de adaptaciones especiales para ser localizadas. Una vez descubiertas, son necesarias otro tipo habilidades para rasgar las pieles duras, sobretodo las de los grandes mamíferos. Sin embargo, una vez que el cadáver queda abierto, la gran cantidad de alimento disponible permite que se beneficien un alto número de individuos (HOUSTON, 1973). Las carroñas, por lo tanto, ofrecen unas condiciones únicas para la investigación, ya que permiten estudiar la evolución de especies coexistentes que explotan un recurso alimenticio pulsado. La especialización en hábitos carroñeros parece haber evolucionado hace al menos 50 millones de años, durante el Cenozoico. Aunque existen distintos grupos de aves que han desarrollado la capacidad de comportarse como carroñeros facultativos (Falconidae, Corvidae, Ciconidae) (HERTEL, 1994), sólo los buitres muestran estrategias vitales basadas en la explotación obligada de carroñas (HOUSTON, 1973; 1974).

Las evidencias que sustentan la idea de la competición como factor principal en la estructuración de los gremios de buitres en el Viejo Mundo están basadas en estudios comportamentales y ecomorfológicos (ALTWELL, 1963; KRUUK, 1967; KÖNIG, 1974; 1976; ALVAREZ *et al*., 1976; GRUBH, 1978; MUNDY *et al*., 1992). La concurrencia de varias especies de buitres en los cadáveres de grandes mamíferos en África del este y en otras regiones indujo a CODY (1974) a afirmar que parecían haber desarrollado formas de coordinarse en el uso colectivo de la carroña. Podrían existir tres patrones distintos en el uso de recursos, posiblemente correlacionados con las diferencias en la morfología de los cráneos (KÖNIG, 1983; HERTEL, 1994). Los "engullidores" son las especies que se alimentan de los tejidos más blandos y de las vísceras (*Gyps spp*). Las especies "desgarradoras" (*Torgos, Aegypius, Sarcogyps, Trigonoceps*) explotan principalmente la piel, los tendones, la carne adherida a los huesos, y trozos grandes de carne alrededor del cadáver. Los "comedores de sobras" (*Neophron y Necrosyrtes*) se alimentan de los trozos pequeños en los alrededores de la carroña. Además de estos grupos, el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* posee hábitos alimenticios muy especializados, y aprovecha los huesos de los vertebrados de pequeño y mediano tamaño (MARGALIDA *et al*., 2009).

Los cambios biogeográficos en la composición de estos gremios parecen seguir un proceso ordenado (HIRALDO, 1980). De este modo, son más ricos (hasta siete especies viviendo en simpatría) en aquellas regiones del mundo como India o este de África donde la disponibilidad de carroñas de ungulados salvajes es (o ha sido, desde el punto de vista evolutivo) mayor. Conforme esta riqueza disminuye hacia el circunmediterráneo, centro de Asia y Sudáfrica los gremios se empobrecen de modo "ordenado" de modo que cada uno de los grupos anteriormente citados queda reducido a un único representante (Tabla 1). Así, en el Mediterráneo y Oriente Medio el gremio lo constituyen sólo cuatro especies: buitre leonado, buitre negro, alimoche y quebrantahuesos.

No obstante, la mayor parte de las evidencias a favor de una estructura "ordenada" dentro de los gremios de carroñeros provienen de aproximaciones eco-morfológicas las cuales son normalmente independientes de las condiciones ecológicas a corto plazo, tales como la disponibilidad de alimento y la estación (WIENS, 1977; WIENS & ROTENBERRY, 1979). Por otra parte, los aspectos comportamentales son esenciales a la hora de describir los gremios ya que identifican el papel funcional de cada especie, que no tiene porqué estar necesariamente predeterminado por su morfología (SLATKIN, 1980). Precisamente estas aproximaciones comportamentales están proporcionando crecientes evidencias que los gremios, al menos en algunos lugares son una suma de oportunistas que no han desarrollado estrategias específicas para un eficiente consumo del cadáver por ejemplo a través de especialización y/o de procesos de facilitación

	Masas de carne y vísceras	Carne y piel, grandes trozos de carne en torno al cadáver	Pequeños trozos de carne en torno al cadáver	Huesos
África oriental	*Gyps ruepellii* *Gyps africanus*	*Torgos tracheliotus* *Trigonoceps occipitalis*	*Necrosyrtes monachus* *Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
África del sur	*Gyps coprotheres* *Gyps africanus*	*Torgos tracheliotus* *Trigonoceps occipitalis*	*Necrosyrtes monachus* *Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
India	*Gyps fulvus* *Gyps indicus** *Gyps bengalensis*	*Sarcogyps calvus*	*Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
Asia central	*Gyps fulvus* *Gyps himalayensis*	*Aegypius monachus*	*Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
Mediterráneo	*Gyps fulvus*	*Aegypius monachus*	*Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*

Recientemente, se ha propuesto la división de *G. indicus en G. indicus y G. tenuirostris*, de acuerdo con Rasmussen & Parry (2001); ambas especies serían parapátricas o alopátricas.

Tabla 1. Composición de los gremios de carroñeros en cinco regiones del Viejo Mundo en relación al consumo de las diferentes partes del cadáver. En base a Hiraldo (1979).

(HERNÁNDEZ *et al.*, 1987; HIRALDO *et al.*, 1991a; TRAVAINI *et al.*, 1998)

Claramente, la presencia y abundancia de una especie determinará las probabilidades de que otra acceda al alimento por lo que, independientemente de que los gremios de carroñeros presenten o no reparto ordenado del recurso, buitres alimoches y otros carroñeros facultativos pueden ser considerados "especies con fuerte interacción" (SOULÉ *et al.*, 2005) que comparten hasta que finaliza un recurso pulsado (esto es, que es abundante pero que se encuentra disponible solamente durante un periodo de tiempo determinado, SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009). No obstante la actividad humana ha cambiado históricamente el escenario: al ser sustituidos los ungulados salvajes por especies domésticas que se distribuyen contagiosamente en el espacio (corrales, majadas) el recurso pulsado se pasa a una constante en el espacio y en el tiempo y aparece el "muladar"; el resultado es que la predecibilidad del alimento en el espacio y en el tiempo se torna muy alta. Este es el escenario que se reproduce en numerosos planes de gestión de especies carroñeras, que se basan en la alimentación suplementaria a través del estabecimiento de muladares con los que se pretende mejorar la viabilidad de poblaciones amenazadas (PIPER, 1996; GILBERT *et al.*, 2007). En la Unión Europea esta situación de concentración de recursos se ha agudizado de modo extremo debido a que las disposiciones sanitarias comunitarias han determinado la retirada masiva de la naturaleza de carroñas provenientes de explotaciones ganaderas provocando la concentración de los escasos recursos restantes en unos pocos puntos (comederos de buitres) sometidos a una estricta gestión (GARCIA & MORENO-OPO *et al.*, 2009).

El objetivo de este capítulo es explorar, sobre la base de la información existente, qué efectos puede tener estos cambios en la distribución espacio-temporal del recursos en los patrones de explotación del alimento por los gremios de carroñeros. Se examinarán tres trabajos realizados con gremios tanto del Viejo como del Nuevo Mundo y que muestran las respuestas de especies con estrategias vitales diferentes ante los cambios espaciales (incluso a escala transcontinental) en la disponibilidad y predecibilidad de los recursos alimenticios. En particular y dado que en ambos gremios existen carroñeros estrictos muy dominantes (*Gyps* en el viejo Mundo, *Coragyps atratus* en las Américas; ver abajo) puede plantearse la hipótesis de que estas especies, bajo determinadas condiciones impuestas por la humanización del medio (concentración de alimento) pueden acaparar el recurso y afectar negativamente al rendimiento obtenido por los demás taxones (carroñeros facultativos). Este efecto se vería además potenciado por el hecho de que las poblaciones de especies dominantes se encuentran en expansión, mientras que las de las especies subordinadas sufren mayores grados de amenaza (ver abajo).

2. LA APARICIÓN DE FUENTES DE ALIMENTO PREDECIBLES CAUSA UNA DESESTRUCTURACIÓN ESPACIAL DE GREMIOS EN EL NUEVO MUNDO: JOTES VS CÓNDORES ANDINOS

La Patagonia argentina alberga un gremio de carroñeros relativamente simple donde concurren tres especies de Cathartidae: el cóndor andino *Vultur gryphus*, el jote de cabeza roja *Cathartes aura* y el jote de cabeza negra *Coragyps atratus*. Esta última especie (Figura 1) se le puede considerar, en términos evolutivos, una "recién llegada" a la región puesto que no parece que se extendiera al sur del río de la Plata antes de la conquista europea (véase DARWIN 1839, y citas recogidas acerca de las observaciones de F. DE AZARA). El jote de cabeza negra habría ocupado la Patagonia favorecido por la expansión humana

Figura 1. Jotes de cabeza negra *Coragyps atratus* consumiendo una carroña de oveja en la Patagonia argentina junto a un carancho *Polyborus plancus*. Al fondo se encuentra un macho de cóndor de los Andes *Vultur gryphus*. (Foto: Hector Garrido).

Figure 1. *Black vultures Coragyps atratus consuming a sheep carcass in Patagonia, Argentina near a Crested Caracara Polyborus plancus. In the background is a male Andean condor Vultur gryphus. (Photo: Hector Garrido).*

que determina la aparición de recursos muy abundantes y agregados (fundamentalmente basureros), similares en su distribución espacio-temporal a aquellos (mortandades masivas de vertebrados) que la especie explota en áreas naturales tropicales, de donde parece ser originario y donde también se expande aprovechando la humanización del territorio (HOUSTON, 1988; SCHLEE, 2000).

Las concentraciones de jotes de cabeza negra en basureros de la Patagonia pueden llegar a ser localmente muy importantes. En el área de Junín de los Andes (provincia del Neuquén) varios cientos de individuos se reúnen en el vertedero municipal y en las áreas inmediatas, pero de allí se mueven en un amplio radio de acción que les lleva a decenas de kilómetros. De esta manera los jotes son susceptibles de entrar en competencia directa con el cóndor andino, una especie que todavía mantiene en la región poblaciones que se pueden considerar importantes (varios centenares de individuos; LAMBERTUCCI, 2007) (Figura 1).

Entre 1991 y 2006 equipos de investigación de la Estación Biológica de Doñana y la Universidad de Bariloche llevaron a cabo estudios basados en la observación de los patrones de explotación de carroñas de ungulados de tamaño medio (ovejas) por el gremio de carroñeros de esta región. Los resultados (CARRETE *et al.*, en prensa) revelaron que jotes de cabeza negra y cóndores no estaban especializados en el consumo de ninguna de las partes del cadáver y, por lo tanto, eran capaces de aprovechar en su totalidad la carroña, sin la concurrencia necesaria del resto de integrantes del gremio. Estos resultados apoyaron la idea de los autores de que no existe un gremio estructurado en la Patagonia, sino que lo que se observa es un sumatorio de oportunistas entre los que no aparecen procesos facilitatorios pero entre los que sí existe una fuerte competencia (ver también TRAVAINI *et al.*, 1998). A partir de este escenario se planteaba entonces otra cuestión: ¿pueden los cóndores andinos, escasos y amenazados ser desplazados por los jotes de cabeza negra, más sociales y abundantes? O bien, ¿existen mecanismos de segregación a nivel espacio-temporal, que caracterizan a binomios de especies que explotan recursos similares? (BEGON *et al.*, 2006). Además, dado que los cóndores andinos muestran un dimorfismo sexual muy acusado (los machos son un 30% mayores que las hembras) cabe esperar que éstas sean más afectadas que los machos por las interacciones interespecíficas. Dado además que las hembras de cóndor explotan áreas de llanura más que los machos (DONÁZAR *et al.*, 1999), precisamente allí donde los jotes de cabeza negra son más abundantes, estos patrones pueden mostrar variaciones espaciales acusadas, pudiendo acentuarse en áreas en progresiva humanización.

Para tratar de dar respuesta a estas cuestiones se analizaron los datos obtenidos en la observación de los procesos de consumición por el gremio de carroñeros de 32 cadáveres de ovejas colocados en dos hábitats contrastados: montañas con escasa población humana y llanuras cercanas a núcleos de población y vías de comunicación. Los resultados mostraron que cóndores y jotes de cabeza negra tendieron a segregarse espacialmente: los primeros abundaron más en áreas abruptas y los segundos en zonas llanas. Los modelos obtenidos de las secuencias de observación mostraron que los jotes, aunque no llegaban a excluir totalmente a los cóndores de las carroñas llegaban a ser un serio competidor para aquellos, especialmente en las áreas humanizadas (Figura 2). Además, esta com-

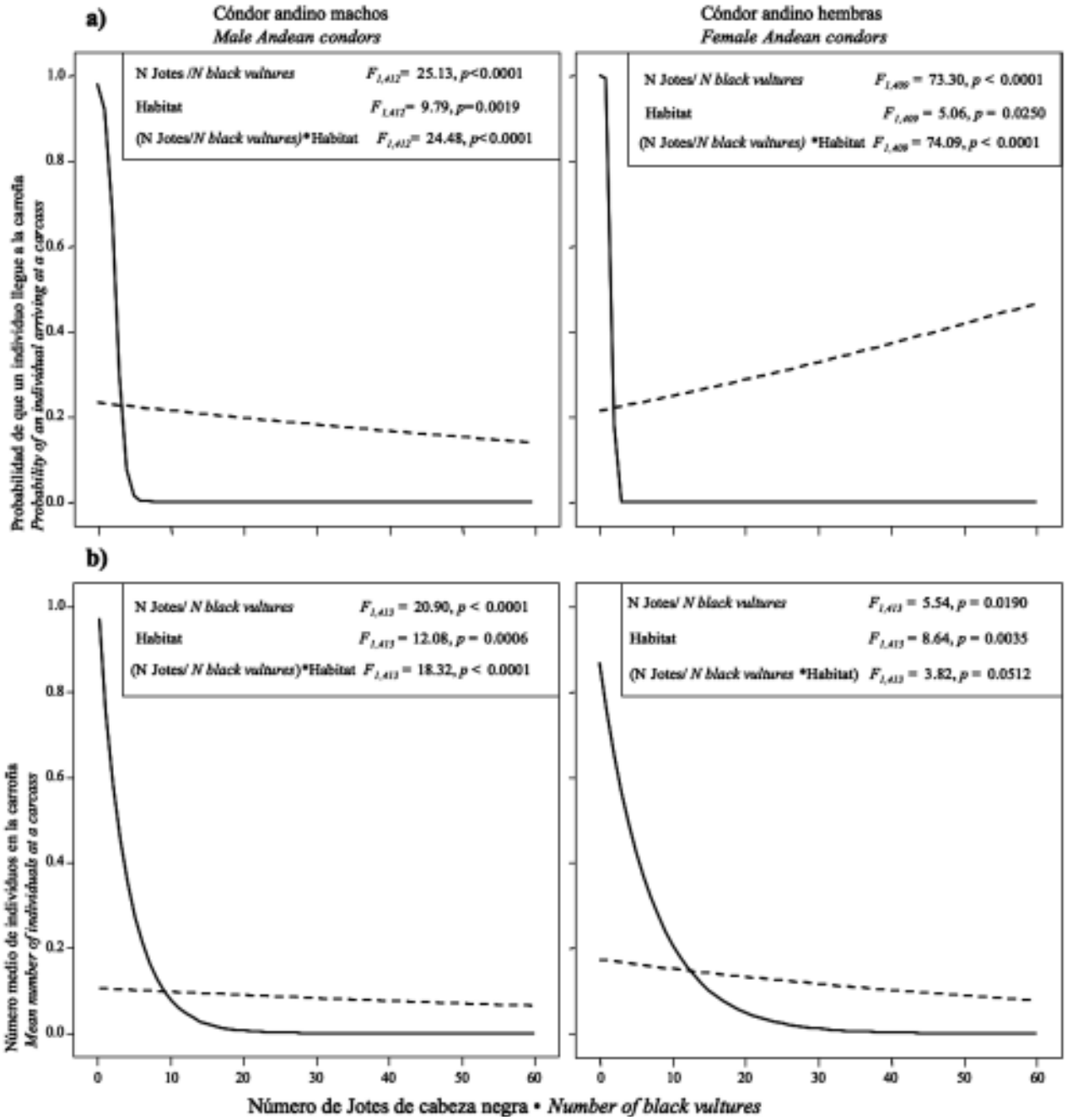


Figura 2. Cambios en la probabilidad de llegar a una carroña (arriba) y en el numero de individuos (abajo) de cóndores andinos machos y hembras en función del incremento en el número de jotes de cabeza negra. Se distinguen efectos en montañas (línea punteada) y llanuras (línea continua). Nótese que el efecto de la abundancia de competidores es mucho más acusado en áreas de llanura. Basado en Carrete *et al.*, (en prensa).

Figure 2. *Changes in male and female Andean condors arriving (a) and feeding (b) at carcasses located in mountains (dashed lines) and plains (solid lines), as a consequence of the increment in the number of black vultures. Significance of model parameters is shown for each case. Note that the effect of competitors is more pronounced in plain areas. Basad on Carrete et al., (in press).*

petencia puede dar lugar a asimetrías intraespecíficas ligadas al sexo: en los cóndores, las hembras se verían más afectadas al ser excluídas de las carroñas en aquellas áreas (llanuras) donde buscan preferentemente el alimento.

3. PREDECIBILIDAD Y ABUNDANCIA DE ALIMENTO COMO DETERMINANTES DE LA AGREGABILIDAD INTRA E INTERESPECÍFICA EN CARROÑEROS FACULTATIVOS: UNA APROXIMACIÓN TRANSCONTINENTAL

La sociabilidad en los consumidores asociada a la agregación espacial de recursos es un fenómeno bien conocido en ecología (BEGON *et al.*, 2006) y los carroñeros, sean especialistas o facultativos no son una excepción a este respecto (SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009a; en prensa). En Europa, numerosas especies de carroñeros facultativos como milanos, cuervos y alimoches forman grandes agrupaciones en puntos de alimentación como basureros y muladares; a menudo incluso, aparecen dormideros comunales ligados a estos enclaves (DONÁZAR *et al.*, 1996a). Resulta sin embargo poco conocida la flexibilidad intraespecífica en estas estrategias de sociabilidad y si esta tendencia al agrupamiento es adaptativa o bien, el resultado de una situación impuesta por la humanización y alteración del medio que daría lugar a una distribución espacial de los recursos (en este caso carroñas) agregada en pocos puntos (muladares).

Estas cuestiones se abordaron en un estudio comparativo acerca de la distribución espacial de recursos, distribución de carroñeros y solapamiento de su dieta en biomas europeos y africanos (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, en preparación). Se escogieron al alimoche *Neophron percnopterus* y al milano negro *Milvus migrans* como especies objeto de estudio; ambas forman parte del mismo gremio, explotan similares recursos (pequeñas y medianas carroñas y restos de basureros) y tienen poblaciones migratorias transaharianas lo que les lleva a que los mismos individuos se enfrenten en ambos continentes a ambientes muy diferentes en cuanto a distribución y abundancia de alimento (Figuras 3 y 4).

Las observaciones llevadas a cabo en puntos fijos de observación situados en el valle del Ebro y Pirineo occidental (norte de España) y en el Sahel de Mauritania, Malí y Senegal revelan que en África la abundancia y diversidad de ganado en régimen extensivo era mucho mayor que en Europa. Así en el Sahel aparecían rebaños de dromedarios, cabras, ovejas, asnos, caballos y cebúes mientras que en Europa sólo se detectaron rebaños importantes de ovejas. En cuanto a los carroñeros, en África solamente se detectaron concentraciones importantes de milano negro (hasta 300

Figura 3. Grupo de alimoches, cigüeñas blancas y cuervos en un basurero. En Europa, debido a la escasez global de alimento, los carroñeros facultativos se reúnen en grandes números en puntos donde el alimento es predecible, como basureros y muladares. (Foto: Alfonso Senosiain).

Figure 3 *Group of Egyptian vultures, white storks and common ravens in a garbage dump. In Europe, due to the global scarcity of food, the facultative scavengers gather in large numbers in locations where there is predictable food, such as garbage dumps and muladares. (Photo: Alfonso Senosiain).*

Figura 4. Alimoche en el Sahel mauritano. En África la disponibilidad de alimento no es limitante, por ello los carroñeros se distribuyen homogéneamente en el espacio. (Foto: José Ramón Benítez).

Figure 4 *Egyptian vulture in the Mauritanian Sahel. In Africa, the availability of food is not limiting and as a result, scavengers distribute themselves homogeneously in the space. (Photo: José Ramón Benítez).*

individuos) en los mataderos de las ciudades mientras que los alimoches no visitaban estos puntos. Por el contrario en Europa, alimoches y milanos negros se concentraban en grandes grupos en muladares y basureros (máximos de 80 y 200 individuos respectivamente). La distribución de ambas especies en el resto del territorio mostró también variaciones entre continentes. En Europa alimoches y milanos negros aparecían significativamente agrupados en las cercanías de puntos predecibles de alimento mientras que en África la distribución era regular e independiente de este factor. Finalmente, la dieta, evaluada mediante isótopos estables ($\delta^{15}N$) en plumas de aves capturadas en el campo y pieles depositadas en museos mostró que en África, alimoches y milanos negros presentaban una dieta segregada, estando aquellos situados en una posición más "alta" a nivel trófico. Por el contrario, en Europa ambas especies presentaban un solapamiento trófico total lo que revela que están explotando similares recursos.

De este estudio los autores dedujeron que las concentraciones de carroñeros facultativos que se encuentran en muladares y basureros de Europa están provocados por la escasez de otro alimento en las áreas vecinas. Cuando el alimento (carroñas de ganado) es muy abundante las especies no forman grandes grupos y se distribuyen homogéneamente en el espacio donde, además, explotan recursos diferentes. Además, esta situación puede verse favorecida por el hecho de que en el Sahel el gremio de carroñeros carece de especies del género *Gyps* que podrían competir ventajosamente con las especies objeto de estudio y forzar su concurrencia en áreas subóptimas. Consecuentemente, los mismos individuos y poblaciones muestran una importante plasticidad en su grado de sociabilidad. Desde el punto de vista de conservación puede deducirse que lo que se observa en Europa, grandes grupos en muladares y basureros, puede reflejar una situación subóptima y tener consecuencias no deseables para los individuos que allí acuden debido a la existencia de fuertes tensiones intra e interespecíficas (CORTÉS-AVIZANDA 2006).

4. ¿ES POSIBLE OPTIMIZAR EL DISEÑO DEL MULADAR PARA FAVORECER A ESPECIES ESCASAS Y SUBORDINADAS DENTRO DEL GREMIO?

Aunque es aceptado que los gremios de carroñeras del viejo mundo se encuentran estructurados sobre la base de un reparto ordenado del cadáver (ver arriba) es por otra parte conocido que el acceso a los recursos en un escenario de competición es muy dependiente de la composición y tamaño de los grupos de especies que acuden a explotarlo (MÖNKKÖNEN *et al.*, 2004). De este modo, en el caso de los carroñeros ibéricos, podría predecirse que la especie más abundante y dominante, el buitre leonado, acapararía totalmente el recurso en

muladares cuando se concentra en grupos de centenares de individuos (Figura 5).

En un contexto de cambios legislativos en la Unión Europea (MORENO-OPO *et al*., 2009) que imponen directa o indirectamente el mantenimiento de sólo unos pocos muladares, la posibilidad de que estos puntos de alimentación no cumplan una función de conservación adecuada para las poblaciones de especies más amenazadas, que son precisamente carroñeros facultativos de mediano y pequeño tamaño (alimoche, milano real; ver BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004; 2006) debe ser tenida muy en cuenta. Se plantean, por lo tanto, acuciantes interrogantes de cara a la creación y mantenimiento de muladares para la conservación. Se hace necesario conocer si las características del muladar pueden ser manipuladas y manejadas eficientemente de cara a favorecer a las especies escasas y poco competitivas dentro del gremio.

Con este objetivo se llevó a cabo un trabajo en 2004-2005 en una región de ca. 10.000 km^2 de las provincias de Navarra, Huesca y Zaragoza, a caballo entre el valle del Ebro y el Pirineo occidental (CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2006). En este territorio existían en 2004 diecisiete muladares que fueron regularmente controlados durante dos estaciones (invierno y verano) que mostraban gremios de composición diferente en razón de la presencia o ausencia de carroñeros migradores. Los muladares eran suministrados con cantidades variables de carroña, pero fundamentalmente con ovejas y cerdos. La región alberga poblaciones reproductoras muy importantes de aves carroñeras que en 2004 se cifraban en 2400 parejas de buitre leonado *Gyps fulvus*, 380 de alimoche, ocho de quebrantahuesos y varios cientos de milanos reales, milanos negros y cuervos *Corvus corax*. Todas estas especies, excepto el quebrantahuesos, se congregaban en dormideros comunales que reunían centenares y en el caso del milano real en invierno, millares de individuos (DEL MORAL & MARTÍ, 2001; 2002; C. FERNÁNDEZ, com. pers.; DONÁZAR *et al*., 1996a, MARGALIDA & HEREDIA, 2005; VIÑUELA *et al*., 1999; GOROSTI, 2007; CAMPIÓN, 2004).

La frecuencia de aparición (% de visitas con contacto) de las especies objeto de estudio en los

Figura 5. Grupo de buitres leonados en un muladar. Los puntos de alimentación favorecen la concentración de cientos de individuos. (Foto: Alfonso Senosiain).
Figure 5 *Group of griffon vultures in a muladar. The feeding stations favor the concentration of hundreds of individuals. (Photo: Alfonso Senosiain).*

muladares presentó fuertes variaciones. En invierno, todos los muladares fueron frecuentados por buitre leonado y milano real, seguidos por cuervo (80% de los muladares) y quebrantahuesos (27%). El número de individuos (evaluado como la mediana) presentes en cada muladar osciló entre 3-109 (buitre leonado) y 1-8 (milano real). Los quebrantahuesos observados fueron casi siempre (>90% de los casos) individuos aislados adultos. Durante el verano, buitre leonado y milano negro fueron detectados en el 87% de los muladares, seguidos por cuervos (62%) y milanos reales y alimoches (56%). El buitre leonado fue nuevamente el más abundante en todos los muladares (mediana: 2-61), muy por encima de milanos negros (1-18), cuervos (1-7), alimoches (1-5) y milanos reales (1-2). Las tendencias estacionales más acusadas se manifestaron en cuervos y milanos reales: en ambas especies la frecuencia de visitas y la mediana del número de ejemplares fue mayor en invierno (Pruebas de los rangos de Wilcoxon, en todos los casos $p < 0.05$). Para el buitre leonado y el quebrantahuesos no se detectaron diferencias entre ambas estaciones.

En un segundo paso, y sobre la base de los censos obtenidos en cada visita pudo observarse que cuando el número de buitres leonados era muy alto las especies de menor tamaño desaparecían del muladar (Figura 6). Un análisis mediante Modelos Lineares Generalizados Mixtos (GLIMMIX) en los que se consideró al muladar como variable aleatoria demostró que en invierno las especies tienden a agregarse significativamente en muladares en los mismos momentos a excepción del milano real que los visita en horas en que no hay buitres leonados alimentándose. En verano las especies no se agregan con buitre leonado. Estos resultados revelan que la estructura del gremio es muy lábil y dependiente de las condiciones ambientales. Si éstas no son muy limitantes (en verano) las especies de pequeño tamaño y los buitres leonados aparecen de forma independiente lo que revela ausencia de procesos facilitatorios o competencia directa. En invierno, por el contrario, las especies se ven obligadas a competir pero muestran también mecanismos de segregación temporal (véase BEGON *et al.*, 2006).

Finalmente, se trató de determinar cuáles eran las características del muladar que favorecían la presencia de cada una de las especies y la diversidad del gremio. Para ello se tuvieron en cuenta las características de los aportes (tamaño y cantidad de carroña) a la ubicación del muladar respecto al hábitat y fisiografía del entorno y su grado de humanización. Los Modelos Lineares Generalizados (GLMs) obtenidos no mostraron tendencias muy consistentes en cuanto al efecto del tipo y cantidad del aporte y en cuanto a la influencia del grado de humanización del entorno. Todas las especies eran capaces de explotar cualquier clase de alimento y en cualquier entorno por muy humanizado que éste estuviera, contrariamente a lo observado en otras regiones europeas donde los carroñeros parecen estar más perseguidos (GAVASHELISHVILI & MCGRADY, 2006). Las diferencias encontradas parecieron responder a cambios espacio-temporales en la distribución y abundancia de las especies de modo que, por ejemplo, milanos reales y cuervos aparecían preferentemente en llanuras durante el invierno y en montaña en verano. Por su parte, los buitres leonados en verano explotaban preferentemente grandes muladares de llanura probablemente debido a la concentración en el valle del Ebro de gran número de aves inmaduras en esta estación (véase también CAMIÑA & MONTELÍO, 2006). El milano real y el quebrantahuesos se revelaron más exigentes. En época reproductora los primeros usaron preferentemente los muladares situados en áreas de media altitud con presencia de cursos fluviales, que resulta ser el tipo de paisaje más favorable desde el punto de vista de las exigencias de aves reproductoras en búsqueda de alimento (CAMPIÓN, 2004). El caso más llamativo fue el del quebrantahuesos: muy condicionado por el ambiente, las aves (siempre adultas) sólo utilizaron muladares cercanos a territorios de cría y situados en áreas abiertas y pendientes acusadas.

5. DISCUSIÓN Y COMENTARIOS FINALES

Tras ser considerados tradicionalmente como entidades "estables" desde el punto de vista funcional y evolutivo, varios estudios recientes sobre gremios de carroñeros muestran que su estructura y funcionamiento (incluyendo relaciones interespecíficas y reparto del recurso) es extremadamente lábil y probablemente también el resultado de aspectos no-competitivos tales como interacciones con el medio abiótico, una distribución no-aleatoria de los recursos, y procesos históricos (GILPIN & DIAMOND, 1984; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993). A menudo, el consumo de la carroña se traduce en un aprovechamiento oportunista por una sucesión de carroñeros facultativos (véase Introducción). En el caso de aquellos gremios en que el reparto del recurso y los procesos facilitatorios son aparentemente más claros, como es el caso de los protago-

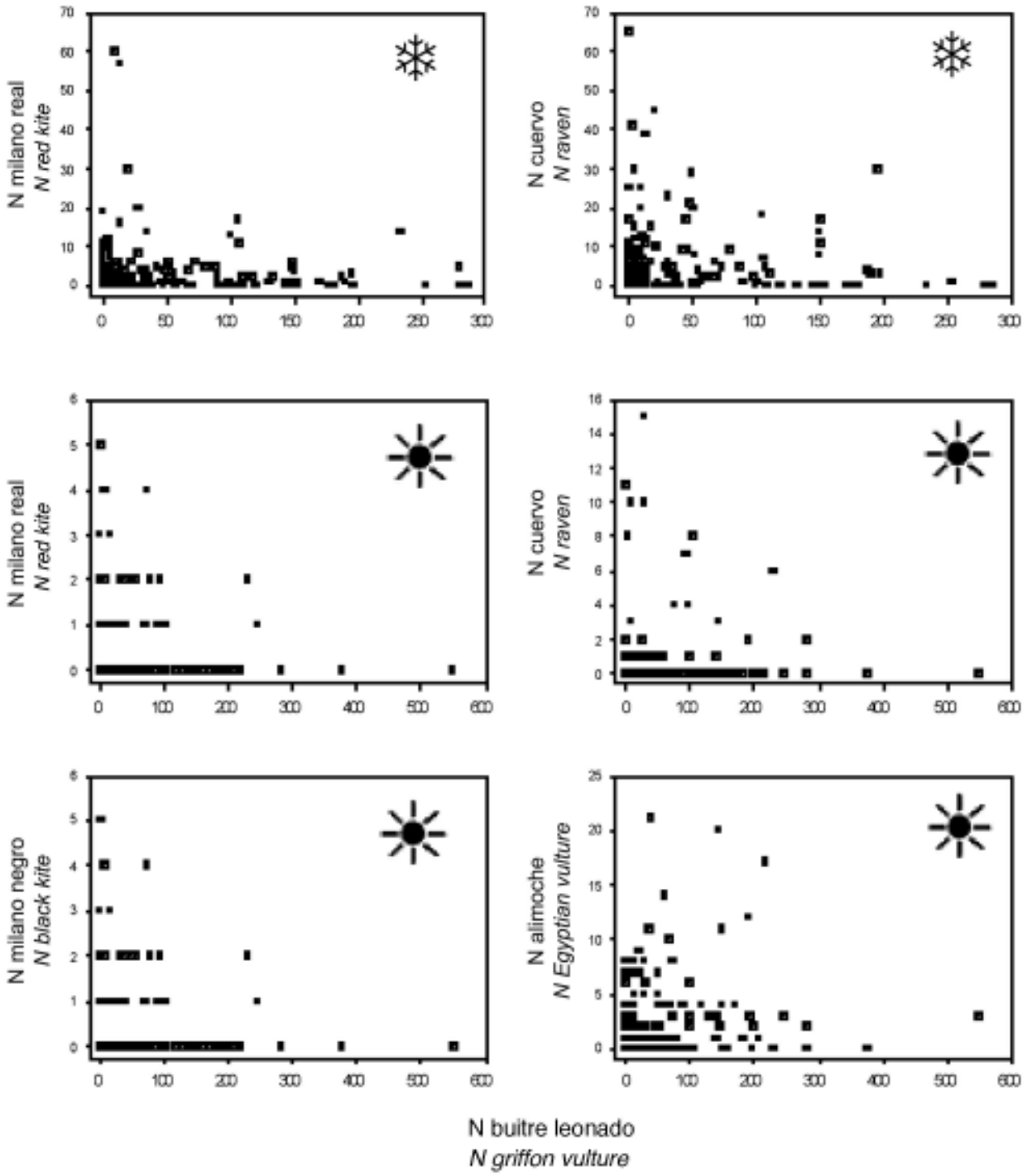


Figura 6. Número de individuos presentes de cada especie objeto de estudio en relación al número de buitres leonados presentes en ese mismo momento. Cada punto representa una observación en un muladar. Las dos graficas superiores representan observaciones de invierno; las cuatro inferiores: verano.

Figure 6 *Number of individuals present of each species in the study relative to the number of griffon vultures present at the same time. Each dot represents an observation in a muladar. The two upper graphs represent observations in winter; the four lower graphs represent observations in summer.*

nizados por los buitres del "Viejo Mundo", es evidente también que la funcionalidad se puede hallar sujeta a cambios mediados por el ambiente y la propia abundancia relativa de las especies (HIRALDO *et al.*, 1991b; MÖNKKÖNEN *et al.*, 2004). Los "especialistas", estrictamente carroñeros, como son jotes de cabeza negra (en menor medida, cóndores) en Sudamérica y buitres leonados en deter-

minadas regiones de Europa son también especies comparativamente muy abundantes y además, sociales, por lo que gracias a su tamaño de grupo dominan a cualquier otro carroñero que acuda al mismo punto de alimentación. La consecuencia obvia es la monopolización del recurso y un menor rendimiento, cuando no nulo, para el resto de especies del gremio; desde otras aves carroñeras a mamíferos e incluso invertebrados.

En este escenario, todas aquellas circunstancias que favorezcan la concentración de especialistas potenciarán esta cadena de efectos. La existencia de muladares hace predecible en el espacio y en el tiempo un alimento que en condiciones naturales tiene una distribución aleatoria. Ello, unido a la escasez de carroñas en ambientes más naturales, puede determinar la agregación del gremio en estos puntos. Paralelamente se producirá un incremento del tamaño de grupo de buitres leonado y la total exclusión de los carroñeros facultativos, algunos de ellos seriamente amenazados, como el milano real y el alimoche. Debe remarcarse, además, que los resultados de los estudios descritos aquí se obtuvieron en 2005 y 2006, antes de que el cierre de muladares en el norte de Iberia hubiera sido llevado a cabo totalmente (lo que se produjo a partir de 2008) por lo que las situación en el campo debe haber pivotado aun más si cabe hacia el extremo de la distribuciones mostradas en la Figura 7, redundando en una acaparación de recursos por la especie de mayor tamaño, más abundante, más social y más agresiva. De hecho, un estudio llevado a cabo en el valle del Ebro ha mostrado que, durante los años en que se fueron cerrando los muladares (2005-2008), la frecuencia de pequeñas carroñas (conejo silvestre, carnívoros) y de basura en la dieta del buitre leonado se ha incrementado significativamente, produciéndose una solapación progresiva con la dieta del alimoche (DONÁZAR *et al*., en preparación) que no mostró variaciones en el mismo periodo. Ello nuevamente indica que las dos especies pueden estar viéndose forzadas a compartir los mismos lugares de alimentación y las mismas presas lo que puede resultar negativo para el alimoche, dada su condición de subordinado cuando el buitre leonado está presente.

Es evidente que las acciones futuras deben ir encaminadas a revertir la tendencia actual hacia la concentración de cadáveres en pocos lugares o muladares. En este sentido debe implementarse la legislación existente para poder crear "muladares de granja" de manera que a los propietarios de pequeñas explotaciones les sea permitido abandonar los cadáveres en las inmediaciones de su explotación, siempre que reúnan condiciones sanitarias adecuadas para poder ser consumidas por los carroñeros (BLANCO *et al*., 2006, 2009; LEMUS *et al*., 2008; LEMUS & BLANCO 2009). Tal tipo de medidas ya se encuentran operativas en otros países europeos como Francia y suponen, a nivel ecológico, un cierto retorno hacia la impredecibilidad en el espacio y en el tiempo, una situación que, al fin y al cabo, es más similar a la que históricamente ha existido en países mediterráneos donde la existencia de las aves carroñeras ha estado asociada durante siglos a las prácticas agro/ganaderas tradicionales (DONÁZAR *et al*., 1996b; MARGALIDA *et al*., 2007).

6. AGRADECIMIENTOS

Las investigaciones que sirvieron de base al presente trabajo fueron impulsadas y financiadas parcialmente por el Instituto de Cooperación Iberoamericana, el Ministerio de Asuntos Exteriores y Viveros y Repoblaciones de Gestion Ambiental de Navarra S.A. (Gobierno de Navarra).

7. BIBLIOGRAFÍA

ALVAREZ, F., ARIAS DE REYNA, L. & HIRALDO, F.

1976 Interactions among avian scavengers in southern Spain. *Ornis Scandinavica* 7: 215-226.

ATWELL, R. I. G.

1963 Some observations on feeding habits, behaviour and inter-relationships of northern Rhodesian vultures. *Ostrich* 34: 235-247.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L.

2006 *Ecology: from individuals to ecosystems.* 4th Edn. Blackwell publishing, Malden, MA. USA.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2004 *Birds in the European Union: a status assessment. BirdLife International.* Wageningen, The Netherlands.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2006 Species factsheet: *Gyps fulvus, Egyptian vulture, Gypaetus barbatus, Milvus migrans and Milvus milvus.* Downloaded from http://www.birdlife.org on 22/8/2006.

BLANCO, G., LEMUS, J. A. & GRANDE, J.

2006 Faecal bacteria associated with different diets of wintering red kites: influence of livestock carcass dumps in microflora alteration and pathogen acquisition. *Journal of Applied Ecology* 43: 990-998.

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: 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. 402-451.

BLONDEL, J.

2003 Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223-231.

BRANTINGHAM, P. J.

1998 Hominid-Carnivore coevolution and invasion of the predatory guild. *Journal of Anthropology and Archeology* 17: 327-353.

CAMIÑA, A. & MONTELÍO, E.

2006 Griffon vulture *Gyps fulvus* food shortage in the Ebro Valley (NE Spain) caused by regulations against Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE). *Acta Ornithologica* 41: 3-17.

CAMPIÓN, D.

2004 *La fragmentación del hábitat mediterráneo y su efecto sobre la distribución, densidad de población y conservación de las poblaciones de aves de presa*. PhD thesis, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Spain.

CARRETE, M., LAMBERTUCCI, S., SPEZIALE, K., CEBALLOS, O., TRAVAINI, A., DELIBES, M., HIRALDO, F. & DONÁZAR, J.A.

En prensa Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Animal Conservation.*

CODY, M. L.

1974 *Competition and structure of bird communities*. Princeton University Press. Princenton. USA.

CORTÉS-AVIZANDA, A.

2006 *Efectividad de los puntos de alimentación suplementaria para la conservación de las aves necrófagas: efectos del diseño del muladar, la disponivilidad de alimento y la competencia dentro del gremio.* Diploma de Estudios Avanzados. Universidad Autónoma de Madrid.

CORTÉS-AVIZANDA, A., SELVA, N., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2009 Effect of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic and Applied Ecology* 10: 265-272.

DARWIN, C.

1839 *Narrative of the surveying voyages of His Majesty's ships Adventurer and Beagle, between the years 1826 and 1836*. Coribun. UK.

DEL MORAL, J. C. & MARTÍ, R.

2002 *El Alimoche en España y Portugal*. Monografía nº 8. SEO/BidLife, Madrid. Spain.

DEL MORAL, J. C. & MARTÍ, R.

2001 *El Buitre leonado en la Península Ibérica*. Monografía nº 7. SEO/BidLife, Madrid, Spain.

DONÁZAR, J. A., CEBALLOS, O. & TELLA, J.L.

1996 a Communal roost of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*): dynamics and implications for the species conservation In: Muntaner, J. & Mayol, J. (Eds.). Biology and Conservation of Mediterranean Raptors (1994) SEO/BirdLife, Monography 4, Madrid, Spain. Pp.189-202.

DONÁZAR, J. A., NAVESO, M.A., TELLA, J.L. & CAMPIÓN, D.

1996 b Extensive grazing and raptors in Spain. In Pain, D. (Ed.). *Bird conservation and farming policy in Europe*. Cambridge University Press. UK. Pp117-149.

DONÁZAR, J. A., TRAVAINI, A., CEBALLOS, O. RODRÍGUEZ, A., DELIBES, M. & HIRALDO, F.

1999 Effects of sex-associated competitive asymmetries on foraging group structure and despotic distribution in Andean condors. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 45: 55-65.

GARCÍA DE FRANCISCO, J.M. & MORENO-OPO, R.

2009 Los cadáveres de animales domésticos ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias? 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. 492-509.

GAVASHELISHVILI, A. & MCGRADY, M.J.

2006 Geographic information system-based modelling of vulture response to carcass appearance in the Caucasus. *Journal of Zoology* 269: 365-372.

GILBERT, M., WATSON, R.T., AHMED, S., ASIM, M. & JOHNSON, J.A.

2007 Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* 17: 63-77.

GILPIN, M.E. & DIAMOND, J.M.

1984 Are species co-occurrences on islands non-random, and are null hypotheses useful in community ecology? In: Strong, D. R., Simberloff, D., Abele, L.G. & Thistle, A. B. (Eds.). *Ecological communities. Conceptual issues and evidence*. Princeton University Press. Pp. 297-315.

GOROSTI.

2007 El milano real en Navarra. (http://www.gorosti.org /proyecto-sornitologia/milano_real_proy/ mr_marco).

GRUBH, R. B.

1978 Competition and co-existence in Griffon vultures: *Gyps bengalensis, G. Indicus and G. fulvus* in Gir forest. *Journal of Bombay Natural History Society* 75: 810-814.

HERNÁNDEZ, R., RODRÍGUEZ-ESTRELLA, R., HIRALDO, F. & DELIBES, M.

1987 Caracterización del sistema de vertebrados necrófagos en la Reserva de la Biosfera de La Michilía, Dgo. (México). *Acta Zoologica Mexicana* 22: 17-32.

HERTEL, F.

1994 Diversity in body size and feeding morphology within past and present vulture assemblages. *Ecology* 75: 1074-1084.

HERTEL, F. & LEHMAN, N.

1998 A randomized nearest-neighbor approach for assessment of character displacement: the vulture guild as a model. *Journal of Theoretical Biology* 190: 51-61.

HIRALDO, F.

1980 Relaciones entre morfología, ecología y distribución de los buitres del Viejo Mundo. *Proceedings I Reunión Iberoamericana de Zoología de Vertebrados. La Rábida, 1977*: 753-757.

HIRALDO, F., BLANCO, J. C. & BUSTAMANTE, J.

1991 a Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study* 38: 200-207.

HIRALDO, F., DELIBES, M. & DONÁZAR, J. A.

1991 b Comparison of diets of turkey vultures in three regions of northern Mexico. *Journal of Field Ornithology* 62: 319-324.

HOUSTON, D. C.

1973 *The ecology of Serengeti vultures*. Ph.D. thesis, University of Oxford, Oxford, UK.

HOUSTON, D. C.

1974 Food searching in griffon vultures. *East African Wildlife Journal* 12: 63-77.

HOUSTON, D. C.

1988 Competition for food between neotropical vultures in forest. *Ibis* 130: 402-417.

JAKSIC, F. M.

1981 Abuse and misuse of the term "guild" in ecological studies. *Oikos* 37: 397-400.

KOENIG, R.

2006 Vulture research soars as the scavengers' numbers decline. *Science* 312: 1591-1592.

KÖNIG, C.

1974 Zum verhalten spanischer Geier an Kadavern. *Journal für Ornithologie* 115: 289-320.

KÖNIG, C.

1976 Inter-und intraspezifische nahrungskonkurrenz bei Altwelgeiern (Aegypiinae). *Journal für Ornithology* 117: 297-316.

KÖNIG, C.

1983 Interspecific and intraspecific competition for food among Old World vultures. In: Wilbur, S. R. & Jackson, J. A (Eds.). *Vulture Biology and Management*. University of California Press. Pp. 153-171.

KRUUK, H.

1967 Competition for food between vultures in east Africa. *Ardea* 55: 171-193.

LACK, D.

1944 Ecological aspects of species formation in passerine birds. *Ibis* 86: 260-286.

LAMBERTUCCI, S. A.

2007 Biología y conservación del Cóndor Andino en Argentina. *Hornero* 22: 61-70.

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: e 1444.

LEMUS, J.A. & BLANCO, G.

2009 Riesgos sanitarios de la gestión de cadáveres de ganado: enfermedades transmitidas y emergentes en las aves carroñeras. 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. 374-401.

MARGALIDA, A., &. HEREDIA, R.

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

MARGALIDA, A., D. GARCÍA & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2007 Factors influencing the breeding density of bearded vultures, Egyptian vultures and Eurasian griffon vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity and Conservation* 30: 189-300.

MARGALIDA, M., BERTRÁN, J. & HEREDIA, R.

2009 Diet and food preferences of the endangered Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: a basis for their conservation. *Ibis* 151: 235-243.

MÓNKKÓNEN, M., FORSMAN, J.T. & THOMSON, R.L.

2004 Qualitative geographical variation in interspecific interactions. *Ecography* 27:112-118.

MUNDY, P., BUTCHART, D., LEDGER, D. & PIPER, S.

1992 *The vultures of Africa*. Academy Press, San Diego. CA. USA.

PIPER, S. E.

2006 Supplementary feeding programs: how necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vultures populations? In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.) *Proceedings of the international conference on conservation and management of vulture populations*. Natural History Museum of Crete WWF Greece. Pp 41-50.

ROOT, R. B.

1967 The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317-350.

SCHLEE, M. A.

2000 The status of vultures in Latin America. In: Chancellor, R. D. & Meyburg, B. U. (Eds.). Raptors at risk. WWGBP/Hancock House. Pp. 191-206.

SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R. E.

1993 Species diversity. An introduction to the problem. In: Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (Eds.). *Species diversity in ecological communities*. The University of Chicago Press. Pp. 1-10.

SEIFERT, R. P.

1984 Does competition structure communities? Field studies on neotropical *Heliconia* insect communities. In: Strong, D. R., Simberloff, D., Abele, L.G. & Thistle, A. B. (Eds.). Ecological communities. Conceptual issues and evidence. Princeton University Press. Pp. 54-63.

SELVA, N. & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2009 Efectos de carroñas y muladares sobre las comunidades del entorno. 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. 452-473.

SLATKIN, M. W.

1980 Ecological character displacement. *Ecology* 61: 163-177.

SOULE, M.E., ESTES, J. A., MILLER, B. & HONNOLD, D.L.

2005 Strongly Interacting Species: Conservation Policy, Management, and Ethics. *BioScience* 55: 168-176.

TRAVAINI, A., DONÁZAR, J. A., RODRÍGUEZ, A. CEBALLOS, O., FUNES, M., DELIBES, M. & HIRALDO, F.

1998 Use of European hare (*Lepus europaeus*) carcasses by an avian scavenging assemblage in Patagonia. *Journal of Zoology* (*Lond*) 246: 175-181.

VIÑUELA, J., MARTÍ, R. & RUIZ, A.

1999 *El milano real en España*. Monografía nº 6. SEO/BidLife, Madrid. Spain.

WALLACE, M. P. & TEMPLE, S. A.

1987 Competitive interactions within and between species in a guild of avian scavengers. *Auk* 104: 290-295.

WIENS, J. A.

1977 On competition and variable environments. *American Naturalist* 65: 590-597.

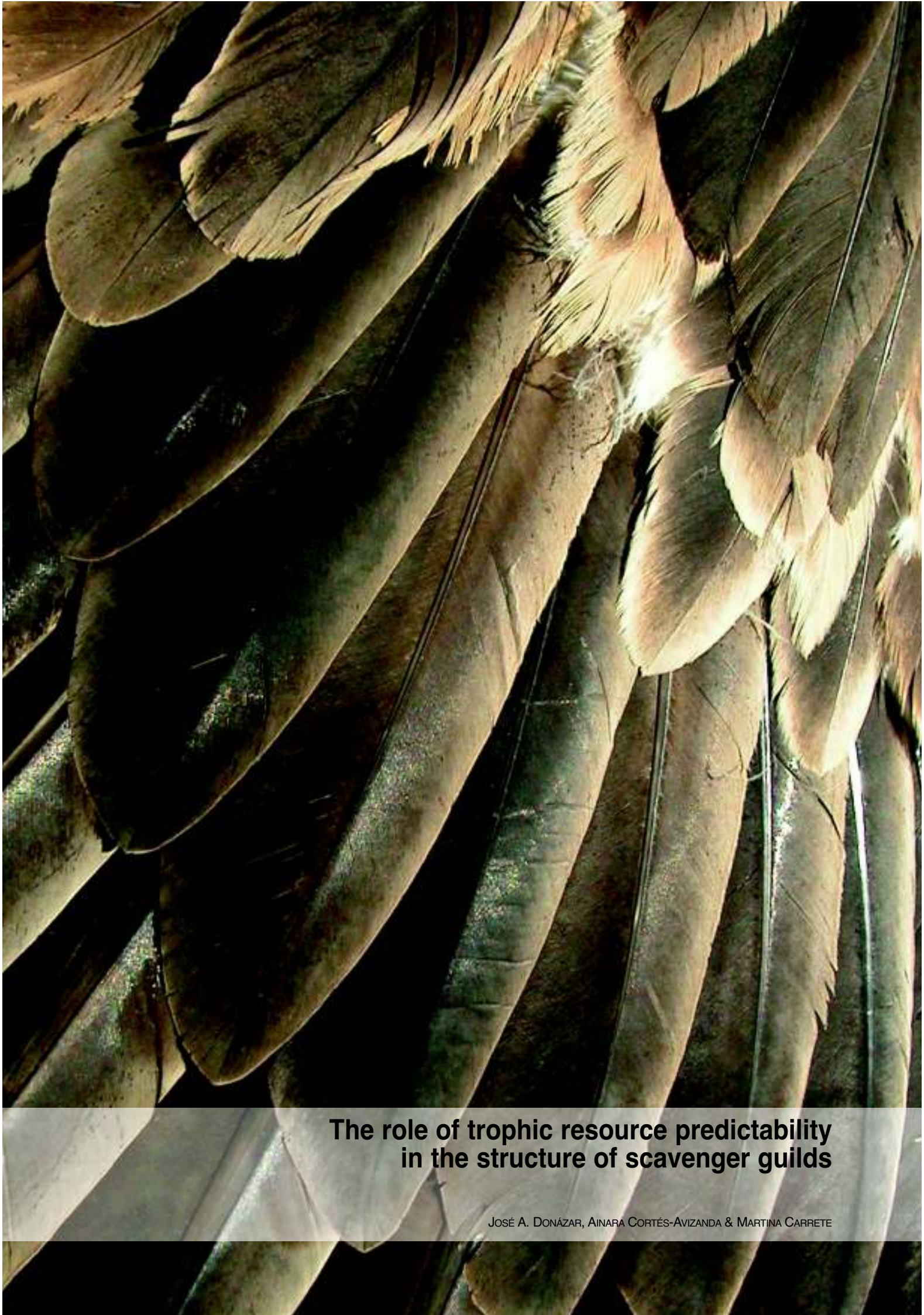
WIENS, J. A. & ROTENBERRY, J. T.

1979 Diet niche relationships among North American grassland and shrubsteppe bird populations. *Oecología* 42: 253-292.

foto/photo: Antonio Atienza

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Antonio Atienza



The role of trophic resource predictability in the structure of scavenger guilds

José A. Donázar, Ainara Cortés-Avizanda & Martina Carrete

1. INTRODUCTION

Spatial, functional, or taxonomic associations within food webs usually define communities. Within local associations of potentially interacting taxa, species may be compartmentalized into smaller ecological units, often called "guilds" that are usually defined as groups of species utilizing similar resources in similar ways. Thus, interactions are stronger within guilds than between them (see reviews of ROOT, 1967; JAKSIC, 1981; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993; BLONDEL, 2003). Since LACK's pioneer studies (1944), ecologists have regarded competition to be of prime importance in structuring communities and have noted that closely related species in a feeding guild can coexist by sharing limited resources through divergent behavioral, ecological, or morphological traits (SEIFERT, 1984; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993; BRANTINGHAM, 1998).

Carrion are rare, discrete resources that are unequally distributed in space and require special skills to locate. Once discovered, further skills are needed to open tough skins, especially those of large mammals. Once the carcass is open, however, the extensive amount of food allows large numbers of individuals to benefit (HOUSTON, 1973). Carcasses thus provide unique research conditions that permit the study of the potential evolution of coexisting species that are exploiting a discrete food resource. Specialization in scavenging habits seems to have evolved at least 50 million years ago during the Cenozoic Era. Although facultative scavenging has developed in different avian groups (*Falconidae, Corvidae, Ciconidae*) (HERTEL, 1994), only vultures are "true" scavengers, showing life-history strategies based on the obligate exploitation of carcasses (HOUSTON, 1973; 1974).

Evidence supporting competition as the main factor structuring Old World vulture guilds is based on behavioral and eco-morphological research (ALTWELL, 1963; KRUUK, 1967; KÖNIG, 1974, 1976; ALVAREZ *et al.* 1976; GRUBH, 1978, MUNDY *et al.*, 1992). The co-occurrence of several vulture species at large mammal carcasses in East Africa and other regions led CODY (1974) to state that they appear to have evolved ways of coordinating their common use of carrion. Three different patterns of resource use could coexist, which might correlate with differences in skull morphology (KÖNIG, 1983; HERTEL, 1994). "Gulpers" (*Gyps spp*) are species feeding on softer muscles and viscera whereas "Ripper" (*Torgos, Aegypius, Sarcogyps, Trigonoceps*) consume mainly skin, tendons, and flesh adhering to bones and large pieces of meat around the cadaver. Finally, "Scrappers" (*Neophron and Necrosyrtes*) feed on small pieces from around the kill. In addition to these groups, the bearded vulture, *Gypaetus barbatus*, has very specialized food habits, consuming bones of small and medium-sized vertebrates (MARGALIDA *et al.*, 2009).

Bio-geographic changes in the composition of these guilds appear to follow an orderly process (HIRALDO, 1980). They are richer (up to seven species coexisting concordantly) in regions of the world such as India and East Africa where the availability of wild ungulate carrion is (or has been, from the evolutionary point of view) greater. As the richness in the unulate communities decreases toward the outskirts of the Mediterranean, Central Asia and South Africa, the guilds become impoverished in an non-random way so that each group mentioned above is reduced to a single representative (Table 1). Thus, in the Mediterranean and the Middle East the guild is composed of only four species: griffon vulture, black vulture, Egyptian vulture and bearded vulture.

Nevertheless, the majority of the evidence favoring an "organized" structure within the scavenger guilds comes from eco-morphological approximations that are usually independent of short-term ecological conditions such as food supply and season (WIENS, 1977; WIENS & ROTENBERRY, 1979). On the other hand, behavioral aspects are essential in describing guilds because they identify functional roles of these species that are not necessarily predetermined by morphology (SLATKIN, 1980). It is precisely these behavioral approximations that are providing growing evidence that the guilds, at least in some locations, are the sum of opportunists that have not developed specific strategies for efficient consumption of carcasses through, for example, specialization and/or facilitation processes (HERNANDEZ *et al.*, 1987; HIRALDO *et al.*, 1991 a; TRAVAINI *et al.*, 1998).

The presence and abundance of a species will determine the probability that another will access the food so that, independently of whether or not the scavenger guilds display orderly distribution of the resources, Egyptian vultures and other facultative scavengers can be considered "strongly interacting species" (SOULÉ *et al.*, 2005), sharing an intermittent resource (available during a determined period of time, SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009), in greater or lesser measure until it is finished. Nonetheless, human activity has historically changed the scene: as wild ungulates are replaced by domestic species with contiguous spatial distribution (corrals, pens), the intermittent resource becomes a constant in space and time and the muladar (carcass dump) appears. The result is that the predictability of food in space and time becomes very high. This scenario is reproduced in many manage-

	Flesh and viscera	Flesh and skin, large pieces of flesh around the carcass	Small pieces of flesh around the carcass	Bones
Eastern Africa	*Gyps ruepellii* *Gyps africanus*	*Torgos tracheliotus* *Trigonoceps occipitalis*	*Necrosyrtes monachus* *Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
Southern Africa	*Gyps coprotheres* *Gyps africanus*	*Torgos tracheliotus* *Trigonoceps occipitalis*	*Necrosyrtes monachus* *Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
India	*Gyps fulvus* *Gyps indicus** *Gyps bengalensis*	*Sarcogyps calvus*	*Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
Central Asia	*Gyps fulvus* *Gyps himalayensis*	*Aegypius monachus*	*Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*
Mediterranean	*Gyps fulvus*	*Aegypius monachus*	*Neophron percnopterus*	*Gypaetus barbatus*

Recently, it has been proposed to split *Gyps indicus into G. indicus and G. tenuirostris* following Rasmussen & Parry (2001). The two species would be parapatric or allopatric.

Table 1. Scavenger guild composition in five Old-World regions in relation to consumption patterns of different carcass parts. Based on Hiraldo (1979).

ment strategies aimed to recover endangered populations of scavengers through supplementary feeding and the creation of vulture restaurants (PIPER, 1996; GILBERT *et al.*, 2007). During the last decade, in the European Union, the concentration of resources in a few vulture restaurants has been exacerbated because sanitary laws forbid the abandonment of livestock carcasses in the field (MORENO-OPO *et al.*, 2009).

The goal of this chapter is to explore, on the basis of existing information, what effects these changes in the spatial-temporal distribution of resources can have on the patterns of consumption of food by scavenger guilds. We will examine three studies conducted on Old and New World guilds that demonstrate the response of species with different life strategies in the face of spatial changes (inclusively on a transcontinental scale) in the availability and predictability of resources. Given that in both guilds there exist obligate, social, and very dominant scavenger species (*Gyps* in the Old World, *Coragyps atratus* in the New World; see below), it is possible to pose the hypothesis that these species, under certain conditions imposed by increasing humanization of the environment (concentration of food) can monopolize the resource and negatively affect the yield obtained by other taxa (facultative scavengers). This effect would also be heightened by the fact that the populations of dominant species are expanding while the subordinate species suffer greater degrees of threat (see below).

2. THE APPEARANCE OF PREDICTABLE FOOD SOURCES CAUSE A SPATIAL DECONSTRUCTION OF GUILDS IN THE NEW WORLD: BLACK VULTURES VS. ANDEAN CONDORS

The Argentine Patagonia houses a relatively simple scavenger guild where three species of Cathartidae converge: the Andean condor *Vultur gryphus*, the Turkey vulture *Cathartes aura* and the black vulture *Coragyps atratus*. This last species (Figure 1) can be considered, a "recent arrival" in the region, in evolutionary terms, since is does not appear that it spread south of the Rio de la Plata before the European conquest (see DARWIN, 1839 and references collected about the observations of F. DE AZARA). The black vulture would have inhabited Patagonia following human expansion resulting in the appearance of abundant resources and predictable resources (primarily garbage dumps and livestock exploitations), similar in their spatial-temporal distribution to those used by the species in the original distribution areas in the Neotropics (HOUSTON, 1988; SCHLEE, 2000).

Concentrations of black vultures in garbage dumps in Patagonia can become locally important. In the area of Junín de los Andes (province of Neuquén) several hundred individuals gather in the municipal dump and the immediate surrounding areas; from there they move in an ample radius of action of tens of kilometers. In this way, the black vultures are able to become directly competitive with the Andean condor, a species that continues to maintain regional population sizes that can be considered important (several hundred individuals; LAMBERTUCCI, 2007) (Figure 1).

Between 1991 and 2006 investigative teams from the Biological Station of Doñana and the University of Bariloche carried out studies based on the observation of the patterns of utilization of medium sized ungulate carrion (sheep) by the scavenger guild of this region. The results (CARRETE *et al.*, in press) revealed that black vultures and Andean condors were not specialized in the consumption of any portion of the carcass and, therefore, were able to consume an entire resource without co-beaurrence from the other scavengers. These results support the idea of the authors that a structured guild does not exist in Patagonia,

but what can be seen is a summation of opportunists among which facilitating processes do not appear (see also TRAVAINI *et al.*, 1998). This scenario leads to another question: Can the scarce and endangered Andean condors be displaced by the more social and abundant black vultures? Or rather, are there segregation mechanisms on a spatial-temporal level that characterize pairs of species that exploit similar resources (BEGON *et al.*, 2006)? In addition, given that the Andean Condors exhibit a pronounced sexual dimorphism (males are some 30% larger than females), it can be expected that the females would be more affected by inter-specific interactions. Given also that the female Condors use the plain areas more than the males (DONÁZAR *et al.*, 1999), precisely where the black vultures are more abundant, these patterns can show marked spatial variations that can become more pronounced in areas of progressive human encroachment.

In order to try to answer these questions analyses were conducted based on data obtained from observation of the consumption process by the guild of scavengers of 32 sheep carcasses placed in two contrasting habitats: mountains, with sparse human population and plains near population centers and communication routes. The results show that Condors and black vultures tend to segregate themselves spatially: the first are more abundant in steep areas and the second in level zones. The models obtained from the observation sequences show that the black vultures became a serious problem for Condors, especially in areas affected by human use (Figure 2), although they did not succeed in totally excluding them from carrion. In addition, this competition can give way to intra-specific asymmetries linked to gender: in the Condors, the females would be more affected by being excluded from the carrion in areas (plains) where they prefer to search for food.

3. PREDICTABILITY AND ABUNDANCE OF FOOD AS DETERMINANTS OF THE INTRA AND INTER-SPECIFIC ABILITY TO FORM AGGREGATES IN RANDOM SCAVENGERS: A TRANSCONTINENTAL APPROXIMATION

The sociability of the consumer associated with spatial aggregation of resources is a well-known phenomenon in ecology (BEGON, *et al.*, 2006) and scavengers, be they specialists, or facultative, are not exceptions in this case (SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009). In Europe, numerous species of facultative scavengers, such as kites, Ravens and Egyptian vultures, form large groupings at feeding areas such as dumps and vulture restaurants; often, communal roosts appear which are tied to these enclaves (DONÁZAR *et al.*, 1996a). However, it is not well understood what the flexibility among species is for these socialization strategies, or whether the tendency toward grouping is adaptive, or an undesirable result of humanization and habitat alteration causing the distribution of resources (in this case carrion) to be limited to a few locations.

These questions were raised in a comparative study about the spatial distribution of resources, distribution of scavengers and overlap of their diet in Mediterranean and Sahelian biomes (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, in preparation). The Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and the black kite *Milvus migrans* were selected as the species for study; both are part of the same guild, exploit similar resources (small and medium sized carrion and remains from garbage dumps) and have trans-Saharan migratory populations, which results in the same individuals encountering each other on both continents in surroundings that are very different from one another in terms of distribution and abundance of food (Figures 3 & 4).

The observations carried out at fixed observation points located in the Ebro Valley and western Pyrenees (northern Spain) and in the Sahel of Mauritania, Malí and Senegal revealed that in Africa, the abundance and diversity of livestock in the diet was much greater than in Europe. In this manner, herds of dromedaries, goats, sheep, donkeys, horses and zebus appeared in Sahel, while in Europe only significant flocks of sheep were noted. As for the scavengers in Africa, important congregations of black kites (up to 300 individuals) were found in city slaughterhouses while the Egyptian vultures did not frequent these sites. On the contrary, in Europe, Egyptian vultures and black kites were concentrated in large groups in vulture restaurants and garbage dumps (maximums of 80 and 200 individuals respectively). The distribution of both species in the rest of the territory also showed variations between continents. In Europe, Egyptian vultures and black kites appear significantly grouped in the proximity of predictable feeding sites while in Africa the distribution was even and independent of this factor. Finally, the diet, evaluated by means of stable isotopes ($\delta_{15}N$) on feathers of birds that were captured in the field and on skins from museums, showed that in Africa, Egyptian vultures and black kites differ in their trophic position, exhibiting a segregated diet. On the contrary, in Europe, both

species showed complete trophic overlap, using similar resources.

From this study, the authors conclude that the concentrations of facultative scavengers found in muladares and garbage dumps in Europe are caused by the scarcity of other food in neighboring areas. When food (livestock carrion) is abundant, the species do not form large groups and are distributed homogeneously in the space where they also utilize different resources. In addition, this situation is supported by the fact that in the Mauritanian Sahel, the scavenger guild lacks species from the *Gyps* genus that might be able to compete advantageously with the smaller body-size species provoking their relegation to sub-optimal areas. Consequently, the same individuals and populations exhibit an important flexibility in their degree of sociability. From the perspective of conservation, it can be concluded that what is seen in Europe, i.e., large groups in muladares and dumps, can be a reflection of a less than optimal situation and can have undesirable consequences for individuals that go there because of the strong intra- and inter-specific tension (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2006)

4. IS IT POSSIBLE TO OPTIMIZE THE DESIGN OF A VULTURE RESTAURANT TO FAVOR ENDANGERED AND DEPENDENT SPECIES WITHIN THE GUILD?

Although it is accepted that the Old World scavenger guilds are structured on the basis of an ordered distribution of carcasses (see above), it is also known that the access to resources in a competitive setting depends significantly on the composition and size of the groups of species that come to use it (MÖNKKÖNEN *et al.*, 2004). In this way, in the case of the Iberian scavenger birds, it could be predicted that the most abundant and dominant species, the griffon vulture, when concentrated in groups of hundreds of individuals, would monopolize the resources in the vulture restaurants (Figure 6).

In the context of legislative changes in the European Union (GARCIA & MORENO-OPO *et al.*, 2009) that, either directly or indirectly, impose maintenance of only a few muladares or vulture restaurants, the possibility must be taken into account that these feeding stations are not in compliance with adequate conservation functions for the most threatened populations, which are specifically, small and medium sized scavengers (Egyptian vulture, red kite *Milvus milvus*; see BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004, 2006). Therefore, urgent questions are raised about what lies ahead for the creation and maintenance of vulture restaurants for conservation. It is necessary to know if the characteristics of the feeding place can be efficiently modified in order to favour the species in the guild that is scarce and less competitive.

With this objective, a study was carried out in 2004-2005 in a region of approximately 10,000 km^2 in the provinces of Navarra, Huesca and Zaragoza, between the Ebro Valley and the western Pyrenees (Northern Spain)(CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2006). In this territory, in 2004, there were 17 vulture restaurants that were regularly managed during two seasons (winter and summer). Guilds were found that differed in composition as a result of the presence or absence of migratory scavengers. The feeding stations were supplied with varied quantities of carrion, but primarily with sheep and swine. The region holds very significant scavenger bird populations that, in 2004, numbered 2,400 pairs of griffon vultures *Gyps fulvus*, 380 of Egyptian vultures, 8 of bearded vultures, and several hundreds of red kites, black kites, and common ravens *Corvus corax*. All of these species, except for the bearded vultures, congregated in communal roosts of hundreds, and in the case of the red kite in winter thousands, of individuals (DEL MORAL & MARTÍ, 2001, 2002; C. FERNÁNDEZ, pers. comm.; DONÁZAR *et al.*, 1996a; MARGALIDA & HEREDIA, 2005; VIÑUELA *et al.*, 1999; GOROSTI, 2007; CAMPION, 2004).

The frequency of sightings (% of visits with contact) of the study species in the vulture restaurants demonstrated significant variations. In the winter, all of the feeding places (100%) were frequented by griffon vultures and red kites, followed by common ravens (80%) and bearded vultures (27%). The number of individuals (assessed as the median) present at each place fluctuated between 3-109 (griffon vulture) and 1-8 (Red Kite). The observed bearded vultures (>90%) were almost always isolated adult individuals. During the summer, griffon vultures and black kites were detected in 87% of the feeding stations, followed by common ravens (62%), and red kites and Egyptian vultures (56%). The griffon vulture was once again the most numerous in all the vulture restaurants (median: 2-61), far greater than the black kites (1-18), common ravens (1-7), Egyptian vultures (1-5), and red kites (1-2). The most marked seasonal trends were manifested in common ravens and red kites: in both species

the frequency of visits and the median number of individuals was greater in winter (in all cases $p < 0.05$). For the griffon vulture and the bearded vulture seasonal differences were not detected.

In a second visit and based on the census obtained in each visit, it was determined that when the number of griffon vultures was very high, the smaller sized species disappeared from the feeding station (Figure 6). An analysis using Generalized Linear Mixed Models (GLIMMIX) in which the locality was considered as a random variable, demonstrated that in winter the species tend to significantly aggregate in vulture restaurants, with the exception of the red kites which only visited these places during that hours (in the afternoon) when griffon vultures are not there. In the summer the species do not mix with the griffon vultures. These results indicate that the structure of the guild is very precarious and dependent upon environmental conditions. If the conditions are not too limiting (in the summer) the small sized species and the griffon vultures appear independently, which suggests an absence of facilitatory processes or direct competition. On the other hand, in the winter the species are forced to compete, but also demonstrate mechanisms of temporal segregation (see BEGON *et al.*, 2006).

Finally, there was an attempt to determine which features of the *muladar* favored the presence of each one of the species and the diversity of the guild. For this, the characteristics of the contributions (size and quantity of the carrion) to the location of the vulture restaurants with reference to the habitat and physiography of the environment as well as its degree of humanization were taken into account. The Generalized Linear Models (GLMs) did not show consistent tendencies with regard to the effect of the type and quantity of the carcass supply or with regard to the influence of the degree of humanization of the environment. All of the species were capable of utilizing any type of food in any environment regardless of humanization. This last result is contrary to what has been observed in other European regions where the scavenger birds seem to undergo greater levels of persecution (GAVASHELISHVILI & McGRADY, 2006). The differences appear to respond to spatial-temporal changes in the distribution and abundance of the species such that, for example, red kites and ravens were found more frequently in the plains in winter and the mountains in summer. In summer, the griffon vultures preferred to take advantage of the large feeding stations in the plains, probably due to the concentration of a large number of immature birds in the Ebro Valley during this season (see also CAMIÑA & MONTELÍO, 2006). The red kites and the bearded vultures were more demanding. During the reproductive period, the first preferred to use the vulture restaurants in areas of medium altitude in the vicinity of rivers, a landscape that is more favorable from the point of view of the needs of reproductive foraging birds (CAMPIÓN, 2004). The most striking case was that of the bearded vulture: conditioned by its environment, it only used those feeding stations near the breeding territories and located in rugged and open areas.

5. DISCUSSION AND CONCLUDING REMARKS

After being traditionally considered as "stable" entities from the functional and evolutionary point of view, several recent studies about scavenger guilds demonstrate that their structure and function (including interspecific relationships and distribution of resources) is extremely fragile and probably also the result of non-competitive aspects such as interactions with the abiotic environment, non-random resource distribution, and historical processes (GILPIN & DIAMOND, 1984; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993). Frequently, the consumption of carrion becomes an opportunistic use by a succession of facultative scavengers (see Introduction). In the case of those guilds in which the distribution of resources and facilitating processes are apparently more clear, as is the case of those represented by the "Old World" vultures, it is also evident that functionality is subject to changes caused by the environment and the relative abundace of the species (HIRALDO *et al.*, 1991b; MÖNKKÖNEN *et al.*, 2004). The "specialists", strictly scavengers such as black vultures (and to a lesser extent, Andean Condors) in South America, and griffon vultures in certain regions of Europe, are also species that are locally abundant as well as social and dominate any other scavenger. The obvious consequence is the monopolization of resources and a smaller if not absent supply for the rest of the species in the guild, including other scavenger birds, mammals, and invertebrates.

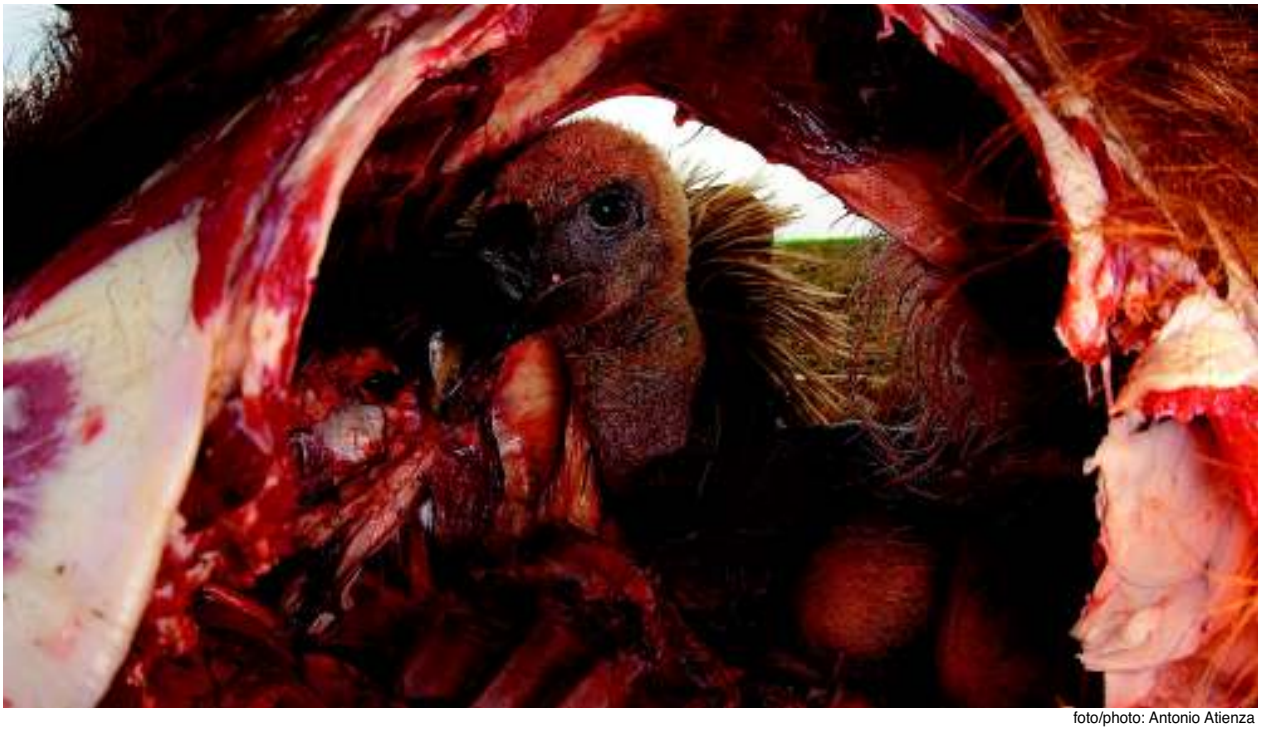
In this setting, all of the circumstances favouring the concentration of specialists promote this chain of events. The existence of vulture restaurants makes food predictable in the space and time whereas, under natural conditions, it would

have been randomly distributed. This, along with the scarcity of carrion in more natural environments, can determine the aggregation of guilds in these locations. At the same time, an increment in the size of the group of griffon vultures will result, and the total exclusion of the facultative scavengers, some of which are seriously threatened, such as the red kite and the Egyptian vulture. Additionally, it should be emphasized that the results of the studies described here were obtained in 2005 and 2006, before the closing of the vulture restaurants in northern Iberia was almost totally completed (which happened at the beginning of 2008), so that the situation in the field has to have changed even more, if possible to the extreme of the distributions shown in Figure 7. In fact, a study carried out in the Ebro valley (northern Spain) between 2005 and 2008, when most of the muladares and vulture restaurants were been closed, demonstrated that the frequency of small carcasses (carnivores, wild rabbit) and garbage in the diet of the griffon vulture increased significantly. It determined a progressive overlap with the diet of the Egyptian vulture which did not show variations during the same period (DONÁZAR *et al.*, in preparation). These results again show that the progressive scarcity and concentration of carcasses in a few places is forcing the two species to share the same places ad food resources which may result detrimental for the subordinate Egyptian vulture.

It is evident that future actions must be directed to change the actual tendency toward the concentration of carcasses in few places. In this sense, existing legislation must be implemented to facilitate the creation of "farm vulture restaurants" in such a way that the owners of small working operations can be permitted to leave the carcasses in the immediate surroundings of their operation for consumption by scavenger birds, as long as they abide by adequate sanitary conditions (BLANCO *et al.*, 2006, 2009; LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009). These types of measures are already operative in other European countries such as France, and they assume, on an ecological level, a certain return to the unpredictability in space and time, a situation which ultimately, is closer to that which historically has existed in Mediterranean countries where the existence of scavenger birds has, for centuries, been associated with traditional agro-grazing systems (DONÁZAR *et al.*, 1996b; MARGALIDA *et al.*, 2007).

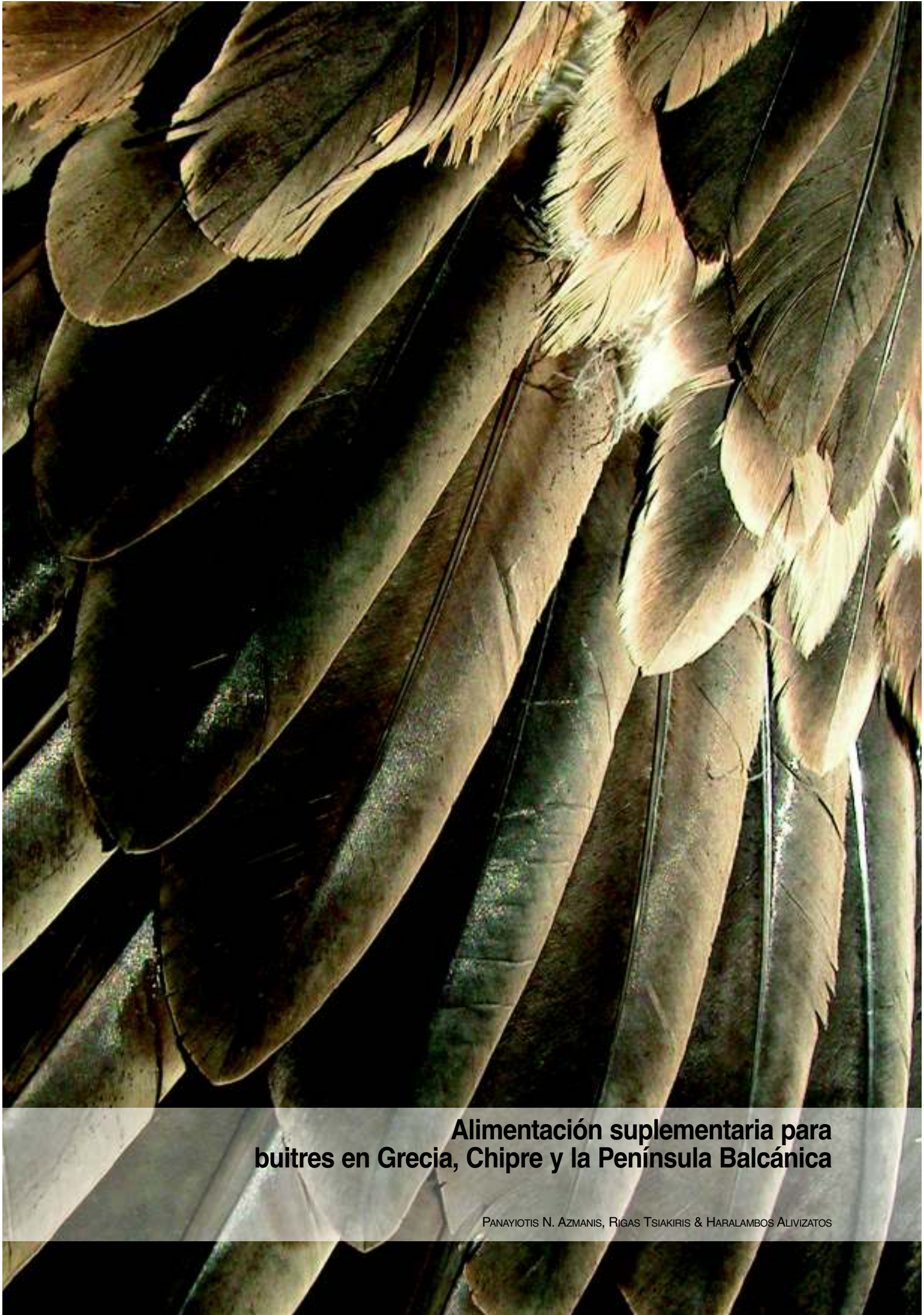
6. ACKNOWLEDGEMENTS

The investigations that served as the basis for the present project were promoted and partially financed by the Instituto de Cooperación Iberoamericana, the Ministerio de Asuntos Exteriores and Viveros y Repoblaciones de Navarra S.A (Gobierno de Navarra).



foto/photo: Antonio Atienza

foto/photo: Jordi Bas



Alimentación suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica

Panayiotis N. Azmanis, Rigas Tsiakiris & Haralambos Alivizatos

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	352-373	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Alimentación suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica

Supplementary feeding for vultures in Greece, Cyprus and Balkan Peninsula

PALABRAS CLAVES: alimentación suplementaria, aves carroñeras, Balcanes, Chipre, Grecia, mortalidad.
KEY WORDS: supplementary feeding; scavenger species, Balkans, Cyprus, Greece, mortality.
GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, hegazti sarraskijaleak, Balkanak, Zipre, Grezia, heriotza-tasa.

Panayiotis N. AZMANIS[1], Rigas TSIAKIRIS[2] & Haralambos ALIVIZATOS[3]

RESUMEN

El aporte de alimentación suplementaria comenzó en Grecia y los Balcanes a finales de los años 80 con el objetivo de conservar las últimas poblaciones de aves carroñeras. Durante la última década, esta actividad se ha intensificado, ha estado mejor organizada y ha sido incluida en programas de conservación globales, gracias en especial a la iniciativa del Plan de Acción del Buitre de los Balcanes. Hoy en día existen un total de 35 puntos de alimentación suplementaria operativos en la Península Balcánica y Chipre, y la tendencia es a establecer más. La mayoría de estos puntos están gestionados por ONGs que cooperan con las autoridades administrativas locales. Los mataderos comerciales locales son los principales proveedores de alimento. En los países miembros de la Comunidad Europea, los puntos de alimentación son designados bajo la autorización de las autoridades ministeriales (veterinarias y de medio ambiente). En Grecia se han establecido unos pre-requisitos y unas bases nacionales, mientras que en Bulgaria, Serbia y Madeconia se planea utilizar los puntos de alimentación propuestos y existentes en futuros proyectos de re-introducción. El número actual de puntos de alimentación supuestamente cubre la distribución de buitres en todos los países balcánicos y en Chipre, pero no aún en Grecia. En general, el aporte de alimentación suplementaria ha frenado la desaparición de los buitres de la Península Balcánica y en Chipre, mientras que a escala local ha beneficiado la productividad y la supervivencia del buitre leonado *Gyps fulvus*, del buitre negro *Aegypius monachus* y del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*. En el caso del alimoche *Neophron percnopterus*, los datos disponibles apuntan a una mezcla de resultados, aunque la especie sólo ha comenzado a recibir atención especial recientemente. Indirectamente, el funcionamiento de los puntos de alimentación ha popularizado entre el público en general, y dentro de las comunidades locales, la necesidad de proteger a los buitres y la naturaleza, pero no ha logrado impedir los casos de envenenamientos masivos, comprometiendo su potencial efecto positivo, aunque supuestamente el impacto negativo poblacional hubiera sido más fuerte en ausencia de los puntos de alimentación.

ABSTRACT

Supportive feeding in Greece and the Balkans began in the late 1980s in an attempt to save the last remaining vulture populations. During the last decade this activity intensified, was better organised and included in complete conservation programs, particularly as a part of the initiative of the Balkan Vulture Action Plan. Today, in all of the Balkan Peninsula and Cyprus, 35 feeding sites operate with plans to establish more. Most of these sites are managed by NGOs in cooperation with the local administrative authorities. Local commercial slaughterhouses are the main food providers. In the European Community, the feeding sites are designated under authorisation by the Ministerial authorities (veterinary & environmental). In Greece, national prerequisites and guidelines have been established while in Bulgaria, Serbia and Macedonia proposed and existing feeding sites will be incorporated as a part of future re-introduction projects. The current number of feeding sites apparently covers the respective vulture distributions in Balkan countries and Cyprus, but do not yet do so in Greece. In general, the supportive feeding halted the disappearance of vultures from the Balkan Peninsula and Cyprus and locally has improved the productivity and survival of griffon *Gyps fulvus*, cinereous *Aegypius monachus* and bearded vulture *Gypaetus barbatus* populations. In the case of the Egyptian vulture, the available data indicate mixed results, while the species has quite recently begun to receive special attention. Indirectly, the operation of feeding sites popularized the need for vulture and nature protection in the broader public domain and within local communities, but did not prevent massive poisoning events, compromising their potential positive effect, though it is assumed that the expected negative impact at the population level would have been more severe in the absence of feeding sites.

LABURPENA

Elikadura osagarria Grezian eta Balkanetan hasi ziren ematen 80ko hamarkadaren bukaeran, saien azken koloniak eta bikoteak salbatzeko. Azken hamarkadan, neurri hori areagotu, hobeto antolatu eta kontserbazio programetan sartu da, bereziki Balkanetako Saien Ekintza Planaren ekimenari esker. Gaur egun, Penintsula Balkanikoan eta Zipren, 35 elikatzeko gune daude martxan guztira, eta gehiago jarri nahi dituzte aurrerantzean. Horietako gune gehienak tokiko administrazio aginpideekin elkarlanean dabiltzan Gobernuz Kanpoko Erakundeek kudeatzen dituzte. Tokiko hiltegi komertzialak dira elikagai hornitzaile nagusiak. Europako Erkidegoko herrialde kideetan, elikatzeko guneak jartzeko, albaitari eta ingurumen ministerioen aginpideen baimena behar da. Grezian, aurre-baldintza eta oinarri nazional batzuk ezarri dira; Bulgarian, Serbian eta Mazedoniako Antzinako Jugoslaviar Errepublikan, berriz, etorkizunean abian jarriko diren saiak berriro sartzeko proiektuetan erabili nahi dituzte gaur egun dauden eta aurrerantzean proposatuko dituzten elikatzeko guneak. Elikatzeko gune kopuruak saien beharrak asetzen bide ditu herri balkaniko guztietan eta Zipren, baina ez Grezian. Oro har, elikadura osagarriak Penintsula Balkanikoetako eta Zipreko saien desagerpena gelditu du; herri mailan, berriz, sai arrearen, sai beltzaren eta ugatzaren produktibitatea eta biziraupena aldatu du. Sai zuriari dagokionez, emaitza nahasiak lortu dira, duela gutxi hasi arren arreta berezia jasotzen. Zeharka, saiak eta natura babesteko ahaleginean, elikatzeko guneek harrera ona izan dute jendearen eta tokiko komunitateen artean, baina ez dute sai askoren pozoidura saihestea lortu. Horiek horrela, egoera horrek arriskuan jartzen ditu gune horiek izan ditzaketen ondorio positiboak. Dena den, populazio mailen eragin negatiboa handiagoa izango litzateke elikatzeko gunerik gabe.

[1] DVM, cand DrMedVet Clinic for Exotic Pets, Zoo Animals and Wildlife, Vetsuisse Faculty, Winterthurerstr 260, Switzerland. E-mail: azm_pan@hotmail.com
[2] Department of Ecology, School of Biology, Aristotle University of Thessaloniki E-mail: rigastsiakiris@gmail.com
[3] Zoologist-Ornithologist, Hellenic Ornithological Society. E-mail: xaraaliv @otenet.gr

1. INTRODUCCIÓN

El aporte de alimentación suplementaria (a través de comederos de buitres o "vulture restaurants") está considerado como una herramienta de gestión muy valiosa para la conservación de aves carroñeras , y su uso en la península Balcánica ha aumentado de forma considerable durante las últimas dos décadas. Las numerosas ventajas de esta herramienta conservacionista fueron dadas por sentado desde un primer momento por lo que nunca antes se ha procedido a realizar una valoración integral en la zona. Además, pese al hecho de que el intercambio de datos entre países balcánicos ha mejorado enormemente, todavía no se dispone de una síntesis regional sobre este tema, algo de fundamental importancia para la futura conservación de las especies de buitre y que está generando lagunas en el conocimiento general de la materia. El planteamiento estratégico y unas bases comunes (especialmente después de la decisión 2003/322/CE) son cruciales para lograr uniformidad y el máximo efecto, no sólo a nivel local, sino en el conjunto de las poblaciones de buitre leonado *Gyps fulvus* y alimoche *Neophron percnopterus* balcánicas, ya que las otras dos especies ocupan áreas más reducidas. En esta breve revisión intentaremos cubrir las ya mencionadas lagunas proporcionando detalles de la historia y progreso de los puntos de alimentación suplementaria en cada uno de los países balcánicos, su número actual y su estado legal, además de su efecto local en las poblaciones de buitres.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se recolectaron datos relevantes publicados y no publicados, intentando abarcar el espectro cronológico completo desde los primeros intentos de alimentación suplementaria hasta el presente (2008). Dos informes colectivos anteriores, no publicados, de la Sociedad Helénica de Ornitología (HOS), con numerosas aportaciones personales de ornitólogos profesionales y operarios de los puntos de alimentación resultaron de valiosa ayuda (ALIVIZATOS, 2003; AZMANIS, 2006). Puesto que sólo han salido a la luz unas pocas publicaciones sobre alimentación suplementaria en los últimos años, el principal esfuerzo se centró en intentar encontrar cualquier tipo de información relevante, generalmente inédita, sobre la base de datos anuales de éxito reproductor y productividad, nuevas propuestas para puntos de alimentación, notas sobre asistencia de las especies objeto de estas acciones, o incluso estimas del propio operario sobre el éxito reproductor. Los detalles del protocolo de alimentación suplementaria (cantidad de alimento aportado, frecuencia, tipo, origen, seguimiento), aunque a menudo estaban disponibles, se han considerado demasiado específicos para esta revisión y por ello no han sido incluidos. Finalmente, el éxito reproductor y la productividad de la especie objetivo de la acción fueron los criterios de evaluación escogidos, por ser los más sencillos. No obstante, los autores reconocen que existen otros aspectos que deberían ser tenidos en cuenta a la hora de valorar el éxito global de esta herramienta de gestión en la conservación de las poblaciones de aves carroñeras.

3. RESULTADOS

3.1. Historia de los Puntos de Alimentación Suplementaria para Aves de Presa (P.A.S.A.P)

Grecia

En Grecia, la creación de un punto de alimentación suplementaria o comedero para buitres fue propuesta por primera vez a finales de los años 70 por el ornitólogo danés Ben Hallman (HALLMAN, 1979). Esta temprana propuesta incluía la creación de un punto de alimentación en el bosque de Dadia (prefectura de Evros, Tracia, Norte de Grecia) y un segundo punto en el monte Kato Olimpo (prefectura de Larissa, Tesalia, centro de Grecia), ya que en ese tiempo eran las dos zonas que albergaban las últimas dos colonias de buitre negro *Aegypius monachus* en Grecia, además de poblaciones saludables de las otras tres especies de buitres (HANDRINOS, 1985; HALLMANN, 1985). Este último punto comenzó a funcionar en 1979 mientras que en el bosque de Dadia la inauguración se retrasó hasta 1987, pese a que la zona había sido declarada protegida en 1980. De 1989 hasta la fecha, este punto de alimentación ha funcionado de forma ininterrumpida y con la misma intensidad. Más tarde se creó un nuevo punto de alimentación en el monte Youchtas (prefectura de Heraklión, Creta) para abastecer la floreciente colonia local de buitre leonado en el centro de Creta (HALLMANN, 1995).

Dos proyectos Life independientes, el primero (B4—3200/97/243) implementado por la H.O.S (Sociedad Helénica de Ornitología) y la N.AG.RE.F. (Fundación Nacional de Investigación Agrícola), y el segundo (LIFE02/NAT/GR8492) implementado por el Museo de Ciencias Naturales de Creta (N.H.M.C) y la H.O.S., impulsaron y financiaron estas actividades. Más concretamente, dentro del primer proyecto (enfocado a las Áreas de Protección Especial) se planearon tres nuevos

puntos de alimentación: 1) los montes Tzena-Pinovo en la prefectura de Pella, Macedonia, Norte de Grecia, 2) el monte Antihasia en la prefectura de Trikala, Tesalia, centro de Grecia y 3) los montes Barbas-Klokos en la prefectura de Acaya, Peloponeso (TSIAKIRIS, 2002; BOUSBOURAS *et al.*, 1998; MISSIAKOS & BOUSBOURAS, 1998). La alimentación suplementaria de los últimos ejemplares de quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en la Grecia continental y la abundancia y riqueza local de otras aves de presa fueron las razones para proponer el primer punto (SIDIROPOULOS *et al.*, 2006; TSIAKIRIS, 2002), mientras que la conservación de la mayor colonia aislada de alimoche y un número importante de parejas de milano negro motivaron la propuesta para el segundo punto. Por último, la conservación de las colonias de buitre leonado y parejas de águila real del sur de la península de Grecia fueron las razones para el establecimiento del punto de alimentación del Peloponeso, aunque este había comenzado a usarse como tal en 1984 de forma no oficial (MISSIAKOS & BOUSBOURAS, 1998). En Creta, el proyecto Life-Nature (HOS/NHMC) permitió la instalación del primer punto de alimentación específico para el quebrantahuesos (cercano a un territorio de cría) además de dos únicos puntos de alimentación colectivos, situados en lugares estratégicos (Asterousia, Lasithi) y dirigidos a la población de buitre leonado más próspera y saludable de los Balcanes (XIROUCHAKIS *et al.*, 2002; XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005). Por último, en 1999 las autoridades administrativas locales instauraron un comedero para buitres en el desfiladero de Nestos (hiperprefectura de Xanthi/Kavala/Drama, Macedonia-Tracia, norte de Grecia), como parte de un plan de desarrollo ecoturístico, sin llevar a cabo ningún tipo de planificación ornitológica (PANAYIOTOPOULOU, com. pers. en ALIVIZATOS, 2003).

3.2. Otros Países Balcánicos y Chipre

La historia de los comederos para buitres en otros países balcánicos comenzó también a principios de los años 90. En Croacia (isla de Cres, archipiélago de Kvarner), el único punto de alimentación creado para preservar la colonia de buitre leonado protegida durante más tiempo en los Balcanes se inauguró en 1996 (PAVOCOVIC, com. pers. en AZMANIS 2006; SUSIC & GRUBAC, 2002). En Serbia, los primeros dos comederos de buitres operaron de forma discontinua entre 1989 y 1995 como apoyo a las últimas colonias de buitre leonado del lugar. En 1996 comenzaban a funcionar a pleno rendimiento, mientras se planificaban dos nuevos puntos (GRUBAC, 2005 b). En la E.R.Y. de Macedonia los primeros comederos fueron establecidos recientemente, en 2001, a lo largo de la frontera con Grecia (Demir Kapia, Vitachevo, Mariovo), a través del Plan de Acción del Buitre de los Balcanes y con la función de sustentar el considerable número de individuos reproductores de buitre leonado, alimoche y águila imperial (STOYNOV *et al.*, 2003). El programa de alimentación en Bulgaria comenzó en 1994 (Arda gorge & Studen Kladenetz, prefectura de Haskovo, SE Bulgaria) para salvaguardar las últimas colonias búlgaras de buitre leonado y los últimos buitres negros de los Balcanes, los cuales, aunque anidan en Grecia (en el Parque Nacional de Dadia), a menudo buscan alimento al este de Bulgaria (HRISTOV, 2005; BASILAKIS, 2006). Por último, en Chipre, un comedero ha sustentado durante los últimos 14 años la ya casi extinta población de buitre leonado, además de a algunos individuos errantes de buitre negro. El comedero actual se encuentra exactamente en el mismo emplazamiento no oficial anterior (IEZEKIIL com. pers. en AZMANIS, 2006).

3.3. Especies objeto de alimentación suplementaria

Los puntos de alimentación suplementaria se fundaron originalmente en Grecia, y en general en el sur de Europa, para sustentar las cuatro especies de buitre, lo que contrasta con el norte de Europa donde la alimentación de aves carroñeras está dirigida a águilas o a especies de accipítridos de menor tamaño (AZMANIS, 2006). Además de los buitres, se sabe de otras siete especies de rapaces diurnas que actúan como carroñeros facultativos en la zona (véase también la Tabla 1) durante el invierno o los meses de reproducción y que podrían beneficiarse de un programa de suministro regular de alimento. Sin embargo, en Grecia todavía no se ha iniciado ningún programa de este tipo y estas especies no han sido incluidas en los textos legales que hubiesen garantizado su futuro, a pesar de estar también amenazadas. Asímismo, estas especies se distribuyen en la mayor parte del resto de países balcánicos y sin embargo el autor no tiene conocimiento de que exista ningún proyecto específico de alimentación suplementaria dirigido a ellas. Debería tenerse en cuenta que la E.R.Y. de Macedonia alberga la población más densa de águila imperial de los Balcanes (29-40 parejas) y que Bulgaria aun mantiene una población viable (15 parejas) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). En Chipre, el aporte de alimentación suplementaria persigue, además, la

Especie	Nombre Científico	Grecia	Bulgaria	ERY de Macedonia	Serbia	Croacia
Águila Imperial oriental	*Aquila heliaca*	0-1 pareja	20-25	35-45	2-4	0-1
Águila real	*Aquila chrysaetus*	100-150 parejas	150-170	60-100	90-110	90-110
Pigargo europeo	*Haliaeetus albicilla*	6 parejas	7-10	Reproductora	52-58	80-90
Águila pomarina	*Aquila pomarina*	67-90 pairs	120-200	3-10	20-25	60-70
Águila moteada	*Aquila clanga*	Invernante en grandes números	Invernante en grandes números	0	0	0
Milano negro	*Milvus migrans*	5-20 pairs	80-140	10-25	50-70	100-500
Milano real	*Milvus milvus*	Migradora	Migradora	Migradora	3-5	3-5

Tabla 1. Poblaciones de especies carroñeras facultativas en los países Balcanicos (datos de BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

conservación de el águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* (IEZEKIIL, com. pers. en AZMANIS, 2006).

3.4. Situación actual de los puntos de alimentación suplementaria

Grecia

En la actualidad operan regularmente trece puntos de alimentación suplementaria para aves carroñeras en todo el país, todos ellos dentro del marco de los programas de conservación. Aunque este número puede parecer elevado en relación al número y distribución de aves necrófagas, hay que tener en cuenta que 7-8 puntos de alimentación fueron creados exclusivamente para el quebrantahuesos en Creta, y que operan únicamente durante el período de nidificación (veáse la Figura 1). Todos los puntos. fueron construidos siguiendo patrones similares (con vallados, de fácil acceso y con buena visibilidad para realizar observaciones a distancia, en hábitats típicos de campeo) que aproximadamente corresponden a las directrices oficiales actuales (2003/322/CE). Aunque los únicos puntos verdaderamente legales son los del Parque Nacional de Dadia, el proceso de autorización del punto de alimentación del monte Tzena-Pinovo está en progreso (véase la Tabla 2). Los cambios más destacados que han tenido lugar con respecto a los emplazamientos históricos son el cese del funcionamiento de los puntos de alimentación del monte Barbas-Klokos y el monte Kato Olimpo como consecuencia de la desaparición de sus respectivas colonias de buitre leonado (ALIVIZATOS 2003; HALLMANN, com. pers., 2006), y del monte Youchtas con motivo de su mala gestión y funcionamiento. No obstante, dos nuevos puntos de alimentación alternativos han sido establecidos en los límites oeste y sur del Parque Nacional de Dadia. Por otra parte, la Sociedad para la Protección de la Naturaleza (EPO) creó en 2004 dos nuevos puntos de alimentación en el desfiladero de Nestos, como parte de el proyecto Life "Lagos Vivos" (JERRENTRUP & EFTHIMIOU, 2006) que han sustituido el insatisfactorio comedero antiguo, cumpliendo de este modo los pre-requisitos legales y ornitológicos. En 2003, la ONG "Respuesta Inmediata para la Protección de la Naturaleza" propuso la creación de un nuevo punto de alimentación en el monte Arakinthos (prefectura de Aitoloakarnania, oeste de Grecia) mediante la ayuda de un fondo nacional ("proyecto ETERPS"), para la colonia más meridional de buitre leonado. Aunque es probable que en la actualidad las parejas reproductoras hayan abandonado este punto, todavía sustenta importantes poblaciones invernantes (ROUSOPOULOS com. pers.).

Localización	Cuerpo gestor	322/2003 Requisitos especiales	Pre-requisitos de la H.O.S. (Alivizatos, 2003)
Parque Nacional de Dadia	Prefectura de Evros y WWF-Dadia	Cumplidos	Cumplidos
Desfiladero de Nestos	E.P.O.	Cumplidos	Cumplidos
Monte Tzena-Pinovo	"Chrysaetos" NGO	Cumplidos	Cumplidos
Monte Antihasia	Local Forestry Sevice	Cumplidos	Parcialmente cumplidos
Creta	N.H.M.C.	Cumplidos	Cumplidos
Monte Kato Olympos	B. Hallmann		Parcialmente cumplidos
Monte Barbas-Klokos	H.O.S./N.AG.RE.F.		Parcialmente cumplidos

Tabla 2. Localización y situación legal de los puntos de alimentación suplementaria para aves carroñeras en Grecia.

En Dadia, Tzena-Pinovo y Creta, los puntos de alimentación fueron establecidos y son gestionados bajo la filosofía de una "red interactiva de alimentación" y no como puntos individuales, lo que implica un abanico de prácticas de gestión en relación a la estación, la disponibilidad de alimento, el crecimiento poblacional y el uso de hábitat. En las primeras dos áreas la red funciona también a escala internacional, gracias a una estrecha cooperación con los operarios de los países vecinos (Bulgaria y la E.R.Y. de Macedonia).

Otros países Balcánicos y Chipre

En los últimos años se ha observado un progreso en el desarrollo de nuevos proyectos de alimentación suplementaria para aves carroñeras en el arco montañoso de los Balcanes, gracias en especial a la iniciativa del "Plan de Acción para la Recuperación del Buitre en los Balcanes" (BVAP, www.balkanvultures.org). En Croacia, el Eco

Figura 1. Localización en los Balcanes de los puntos de alimentación actuales y futuros (mapa de Creta según XIROUCHAKIS *et al.*, 2006).
Figure 1. *Locations of the current and future Balkan feeding sites (Crete map after XIROUCHAKIS et al., 2006).*

Center Caput Insulae Beli (ECCIB) gestiona, además del punto de alimentación histórico (cerca de Vodice, isla de Cres, archipiélago de Kvarner), un nuevo punto de alimentación en Osor (isla de Cres) desde 2003, con el objetivo de sustentar la colonia de buitre leonado más meridional del archipiélago. Además, en 2005 se crearon, bajo un permiso especial, dos puntos de alimentación adicionales (vallados y con un punto de baño para las aves) en la isla de Rab y en el monte Ucka (en la Croacia continental), al mismo tiempo que se buscaba un emplazamiento adecuado en la isla de Krk (SUSIC, 2005). En Serbia, el Instituto para la Conservación de la Naturaleza de Serbia financió el funcionamiento de tres puntos de alimentación suplementaria (el del desfiladero de Tresnjica, el del desfiladero de Uvac y el de Kula-Kleka) y proyectó un cuarto (en Stara Planina), que será gestionado por la ONG "Natura Balcánica" (GRUBAC, 2005b). En total, unos seis puntos funcionan de forma ininterrumpida u ocasional en Serbia, mientras que alrededor de 18 están en proceso de planificación (GRUBAC, 2005a). Todos ellos han recibido la autorización del Ministerio de Recursos Naturales y del Ministerio de Agricultura (Dirección de Inspecciones Veterinarias). En la E.R.Y. de Macedonia, la ONG M.E.S. (Sociedad Ecológica de Macedonia) y el FWFF-Kavadartzi (Fondo para la Flora y Fauna Silvestre) gestionaron durante el año 2005 el funcionamiento de cinco puntos en la parte noroeste y sur del país para sustentar al buitre leonado, alimoche y la globalmente amenaza-

da águila Imperial. Más concretamente, el punto de alimentación del monte Matka (creado en 2003) sustentó a una pareja de buitre leonado y a otra de alimoche, mientras que al sur, los de Demir Kapia, Vitachevo, Mariovo y Sveti Nicole, gestionados por el FWFF-Kavadartzi, fueron dirigidos a las poblaciones centrales de buitre leonado y de alimoche (150 ejemplares), y a ejemplares de buitre negro y quebrantahuesos, (VELEVSKI, 2005; LISICHANETS & LISICHANETS, 2005). Ambas operan bajo el auspicio de las autoridades veterinarias locales y el Ministerio de Medio Ambiente.

En la vecina Bulgaria, además de los dos puntos de alimentación históricos, siete nuevos puntos fueron inaugurados gracias al apoyo financiero de la BVAP. En la frontera con Grecia, el punto de alimentación de Biala Reka, gestionado por la Sociedad Búlgara para la Protección de las Aves (BSPB), funcionó de forma intermitente desde finales de los 90, y fue puesto a pleno rendimiento junto con 10 puntos alternativos: un nuevo punto de alimentación en el monte Vrachanska (a partir de 2003) para dar sustento a una pareja de alimoches (por la Sociedad para la Protección de las Aves de Presa-BPPS), dos mas en "Sinite Kamani" y en la meseta Royak-Provadia creados para el alimoche y el águila imperial, y finalmente tres nuevos P.A.S.A.P. al suroeste, gestionados por la FWFF-Blagoevgrad para mantener a una pareja de alimoche, para la reintroducción del buitre leonado y para atraer a otros individuos errantes. Dos puntos de alimentación fueron clausurados con motivo de la extinción local de las respectivas parejas de alimoche. Todos ellos deben unificarse legalmente con respecto a la decisión 2003/322/CE (GREEN BALKANS, 2005; STOYANOV-PETROV, 2005; STOYCHEV *et al.*, 2005; STOYNOV, 2005). Por último, en Chipre, un único punto de alimentación, gestionado por el Departamento Forestal (Sector de Parques y Medio Ambiente) junto con el Servicio Forestal de la prefectura de Pafos, es el responsable de la subsistencia de las pocas parejas de buitre leonado de la isla (IEZEKIIL com.pers. en AZMANIS, 2006). En la Tabla 3 se presenta un resumen del número de P.A.S.A.P. en cada uno de los países Balcánicos.

Punto de alimentación	Activos	Nuevas Propuestas	Clausurados
Greece	13	13-15	2
Bulgaria	9	1	2
F.Y.R.oM.	4-5	0	0
Serbia	6	18	-
Croatia	4	1	0
Cyprus	1	0	0
Albania	0	0	0

Tabla 3. Número y situación operativa de los puntos de alimentación en los Balcanes.

4. DISCUSIÓN

4.1. Evaluación de los puntos de alimentación y efecto de la alimentación suplementaria en las poblaciones de buitres

Por el momento no disponemos de criterios fiables para evaluar el éxito de un punto de alimentación y de su efecto en las poblaciones de buitres, ya que el propósito de su instauración es multidisciplinario. Aunque creemos que la presencia de las especies objeto de los programas, el consumo del alimento suministrado y el aumento de la productividad y del éxito reproductor representan los mejores criterios para evaluar el éxito al nivel de la especie, consideramos también que el seguimiento científico, la cooperación internacional y un aumento de la concienciación social en temas relacionados con la conservación del buitre representan otros criterios a tener en cuenta.

Grecia

No cabe duda de que la alimentación suplementaria ha jugado un papel muy importante para la supervivencia de todas las especies de buitre en Grecia. No obstante, existen grandes diferencias con respecto a la repercusión de cada emplazamiento en la conservación de las diferentes especies objeto de atención. Por ejemplo, mientras que, por una parte, la rápida puesta en marcha de un programa de alimentación en el Parque Nacional de Dadia lograba salvar la última colonia amenazada de buitre negro, y la posterior aplicación a largo plazo de un enfoque multidisciplinario conseguía estabilizar y aumentar el número de individuos, por otra parte la demora en comenzar el aporte de alimento, y el hecho de que fuera la única acción llevada a cabo, no logró impedir la desaparición de las colonias o parejas reproductoras de buitre leonado, alimoche y quebrantahuesos en el centro y sur de Grecia. En concreto, la presencia de un punto de alimentación suplementaria en el Parque Nacional de Dadia consiguió que el número de parejas reproductoras de buitre negro aumentara de 10-14 a finales de los 80 (TUCKER & HEATH, 1994; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009) a 20-27 (y 90-100 individuos) en 2002 (SKARTSI *et al.*, 2003; SKARTSI *et al.*, 2008a). Además, el éxito reproductor durante el período 1994-2005 fue del 72%, aunque el número de parejas reproductoras permaneció estable (SKARTSI *et al.*, 2008b). No obstante, este logro no puede atribuirse únicamente a la alimentación

suplementaria, si no a una serie de factores tales como el plan de acción colectivo implementado por miembros entregados del WWF-Grecia, la aceptación y la acogida de este plan de acción por parte de la comunidad local y, por último, el reconocimiento y el apoyo a esta iniciativa por parte del Estado. Más aun, el buitre leonado comenzó a criar en la región tras la creación del punto de alimentación suplementaria y lo hizo hasta 1995, aunque después, por motivos aun desconocidos, abandonó la zona. Gracias a unas condiciones recientes mas favorables, la especie regresó a la zona en 2007, criando y permaneciendo como residente (SKARTSI, com.pers., 2007). Además de esto, un número importante de individuos de provenientes de otros países mediterráneos están presentes a lo largo del año y se benefician de la red de puntos de alimentación suplementaria de Grecia y del sureste de Bulgaria. Sin embargo, estas medidas no lograron el mismo efecto favorable en la población local de alimoche, que sufrió un descenso importante en el número de parejas reproductoras, pasando de las 17 parejas en 1978 a 9-10 en 2003 (POIRAZIDIS, 2003; SCHINDLER *et al.*, 2003). Según los mismos autores, también el éxito reproductor sufrió un ligero descenso, del 79% al 75%. Estos hechos podrían atribuirse en parte a las dificultades a las que se enfrenta esta especie en sus áreas de invernada, como se propuso hace tiempo (VLACHOS *et al.*, 1998), y parece ser una realidad al menos para la población vecina de Bulgaria, donde cada año son varias las parejas de adultos que no regresan jamás de sus lugares de invernada (KURTEV, 2006). En Creta, la puesta en marcha de un programa de alimentación especializado ha conseguido que algunas parejas "problemáticas" de quebrantahuesos críen regularmente, y ha resultado en un aumento en el éxito reproductor (una pareja que antes fracasaba consiguió sacar un pollo adelante durante tres años consecutivos), en la supervivencia de los ejemplares inmaduros y en la formación de nuevas parejas (dos de las cuales han anidado en las proximidades de los puntos de alimentación) (XIROUCHAKIS, 2002; véase la Figura 2).

En el norte, centro y sur de la Grecia continental la situación ha sido muy diferente por varios motivos. En estas zonas los distintos proyectos no lograron conservar los restos de las ya fragmentadas poblaciones de buitres. Cuando estos por fin comenzaron a operar era ya demasiado tarde para la mayoría de parejas de buitre leonado y quebrantahuesos, que habían desaparecido a consecuencia del uso extensivo de venenos

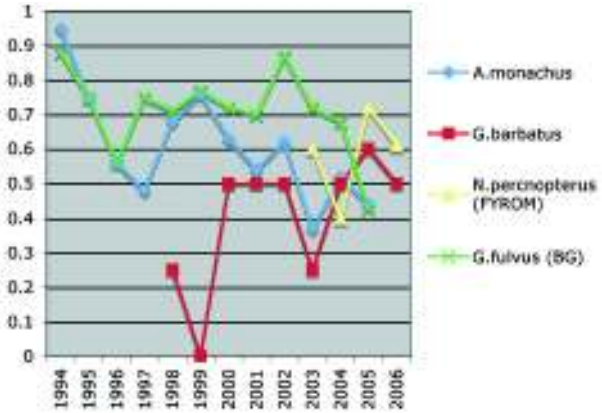


Figura 2. Productividad indicativa en cuatro especies de buitre (los datos presentados proceden de Xirouchakis & Tsiakiris, 2009; SKARTSI *et al.*, 2008b; GRUBAC & VELEVSKI, 2006; STOYCHEV *et al.*, 2006).

Figure 2 *Indicative productivity in four vulture species (data depicted originating from Xirouchakis & Tsiakiris, 2009; SKARTSI et al., 2008b; GRUBAC & VELEVSKI, 2006, STOYCHEV et al., 2006).*

(XIROUCHAKIS *et al.*, 2001). El punto de alimentación suplementaria del monte Kato Olimpo, pese a ser uno de los más antiguos, fracasó en mantener las poblaciones de las cuatro especies de buitre (el buitre negro desapareció en torno a 1989, el quebrantahuesos en 1994, el alimoche también a mediados de los 90 y los pocos ejemplares de buitre leonado resistieron hasta 2006 (HALLMANN, com. pers., 2008). En este caso, la ausencia de un proyecto y un plan multidisciplinarios a largo plazo fueron los factores críticos. En los montes Barbas-Klokos el aporte de alimentación suplementaria se realizó durante años de forma inconsistente, pero ese a esto el pago de una ayuda económica ordenada llegó poco después de que los últimos buitres leonados sucumbieran al uso de venenos y a la caza ilegal. El proyecto de alimentación en los montes Tzena-Pinovo es muy reciente y por lo tanto aun es pronto para llevar a cabo una evaluación. Además, funciona principalmente como apoyo al proyecto de alimentación en la E.R.Y. de Macedonia, donde residen todas las colonias de buitre leonado. Este emplazamiento. proporcionó alimento libre de venenos a los últimos ejemplares de quebrantahuesos y buitre negro, a una pareja de alimoche y a un número importante de buitres leonados (un máximo de 26 individuos según los conteos) durante los meses de invierno, primavera y otoño. Además, supuso una fuente predecible de alimento para las águilas reales *Aquila chrysaetos* y ratoneros moros *Buteo rufinus* de la zona, las águilas imperiales invernantes y migradoras, y otras especies de aves de presa. Al no existir poblaciones reproductoras de buitres importantes, el objetivo principal de este P.A.S.A.P. es el de pro-

porcionar un estímulo constante para la conservación de la biodiversidad en la extensa zona transfronteriza (TSIAKIRIS, 2002).

En el desfiladero de Nestos el proyecto de alimentación posee el potencial para ser un éxito, ya que forma parte de un proyecto Life y de una importante iniciativa para conservar del ecosistema completo de la región. En la actualidad, la mayor colonia continental de buitre leonado reside en este desfiladero y cuenta con 17-20 parejas. El aporte frecuente de alimento logró que esta colonia creciera en número (JERRENTRUP, com. pers., 2007). Por último, el punto de alimentación suplementaria del monte Antihasia atrajo de inmediato a las especies objetivo (alimoche, milano negro *Milvus migrans*, águila pomerana *Aquila pomarina* y otras especies de rapaces amenazadas), aunque la falta de planificación a largo plazo, la escasa ayuda económica y la ausencia de una campaña de concienciación social apropiada parecen no esta contribuyendo de forma efectiva a la protección de estas especies, ya que cada año se observan menos parejas y desciende la productividad (TSIAKIRIS *et al*., 2004). La necesidad urgente de potenciar la gestión global de la zona con un programa concreto y con una financiación sólida, decidirán el resultado final de este proyecto.

Independientemente de que el aporte de alimentación suplementaria se encuentre dentro del marco de un plan de acción más amplio o no, los casos de envenenamiento no pueden evitarse. Sólo durante la última década, los episodios conocidos de envenenamientos en Grecia se saldaron con la pérdida de al menos 14 buitres negros, un quebrantahuesos y más de 10 buitres leonados y 5 alimoches (ANTONIOU *et al*., 1996; ANTONIOU, 2001; AZMANIS, 2006; XIROUCHAKIS, 2004), aunque es probable que estas cifras sean mucho más elevadas.

Otros países Balcánicos

Por lo general, el aporte de alimento a largo plazo ha demostrado ser suficiente para sustentar las últimas colonias de buitre leonado en Bulgaria, Serbia y Croacia. No obstante, para el resto de especies de buitre (alimoche, quebrantahuesos y buitre negro), tal como sucedió en Grecia, la ayuda llegó demasiado tarde o no logró abarcar la distribución local de estas especies que anidan en solitario o en colonias laxas. En Croacia, la población de buitre leonado aumentó de 25 parejas en 1969 a 85-94 en 2004 (SUSIC, 2004) con un éxito reproductor medio del 60% (SUSIC & PAVOKOVIC, 2005). También en Bulgaria se produjo un aumento de la productividad de esta especie (22 pollos volantones en 2006) (BSPB 2007). En contraste, en alimoche experimentó un descenso en el número de parejas, pasando de 57 en 2003 a 40 en 2007, y finalmente 32 en 2008 (ANGELOV com.pers., 2008). En 2006 el éxito de cría fue de 0.89 pollos volantones/nido ocupado, mientras que el éxito reproductor fue de 1.43 pollos volantones/pareja que inicia la incubación (KURTEV, 2006).

En Macedonia, los puntos de alimentación llevan funcionado pocos años y por ello es difícil evaluar su impacto en la productividad de los buitres. No obstante, se cree que la alimentación suplementaria está ayudando a mantener las colonias de buitre leonado (14 pollos volados en 2005) a pesar de una serie de casos de envenenamiento (dos en Sveti Nicole y uno en Kaimaktsalan en 2007 que se saldaron con la muerte de 18 buitres leonados) y gracias también a su situación central en la Península Balcánica y al reclutamiento de aves de otros países europeos. Además, todos los puntos de alimentación suplementaria han sido utilizados por un número elevado de buitres leonados de todos los grupos de edades (LISICHANETS & LISICHANETS, 2005). Según GRUBAC & VELEVSKI (2005), el alimoche también ha obtenido un beneficio importante de la alimentación suplementaria, ya que de un total de 29 parejas (22 en fase de incubación), 10-12 fueron observadas campeando en los puntos de alimentación existentes. En 2006 el éxito reproductor fue de 0.61 juveniles por pareja. Esta cifra fue inferior a la del 2005 (0.72 juveniles/pareja), aunque mayor que la del 2004 (0.4 juveniles/pareja) y similar a la del 2003 (0.6 juveniles/pareja, 1.1 juveniles/pareja con éxito). El éxito reproductor de la parejas con éxito fue de 1.2 juveniles por pareja con éxito, idéntico al del 2004 y 2005. Finalmente, el número de juveniles sacados adelante fue inferior al del 2005, aunque si mayor al del 2004 (GRUBAC & VELEVSKI, 2006). Pero en conjunto, y a pesar de la alimentación suplementaria, la mortalidad masiva por envenenamiento (PAVOCOVIC & SUSIC, 2005; MUZINIC, 2007; LISICHANETS & LISICHANETS, 2005; SIDIROPOULOS *et al*., 2007) seguirá siendo inevitable a menos que se lleven a cabo campañas de concienciación social de gran alcance y se observe la implementación estricta de las leyes ambientales vigentes en Grecia y Macedonia.

4.2. Importancia de los vertederos tradicionales en Grecia

Los vertederos y muladares existieron hasta hace bien poco en todos los pueblos rurales de

Grecia y los Balcanes, formando parte de su paisaje cultural; varias especies de animales se vieron fuertemente asociadas a ellos a raíz de la práctica de depositar los cadáveres y restos del ganado. Por otra parte, las tradicionales chozas de montaña de los pastores eran a su vez usadas para las matanzas de animales, mientras que los despojos eran arrojados por los alrededores, lo que en estos tiempos constituiría una actividad ilegal. Se sabe que los buitres a menudo visitaban estos muladares tradicionales e incluso anidaban cerca de las chozas de los pastores, sobre todo el alimoche (por e.j. hasta hace poco en el desfiladero de Vikos, al norte del Nacional del Pindos); por ello las gentes locales conocen bien esta especie, que aparece a menudo en cuentos populares y leyendas (STARA & TSIAKIRIS, 2006). También se pueden encontrar asociaciones similares con algunas especies de mamíferos, como por ejemplo el zorro *Vulpes vulpes* y, en especial, el lobo *Canis lupus*, cuya expansión territorial en Sterea Hellas y al oeste de Macedonia coincide con los vertederos, según muestran los datos de radio-telemetría. No parece ocurrir lo mismo en el caso del oso pardo *Ursus arctos*, que raras veces visita los vertederos (ILIOPOULOS, 2008 com. pers.). Algunos muladares tradicionales llegaron a albergar grandes concentraciones de alimoche, como por ejemplo el de Meteora en Grecia central, con 143 individuos en 1975 (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997), o el vertedero de Negotino al sur de Macedonia, donde 65 ejemplares murieron envenenados simultáneamente en 1993 (STOYNOV, 2001). Aun en la actualidad, el alimoche continua estando fuertemente ligado a los vertederos tradicionales. Datos recientes han revelado que casi la mitad de las parejas reproductoras de Macedonia campean en vertederos abiertos donde a menudo se depositan cadáveres o despojos de animales (GRUBAC & VELEVESKI, 2006). En Creta, donde la costumbre de depositar los cadáveres del ganado en muladares aun se mantiene en los pueblos remotos de montaña, también se han registrado visitas de buitres leonados y quebrantahuesos (XIROUCHAKIS, 2008 com. pers.). Otras muchas especies de aves utilizan estos puntos para procurar alimento (águilas, milanos, ratoneros, cigüeñas, córvidos, paseriformes insectívoros y gaviotas), algunas de las cuales se encuentran amenazadas a nivel global (como es el caso del águila imperial en Macedonia), mientras que otras aumentan rápidamente y terminan creando conflictos conservacionistas con las especies menos frecuentes, como ocurre en el caso de la gaviota patiamarilla *Larus cachinnans* que depreda los pollos de la gaviota de Audouin *Larus audouinii* en las islas Egeas y en otros lugares (VIDAL *et al.*, 1998).

La despoblación rural y la repentina expansión de las ciudades, los cambios en los usos del suelo y también la introducción de gran cantidad de nuevos materiales desencadenaron un enorme problema en la gestión de residuos, lo que motivó la transformación de varios basureros en grandes vertederos abiertos. Mas de 1300 de estos vertederos existían de forma ilegal en Grecia en el 2003 (SELAMAZIDIS, 2003) donde se vertían grandes cantidades de carne de forma habitual (400 toneladas de restos de la industria del pollo a la semana sólo en la ciudad de Ioannina, Epirus, (una zona importante para el alimoche), provocando incendios en los bosques cercanos (véase también la Figura 3). En la actualidad, el cumplimiento estricto de las leyes ambientales obliga a la incineración sistemática de todos los derivados de animales, y al cierre permanente de todos los vertederos ilegales para sustituirlos por puntos de entierro sanitario de basuras. Las consecuencias de este hecho han podido medirse indirectamente por el súbito descenso en el número de alimoches observado durante los conteos pre-migratorios en los Balcanes.

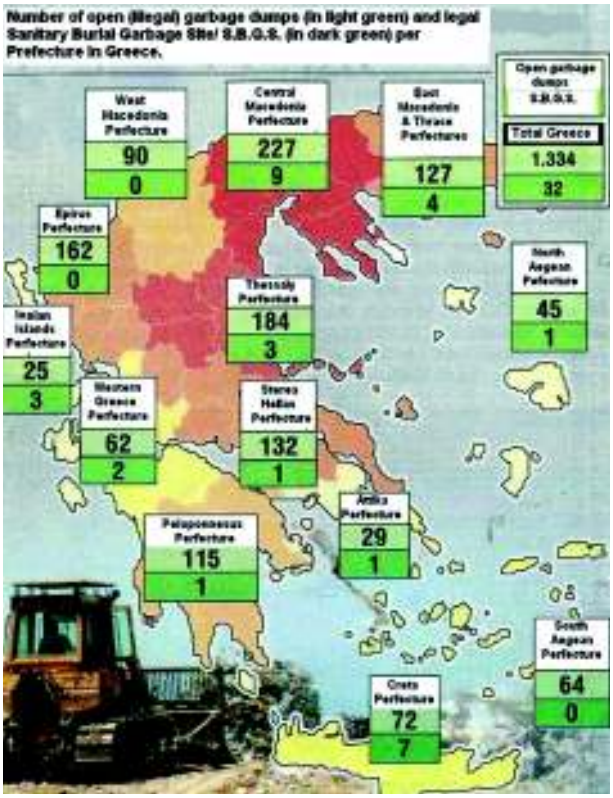


Figura 3. Número (desglosado por Prefectura) de basureros tradicionales y basureros con enterramiento (S.B.G.S.) en Grecia (modificado a partir de SELAMAZIDIS, 2003).

Figure 3 *Number (per Prefecture) of open garbage dumps and Sanitary Burial Garbage Sites (S.B.G.S.) in Greece (modified after SELAMAZIDIS, 2003).*

4.3. Criterios propuestos para la futura creación de P.A.S.A.P. en Grecia

En Grecia, la Sociedad Helénica de Ornitología ha establecido unas condiciones específicas previas para la instauración y gestión de puntos de alimentación suplementaria (ALIVIZATOS, 2003). Éstas directrices, aunque quedan parcialmente recogidas en la decisión 2003/322/CE, hacen especial hincapié en los pre-requisitos ornitológicos, con el fin de garantizar el máximo beneficio para las especies objeto de programas de conservación. Además de discutir las bases técnicas (ALIVIZATOS, 2003; AZMANIS, 2006; TSIAKIRIS, 2002), TSIAKIRIS *et al.*, (2002) propusieron un método para establecer un ranking en caso de existir varios emplazamientos candidatos para acoger un punto de alimentación, mediante el uso de criterios agrupados (Tabla 4).

1. Condiciones ambientales/características (N.CH.)
• Localización en un alto para facilitar el aterrizaje de las aves.
• Presencia de corrientes termales cercanas para el despegue de las aves.
• Presencia de rocas en los alrededores que sirvan de posaderos.
• Cubierta de nieve (por lo que a las zonas de montaña concierne, negativa cuando las localización se encuentra dentro de la cubierta de nieve durante 3-7 meses).
2. Distancia (D)
• Aislamiento (distancia hasta los caminos y senderos habituales usandos por el hombre).
• Distancia hasta el camino de tierra más cercano (conveniente para el transporte de alimento).
• Distancia hasta los puntos de observación (convenientes para la identificación de los individuos o de las aves marcadas con anillas).
• Distancia al campamento más cercano (conveniente para realizar un seguimiento continuado).
• Distancia del campamento hasta la fuente de recursos más cercana (agua, gasolina, primeros auxilios, comida).
• Presencia/ausencia de territorios de rapaces de gran tamaño (negativa cuando la localización se encuentra dentro del territorio, debido a las molestias ocasionadas).
3. Accesibilidad (A)
• Posibilidad de escapar con facilidad (en caso de peligro).
• Dificil acceso para el hombre (para evitar molestias a las aves mientras se alimentan).
• Posibilidad de manejar los restos que quedan dentro del punto de alimentación (restos de comida, plumas, excrementos, egagrópilas).
• Dificil acceso para ungulados domésticos y perros pastores.
• Facilidad para colocar sensores fotográficos, trampas fotográficas o escondites para tomar fotografías).
4. Campo de Visión (V. F.)
• Cobertura natural en las rutas usadas pos las aves (para impedir la visibilidad a gente ajena).
• Facilidad para observar las rutas de vuelo (por donde llegan y se van las aves).
• Posibilidad de controlar varios puntos de alimentación simultáneamente.
• Cobertura natural en el punto de observación.
• Posibilidad de acceso por ornitólogos y fotografos aficionados.

Tabla 4. Criterios para la evaluación de una posible localización para un punto de alimentación (según TSIAKIRIS *et al.* 2002).

Los principales pre-requisitos incluyen algunos de los que enumeramos a continuación;

1. Que el objetivo primordial sea la protección inmediata de especies amenazadas (o de especies bajo presión por el uso de venenos o por poseer un tamaño poblacional crítico) y para las cuales existan al menos fuertes indicios (en el caso de no existir pruebas científicas) de que la disponibilidad natural de alimento está por debajo de la requerida para garantizar la subsistencia y conservación de la población.
2. Un proyecto de protección financiado a largo plazo que incluya la protección legal y aplicada del hábitat, y un gestor de confianza. El gestor tendrá la responsabilidad de organizar el suministro adecuado de alimento y un seguimiento a largo plazo, cumpliendo en todo momento con la normativa nacional.
3. Una cooperación continua con las autoridades locales (forestales, veterinarias, administrativas), y con los programas nacionales e internacionales de seguimiento de buitres (Sociedad Helénica de Ornitología, autoridades ministeriales, Grupo Helénico de Trabajo del Buitre, Plan de Acción para la Recuperación del Buitre en los Balcanes (EGVWG). También se considera necesario llevar a cabo una campaña de concienciación social de gran alcance que preceda la creación de un punto de alimentación para evitar interpretaciones equivocadas, ya que esto podría provocar reacciones impredecibles por parte de la comunidad local.
4. La estrategia original debería centrarse en la creación de una futura red de puntos de alimentación y no el establecimiento de un único punto, de modo que pueda ofrecerse a las aves un patrón de alimentación similar al que disponían en los tiempos históricos de la trashumancia. También debería considerarse la opción de crear una red de vertederos abiertos en los pueblos que pueda servir como fuente de alimento "segura" frente a casos de envenenamientos en regiones amplias. Esta red también podría ser de utilidad a la hora de atraer a individuos errantes, para mejorar la supervivencia pre-adulta, para ayudar a las poblaciones a expandirse o finalmente, para futuros proyectos de reintroducción.

5. CONCLUSIONES

A pesar de que muchos de los nuevos puntos de alimentación de Grecia han sido instaurados durante esta última década, todavía existen poblaciones importantes de buitre leonado y alimoche que han quedado totalmente excluidas de los programas de

alimentación/protección. Entre ellas se encuentran las colonias al oeste de la península (Epiro y Aetoloakarnania), las islas Naxos-Herakleia (donde reside una importante colonia de buitre leonado) y el área de Kompsatos (Tracia), que conecta las poblaciones del Parque Nacional de Dadia y Bulgaria con la zona del desfiladero de Nestos. La necesidad urgente de incluir estas poblaciones dentro del marco de un programa de alimentación y protección ha sido destacada por el Plan de Acción Nacional para el buitre leonado (BOURDAKIS *et al.*, 2004). Curiosamente, la mayoría de las propuestas para nuevos puntos de alimentación están dirigidas a la conservación de parejas dispersas de alimoche (pequeños puntos de alimentación cercanos al nido, similares a los empleados con el quebrantahuesos), mientras que las tres colonias restantes de buitre leonado (especialmente la de las montañas de Akarnanika) reciben atención especial internacional, ya que el oeste de Grecia parece ser un importante lugar tradicional de invernada para muchos ejemplares inmaduros provenientes de otros países balcánicos debido a la alta disponibilidad de alimento. Esta zona podría convertirse en una "trampa ecológica" para los Balcanes si las poblaciones de lobo continúan aumentando y expandiendo su territorio, y si los sistemas tradicionales de pasto extensivo y trashumancia son forzosamente abandonados a causa de la competencia económica internacional y las futuras reformas programadas en la Política Agrícola Común.

6. AGRADECIMIENTOS

A los autores no gustaría dar las gracias a J. Rousopoulos, S. Iezekiel, G. Iliopoulos, M. Panayiotopoulou, D. Skartsi, H. Jerrentrup & B. Hallmann por la información aportada. En especial, nos gustaría agradecer a S. Xirouchakis sus valiosos comentarios sobre el manuscrito final. Por último, muchos de estos datos no habrían sido accesibles de no ser por el trabajo conjunto y el intercambio de datos con los compañeros del Grupo Helénico de Trabajo del Buitre y del Plan de Recuperación del Buitre de los Balcanes.

7. BIBLIOGRAFÍA

ALIVIZATOS, H.

2003 *Preconditions and guidelines for the establishment and managemet of Birds of Prey Food Provision Sites (Vulture restaurants).* Technical report to Ministry of Environment and Hellenic Ornithological Society. (in Greek).

ANTONIOU V., TSOUKALI H. & ZANTOPOULOS N.

2001 Effect of toxic substances on bees & wild fauna birds. In: 7th International Conference on Environmental Science & Technology. Ermoupoli, Syros, Greece 2001.

ANTONIOU, V., ZANTOPOULOS, N., SKARTSI, D. & TSOUKALI-PAPADOPOULOU, H.

1996 Pesticide poisoning of animals of wild fauna. *Veterinary Human Toxicology* 38: 212-213.

ARCTUROS.

1999 *Garbage dumps and their use by wolves in greece*. Life project: lykos 1997-1999.

AZMANIS, P.

2004 Poisoning of wild fauna in Greece. Oral presentation in: Seminar Anatomopathological & Toxicological analyses for the detection of poisoning cases in wild fauna & natural environment. National Veterinary Institute-Sofia. FWFF-Sofia, BVCF, FZS, BEPF. Sofia/Bulgaria (with international participation).

AZMANIS, P.

2006 *Veterinary legislation and management of Birds of Prey Food Provision Sites (B.P.F.P.S.).* Technical report to Ministry of Rural Development and Hellenic Ornithological Society, p.58 (in Greek with English abstract).

BASILAKIS, D.

2006 A Telemetry Study of the Black vulture in the Dadia's Raptor Reserve (Prefecture of Evros, Greece). Oral presentation. Workshop on the conservation Actions for the Bearded vulture in europe. Life project Crete-NHMC, Prefecture of Innachori, Chania.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2004 *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation Status*. BirdLife International. BirdLife Conservation series No. 12, Cambridge, Pp. 74.

BOURDAKIS, S., ALIVIZATOS, H., AZMANIS, P., HALLMANN, B., PANAYOTOPOULOU, M., PAPAKONSTANTINOU, C., PROBONAS, M., ROUSOPOULOS, Y., SKARTSI, D., STARA, K., TSIAKIRIS, R. & XIROUCHAKIS, S.

2004 The situation of Griffon Vulture in Greece. In: Slotta Bachmayr, L. Boegel, R. & Camiña, A. (Eds.). *The Eurasian Griffon Vulture (Gyps fulvus) in Europe and the Mediterranean*. Status report and Action plan, EGVWG. Pp. 48-56.

BOUSBOURAS, D., BOURDAKIS, S. & HALLMANN, B.

1998 Organisation of a feeding site (for vultures and black kites), an observatory and an information center in the area of Meteora-Antihasia. Implementation and management principles. Program Life-Nature "Management actions for Special Protection Areas in Grece". N.AG.RE.F, HOS, Ministry of Environment, Ministry of Agriculture, EC. P. 25. (in Greek).

BULGARIAN SOCIETY FOR THE PROTECTION OF BIRDS.

2007 "Species Under Wing". *Neophron Newsletter* 1: 8.

GREEN BALKANS.

2005 *The Bearded Vulture – Let's recover the symbol of Bulgarian nature conservation*. Technical report to Black Vulture Conservation Foundation.Bulgaria Downloaded from: www. balkanvultures.org

GRUBAC B.

2005a Artificial feeding places and the conservation of vultures and other scavenging birds in Serbia. *Vulture News* 52: 10-24.

GRUBAC B.

2005b *Vulture Action Plan Serbia – Survey, monitoring and feeding of vultures in Serbia in 2005.* Technical report to the Black Vulture Conservation Foundation, Belgrade. Serbia Downloaded from: www. balkanvultures.org.

GRUBAC, B. & VELEVSKI, M.

2005 *Vulture Conservation Project Macedonia – Survey and monitoring of the status, breeding success and threats to the Egyptian Vulture in Macedonia.* MES Technical report to the Black Vulture Conservation Foundation, Belgrade, Serbia. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

HALLMANN, B.

1979 *Guidelines for the Conservation of Birds of Prey in Evros.* Final report of IUCN/WWF.

HALLMANN, B.

1985 Status and conservation problems of birds of prey in Greece. In: Newton, I. & Chancellor, R. (Eds.). *Conservation Studies of Raptors.* ICBP Techn. Publ. No5. Cambridge. Pp. 55-59.

HALLMANN, B.

1995 *A scheme for feeding the vultures of Mount Ghiouchtas.* Munincipality of Archanes. Organisation of Development Temenos Valley.

HANDRINOS, G.

1985 The status of vultures in Greece. In: Newton, I. & Chancellor, R. (Eds.). *Conservation Studies of Raptors.* ICBP Techn. Publ. No 5. Cambridge. Pp. 103-115.

HANDRINOS, G. & AKRIOTIS, T.

1997 *The Birds of Greece.* Helm Publishers. London.

HRISTOV, H.

2005 *Following the Vultures – Film from Bulgaria/ Alpine Club Edelweiss.* Technical report to the Black Vulture Conservation Foundation, Bulgaria. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

JERRENTRUP, H. & EFTHIMIOU, G.

2006 Conservation and Management of the fauna of the Nestos Delta and Nestos Gorge in the frame of the LIFE-Nature. In: Proceedings: The contribution of the LIFE-Nature III projects to the integrated management of the NATURA 2000 sites: The case of Greece. Prefecture of Drama- Kavala-Xanthi (Ed.): Xanthi, Greece (in Greek). Pp. 104-110.

KURTEV, M.

2006 *Report on the activities and results from the project:"Urgent Conservation Measures for the Egyptian Vulture/Neophron percnopterus/ in Bulgaria (phase IV)".*Technical report to Bulgarian Society of the Protection of Birds/Birdlife Partner.

LISICHANETS, T. & LISICHANETS, E.

2005 *Action plan for exploration and conservation of the vultures in the central, eastern and southern region of the Republic of Macedonia.* Technical report to the Black Vulture Consrevation Foundation. Kavadartzi. F.Y.R.oM. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

MISIAKOS, K. & BOUSBOURAS, D.

1998 *Special Protection Area of "Barbas-Klokos and Selinountas Gorge". Justification, planning and organisation of birds of prey food provision site (feeding site) and an obervation post in the Aegio area.* N.AG.RE.F, HOS, Ministry of Environment, EC. (in Greek).

MUZINIC, J.

2007 Poisoning of seventeen Eurasian Griffons (*Gyps fulvus*) in Croatia. *Journal of Raptor Research* 41: 239–242.

PAVOCOVIC, G. & SUSIC, G.

2005 Poisoning of seventeen Eurasian Griffons by carbofuran on the island of Rab, Croatia, in December 2004. *Vulture News* 53: 23-24.

POIRAZIDIS, K.

2003 *Dadia – Lefkimi - Soufli Forest Reserve. Diurnal raptor assemblages. Status report of raptors species populations.* WWF Greece. Athens.

SCHINDLER, S., SCANDOLARA, C. & POIRAZIDIS, K.

2003 *Raptor Monitoring in the Dadia Forest Reserve.* Technical Report 2003, WWF Greece, Athens.

SELAMAZIDIS, M.

2003 Inflammatory garbage dumps. Eleftherotypia.18 March 2003: 47. (in greek).

SIDIROPOULOS, L., TSIAKIRIS, R., KONSTANTINOU, P. & AZMANIS, P.

2006 *The importance of mountainous range of Almopia in the preservation of large raptors in the Balkans.* Poster presentation. 10th International Congress on the Zoogeography and Ecology of Greece and adjacent regions". Hellenic Zoological Society and the Section of Animal Biology, University of Patras, at Patras 26th - 30th of June, 2006. Greece.

SIDIROPOULOS, L., KONSTANTINOU, P., TSIAKIRIS, R., LISICHANETS, T. & LISICHANETS, E.

2007 *Tranborder Actions for the Preservation of vultures in Aridea-Kavadartzi Mountainious Range.* Technical Report to Black Vulture Conservation Foundation.

SKARTSI, T., VASILAKIS, D. & ELORRIAGA, J.

2003 Black Vulture and Griffon Vulture Monitoring in National Park of Dadia-Lefkimi-Soufli Forest. WWF-HellasTechnical Report. Athens.

SKARTSI, T., ELORRIAGA, J., VASILAKIS D. & POIRAZIDIS, K.

2008a Population, breeding and conservation status of Eurasian Black Vulture in the Dadia National Park, Thrace, NE Greece. *Journal of Natural History* (in press).

SKARTSI, T., VASILAKIS, D. & ELORRIAGA, J.

2008b Population trends and conservation of vultures in the National Park of Dadia Lefkimi-Soufli forest. In: Catsadorakis (Ed.). The Dadia - Lefkimi - Soufli National Park, Greece: Biodiversity Management and Conservation. G. WWF-Hellas, Athens. (in press).

STARA, K. & TSIAKIRIS, R.

2006 Vultures in modern Greek folk history and legend. In: Houston, D.C. & Piper, S.E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vutlure Populations,* 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Natural History of Crete & WWF Greece. Pp. 171.

STOYANOV-PETROV, G.

2005 *Recovery of the Griffon Vulture as a nesting species in the Vrachanska Planina Mountain,* Bulgaria/ BPPS. Technical report to the Black Vulture Conservation Foundation. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

STOYCHEV, S., DEMERDZHIEV D., ANGELOV, I. HRISTOV, H. & MINCHEV, J.

2005 *Conservation of the large Vultures in the Eastern Rhodopes*. BSPB/Birdlife Bulgaria. Technical report to the Black Vulture Conservation Foundation, Haskovo. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

STOYNOV, E.

2001 *The recent status, threats and trends of the birds of prey in Republic of Mecedonia*. Unbublished report. Wild Flora and Faunan Found. Bulgaria.

STOYNOV, E.

2005 *Antidote Campaign and creating preconditions for recovery of the vultures in SW Bulgaria as a "bridge" between Rhodopian and Macedonian vulture communities*. Technical report to the Black Vulture Conservation Foundation, Blagoevgrad. Downloaded from: www. balkan-vultures.org.

STOYNOV, E., ILIEV, Y. & LISICHANETS T.

2003 Final Report /Vulture Conservation Activities in F.Y.R.O. Macedonija. FWFF. In: Action Plan for Recovery and Conservation of Vultures on Balkan Peninsula and Adjacent Regions Downloaded from: www. balkanvultures.org.

SUSIC, G.

2004 The situation of Griffon Vulture in Croatia, In: Slotta-Bachmayr, L., Boegel, R. & Camina C.A. (Eds.). The Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Europe and the Mediterranean. Status report and Action plan, EGVWG. Pp. 32-37.

SUSIC, G.

2005 *Integral protection of Eurasian Griffon in Croatia/ ECCIB*. Technical report the Black Vulture Conservation Foundation. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

SUSIC, G. & GRUBAC, B.

2002 *Do you want reality or myth? The story of the Eurasian griffon*. Croatian Natural History Museum. Zagreb. Croatia.

SUSIC, G. & PAVOKOVIC, G.

2005 Vulture populations: Status, evolution and threats; integral protection of Eurasian Griffons in Croatia in 2005. In: *Proceedings of II Workshop BVAP*, 27-30.06.2005, Prilep, Macedonia.

TSIAKIRIS, R.

2002 *Management actions for the Special Protection Areas (SPAs) in Greece*. Final report for the establishment of an experimental feeding site for the Bearded vulture and other birds of prey in the complex Tzena-Pinovo Mts. N.AG.RE.F, EC. P. 94 (in Greek with english abstract).

TSIAKIRIS, R., KAZANTZIDIS, S., STARA, K., AZMANIS, P. & SIDIROPOULOS, L.

2002 *Methods of selection and experimental implementation of artificial feeding places for vultures in Northern Greece*. 9th Interantional Congress on the Zoogeography and Ecology of Greece and Adjacent Regions.

TSIAKIRIS, R., KAZANTZIDIS, S. & HATZILAKOU D.

2004 *Presentation of the ongoing artificial feeding projects in Meteora and Pinovo SPA's within the framework of the project Life-Nature B4 - 3200/97/243*. Oral presentation in the "1st Balkan Workshop for necrophagous species". Natural History Museum of Crete and WWF-Dadia. Dadia National Park. Greece.

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F.

1994 *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife Conservation Series no 3. BirdLife International. Cambridge.

VELEVSKI, M.

2005 *Vulture Conservation Project Macedonia – Maintenance of the feeding site at Matka and monitoring of Matka, Babuna-Topolka, Bregalnica and Osogovo/MES*. Technical report to Black Vulture Conservation Foundation. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

VIDAL, E., MEDAIL, F. & TATONI, T.

1998 Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impacts on fauna and flora, conservation meansures and research priorities. *Biodiversity and Conservation* 7: 1013-1026.

VLACHOS, C. G., PAPAGEORGIOU, N. & BAKALOUDIS, D. E.

1998 Effects of the Feeding Station Establishment on the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in Dadia Forest, North Eastern Greece. In: Chancellor, R.D., Maxburg, B.U. & Ferrero, J.J. (Eds.). Holarctic Birds of Prey, ADENEX-WWCBP. Pp. 197-207.

XIROUCHAKIS, S.

2002 Past and present distribution and status of the Bearded Vulture in Crete. In: A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds.). *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop*. Heraklion, Crete, Greece. Natural History Museum of Crete, Heraklion. Pp. 1-6.

XIROUCHAKIS, S.M.

2004 Causes of raptor mortality in Crete. In: Chancellor, R. D. & B.-U. Meyburg (Eds.). *Raptors Worldwide*. WWGBP. Pp. 849-860.

XIROUCHAKIS, S.M. & MYLONAS, M.

2005 Status and structure of the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) population in Crete. *European Journal of Wildlife Research* 51: 223-231.

XIROUCHAKIS, S., GRIVAS, C., PROBONAS, M., SAKOULIS, A. & ANDREOU, G.

2002 *Evaluation of actions for the conservation of Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) in Crete*. Natural History Museum of Crete University.

XIROUCHAKIS, S.M., PROBONAS, M., GRIVAS, C., ROUSSOS, T., ESERIDOU, V. & KOUKOURAKIS, C.

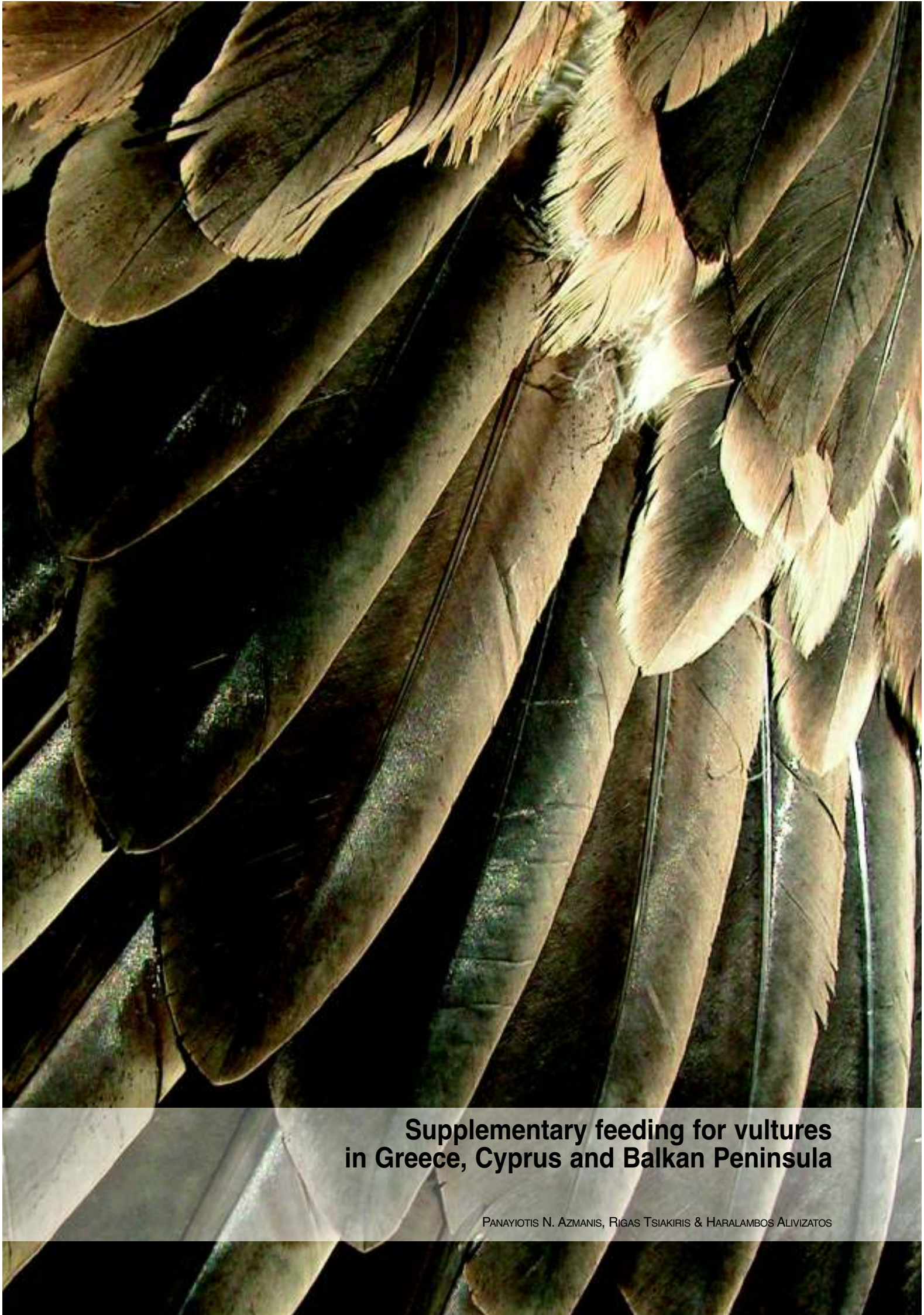
2006 *Final Technical Report of the LIFE-NATURE Project (Ref. No.: LIFE02 NAT/GR/8492). Conservation Actions for Gypaetus barbatus and Biodiversity in Crete*. Natural History Museum of Crete, Region of Crete/ Forestry Division, Municipality of Inachorion. Heraklion.

XIROUCHAKIS, S., SAKOULIS, A. & ANDREOU, G.

2001 The decline of Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Greece. *Ardeola* 48: 183-190.

XIROUCHAKIS, S.M. & TSIAKIRIS, R.

2009 Status and population trends of vultures in Greece. 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. 160-177.



Supplementary feeding for vultures in Greece, Cyprus and Balkan Peninsula

Panayiotis N. Azmanis, Rigas Tsiakiris & Haralambos Alivizatos

1. INTRODUCTION

The supportive feeding of scavenger birds by means of "vulture restaurants" is widely considered to be a successful management tool and its use in the Balkan Peninsula has significantly increased during the last two decades. The multi-levelled benefit from this conservation tool has been taken for granted and therefore a comprehensive assessment has not been attempted in the area. Additionally, despite the fact that data exchange among Balkan countries has greatly improved, a collective report focused on this topic has not been produced, leaving gaps in knowledge fundamentally important for the future conservation of the vulture species in the region. Strategic planning and common guidelines (especially after DE/ 322/2003) are crucial to achieve uniformity and maximum effect, not only for the local target population, but for the entire Balkan griffon *Gyps fulvus* and Egyptian vulture *Neophron Percnopterus* populations, since the other two species occupy narrower areas. We will try to bridge the aforementioned gap in this short review, providing details on the history and development of the feeding sites in each Balkan country, their current number and legal status as well as their local effect on vulture populations.

2. MATERIALS AND METHODS

Published and unpublished relevant data was collected, attempting to represent the entire chronological spectrum from early feeding attempts until present. Two prior collective, unpublished reports from the Hellenic Ornithological Society (HOS) with many pers. comm. by professional ornithologists and operators of feeding sites proved of significant help (ALIVIZATOS, 2003; AZMANIS, 2006). Since only few publications strictly focused on artificial feeding have been produced in recent years, the main effort concentrated on tracing any relevant information (multi-annual breeding success and productivity data, new proposals for feeding sites, comments on the attendance to feeding sites by the target species or even operators' estimates of possible breeding success) mainly from unpublished data. Details on the supportive feeding (disposed food load, frequency, type, origin, follow-up monitoring), although frequently available, were judged as too specific for this review and therefore not included. Finally, the breeding success and productivity of the target species were preferred as the simplest evaluation criteria, despite the fact that the authors recognise that several other aspects should be included in the overall judgment of the success of these conservation measures.

3. RESULTS

3.1. History of Birds of Prey Food Provision Sites (B.P.F.P.S.)

Greece

In Greece the establishment of a "feeding site or vulture restaurant" was first proposed in the late 1970s by the Dutch ornithologist Ben Hallman (HALLMAN, 1979). This very early proposal included the founding of one feeding site in Dadia Forest (Evros Prefecture, Thrace, Northern Greece) and of a second in Kato Olympus Mt. (Larissa Prefecture, Thessaly, Central Greece). At that time both areas supported the two last colonies of cinereous vultures *Aegypious monachus* in Greece, as well as healthy populations of all other three vulture species (HANDRINOS, 1985; HALLMANN, 1985). The latter site began operation in 1979 while the Dadia Forest site was initiated in 1987, although the area was designated as protected since 1980. From 1989 to today, this feeding site operates continuously with the same intensity. Later, another feeding site was implemented in Youchtas Mt (Herakleion Prefecture, Crete) to assist the locally flourishing griffon vulture colony in the centre of Crete (HALLMANN, 1995).

Two independent Life Projects, the first (B4—3200/97/243) implemented by H.O.S. (Hellenic Ornithological Society) and N.AG.RE.F. (National Agricultural Research Foundation) and the other (LIFE02/NAT/GR8492) implemented by the Natural History Museum of Crete (N.H.M.C.) and HOS, promoted and funded similar activities in other areas. Under the first project (focusing on Special Protected Areas) three new feeding sites were planned: 1) Tzena-Pinovo Mts in Pella Prefecture, Macedonia, Northern Greece, 2) Antihasia Mt in Trikala Prefecture, Thessaly, Central Greece and 3) Barbas-Klokos Mts in Achaia Prefecture, Pelloponese (TSIAKIRIS, 2002; BOUSBOURAS *et al.*, 1998; MISSIAKOS & BOUSBOURAS, 1998). The feeding support of the last remnant bearded *Gypaetus barbatus* vulture individuals on the Greek mainland, as well as the local bird of prey diversity, was the impetus for the establishment of the first site (SIDIROPOULOS *et al.*, 2006; TSIAKIRIS, 2002), while the preservation of the largest Egyptian vulture population and an important number of black kite pairs was the underlying reason for the second site. Lastly, the maintenance of the southernmost remaining griffon vulture colony in mainland Greece at that time and golden eagle pairs are what led to the establishment of the Peloponnese feeding site, which had already been in use since 1984 as an unofficial feeding place (MISSIAKOS & BOUSBOURAS, 1998). In Crete, the Life-Nature project (HOS/NHMC) allowed the implementation

of the first specialized bearded vulture feeding sites (close to a breeding territory) and additionally two collective, but strategically located feeding sites (Asterousia, Lasithi) aimed at the healthiest thriving Balkan griffon vulture population (XIROUCHAKIS *et al*., 2002; XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005). Finally, a "vulture restaurant" was established in 1999, in Nestos Gorge (Xanthi/Kavala/Drama Hyperprefecture, Macedonia-Thrace, Northern Greece) by the local administrative authorities, without any ornithological planning as part of an eco-tourism developmental action (PANAYIOTOPOULOU pers.com in ALIVIZATOS, 2003).

3.2. Other Balkan Countries and Cyprus

The history of "vulture restaurants" in the other Balkan countries also began in the early nineties. Namely, in Croatia (Cres Island, Kvarner Archipelago) the single feeding site for the preservation of the longest protected griffon vulture colony in the Balkans started in 1996 (PAVOCOVIC pers. comm. in AZMANIS, 2006; SUSIC & GRUBAC, 2002). In Serbia, the first two "vulture restaurants", aimed to the last griffon vulture colonies, were irregularly operated from 1989 until 1995. From 1996 their operation was fully established, while two new sites were planned (GRUBAC, 2005 b). In F.Y.R.of Macedonia, the first feeding sites were established quite recently in 2001, through the Balkan Vulture Action Plan, mainly along the Greek borders (Demir Kapia, Vitachevo, Mariovo) to support the significant griffon vulture, Egyptian vulture and Imperial eagle breeding populations (STOYNOV *et al*., 2003). The supplementary feeding in Bulgaria started in 1994 (Arda Gorge & Studen Kladenetz, Haskovo Prefecture, SE Bulgaria) to safeguard the last Bulgarian griffon vulture colonies as well as the last cinereous vultures of the Balkans that, although nesting in Greece (Dadia National Park), frequently search for food in eastern Bulgaria (HRISTOV, 2005; BASILAKIS, 2006). Lastly, in Cyprus a feeding site has supported the almost extinct griffon vulture population there, as well as vagrant cinereous vultures, for the last fourteen years. The current site is located in the same place as the prior unofficial location (IEZEKIEL pers. comm. in AZMANIS, 2006).

3.3. Target Species involved

The B.P.F.P.S. in Greece and generally in southern Europe were originally founded to support the four vulture species, in contrast with the Northern European sites where "raptor feeding" is focused on eagle species or smaller Accipitridae species (AZMANIS, 2006). Apart from vultures, seven more diurnal raptor species are known to be regular "partial carrion-eaters" (see also Table 1) in the area during the winter or reproductive months of the year and would benefit from a regular food provision program, although in Greece such a program has not yet been initiated. In addition, the legislation did not include these species, although they are endangered. These species also occur in most of the other Balkan countries, but to the author's knowledge a targeted feeding project does not exist. Special attention should be drawn to the fact that F.Y.R.of Macedonia holds the densest imperial eagle population in the Balkans (35-45 pairs) and Bulgaria still holds a viable population as well (15-25 pairs) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). In Cyprus, the feeding action proposed is also aimed at the conservation of the Bonelli's eagle Hieraaetus fasciatus (IEZEKIEL pers. comm. in AZMANIS, 2006).

3.4. Current status of the supplementary feeding points

Greece

At the moment thirteen supplementary feeding points are regularly operating in the country, all of them through the framework of conservation programs. Although this number may seem high in respect to the number and distribution of necrophagous birds it should be noted that 7-8 feeding sites have been created only for the bearded vulture in Crete, operating only during their nesting period (see also Figure 1). All the feeding points were constructed with similar guidelines (fencing, easy access and distant observation, typical foraging habitat), which

Species	Scientific Name	Greece	Bulgaria	FYRoM	Serbia	Croatia
Eastern Imperial Eagle	*Aquila heliaca*	0-1 pair	20-25	35-45	2-4	0-1
Golden Eagle	*Aquila chrysaetos*	100-150 pairs	150-170	60-100	90-110	90-110
White-tailed Sea Eagle	*Haliaeetus albicilla*	6 pairs	7-10	Breeding	52-58	80-90
Lesser Spotted Eagle	*Aquila pomarina*	67-90 pairs	120-200	3-10	20-25	60-70
Greater Spotted Eagle	*Aquila clanga*	Wintering in good numbers	Wintering in good numbers	0	0	0
Black Kite	*Milvus migrans*	5-20 pairs	80-140	10-25	50-70	100-500
Red Kite	*Milvus milvus*	Migrant	Migrant	Migrant	3-5	3-5

Table 1 Status of facultative scavengers in the Balkan countries (data from BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004).

roughly correspond to the current official guidelines (DE/322/2003). The Dadia feeding sites are fully legal whereas the authorization process of Tzena-Pinovo Mt feeding site is in progress (see also Table 2). The main changes from the previously described historical scenario are the closure of the Barbas-Klokos Mt and the Kato Olympus Mt feeding sites, due to the disappearance of the respective griffon vulture colonies (ALIVIZATOS, 2003; HALLMANN, pers. comm., 2006) and the Youchtas Mt site due to inadequate functioning and management. On the other hand, two new alternatives to the historical sites have been established at the western and southern borders of Dadia National Park. Additionally, in Nestos Gorge the Society for the Protection of Nature (EPO) has created two new feeding sites as part of the Life-Project "Living Lakes", in 2004 (JERRENTRUP & EFTHIMIOU, 2006), which have replaced the previously inadequate one, fulfilling legal and ornithological preconditions. In 2003 the establishment of a new feeding site on Arakinthos Mt (Aitoloakarnania Prefecture, West Greece) through a national fund ("ETERPS project") has been proposed by the NGO "Immediate Response for Nature Protection", for the southernmost griffon vulture colony, which currently has likely been deserted by breeding pairs but still holds important wintering populations (ROUSOPOULOS, pers. comm.).

In Dadia, Tzena-Pinovo and Crete the feeding sites were established and are operated under the philosophy of *"feeding interacting networks"* and not as single posts, meaning a variety in management practices in respect to season, food availability, population growth and habitat use. In the first two areas this network also functions internationally through strong cooperation with operators in the neighbouring countries (Bulgaria and F.Y.R.of Macedonia).

Other Balkan Countries and Cyprus

Progress was noted, in recent years, in the development of new feeding projects in the Balkan mountain arc, especially under the initiative of the "Balkan Vulture Recovery Action Plan" (BVAP, www.balkanvultures.org). In Croatia, the Eco Center Caput Insulae Beli (ECCIB) has operated, in addition to the historical feeding site (near Vodice, Cres Island, Kvarner Archipelago), a new site, since 2003, in Osor (Cres Island) aimed at supporting the southernmost griffon vulture colony of the archipelago. Additionally in 2005, under special authorization, two more feeding sites were constructed (fenced, bathing pool) on Rab Island and on Ucka Mt (mainland Croatia), while on Krk Island a suitable location was at that time being sought (SUSIC, 2005). In Serbia, the Institute for Nature Conservation of Serbia supported the function of three feeding points (Tresnjica Gorge, Uvac Gorge, Kula-Kleka) and planned a fourth site (Stara Plannina), which will be managed by the NGO "Natura Balcanica" (GRUBAC, 2005b). In total, about six points operate fully or occasionally in Serbia, while around eighteen were under planning (GRUBAC, 2005a). All have received prior authorisation by the Ministry of Natural Resources and the Ministry of Agriculture (Direction of Veterinary Inspection). In F.Y.R. of Macedonia, during 2005, five feeding points were operated by the NGOs M.E.S. (Macedonian Ecological Society) and FWFF-Kavadartzi (Fund For Wild Flora and Fauna), in the north-western and southern parts of the country, to support the Griffon and Egyptian vulture populations as well as the globally threatened imperial eagle and Egyptian Vultures. Furthermore, the Matka Mt feeding action (established in 2003) supported a pair of griffon vultures and a pair of Egyptian vultures, while the southern BPFPS (Demir Kapia, Vitachevo, Mariovo and Sveti Nicole), operated by FWFF-Kavadartzi, assisted the core populations of griffon (150 individuals) and Egyptian vultures as well as individuals of cinereous and bearded vultures (VELEVSKI, 2005; LISICHANETS & LISICHANETS, 2005). They operate under the auspices of the local veterinary authorities and the Ministry of Environment.

In neighbouring Bulgaria, apart from the two historical feeding sites, seven more places were opened with the financial support of the BVAP. At the border with Greece, the Biala Reka feeding point has been operated irregularly by the Bulgarian Society for the Protection of Birds (BSPB) since the late 1990s and was put into full function with 10 alternative sites: in the Vrachanska Mt a new feeding point (since 2003) for the support of a pair of Egyptian vultures (by Birds of Prey Protection Society-BPPS), in "Sinite Kamani" and Royak-Provadia Plateau were two more places operated for the Egyptian vulture and the golden eagle and finally in the south-western region, were the FWFF-Blagoevgrad operated three BPFPS for

Location	Operating Body	322/2003 Special requirements	H.O.S. preconditions (ALIVIZATOS, 2003)
Dadia Forest National Park	Evros Prefecture & WWF-Dadia	Fully	Fully
Nestos Gorge	E.P.O.	Fully	Fully
Tzena-Pinovo Mt	"Chrysaetos" NGO	Fully	Fully
Antihasia Mt	Local Forestry Sevice	Fully	Partially
Crete	N.H.M.C.	Fully	Fully
Kato Olympos Mt	B. Hallmann		Partially
Barbas-Klokos Mt	H.O.S./N.AG.RE.F.		Partially

Table 2 Location and legal status of the supplementary feeding sites for avian scavengers in Greece.

the support of an Egyptian vulture pair and for the reintroduction of griffon vultures and attraction of vagant individuals. Two feeding sites were closed after the local extinction of the respective Egyptian vulture pairs. All should be in legal agreement with the DE/322/2003 (GREEN BALKANS, 2005; STOYANOV-PETROV, 2005; STOYCHEV *et al.*, 2005; STOYNOV, 2005). Finally, in Cyprus a single feeding site is responsible for the survival of the few griffon vulture pairs on the island, managed by the Forestry Department (Sector of Parks and Environment) together with Pafos Prefectural Forestry Service (IEZEKIEL pers. comm. in AZMANIS, 2006). An overview of the number of B.P.F.P.S. in each Balkan country is presented in Table 3.

Feeding sites	Active	New Proposed	Dispensed
Greece	13	13-15	2
Bulgaria	9	1	2
F.Y.R.oM.	4-5	0	0
Serbia	6	18	No info
Croatia	4	1	0
Cyprus	1	0	0
Albania	0	0	0

Table 3. Number and operational status of the supplementary feeding sites in the Balkans.

4. DISCUSSION

4.1. Feeding site evaluation and effect of supportive feeding on vulture populations

At the moment there are no well-established criteria to evaluate the success of a feeding site and its effect on vulture populations, as the purpose of establishment is multi-faceted. Although we believe that the attendance by the target species, the consumption of the disposed food and the increase in productivity and breeding success could be considered useful criteria of success at the species level, the scientific monitoring, international cooperation and improvement of local public awareness of vulture species conservation should also be regarded as additional criteria of success.

Greece

Undoubtedly, the role of supportive feeding has been significant for the survival of all vulture species in Greece. However, there is great variance in the effect of each feeding point on the conservation of each targeted species. For example, while in Dadia National Park the early establishment of a feeding scheme saved the last endangered Black vulture colony and an additional long-term multi-levelled approach stabilised and increased the number of individuals, in central and southern Greece the delayed or isolated feeding action, did not prevent the disappearance of colonies or breeding pairs of griffon, Egyptian and bearded vultures. Furthermore, in Dadia National Park the supplementary feeding was successful, since it increased the number of breeding pairs of cinereous vultures from 10-14 in the late 1980s (TUCKER & HEATH, 1994; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009) to 20-27 (and 90-100 individuals) in 2002 (SKARTSI *et al.*, 2003; SKARTSI *et al.*, 2008a). Moreover, the breeding success during the period 1994-2005 was 72%, although the number of breeding pairs was stable (SKARTSI *et al.*, 2008b). Nonetheless, this success should not be solely attributed to the supplementary feeding, but to a number of factors, such as the collective action plan implemented by the dedicated WWF-Greece staff, the acceptance and embracement of this action plan by the local community and finally the recognition and support of this initiative by the State. Additionally, the griffon vulture has bred after the establishment of the B.P.F.P.S. and until 1995, but then for unknown reasons abandoned the site. Due to recent more favourable conditions, the species returned in 2007 to the area (SKARTSI, pers. comm. 2007). In addition, a large number of individuals are present all year round from many other Mediterranean countries and benefit from the network of B.P.F.P.S. in Greece and SE Bulgaria. On the contrary, the establishment of the feeding station had no significant effect on the local Egyptian vulture population, which decreased significantly from 17 breeding pairs in 1978 to 9-10 in 2003 (POIRAZIDIS, 2003; SCHINDLER *et al.*, 2003). According to the same authors the breeding success also decreased slightly from 79% to 75%. This may partially be attributed to problems that the species faces in its winter quarters as has been hypothesised previously (VLACHOS *et al.*, 1998) and appears to be true today, at least for the neighbouring Bulgarian population where every year several adult pairs do not return from their wintering grounds (KURTEV, 2006). Similarly in Crete, the initiation of the specialized feeding scheme, as well as a complete management plan, has resulted in the regular breeding of some "problematic" bearded vulture pairs, an increase in breeding success (a prior unsuccessful pair managed to produce fledglings for three subsequent years), the survival of immature individuals and the formation of new pairs (two of which nested in the vicinity of feeding stations) (XIROUCHAKIS, 2002, see also Figure 2).

In the northern, central and southern mainland Greece the situation differed for many reasons. Here, the various projects did not fully succeed in preserving the already fragmented remaining vulture populations. By the beginning of the various projects, it

was already too late for most griffon vulture and bearded vulture pairs, which had been lost due to extensive poison bait use (XIROUCHAKIS *et al*., 2001). The feeding point in Kato Olympos Mt, despite being one of the oldest, failed to preserve the four vulture species (the cinereous vulture disappeared around 1989, the bearded vulture in 1994, the Egyptian vulture also in the mid-'90s and the few remaining griffon vultures in 2006 (HALLMANN, pers. com., 2008). Here the absence of a long-term multi-disciplinary project and plan was the crucial factor. In Barbas-Klokos Mts, despite the irregular long-term feeding support, the organised financial effort came shortly after the few griffon vultures succumbed due to poisoning and illegal hunting. In Tzena-Pinovo Mts, the feeding project is new and therefore too early to evaluate. Additionally, it is mainly a support to the feeding project in F.Y.R.of Macedonia, aimed to maintain the griffon vulture colonies existing in this country. This feeding point regularly provided the last bearded and cinereous vulture individuals, a pair of Egyptian vultures and a significant number of griffon vultures (maximal count: 26 birds) during the winter, spring and autumn months with poison-free food. Moreover, it was a predictable source of food for the local golden eagles *Aquila chrysaetos* and Long-legged buzzards *Buteo rufinus*, the wintering and migrating Imperial eagles as well as other important raptor species. Without significant breeding vulture populations the main purpose of this B.P.F.P.S in the Greek part. is also for the continuous conservation of biodiversity in the wider transborder area (TSIAKIRIS, 2002).

In Nestos Gorge, the feeding project is also new and therefore too early to evaluate but has the potential to be successful, as it is part of a Life-Project and a broader, long-standing initiative to preserve the entire Nestos ecosystem. Currently, the largest mainland griffon vulture colony exists in Nestos Gorge, numbering 17-20 pairs, which has increased in number after the regular food provisioning began (JERRENTRUP, pers. com., 2007). Finally, in Antihasia Mt the B.P.F.P.S. immediately attracted the target species (all Egyptian vultures and cinereous kites *Milvus migrans* of the area as well as lesser spotted eagles *Aquila pomarina* and several other endangered raptors), but the further absence of a long-term plan, poor financial support and the absence of a proper public awareness program, did not contribute effectively to species conservation and every year fewer pairs and lower productivity are observed (TSIAKIRIS *et al*., 2004). The urgent need to boost the overall management of the area with a concrete plan and strong financial support is crucial, determining the final outcome of this project.

Regardless of whether or not the supportive feeding action lies within a broader action plan, poisoning incidents cannot be totally avoided. In the last decade alone, known poisoning occurrences in Greece have resulted in the loss of at least fourteen cinereous vultures, one bearded vulture and more than ten griffon and five Egyptian vultures (ANTONIOU *et al*., 1996; ANTONIOU, 2001; AZMANIS, 2006; XIROUCHAKIS, 2004), though these numbers are thought to be much higher.

Other Balkan countries

Generally, long-term feeding support has proven substantial in maintaining the remaining griffon vulture colonies in Bulgaria, Serbia and Croatia. On the contrary for the other vulture species, as in the case of Greece, this support was delayed or was not extensive enough to cover the local distribution of the species that nest as solitary or semi-colonial (Egyptian, bearded and cinereous vulture) groups. In Croatia the population of griffon vulture increased from 25 pairs in 1969 to 85-94 in 2004 (SUSIC, 2004) with a mean breeding success of 60% (SUSIC & PAVOKOVIC, 2005). In Bulgaria there was also a productivity increase (in 2006, 22 griffon vultures fledged) (BSPB 2007). On the contrary, for the Egyptian vulture there was a decrease in pairs from 57 in 2003 to 40 in 2007 and eventually 32 in 2008 (ANGELOV, pers. com., 2008). In 2006, the breeding success was 0.89 fledglings/occupied nest with a reproductive success of 1.43 fledglings/incubating pair (KURTEV, 2006).

In F.Y.R. of Macedonia, the feeding sites have operated for only a few years and are difficult to evaluate for their significance in the vulture productivity. Though it is believed that supplemental feeding assists the griffon vulture colonies (14 fledglings in 2005), despite several poisoning events (two in Sveti Nicole and one in Kaimaktsalan in 2007 resulting in the death of 18 griffon vultures), the population does appear rather stable, probably due to its central location of the area in the Balkan peninsula and the recruitment of birds from neighbouring countries. Moreover, the attendance of all feeding points was high by all age classes of griffon vultures (LISICHANETS & LISICHANETS, 2005). Additionally, according to GRUBAC & VELEVSKI (2005), the Egyptian vulture significantly benefited from the supplementary feeding with 10-12 pairs of the total 29 (22 incubating) observed foraging on the existing feeding sites. In 2006, the breeding success was 0.61 juveniles per pair. This was lower than 2005 (0,72 juv/pair), but higher than in 2004 (0.4 juv/pair) and similar to 2003 (0.6 juv./pair, 1.1 juv/successful pair). The breeding success of successful pairs is 1,2

juveniles per successful pair, identical to 2004 and 2005. Finally, the number of reared juveniles was lower than 2005, but still higher than 2004 (GRUBAC & VELEVSKI, 2006). Nevertheless, instead of the supplementary feeding, the massive poisoning mortality (PAVOCOVIC & SUSIC 2005; MUZINIC, 2007; LISICHANETS & LISICHANETS, 2005; SIDIROPOULOS *et al*., 2007) cannot be prevented if extensive public awareness campaigns and strict implementation of existing environmental laws are not adequately applied in Greece and F.Y.R.of Macedonia.

4.2. Importance of traditional dumps in Greece

Refuse tips and carcass disposal sites existed until recently in all rural villages and towns across Greece and the Balkans, being part of their cultural landscapes; several animal species were strongly associated with them, mainly because of livestock carcass disposal practices and the offal deposits. Moreover, traditional shepherd huts scattered around the mountains were used until the last decate to slaughter animals on site, while all remains were discarded nearby, an activity illegal today. It is widely known that vultures visited those traditional sites regularly or even nested near shepherd huts, especially Egyptian vultures (e.g. until recently in Vikos Gorge, Northern Pindos National Park); thus the species is very well known to local people appearing frequently in folk history and legend (STARA & TSIAKIRIS, 2006). Similar strong associations are found with some mammalian species such as red fox *Vulpes vulpes* and especially wolf *Canis lupus*, the range of the latter species spanning Sterea Hellas and Western Macedonia coinciding with dumping sites as shown by radiotelemetry (ARCTUROS, 1999). This is contrary to the case of the brown bear *Ursus arctos*, which rarely visits garbage dumps (ILIOPOULOS, pers. comm. 2008). Several "traditional dumps" were known to hold large concentrations of Egyptian vultures e.g. Meteora in central Greece with 143 individuals in 1975 (HANDRINOS & AKRIOTIS, 1997), while 65 individuals were poisoned at once in 1993 at the rubbish dump in Negotino in southern F.Y.R. of Macedonia (STOYNOV, 2001). Still, the Egyptian vulture is strongly connected with the traditional dumping sites, as recent data reveals that almost half of the breeding pairs in F.Y.R. of Macedonia forage in open garbage dumps, which regularly receive carcasses or offal (GRUBAC & VELEVESKI, 2006). In Crete, where traditional carcass disposal still takes place in the remote mountainous villages, griffon and bearded vultures have also regular visitors (XIROUCHAKIS, pers. comm., 2008). Moreover, several other bird species use these sites to feed (eagles, kites, buzzards, storks, corvids, insectivorous passeriforms and gull species) some of them globally endangered (as is the case with the Imperial eagle in F.Y.R.of Macedonia), while others increase rapidly, causing conservation problems for rare species, such as in the case of the yellow-legged gull *Larus cachinnans* which predate on Audouin's gull *Larus audouinii* fledglings in the Aegean Islands and elsewhere (VIDAL *et al*., 1998).

Rural depopulation and sudden expansion of towns, rapid land use changes such as the introduction of many new materials (e.g. PCVs, nylon) led to a serious garbage management problem and transformation of several refuse tips to open garbage dumps and offal sites. Over 1300 such locations existed illegally by 2003 in Greece (SELAMAZIDIS, 2003) causing fires in nearby forests (see also Figure 3), while huge quantities of meat were discarded there regularly (e.g. 400 tones of remains from the chicken industry were discarded weekly in the town of Ioannina, Epirus alone, an important Egyptian vulture area). Today, strict environmental law enforcement has led to the systematic and obligatory incineration of all animal –by-products and progress toward permanent closure of all illegal dumping sites, substituting them with enclosed Sanitary Burial Garbage Sites (S.B.G.S.). This fact could indirectly be related to the sudden drop in numbers of the pre-migration Egyptian vulture counts in the Balkans.

4.3. Proposed Criteria for the future establishment of B.P.F.P.S. in Greece

In Greece, the Hellenic Ornithological Society has established specific preconditions for the creation and management of the supplementary feeding points (ALIVIZATOS, 2003). These, although partially included in the DE/322/2003, emphasize the preconditions necessary to achieve the maximal benefit for the target species. Moreover, technical guidelines have also been discussed (ALIVIZATOS, 2003; AZMANIS, 2006; TSIAKIRIS, 2002), while TSIAKIRIS *et al*., (2002) proposed a method of ranking multiple candidate feeding site locations, with the help of grouped criteria (see also Table 4).

The main prerequisites include some of the following:

1. The highest priority should aim the immediate protection of threatened species (or species under pressure by poisoning, and with critically low populations), for which there are at least strong indications (if not scientific proof) that its natural food availability does not fulfill its needs for population persistence and conservation.

1. Natural characteristics/features (N. CH.)
• Position on ridge for easy landing
• Existence of nearby thermal airstreams for take-off
• Existence of nearby rocks for roosting
• Snow cover (as far as mountainous areas are concerned, negative when the position lies inside the snow cover zone for 3-7 months)
2. Distance (D)
• Isolation (distance from footpaths and common human routes).
• Distance from the nearest dirt road (convenient food transportation).
• Distance from observation points (convenient identification of individuals or ringed birds).
• Distance from the nearest camp (convenient for continuous monitoring).
• Distance of camp from the nearest supplies source (water, gasoline, first-aid, food).
• Presence/absence of large raptor's territory (negative when the position lies inside the territory, due to disturbance to the birds).
3. Accessibility (A)
• Easy potential bird escape (in case of danger)
• Difficulty of human access (disturbance for the feeding birds)
• Possibility of controlling the remains inside the feeding place (food remains, feathers, droppings, pellets)
• Difficulty of access of domestic ungulates and shepherd dogs
• Convenience of placing photographic sensors, photo-trap or hiding for photographing
4. Visual field (V. F.)
• Natural cover of the bird routes (protection of visibility from irrelevant persons)
• Convenience for observing the flying routes (from where birds arrive / leave).
• Possibility of simultaneous control of multiple feeding places by the observers
• Natural cover of the observation point
• Possibility of amateur photographing or birdwatching

Table 4. Criteria for the evaluation of a potential feeding site location (after TSIAKIRIS *et al.*, 2002).

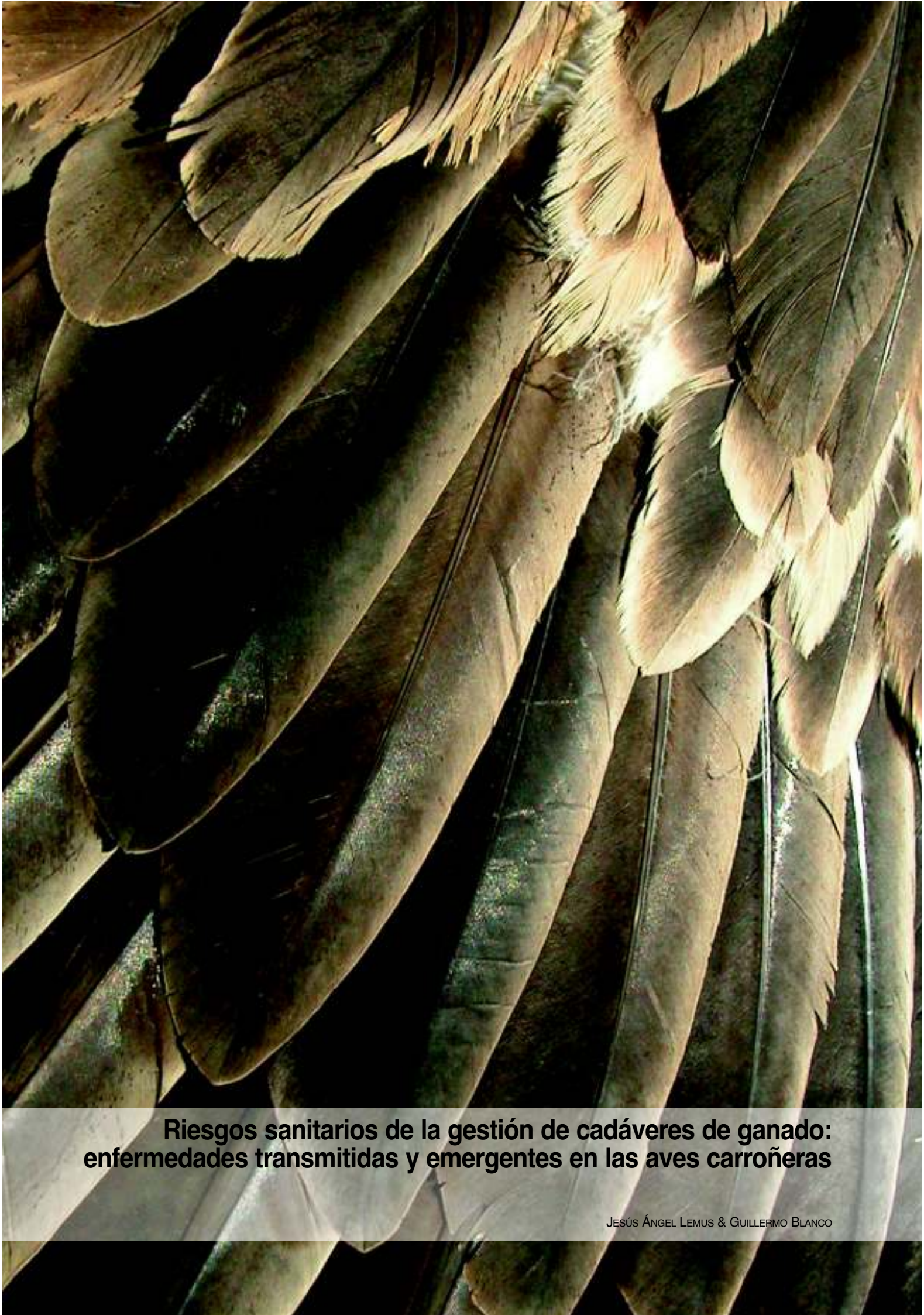
2. A long-term protection funded project, including the legal and applied protection of the habitat and a reliable management operation, is of critical importance. The operator is responsible for the organization of adequate food delivery and arrangements for follow-up monitoring, according to the national guidelines.
3. Continuous cooperation with the local authorities (forestry, veterinary, administrative), as well as with national and international vulture monitoring schemes (Hellenic Ornithological Society, Ministerial authorities, Hellenic Vulture Working Group, Balkan Vulture Recovery Action Plan, EGVWG) should always be pursued. An extensive public awareness campaign, prior to the establishment of a feeding site is considered a necessity, in order to dissolve any misinterpretation of actions, which could lead to unpredicted reactions by the local community.
4. The original strategy should be to develop a future network of feeding sites rather than exclusively using a single site, in order to offer the birds a feeding pattern similar to historical "transhumance activity" or the network of open village garbage dumps, and as a safe food resource decrease and birds face increasing poisoning events probability in broad areas. This network could also serve the purpose of attracting of transient birds, increasing the survival of immature birds, expanding populations and lastly, aiding future reintroduction projects.

5. PRIORITIES FOR THE FUTURE SUPPLEMENTARY FEEDING SCHEME IN GREECE

Despite the fact that new feeding sites were created during the last decade, at least in Greece, some important griffon and Egyptian vulture populations were not favoured with a feeding-protection scheme. These include populations in the western mainland (Epirus & Aetoloakarnania), the Naxos-Herakleia Islands (where an important colony of Griffons exists) and the Kompsatos area (Thrace), which connects the Dadia National Park and Bulgarian populations with the Nestos Gorge area. The urgent need to include these populations in a feeding and protection framework is also highlighted in the National griffon vulture Action Plan (BOURDAKIS *et al.*, 2004). Notably, most of the newly proposed feeding sites are designed for the survival of dispersed Egyptian vulture pairs (small feeding areas, near the nest, similar to those applied to the bearded vulture), while the three remaining colonies of griffon vultures (especially the in the Akarnanika Mountains) require special international attention given that western Greece appears to be an important traditional wintering place for immature birds of other Balkan countries due its high food availability. This area could function as a "Balkan ecological trap" if wolf populations continue to increase and expand in range and traditional extensive grazing systems of local transhumance continue to be abandoned, due to international economic competition and future planned Common Agricultural Policy reformations.

6. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to acknowledge J. Rousopoulos, S. Iezekiil, G. Iliopoulos, M. Panayiotopoulou, D. Skartsi, H. Jerrentrup & B. Hallmann for their information. Special thanks to S. Xirouchakis for his useful comments on the final script. Finally, without the continuous work and data exchange of the colleagues within the Hellenic Vulture Working Group and the Balkan Vulture Recovery Plan much of this data would have been unavailable.



Riesgos sanitarios de la gestión de cadáveres de ganado: enfermedades transmitidas y emergentes en las aves carroñeras

Jesús Ángel Lemus & Guillermo Blanco

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	374-401	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Riesgos sanitarios de la gestión de cadáveres de ganado: enfermedades transmitidas y emergentes en las aves carroñeras

Sanitary risks in the management of cattle carcasses: transmitted and emergent diseases in avian scavengers

PALABRAS CLAVES: aves carroñeras, sanidad animal, muladares, patógenos ganaderos, avicultura, ganadería extensiva, ganadería intensiva.
KEY WORDS: scavenger raptors, animal health, livestock dumps, livestock pathogens, poultry, extensive livestock, intensive livestock.
GAKO-HITZAK: hegazti sarraskijaleak, animalia-osasuna, simaurtegiak, abere(en) patogenoak, hegazti-hazkuntza, abeltzaintza estentsiboa, abeltzaintza intentsiboa.

Jesús Ángel LEMUS & Guillermo BLANCO[1]

RESUMEN

El impacto de los patógenos como factor de mortalidad en las aves carroñeras ha sido muy poco estudiado a pesar de las importantes implicaciones en la dinámica y conservación de sus poblaciones. Las enfermedades potencialmente trasmisibles a las aves a través de las carroñas de ganado de las que se alimentan son de especial interés en la gestión y conservación de estas aves. En este artículo revisamos la información disponible sobre estos aspectos, centrándonos en las diferencias existentes entre la ganadería intensiva (estabulada de continuo) y la extensiva. Los cadáveres de ganado intensivo presentan un número elevado de patógenos (bacterias, hongos y virus) que pueden transmitirse a las aves carroñeras por distintas vías en los muladares. En especial, las aves de corral pueden transmitir múltiples virus que pueden afectar negativamente a la salud de las aves carroñeras. Los restos de ganado porcino son también una fuente importante de patógenos bacterianos para las aves carroñeras. Por el contrario, las carroñas de animales de producción extensiva presentan muy baja prevalencia de patógenos, y además su infectividad es mucho menor. Los muladares pueden, por si mismos, ser una fuente importante de patógenos para las aves carroñeras debido a que la acumulación de cadáveres en descomposición permite la permanencia de microorganismos patógenos y bacterias saprofiticas que presentan además elevadas resistencias a los antibióticos con las que se trata al ganado intensivo. El uso de cadáveres provenientes de la ganadería intensiva, especialmente restos de porcino y aves de corral, puede considerarse una medida de manejo contraproducente para la conservación de las aves carroñeras, debido a su elevada carga de microorganismos patógenos y a la alta probabilidad de transmisión a las aves carroñeras en comparación con la ganadería intensiva. Por lo tanto, el uso de carroñas de ganado extensivo dispuestas en el campo debería priorizarse en programas de gestión y conservación de aves carroñeras como medida de manejo sin riesgo para la salud de las aves y el medio ambiente en general.

ABSTRACT

The role of pathogens in the mortality of avian scavengers has not been well studied despite the important implications that it may have for the population dynamics and conservation of these birds. Diseases that are potentially transmittable via cattle carrion are of special interest in the management and conservation of scavenger birds. In this article we review available information on this question and centre our discussion on the differences between intensive (permanently stabled animals) and extensive livestock. Carcasses originating from intensive livestock carry a high number of pathogens (bacteria, fungi and viruses) that can be transmitted in a variety of ways to avian scavengers at feeding sites or "*muladares*". Above all, poultry can transmit multiple viruses that will negatively affect the health of avian scavengers; pig remains are also an important source of bacterial pathogens in avian scavengers. On the other hand, animals originating from extensive livestock have a very low prevalence of pathogens and their infectiveness is much lower. "*Muladares"* themselves can also be an important source of infection since the accumulation of decomposing carcasses favours the permanence of pathogenic micro-organisms and saprophytic bacteria that, moreover, are highly resistant to the drugs that are used to treat stabled cattle. The use of carcasses originating from intensive livestock – above all poultry and pigs – should be seen as counterproductive to the conservation of avian scavengers given the high levels of pathogenic micro-organisms they contain and the high probability of transmission to avian scavengers. Therefore, the use of carcasses originating from extensive livestock left in the wild should be prioritised by management and conservation programmes targeting avian scavengers as a strategy that does not put the health of birds or the environment in general at risk.

LABURPENA

Hegazti sarraskijaleen artean patogenoek heriotza faktore gisa duten eragina azaletik baino ez da aztertu orain arte, nahiz eta haien populazioen dinamikan eta kontserbazioan ondorio garrantzitsuak dituzten. Elikagai dituzten abelgorrien sarraskien bidez transmititu litezkeen gaitzak oso aintzat hartzekoak dira hegazti hauek kudeatzeko eta kontserbatzeko garaian. Artikulu honetan kontu hauen inguruan dagoen informazioa berrikusiko dugu, eta abelazkuntza intentsiboaren (une oro ukuiluratua) eta estentsiboaren artean dauden aldeak azpimarratuko ditugu. Abelazkuntza intentsibotik etorritako hilikiek patogenoen (bakterioak, onddoak eta birusak) kopuru handia izan ohi dute, eta horiek modu askotan transmititu dakizkieke hegazti sarraskijaleei hondakindegietan. Bereziki etxe hegaztiek hegazti sarraskijaleen osasuna kaltetzeko moduko hamaika birus transmititu ditzakete. Txerri hondakinak ere bakterio patogenoen iturri garrantzitsuak dira hegazti sarraskijaleentzat. Aitzitik, oso patogeno gutxi izan ohi dituzte abelazkuntza estentsiboaren arabera hazten diren abereen sarraskiek, infektatzeko arriskua askoz ere apalagoa da. Hondakindegiak, berez, patogenoen iturri garrantzitsua izan daitezke hegazti sarraskijaleentzat, usteltzen ari diren hilikien metaketak mikroorganismo patogenoen eta bakterio saprofititoen presentzia ahalbidetzen baitu, azken hauek erresistentzia handikoak abelazkuntza intentsiboaren arabera hazitako abereei ematen zaizkien drogen aurrean. Abelazkuntza estentsibotik ez baizik eta abelazkuntza intentsibotik etorritako hilikien erabilera, batez ere txerri eta etxe hegaztien hondakinen erabilera, hegazti sarraskijaleen kontserbazioaren onerako ez baizik eta kalterako dela esan behar dugu, haietan ugari baitira mikroorganismo patogenoak eta haiek erraz asko transmititu baitakizkieke hegazti sarraskijaleei. Honenbestez, landa eremuetan egokitutako eta abelazkuntza estentsibotik etorritako sarraskien erabilera lehenetsi beharko litzateke hegazti sarraskijaleak kudeatzeko eta kontserbatzeko programetan, hegaztien osasunarentzat eta oro har ingurumenarentzat arriskurik gabeko erabilera sustatzeko.

[1] Departamento de Ecología Evolutiva, Museo de Ciencias Naturales (CSIC), J. Gutiérrez Abascal 2, 28006, Madrid, España. E-mail: jlemus@mncn.csic.es

1. INTRODUCCIÓN

El papel de los patógenos como factor de mortalidad en las poblaciones de animales salvajes y, por tanto, como elemento modulador de su abundancia, demografía y dinámica poblacional es un tema recurrente en los estudios de ecología de poblaciones (CLAYTON & MOORE, 1997; DOBSON & FOUFOPOULOS, 2001; CLEAVELAND *et al*., 2002). Durante las últimas décadas, este papel ha cobrado un gran interés debido a la aparición de enfermedades nuevas, de nuevas variantes de éstas, o de enfermedades conocidas pero con efectos desconocidos, que pueden causar importantes mortandades, y que se conocen como enfermedades emergentes o re-emergentes (DASZAK *et al*., 2000; ANTIA *et al*., 2003). Muchas de estas enfermedades han sido asociadas a las actividades humanas, como la ganadería o la contaminación y sus efectos sobre el cambio climático (DASZAK *et al*., 2000; ANTIA *et al*., 2003; DE LA ROQUE *et al*., 2008). La dispersión generalizada de muchas de estas nuevas enfermedades ha sido favorecida por la globalización en el transporte de productos de consumo humano por todo el planeta (SOUTHERN *et al*., 2006; DOYLE & ERICKSON, 2006) y por el contacto entre estos productos y la fauna salvaje, que ha pasado así a ser reservorio y dispersante de muchos patógenos que pueden afectar negativamente la salud de sus poblaciones y de la población humana (HUBALEK, 2004; WEBER & STILIANAKIS, 2008).

Las aves carroñeras no han sido ajenas a estos procesos, en especial debido a las consecuencias de su interacción con las actividades ganaderas, de las que obtienen la mayoría de su alimento en gran parte de sus áreas de distribución mundial. Así, el aprovechamiento de restos cárnicos procedentes de la ganadería por estas aves les hace susceptibles de adquirir patógenos oportunistas o específicos de las distintas especies ganaderas, especialmente de aves de corral debido a la mayor facilidad de transmisión de patógenos entre distintas especies de aves. Además, las aves carroñeras ingieren todos los fármacos que contienen los cadáveres del ganado que consumen, con consecuencias sobre su salud y dinámica poblacional (OAKS *et al*., 2004; BLANCO *et al*., 2009), desarrollando también resistencia a estos fármacos en patógenos oportunistas adquiridos del ganado, pero también en su propia flora bacteriana (BLANCO *et al*., 2007 a, b). La forma en que estas aves obtienen gran parte de su alimento puede también tener gran importancia en su salud y en su papel como reservorio y dispersante de patógenos. En especial, las formas de gestión de los residuos de ganado implementadas para eliminarlos con o sin la participación activa de las aves carroñeras pueden también ejercer un papel crucial en su salud, especialmente cuando estos restos se disponen para el consumo de las aves sin ningún control toxicológico o de patógenos previo, o cuando se acumulan grandes cantidades de sus restos en descomposición.

En este capitulo recopilamos la información existente sobre los problemas de salud a que pueden verse expuestas las aves carroñeras en España debido al consumo de distintos tipos de restos cárnicos procedentes de explotaciones ganaderas intensivas y extensivas. En especial centramos nuestra atención en los distintos riesgos sanitarios, y sus efectos sobre las aves, del aprovechamiento de cadáveres en puntos concretos de vertido ("muladares" en sentido amplio) donde los restos cárnicos presentan una predecibilidad espacio-temporal elevada y una abundancia variable aunque generalmente elevada comparada con el aprovechamiento de cadáveres de ganado extensivo tradicionalmente abandonados en el campo.

2. DIGESTIÓN, INMUNIDAD Y PATÓGENOS

Los buitres son capaces de ingerir y eliminar mediante el proceso digestivo gran número de patógenos, ya que el pH de su ventrículo (aproximadamente 1,5-2) está adaptado a digerir alimento con muy altas concentraciones de enteropatógenos presentes en las carroñas en descomposición (HOUSTON & COOPER, 1975). Además, su sistema inmune es uno de los más desarrollados de todas las aves (BLOUNT *et al*., 2003; DE LA LASTRA & DE LA FUENTE, 2007; 2008), confiriéndoles protección frente a las enfermedades infecciosas existentes en el medio ambiente de forma natural (LEMUS *et al*., 2009).

Debido a la ingestión de fármacos contenidos en los cadáveres, el pH digestivo de las aves necrófagas puede verse alterado directamente o indirectamente al modificarse la flora bacteriana normal que protege al organismo y, por lo tanto, permitir la entrada y proliferación de patógenos oportunistas. Los fármacos pueden también producir daños en distintos órganos internos y, como consecuencia, trastornos en el metabolismo y condición física con efectos negativos sobre la supervivencia (LEMUS *et al*., 2008). Además, los antibióticos del grupo de las fluoroquinolonas y posiblemente otros grupos pueden producir una inmunodepresión generalizada, lo que permite también el acceso y proliferación de patógenos (BLANCO *et al*., 2009). Todos estos efectos vienen acompañados en la actualidad por la escasez generalizada de alimento nutritivamente adecuado procedente de los cadáveres de ganado extensivo y, en los últimos años, también por la escasez de alimento en los muladares. Por lo tanto, la escasez de alimento

en general y la baja calidad y contenido en fármacos del alimento disponible permite que la baja condición nutricional e inmunológica abra la puerta de entrada a los patógenos, que pueden adquirirse en muchos casos a través del propio alimento.

Los cadáveres depositados en los muladares proceden de ganado que ha muerto en la mayor parte de los casos por causas infecciosas, y en el momento de su muerte casi siempre presentan un cuadro infeccioso activo. Además, algunas bacterias Gram positivas como las causantes de la tuberculosis aviar *Mycobacterium avium* y otras productoras de toxinas muy potentes (e.g. *Clostridium* sp.) poseen formas de resistencia que pueden permanecer latentes en el medio ambiente hasta tres meses sin pérdida de su capacidad infectiva y patogénica. Algunos virus patógenos pueden permanecer activos en los cadáveres de ganado al menos 72h después de la muerte, pero sus formas latentes pueden permanecer en el medio ambiente con capacidad para reactivarse durante varios meses después (MURPHY *et al.*, 1999).

3. PATÓGENOS DE GANADO TRANSMISIBLES A LAS AVES CARROÑERAS

3.1. Patógenos primarios

Se denominan patógenos primarios a todos aquellos agentes infecciosos que, tras su entrada en el hospedador, causan infección clínica en la mayor parte de los casos, en contraste con los oportunistas que cursan infección cuando existe otro patógeno primario o bien existe un sistema inmune comprometido.

Son patógenos primarios aquellos que causan enfermedades que afectan a un gran número de especies como el hongo *Aspergillus fumigatus*, especie ubicua que puede adquirirse por vía aerógena y que provoca una neumonía fúngica granulomatosa en condiciones de estrés. Otros ejemplos de patógenos primarios son las bacterias entéricas *Salmonella spp., Escherichia coli* enterotoxigénica en todas sus variedades (serotipos, patotipos y cepas), *Pseudomonas spp.* y *Clostridium spp.*, productoras todas ellas de enteritis acompañada en muchos casos de secreción de toxinas que resultan más lesivas en los tejidos circundantes que la propia patogenia bacteriana, así como *Pasterella spp.*, fundamentalmente *multocida*, patógeno primario respiratorio que provoca neumonía purulenta en los individuos afectados. Todas estas bacterias están presentes en suidos, lagomorfos y especies avícolas en condiciones de explotación intensiva, incluso en bovino de engorde pero raramente en rumiantes en extensivo.

3.2. Patógenos oportunistas

Se denominan patógenos oportunistas a aquellos que infectan a individuos inmunodeprimidos o infectados por otro patógeno primario. En términos generales, esta es la principal forma de adquisición de patógenos en aves carroñeras en la actualidad, especialmente en pollos, habiéndose comprobado infecciones de diversa índole en las colonias de cría de buitre negro *Aegypius monachus* y buitre leonado *Gyps fulvus* del centro de España. De hecho, muchos de los patógenos primarios citados anteriormente se pueden comportar como oportunistas o concomitantes cuando los individuos presentan una inmunidad deficiente o cuando un patógeno diferente ha logrado infectar al hospedador. Por ejemplo, las infecciones por *Candida albicans*, de elevada prevalencia en buitre negro y leonado (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009), pueden proliferar de tal forma que causan problemas de deglución en los individuos afectados, lo que produce una disminución aun mayor de su capacidad inmunitaria debido a la mala condición nutricional. Hasta cuatro patógenos oportunistas diferentes pueden coexistir en un mismo individuo (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, en prensa), incluyendo *Mycoplasma* spp., fundamentalmente *synoviae* y *gallysepticum*, que causa problemas articulares que comprometen la supervivencia en pollos de buitre negro (AUTORES, datos inéditos).

3.3. Enfermedades emergentes

Se denomina enfermedad emergente a aquella enfermedad infecciosa que pasa de una especie a otra que no era su hospedador típico, con la que no ha coevolucionado, provocando prevalencias altas de infección y signos clínicos y de mortalidad mucho más elevadas que las que presenta su hospedador habitual (ANTIA *et al.*, 2003). Este término se aplica también a enfermedades que han variado su etiopatogenia (e.g. *E. coli* enteropatógena), o ha pasado de un área geográfica a otra (e.g. el virus del Nilo occidental).

Existen dos razones fundamentales por las que las enfermedades emergentes son uno de los problemas más importantes en la sanidad veterinaria. Una es el cambio drástico que están sufriendo los sistemas de producción intensiva, que hacen posible la presencia de grandes lotes de diferentes especies animales en diferentes lugares para su cría, engorde, producción, sacrificio y consumo, como sucede con

los lechones o los pollos de engorde. Por ejemplo, muchos lechones son criados en Holanda, se engordan en España y se exportan a Dinamarca para su sacrificio y consumo. La segunda razón está implícita en la primera, ya que este trasiego de animales por diferentes países provoca una diseminación global de los patógenos, permitiendo que cepas muy diferentes de un mismo patógeno puedan concurrir en un mismo brote, o bien que enfermedades no existentes en un país o área geográfica puedan aparecer allí en un determinado momento.

Además, cada vez más las granjas se sitúan en las cercanías de espacios naturales bien conservados, lo que conlleva el acercamiento de los patógenos a las especies de fauna salvaje, mucho más susceptibles a ellos debido a la ausencia de contacto previo (ANTIA *et al*., 2003). De hecho, un agente infeccioso puede ser tanto más agresivo con su hospedador cuanto menor es el tiempo evolutivo que ha estado en contacto con el (CLAYTON & MOORE, 1997; DYBDAHL & LIVELY, 1998; CARIUS *et al*., 2007).

Así, encontramos enfermedades emergentes en aves salvajes producidas por cepas atípicas o serotipos de las bacterias *Salmonella* spp. y *E. coli* enterotoxigénica, causante de la colibacilosis en milanos reales *Milvus milvus*, buitres negros, alimoches *Neophron percnopterus* y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* (BLANCO *et al*., 2006; BLANCO *et al*., 2007 a, b; LEMUS *et al*., 2008; AUTORES, datos inéditos). Pero quizás las enfermedades emergentes que mayor trascendencia pueden tener debido al desconocimiento que poseemos sobre su efecto en las aves salvajes, son los virus de especies avícolas. Aunque éstos no se han descrito como patógenos primarios en aves salvajes hasta el momento, brotes muy recientes en diversas especies de carroñeras indican su elevada prevalencia, patogenicidad y mortalidad asociada (AUTORES, datos inéditos). Así, entre los virus asociados a brotes patogénicos se encuentra el virus de la bursitis infecciosa o enfermedad de Gumboro en alimoche, la enfermedad de Marek en todas las especies, la anemia infecciosa del pollo en buitres negros, así como diversas cepas de paramixovirus (enfermedad de Newcastle), con cepas velogénicas y similares con cepas mesogénicas de menor virulencia (AUTORES, datos inéditos).

4. VÍAS DE TRANSMISIÓN DE PATÓGENOS

4.1. Transmisión horizontal

La transmisión se realiza entre individuos no emparentados, tanto vivos como muertos. La más común es la vía orofecal, muy típica en el contagio de enterobacterias. El individuo se contagia por el consumo de material contaminado por heces de individuos infectados. La vía oral es similar, si bien en este caso el individuo se contagia por la ingestión de cualquier tipo de resto orgánico infectado, como en el caso de cadáveres contaminados por virus. La tercera vía es la aerógena, en la cual el hospedador se contagia al respirar el agente infeccioso. Una variedad de esta vía de contagio es la vía por aerosoles, incluidas restos de plumas, que son utilizadas como medio de contagio por muchos virus de especies avícolas.

4.2. Transmisión vertical

Esta transmisión se produce de padres a hijos, de hijos a padres (POTTI *et al*., 2007), bien vía materna, de las hembras a los pollos a través del huevo, o bien por contacto. Además puede ser prenatal, antes de la eclosión del huevo cuando los patógenos proceden del oviducto o el útero de la madre (MILLER *et al*., 2003), aunque en algunos casos pasan a través de la cáscara del huevo (SAHIN *et al*., 2003), o bien perinatal cuando los pollos se infectan nada más eclosionar. Es una vía por la que se pueden transmitir algunas bacterias, como por ejemplo *Salmonella* spp, (WIGLEY *et al*., 2001) y una de las más comunes de transmisión de virus (e.g. adenovirus de anátidas), micoplasmas, etc.

4.3. Transmisión por vectores o por hospedadores intermedios

En este caso el agente infeccioso utiliza un tercer organismo como vehiculador (vector), o se desarrolla en él (hospedador). Los vectores son utilizados por los hemoparásitos, causantes de enfermedades emergentes, como todas las enfermedades transmitidas por artrópodos. Las enfermedades transmitidas por artrópodos están aumentando su prevalencia en aves salvajes en los últimos años. Prueba de ello es la aparición, cada vez más frecuente, de casos de viruela aviar (ARUCH *et al*., 2007) o virus del Nilo occidental (FOPPA & SPIELMAN, 2007) en diferentes especies de aves salvajes.

5. ESPECIES DE ABASTO, PATÓGENOS Y ENFERMEDADES TRANSMISIBLES A AVES CARROÑERAS

Cada especie o grupo de especies de ganado presenta un patrón de patógenos distinguible, especialmente en el caso de ganado mantenido en condiciones de explotación intensiva o extensiva (MOHIUDDIN, 2007).

En general, los animales en condiciones de extensivo presentan un menor número de patógenos específicos, más patógenos ambientales y generalistas y bajas prevalencias. Al contrario, el ganado en condiciones de intensivo presenta patógenos específicos que con frecuencia producen brotes epidémicos que causan morbilidad y mortalidad alta. En las Tablas 1 y 2 se recopila la información disponible sobre las principales enfermedades infecciosas que afectan a las distintas especies de ganado y que pueden transmitirse a las aves carroñeras.

En el caso de las especies de rumiantes en extensivo los problemas más frecuentes están asociados a parasitosis por vermes, especialmente en sistemas de explotación que se desarrollan en zonas de prados húmedos, y no a enfermedades infecciosas, con las excepciones de la brucelosis (*Brucella spp*), (Tabla 2) causante de abortos, la fiebre aftosa y la tuberculosis, todas ellas enfermedades consuntivas (enfermedades de curso muy largo que provocan el deterioro paulatino y constante de la condición física y el sistema inmune de su hospedador) y que están sujetas a campañas de saneamiento para su eliminación del ciclo productivo. De éstas, tan solo la tuberculosis (causada por bacterias de género *Mycobacterium*), puede ser considerada como una enfermedad transmisible a las aves carroñeras (OIE, 2002). Los efectos de estos patógenos sobre la salud de las aves carroñeras pueden ser muy graves. Un reciente brote de tuberculosis, causada por *Mycobacterium bovis* y *Mycobacterium avium* del serotipo VII en las poblaciones de buitre leonado del norte de Segovia y sur de Burgos, está causando una mortalidad importante en juveniles y pollos del año (AUTORES, datos inéditos). Estudios realizados en otras especies de aves rapaces o de otros órdenes sugieren efectos similares. Así se han encontrado casos en milano negro *Milvus migrans* (Figura 1), asociados a la presencia de tóxicos de origen industrial o antibióticos (AUTORES, datos inéditos), o en concurrencia con otras infecciones.

En comparación, los terneros criados de forma intensiva a base de piensos pueden transmitir clostridios (*Clostridium* sp.) a especies carroñeras, así como *E coli*, causantes de problemas diarreicos por enteritis y enterotoxemias (Tabla 1), además de las enfermedades infecciosas arriba men-

Enfermedad	Agente causal	Prevalencia	Tipo de patógeno	Producción de toxinas/ lesión principal	Vía de transmisión
Bovino					
Bacterias					
Salmonelosis	*Salmonella spp*	Baja	Primario	Si/ enteritis	Orofecal, fecal-oral
Tuberculosis	*Mycobacterium bovis*	Baja	Primario/ oportunista	Abscesos digestivos/ pulmonares	Orofecal, fecal-oral, aerógena
Pasteurelosis	*Pasterella multocida*	Baja	Primario	No/ neumonía purulenta	Aerógena
Hongos Clostridiosis	*Clostridium spp*	Baja	Primario	Si/ enteritis, toxemia	Orofecal, fecal-oral
Tiña	*Trichophyton spp*	Baja	Oportunista	No/ lesiones cutáneas	Por contacto
Ovino					
Bacterias					
Listeriosis	*Listeria monocytogenes*	Baja	Primario/ oportunista	Si/ no hay lesiones específicas	Orofecal; fecal-oral
Pasteurelosis	*Pasterella multocida*	Baja	Primario	No/ neumonía purulenta	Aerógena
Enterotoxemias y colibacilosis	*E coli enteropatógena*	Alta	Primario	Si/ enteritis	Orofecal; fecal-oral
Abortos ovinos (clamidial)	*Chlamydophila spp*	Media	Primario	No/abortos	Orofecal; fecal-oral; aerógena
Équidos					
Virus					
West Nile Virus.	*Flavivirus*	Muy baja	Primario	No/ lesiones nerviosas	vectores
Bacterias					
Tétanos	*Clostridium tetani*	Baja	Primario	Si/ no existen lesiones aparentes	Orofecal; fecal-oral
Botulismo	*Clostridium botulinum*	Baja	Primario	Si/ no existen lesiones aparentes	Orofecal; fecal-oral
Conejos					
Bacterias					
Síndrome respiratorio	*Pasterella multocida*	Alta/muy baja [1]	Primario	No/ neumonía purulenta	Aerógena
Síndrome digestivo	*Clostridium spp.,E coli*	Alta/muy baja[1]	Primario	Si/ enteritis hemorrágica	Orofecal; fecal-oral
Tularemia.	*Francisella tularense*	Baja/baja[1]	Primario	No/ Hígado, nódulos linfáticos, bazo	Orofecal; fecal-oral
Ciervos					
Bacterias					
Tuberculosis	*Mycobacterium bovis*	Baja	Primario	No/ abscesos digestivo/respiratorio	Orofecal, fecal-oral,aerógena
Enterotoxemia	*Clostridium spp*	Baja	Primario	Si/ enteritis, toxemia	Orofecal; fecal-oral

Tabla 1. Enfermedades infecciosas transmisibles a las aves carroñeras desde el ganado extensivo.
[1] Conejos domésticos /conejos de monte

Enfermedad	Agente causal	Prevalencia	Tipo de patógeno	Producción de toxinas/ lesión principal	Vía de transmisión
Ganado porcino					
Bacterias					
Rinitis Atrófica	*Bordetella bronchyseptica*	Alta	Oportunista	No / rinitis	Aerógena
Mal Rojo	*Ersipelothrix rhussiopathiae*	Media	Primario	No / artritis, endocarditis, riñón y bazo	Orofecal; fecal-oral
Pasteurelosis	*Pasterella multocida*	Media	Primario	No / neumonía	Aerógena
Colibacilosis	*E coli enteropatogénica*	Media	Primario	Si/ enteritis	Orofecal; fecal-oral
Clostridiosis	*Clostridium spp*	Baja	Primario	Si/ enteritis	Orofecal; fecal-oral
Ileitis	*Campylobacter spp*	Media	Primario/oportunista	No / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Salmonelosis	*Salmonella spp*	Baja	Primario	Puede / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Hongos					
Candidiasis	*Candida albicans*	Alta	Primario/ oportunista	No / No lesiones aparentes	Oral
Aves de corral					
Virus					
Influenza Aviar.	Influenzavirus	Baja	Primario	No / lesiones nerviosas y respiratorias	Aerógena
Enfermedad de Newcastle	Paramixovirus tipo I	Baja	Primario	No / lesiones nerviosas	Aerógena
Bronquitis infecciosa.	Coronavirus	Media	Primario	No / I tracto respiratorio superior, riñón	Aerógena
Laringotraqueitis.	Herpesvirus	Media	Primario	No / tracto respiratorio superior	Aerógena
Cabeza hinchada.	Pneumovirus	Baja	Primario	No / neumonía	Aerógena
Enfermedad de Marek	Herpesvirus	Media	Primario	No / neoplasias en los nervios (ciático)	Aerógena; orofecal; fecal-oral
Leucosis aviar	Oncovirus	Media	Primario	No / neoplasias viscerales	Aerógena; orofecal; fecal-oral
Encéfalomielitis aviar	Hepatovirus	Baja	Primario	No / no existen macroscópicas	Aerógena; orofecal; fecal-oral
Enfermedad de Gumboro	Birnavirus	Media	Primario	No / bolsa de Fabricio	Aerógena; orofecal; fecal-oral
Anemia infecciosa	Gyrovirus	Media	Primario	No / I órganos hematopoyéticos	Aerógena; orofecal; fecal-oral
Reovirus	Reovirus	Baja	Primario	No / inespecíficas digestivas-respiatorias	Aerógena; orofecal; fecal-oral
Difteroviruela	Poxvirus	Baja	Primario	No / pústulas y placas ditéricas.	vectores
Bacterias					
Micoplasmosis	*Mycoplasma spp.*	Media	Primario/ oportunista	No / cuadro respiratorio	Aerógena
Ornitosis	*Chlamydophila psittaci*	Baja	Primario	No / cuadro respiratorio	Aerógena; aerosoles
Cólera	*Pasterella spp*	Media	Primario	No / neumonía purulenta	Aerógena
Coryza	*Pseudomonas spp*	Media	Primario	No / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Botulismo	*Clostridium botulinum*	Baja	Primario	Si / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Salmonelosis	*Salmonella spp*	Baja	Primario	Si / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Colibacilosis	*E coli enteropatógena*	Media	Primario	Si / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Campilobacteriosis	*Campylobacter spp.*	Media	Primario	No / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Hongos					
Aspergillosis	*Aspergillus fumigatus*	Baja	Primario/ oportunista	No/ neumonía granulomatosa	Aerógena
Candidiasis	*Candida Albicans*	Media	Oportunista	No/ dermatitis	Oral / contacto

Tabla 2. Enfermedades infecciosas transmisibles a las aves carroñeras desde el ganado intensivo.

cionadas. Ambos patógenos son transmisibles a aves carroñeras, causando los problemas digestivos antes reseñados. Sin embargo, mientras que *Clostridium* spp. parece ser eliminado en el aparato digestivo, *E coli* enteropatógena es uno de los patógenos emergentes más prevalentes y perniciosos en aves salvajes.

Mención aparte merece la encefalopatía espongifome bovina, causante de la prohibición del depósito de cadáveres rumiantes para su consumo por las aves carroñeras en los muladares. A pesar de causar esta prohibición, se ha demostrado mediante intentos de inoculación la imposibilidad de transmisión a las aves (HILL *et al*., 2000).

El caso de los ovinos y caprinos en extensivo es muy semejante al del bovino, siendo los patógenos transmisibles los mismos que en el caso anterior

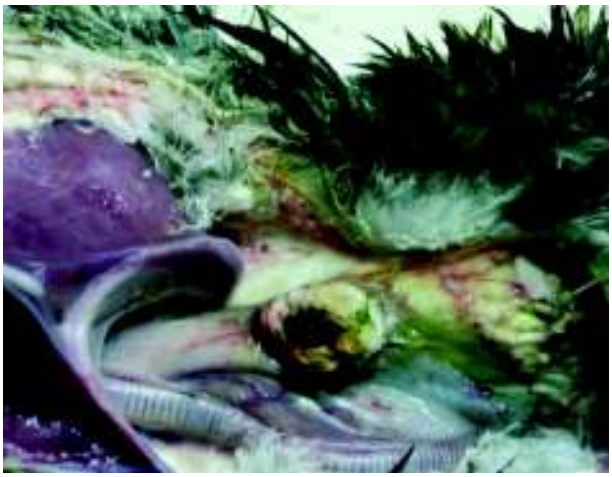


Figura 1. Lesiones producidas por *Mycobacterium avium* (tuberculosis aviar) en un juvenil de milano negro. (Foto: autores).
Figure 1. *Lesions produced by Mycobacterium avium (avian tuberculosis) in a juvenile black kite. (Photo: authors).*

(Tabla 1). El riesgo de transmisión de patógenos a las aves a través de los cadáveres de équidos (Tabla 1), es muy semejante en su conjunto a los rumiantes en extensivo. Además, este tipo de cadáveres se presenta en la actualidad muy poco representado en los muladares (AUTORES, datos inéditos). Presentan como únicos patógenos transmisibles los clostridios y el virus del Nilo occidental, a los que son muy susceptibles. Este virus es uno de los patógenos que más se está investigando en los últimos años, aunque los estudios realizados en aves salvajes todavía son escasos. Datos recientes indican una alta prevalencia del virus o anticuerpos frente a él en la mayor parte de las especies estudiadas, lo que podría sugerir una coevolución de este patógeno con sus hospedadores en Europa y África, siendo vehiculado por las aves migradoras (MALKINSON *et al*., 2001; HUBALEK, 2000, 2004). En las aves carroñeras, si bien no se han observado cuadros clínicos que cursan con encefalitis y síntomas nerviosos, estudios previos muestran una alta prevalencia en alimoches y buitres negros (AUTORES, datos inéditos). No obstante, estos hallazgos no impiden que se puedan observar casos clínicos en rapaces españolas, como en el caso del águila imperial, *Aquila adalberti* (HOFLE *et al*., 2008).

A excepción de las perdices de granja, el ganado cinegético tampoco supone un gran riesgo para la transmisión de patógenos a las aves carroñeras. Dado que básicamente son rumiantes en extensivo, padecen sus mismas enfermedades, y como hemos visto anteriormente la única enfermedad transmisible de importancia es la tuberculosis.

Los conejos de campo *Oryctolagus cuniculus* (Tabla 1), presentan como único patógeno transmisible la bacteria responsable de la tularemia *Francisella tularense*, pero la prevalencia es muy baja y, a pesar de poder ser transmisible a aves carroñeras, su efecto en las poblaciones sería muy puntual. Los conejos de explotaciones industriales, que por otra parte están vacunados contra la enfermedad hemorrágica del conejo (o neumonía hemorrágica vírica) y la mixomatosis, pueden transmitir un número de patógenos muy superior. Por ejemplo, presentan con frecuencia disbiosis y enterotoxemias por *Clostridium* spp (Figura 2) y *E. coli* (colibacilosis), así como neumonías purulentas por *Pasterella* spp (en especial *multocida*), que pueden provocar mortalidad en las aves carroñeras, especialmente en pollos de corta edad, a los que causarían estos mismos cuadros clínicos. Hay que destacar que las prevalencias de los patógenos son nulas en los conejos de campo, que son la base de la alimentación natural de estas especies. La cría

Figura 2. Buitre leonado enfermo en los Pirineos (Santa Cilia de Ponzano). La inflamación y coloración verdosas del cuello sugieren la intoxicación por toxinas producidas por *Clostridium* spp. Los muladares pueden actuar como reservorios de éste y otros patógenos (Foto: David Serrano).

Figure 2 *Sick griffon vulture in the Pyrenees (Santa Cilia de Ponzano). Head and neck inflammation and greenish colour suggests intoxication caused by toxins produced by Clostridium spp. Muladares may act as reservoirs for this and other pathogens (Photo: David Serrano).*

industrial de conejos favorece el desarrollo de estas enfermedades a la vez que limitan su desarrollo inmune y posibilitan su paso a las especies que se alimentan de ellos. Por otro lado, el aporte continuo de conejos en ciertos muladares ha incrementado la prevalencia de enteropatógenos en las especies que los consumen, si bien esto no implica el desarrollo de las diferentes enfermedades (AUTORES, datos inéditos).

En el caso de los suidos (Tabla 2), las bacterias de las cuales son reservorio habitual son *Salmonella* spp. - serotipos *typhimurium*, *enteritidis*, *dublin*, y *cholerasuis* (KINGSLEY & BAUMLER, 2002), E. *coli, Campylobacter* spp., *Pseudomonas* spp, y erisipelas *Erysipelothrix rhussiopathiae*, todas ellas bacterias enteropatógenas, así como *Pasterella multocida*. Los efectos de estos patógenos en carroñeras no son, por lo general, reseñables como brotes epidémicos, sino como infecciones puntuales que pueden ser destacables al afectar a individuos de especies o poblaciones muy amenazadas, como el alimoche canario *Neophron percnopterus majorensis* y el quebrantahuesos (AUTORES, datos inéditos). Entre los hongos, el patógeno más prevalente transmisible y asociado a suidos es *Candida albicans* (AUTORES, datos inéditos), que en ocasiones ha afectado al 50% de los pollos de buitre negro y leonado muestreados en España central (LEMUS *et al*., 2008; BLANCO *et al*., 2009; LEMUS *et al*., 2009), causando inflamación de esófago y buche, con presencia de lesiones necróticas (Figura 3). Estas lesiones, por si mismas no suponen un riesgo para la supervivencia del individuo afectado, pero provocan dolor intenso al tragar el alimento y especialmente el predigerido por los padres, con pH muy

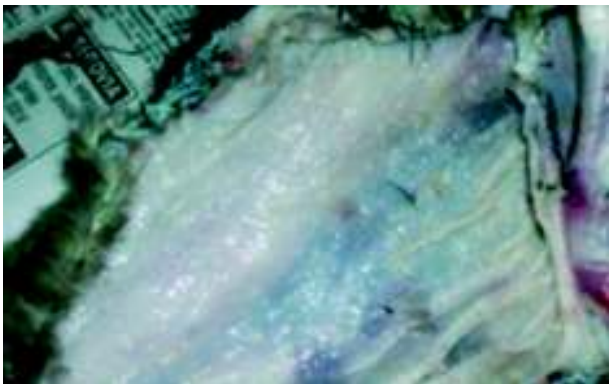


Figura 3. Candidiasis oral en pollos de buitre leonado (foto superior) y buitre negro (foto intermedia). La foto inferior muestra las lesiones producidas por la proliferación de este hongo en el buche en un pollo de buitre negro muerto a causa de esta infección. (Foto: autores).

Figure 3 *Oral candidiasis in griffon vulture (above) and cinereous vulture (middle) chicks. The lower photo shows the injuries caused by the proliferation of this fungus in the crop of a cinereous vulture killed by this infection. (Photo: authors).*

ácido, por lo que muchos de los pollos afectados están severamente desnutridos.

Los patógenos de especies avícolas transmisibles a las aves salvajes han sido muy poco estudiados en el pasado, pero existe un número creciente de especies de aves salvajes en las que se están encontrando (LINDH *et al*., 2008). Por lo tanto, es posible que la práctica totalidad de los patógenos de aves de corral puedan ser transmisibles en algún momento a especies de aves salvajes, debido a su falta de especificidad. En el caso de las aves carroñeras (Tabla 2) se han encontrado serotipos de *Salmonella* spp típicos de especies avícolas (*gallinarum, pullorum, enteritidis*) (BLANCO *et al*., 2006, 2007; LEMUS *et al*., 2008) *Escherichia coli*, causante de la colibacilosis, *Campylobacter* spp. y *Pseudomonas* spp., todas ellas bacterias enteropatógenas, así como *Pasterella multocida*, y *Bordetella bronchyseptica*, causantes de neumoníias. Además, las especies de bacterias transmisibles a aves carroñeras son muy similares entre suidos y especies avícolas (Tabla 2), si bien varían serotipos y patotipos. Otro de los patógenos trasmitido por especies avícolas es *Mycoplasma* spp., en especial las especies *synoviae* y *gallysepticum* (Figura 4), que se han aislado en un número elevado de pollos de buitre negro, causando problemas articulares y respiratorios, respectivamente (AUTORES, datos inéditos).

Figura 4. Pollo de buitre leonado con micoplasmosis (*Mycoplasma synoviae*). Se puede apreciar un absceso retrobulbar que produce la salida del ojo de la órbita (foto superior) y aspecto engrosado de las articulaciones, debilidad y emaciación del individuo en la foto inferior. (Foto: autores).

Figure 4. *Griffon vulture chick with mycoplasmosis (Mycoplasma synoviae). In the upper photograph, a retrobulbar abscess is causing the bird's eye to leave its orbit, while in the lower photograph the swollen joints, weakness and emaciation of the bird are evident. (Photo: authors).*

De entre los virus de especies avícolas, las enfermedades de Marek, Gumboro y anemia infecciosa del pollo (Figura 5), que causan depleción del sistema inmune, son los más prevalentes en los estudios preeliminares realizados, si bien se han encontrado algunos casos de laringotraqueitis y de bronquitis infecciosa del pollo (AUTORES, datos inéditos), presentando los individuos afectados problemas respiratorios, en ocasiones asociados a *Aspergillus fumigatus*. (ver Tabla 2). Así mismo, se han aislado de forma puntual y en todas las especies, cepas velogénicas (serotipo 1 -enfermedad de Newcastle-), y mesogénicas de paramixovirus, causantes de problemas neurológicos graves, o incluso la muerte de los individuos afectados.

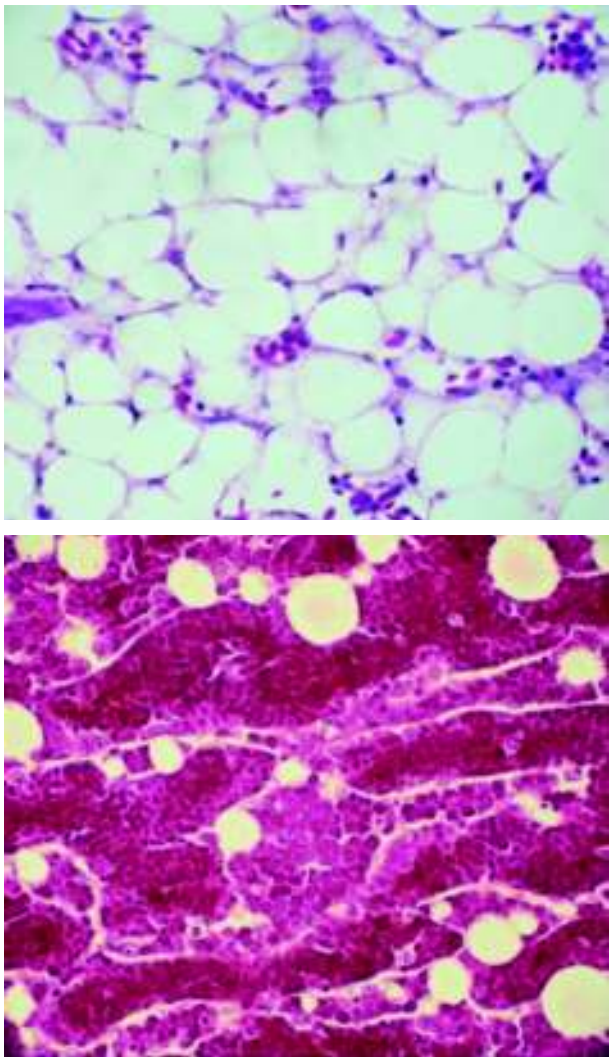


Figura 5. Médula ósea de un pollo de buitre negro afectado por el virus causante de la anemia infecciosa (foto superior) comparada con la de otro no afectado (foto inferior). Se puede observar la ausencia de células sanguíneas en desarrollo en el individuo afectado. (Foto: autores).

Figure 5 *Bone marrow of a cinereous vulture chick affected by a virus causing infectious anaemia (above) compared to that of a non-infected example (below). In the infected sample the lack of immature blood cells can be appreciated. (Photo: authors).*

Otros virus, como el de la difteroviruela o viruela aviar –poxvirus-, (Figura 6), se presentan cada vez con mayor prevalencia en aves carroñeras. Este patógeno oportunista presenta cepas de diferente patogenicidad, existiendo en los últimos años cepas que provocan reacciones inflamatorias de gran volumen que se ulceran e infectan en muchos casos con bacterias oportunistas, como coliformes o estafilococos.

Para finalizar, debemos de destacar la alta prevalencia de *Chlamydophila psittaci* en aves carroñeras, que aunque no está considerada como un patógeno asociado a la producción avícola, es un patógeno típico de aves y una de las enfermedades emergentes más prevalentes en aves carroñeras. Este patógeno está asociado a fracaso reproductor en los milanos negro y real (Figura 7) y en quebrantahuesos (AUTORES, datos inéditos), pudiendo ser el responsable de muchos de los fracasos repetidos de ciertas parejas aparentemente estériles.

Los efectos de los patógenos de avicultura en aves salvajes pueden ser muy graves, como ya se ha comprobado en anátidas (LINDH *et al.*, 2008), palomas (TORO *et al.*, 2005), aves migratorias (REED *et al.*, 2003) o, como es bien conocido, en el sudeste asiático con la influenza aviar (SLOMKA *et al.*, 2007). El problema podría ser muy parecido al de la crisis de las "vacas locas" del año 2001, en el que se daba de comer restos de ganado a vacas y ovejas. En el caso de las aves carroñeras que consumen cadáveres de aves de corral se trata de aves comidas por aves, cuyas consecuencias sobre la transmisión de patógenos debería tenerse en cuenta a la hora de establecerse posibles medidas de manejo de los residuos ganaderos para la alimentación de las aves carroñeras y depredadoras.

Como resumen, y tal como podemos observar en las Tablas 1 y 2, todos los virus de avicultura y las bacterias patógenas para los suidos y las aves de corral pueden ser transmisibles a las aves carroñeras (Figura 8). En cambio, ningún virus (si exceptuamos el virus del Nilo occidental), y menos de un 20% de las bacterias de las especies de abasto en régimen extensivo son patógenas también para las aves carroñeras (Figura 8). En cuanto a los hongos, tan solo *Candida albicans*, presente en los suidos, parece ser un patógeno claramente transmisible a las aves carroñeras. Hay que destacar también que la totalidad de bacterias saprofíticas y patógenas presentes en los muladares pueden ser patógenas en las aves carroñeras (Tabla 3).

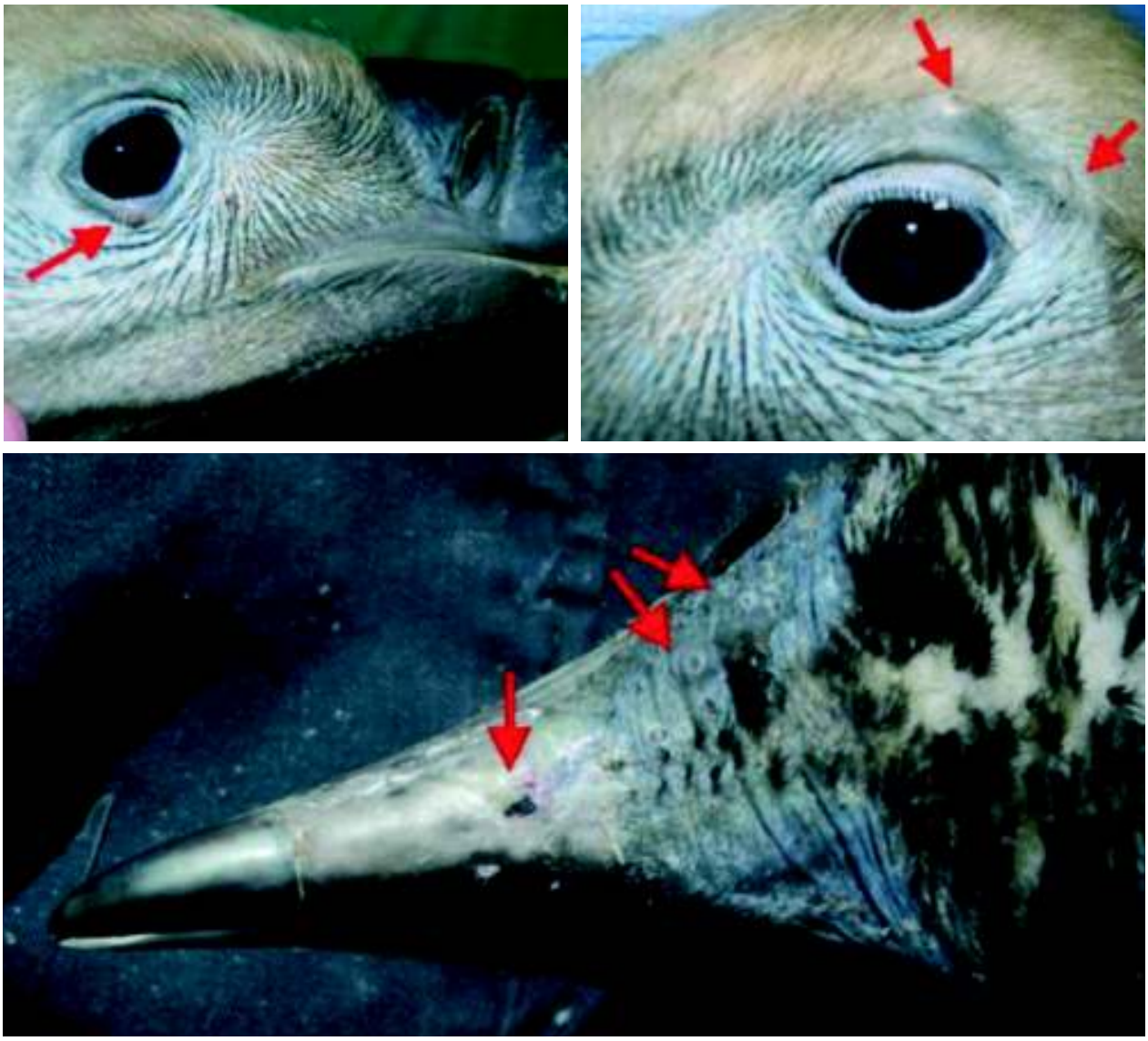


Figura 6. Poxvirus orbicular en pollos de buitre leonado (fotos superiores) y en un pollo volandero de alimoche (foto inferior) (Fotos: Marino García-Montijano y autores).
Figure 6 *Orbicular poxvirus in a griffon vulture chick (upper photos) and in an Egyptian vulture fledgling (lower photo) (Photos: Marino García-Montijano and authors).*

Figura 7. Embrión de milano real muerto a término debido a infección por *Chlamydophila psittaci.* Algunas cepas de este patógeno aisladas en aves carroñeras proceden de ganado ovino y caprino. Se puede observar que no hay reabsorción del saco vitelino y se presenta éxtasis vascular intenso. (Foto: autores).

Figure 7 *Red Kite embryo infected and killed by Chlamydophila psittaci. Some strains of this pathogen that have been isolated in avian scavengers originate in sheep and goats. No reabsorption of the vitelline membrane has occurred and intensive vascular stasis has taken place. (Photo: authors).*

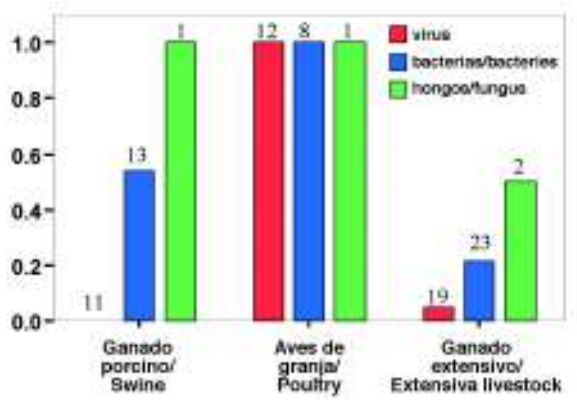


Figura 8. Proporción de patógenos transmisibles a aves carroñeras sobre el total de patógenos presentes en distintos tipos de ganado. El número total de especies de patógenos presentes en cada tipo de ganado se muestra sobre las barras.

Figure 8 *The number of transmittable pathogens in avian scavengers as a percentage of the total number of pathogens present in different types of cattle. The total number of pathogens species present in each cattle species is shown above the columns.*

6. FACTORES QUE CONTRIBUYEN A LA TRANSMISIÓN DE PATÓGENOS EN LOS MULADARES

Las características de situación (Figura 9), manejo y diseño de los muladares producen en muchos casos el hacinamiento de las aves carroñeras, especialmente buitres, durante largos perio-

Especies	Prevalencia	Tipo de de bacteria	Producción de toxinas	Transmisibles a las aves carroñeras
		Ambientales		
Bacillus anthracis	Baja	Primario	No	Si
Bacillus thuringiensis	Alta	Saprofítico	No	Si
Aeromonas spp	Alta	Oportunista	No	Si
Citrobacter spp	Media	Oportunista	No	Si
Clostridium spp	Media	Primario/ oportunista	Si	Si
E coli	Alta	Saprofítico/ primario	No/ si	Si
Staphilococcus spp	Media	Oportunista	Si	Si
Klebsiella spp	Media	Oportunista	No	Si
Morganella spp	Alta	Oportunista	No	Si
		Aves de corral		
Pseudomonas fluorescens	Alta	Oportunista	No	Si
P fragi	Alta	Saprofítico	No	Si
P putida	Media	Saprofítico	No	Si
Shewanella putrefaciens	Media	Saprofítico	No	Si
		Ganado porcino		
Yersinia enterolitica	Media	Saprofítico	No	Si
Listeria spp	Baja	Primario	No	Si
Escherichia coli	Alta	Saprofítico / primario	No	Si
Salmonella spp	Baja	Primario	Si	Si
Candida albicans	Media	Oportunista	No	Si
		Bovino		
E coli O157:H7	Media	Primaria	Si	Si
Enterobacteriaceae	Alta	opotunista	SI	Si

Tabla 3. Bacterias saprofíticas y patógenas asociadas a putrefacción y acumulación de carroñas en los muladares.

Figura 9. Buitre leonado en vuelo sobre una granja de cerdos en Segovia. En la actualidad los buitres buscan la carroña en los contenedores asociados a las granjas. (Foto: autores).

Figure 9 *Griffon vulture flying over pig farm in Segovia province. Vultures currently search for carrion in the containers belonging to these pig farms. (Photo: authors).*

dos de tiempo, lo que se puede considerar un factor de riesgo. Un solo buitre infectado puede provocar la propagación de un patógeno por cualquiera de las vías expuestas, al coincidir gran cantidad de individuos al mismo tiempo sobre las carroñas. Además, los cadáveres suelen concentrarse en muy poco terreno, en vez de estar esparcidos por todo el muladar. Incluso se llegan a disponer unos cadáveres encima de otros, lo que hace posible un contagio pasivo de patógenos entre cadáveres por medio de sus secreciones o lixiviados. Por otra parte, las formas de resistencia de los microorganismos pueden permanecer en el medio ambiente durante mucho tiempo, pudiendo infectar directamente a los individuos por ingestión, por medio de aerosoles, o indirectamente al quedar adheridos a los cadáveres.

La acumulación de restos consumidos o en descomposición, además de la propia insalubridad del entorno (Figura 10), produce la proliferación de enterobacterias y bacterias de la putrefacción, como *Serratia liquifaciens, Klebsiella oxytoca, o Staphilococcus* spp. Estas acumulaciones pueden también servir como reservorio de las formas de resistencia de otras especies patógenas primarias como los Clostridium spp (*Clostridium perfringens, botulinum, putrifaciens*) o de la ubicua *Escherichia* coli enterotoxigénica, causante de la colibacilosis, o *E. coli* de las variantes ABR patógenos comunes en las explotaciones intensivas de porcino (MACKEY & DERRICK, 1979) y que se transmiten a los cadáveres, incluso en matadero (RUSSELL, 1998; CASON *et al.*, 1997; NOU *et al.*, 2003). Esta falta de salubridad, que podríamos denominar 'entorno patogénico', es uno de los problemas más desconocidos derivados del uso de muladares por las aves carroñeras, y puede ser causante de gran parte de los brotes de mortalidad de los pollos en sus nidos, sobre todo en las especies mas gregarias en sus hábitos de nidificación y alimentación. Una vía de transmisión que se ha tenido en cuenta en los estudios realizados es la transmisión de patógenos y bacterias a través de aerosoles en los muladares. Esta vía de transmisión debería ser tenida en cuenta en estudios posteriores, ya que en muchos casos las plumas se han descrito como vehiculadores y reservorios de patógenos, incluidos virus (DAVIDSON *et al.*, 2008).

Por último, los efectos de las pésimas condiciones higiénicas de los muladares sobre la salud

Figura 10. Muladar de Segovia. Con frecuencia, el estado sanitario de los muladares no es el más adecuado para alcanzar el objetivo de favorecer a las aves carroñeras. (Foto: autores).

Figure 10 *Muladar in Segovia province. The sanitary situation of muladares is often not compatible with the objective of providing adequate food for avian scavengers. (Photo: authors).*

humana en general, y la de los ganaderos que acceden a ellos en particular, debería abordarse con urgencia, ya que muchos de los patógenos presentes en las carroñas causan zoonosis, es decir, pueden ser transmitidos al hombre. Debido a que los aportes a los muladares no pasan, por lo general, por los cauces generales de inspección veterinaria de los mataderos, el riesgo ante una posible infección accidental es elevado.

La presencia de especies ajenas al destino de los muladares (ratas *Rattus* sp. principalmente), y pequeños córvidos hacen mucho más posible la transmisión de patógenos, especialmente bacterias como *Mycobacterium* spp. Es bien conocida la alta susceptibilidad de los córvidos y de las ratas a las micobacterias (HUBALEK, 2004; DELAHAY *et al*., 2002), además de ser transmisores y propagadores de los patógenos existentes (especialmente virus), así como de otros patógenos que no se encuentran habitualmente en los muladares (OTSFELD & KEESING, 2000).

7. LOS MULADARES COMO RESERVORIOS DE PATÓGENOS

La concentración espacial y temporal de aves carroñeras y cadáveres de ganado que se produce en los muladares, así como la pésima gestión de los mismos, sugiere que estos lugares pueden actuar como reservorios de patógenos o "trampas de infección" (sensu BLANCO *et al*., 2007b). En primer lugar, los restos de ganado porcino y aves de corral presentes en los muladares son portadores de patógenos bacterianos que pueden afectar a las aves carroñeras, y que pueden permanecer en los muladares incluso en períodos de ausencia de restos aprovechables por las aves. Así, podemos encontrar *Campylobacter spp, Salmonella* spp, *Erysipelothrix rhussiopathiae* o *Clostridium* spp., que pueden considerarse como "flora del muladar" debido a su resistencia en el medio ambiente, tanto por su persistencia en materia orgánica o en aguas estancadas como por sus formas de resistencia. Por otra parte, podemos encontrar diversos virus procedentes de las especies de producción avícola como consecuencia de la elevada prevalencia y concentración de éstos y otros patógenos en las aves muertas depositadas en los muladares. En segundo lugar, la concentración y abundancia de cadáveres en descomposición en los muladares puede ser un caldo de cultivo para bacterias saprofíticas y oportunistas que pueden comportarse como patógenas en determinadas circunstancias. Estas bacterias presentan además elevada resistencia a antibióticos y otras fármacos administradas al ganado (BLANCO *et al*., 2007a,b; AUTORES, datos inéditos) que pueden extenderse fuera de los límites de los muladares y afectar a comunidades enteras, así como contaminar acuíferos y suelos (SARMAH *et al*., 2006). El aumento de las resistencias a antibióticos es uno de los problemas más graves a los que se enfrenta la medicina humana y veterinaria (FDA ANTIMICROBIAL RESISTANCE & DRUG DEVELOPMENT WORKING GROUP, 2004), causando hoy en día tantos o más problemas que la aparición de nuevos patógenos. Por último, el incremento en el uso de vertederos de basuras a cielo abierto por las aves carroñeras (Figura 11) puede incrementar este problema al incorporarse bacterias resistentes a antibióticos usados en medicina humana (BLANCO *et al*., 2007b). La gestión de muladares adecuados desde el punto de vista sanitario debería considerar la prohibición de depositar cadáveres de ganado criado en condiciones intensivas, el control y eliminación de los restos consumidos o no por las aves y una adecuada disposición de los cadáveres, evitando su acumulación y depósito cerca de puntos de agua o charcos (Figura 10), que podrían actuar como lugares de acumulación y proliferación de enterobacterias.

Con la información disponible podemos concluir diciendo que los cadáveres de ganado extensivo son un material mucho más adecuado para las aves carroñeras, tanto por su baja carga de patógenos y fármacos como por su distribu-

Figura 11. Los basureros se están convirtiendo en lugares muy utilizados por los buitres para la búsqueda de alimento, sobre todo en el caso de las aves jóvenes. (Foto: Juan Antonio Fargallo)

Figure 11 *Rubbish dumps are increasingly being frequented by vultures – and above all, young birds – in search of food. (Photo: Juan Antonio Fargallo).*

ción dispersa e impredecible en el medio natural. El uso de cadáveres provenientes de la ganadería intensiva, especialmente restos de porcino y aves de corral, puede considerarse una medida de manejo contraproducente para la conservación de las aves carroñeras, debido a su elevada carga de microorganismos patógenos y a la alta probabilidad de transmisión a las aves carroñeras en comparación con la ganadería intensiva. Por lo tanto, el uso de carroñas de ganado extensivo dispuestas en el campo debería priorizarse en programas de gestión y conservación de aves carroñeras como medida de manejo sin riesgo para la salud de las aves y el medio ambiente en general.

8. BIBLIOGRAFÍA

ANTIA, R., REGOES, R.R., KOELLA, J.C. & BERGSTROM, C.T.
2003 The role of evolution in the emergence of infectious diseases. *Nature* 426: 658-661.

ARUCH, S., ATKINSON C.T., SAVAGE A.F. & LAPOINTE, D.A.
2007 Prevalence and distribution of pox-like lesions, avian malaria, and mosquito vectors in Kipahulu Valley, Haleakala National Park, Hawai, USA. *Journal of Wildlife Diseases* 43: 567-575.

BATTISTI, A., DI GUARDO, G., AGRIMI, U. & BOZZANO, A.I.
1998 Embryonic and neonatal mortality from salmonellosis in captive bred raptors. *Journal of Wildlife Diseases* 34: 64-72.

BLANCO, G., LEMUS, J.A. & GRANDE, J.
2006 Faecal bacteria associated with different diets of wintering red kites: influence of livestock carcass dumps in microflora alteration and pathogen acquisition. *Journal of Applied Ecology* 43: 990-998.

BLANCO, G., LEMUS, J. A., GRANDE, J., GANGOSO, L., DONÁZAR, J.A., ARROYO, B., FRÍAS, O. & HIRALDO, F.
2007a Geographical variation in cloacal microflora and bacterial antibiotic resistance in a threathened avian scavenger in relation to diet and livestock farming practices. *Environmental Microbiology* 9: 1738-1749.

BLANCO G., LEMUS, J. A., FRÍAS, O., GRANDE, J., ARROYO, B., MARTÍNEZ, F. & BANIANDRÉS, N.
2007b Contamination traps as trans-frontier management challenges: new research on the impact of refuse dumps on the conservation of migratory avian scavengers. In: Cato, M.A., (Ed.). Environmental Research Trends. New York: Nova Science Publishers. Pp. 153–204.

BLANCO, G., LEMUS, J.A., MARTÍNEZ, F., GARCÍA-MONTIJANO, M., GRANDE, J. & ARROYO, B.
2009 Trends in the ingestion of multiple veterinary drugs and associated impact on vultures health: implications of livestock carcass elimination practices. En prensa.

CARIUS, H.J., LITTLE, T.J. & EBERT, D.
2007 Genetic variation in a host-parasite association: potential for coevolution and frequency-dependant selection. *Evolution* 55: 1136 - 1145.

CASON, J.A., BAILEY, J.S., STERN, N. J., WHITTEMORE, A.A. & COX, N.A.
1997 Relationship between aerobic bacteria, *Salmonellae, and Campylobacter* on broiler carcasses. *Poultry Science* 76: 1037-1041.

CLAYTON, D. H. & MOORE, J. (Eds).
1997 *Host-Parasite Evolution. General Principles and Avian Models.* Oxford University Press, Oxford, UK.

CLEAVELAND, S., HESS, G.R., DOBSON, A.P., LAURESON, M.K., Mc CALLUM, H.I., ROBERTS, M.G. & WOODROFFE, R.
2002 The role of pathogens in biological conservation. In: Hudson, P.J., Rizzoli, A., Grenfell, B.T., Heesterbeek, H., Dobson, A.P. (Eds.). *The ecology of wildlife diseases.* Oxford University Press. Pp. 139-150.

DASZAK, P., CUNNINGHAN, A.A. & HYATT, A.D.
2002 Emerging Infectious Diseases of Wildlife: Threats to Biodiversity and Human Health. *Science* 287: 443-449.

DAVIDSON, I., ARTZI, N., SHKODA, I., LUBLIN, A., LOEB, E. & SCHATT, K.A.
2008 The contribution of feathers in the spread of chicken anemia virus. *Virus Research* 132: 152-159.

DE LA LASTRA, J.M., & DE LA FUENTE, J.
2007 Molecular cloning and characterisation of the griffon vulture (*Gyps fulvus*) toll-like receptor 1. *Development Comparative Immunology* 31: 511-519.

DE LA LASTRA, J.M., & DE LA FUENTE, J.
2008 Molecular cloning and characterisation of a homologue of the alpha inhibitor of NF-kappaB in the griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Veterinary Immunology & Immunopathology* 122: 318-325.

DE LA ROCQUE, S., RIOUX, J.A., & SLINGERBERGH, J.
2008 Climate change: effects on animal disease systems and implications for surveillance and control. *Revue Scientifique et Technique* 27: 339-354.

DELAHAY, R.J., DE LEEUV, A.N.S., BARLOW, A.M., CLIFTON-HADLEY, R.S. & CHEESEMAN, C.L.
2002 The status of *Mycobacterium bovis* infection in the UK: a review. *The Veterinary Journal* 164: 90-105.

DOBSON, A. & FOUFOPOULOS, J.
2001 Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.* 356: 1001–1002.

DONÁZAR, J.A.
1983 *Los buitres ibéricos.* J.M. Reyero Editor. Madrid.

DOYLE, M.P. & ERICKSON, M.C.
2006 Reducing the carriage of foodborne pathogens in livestock and poultry. *Pouttry Science* 85: 960-973.

DYBDAHL M. E. & LIVELY, C. M.
1998 Host-Parasite Coevolution: Evidence for Rare Advantage and Time-Lagged Selection in a Natural Population. *Evolution* 52: 1057-1066.

FDA ANTIMICROBIAL RESISTANCE & DRUG DEVELOPMENT WORKING GROUP

2004 Working Group Presentations and Transcripts. April 15-16, 2004.http://www.fda.gov/cder/drug/antimicrobial/FDA_ISDA /ISAP_Presentations.htm. Acceso el 10/09/08.

FOPPA, I.M. & SPIELMAN, A.

2007 Does reservoir host mortality enhance transmission of West Nile virus? *Theoretical Biology and Medical Modelling* 4:17.

GILL, C.O. & PENNEY, N.

1979 Survival of bacteria in carcasses. *Applied and Environmental Microbiology* 37: 667-669.

HILL, A.F., JOINER, S., LINEHAN, J., DESBRUSLAIS, M., LANTOS, P.L. & COLLINGE, J.

2000 Species-barrier-independent prion replication in apparently resistant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97: 10248-10253.

HOFLE, U., BLANCO, J.M., CRESPO, E., NARANJO, V., JIMÉNEZ-CLAVERO, M.A., SÁNCHEZ, A., de la FUENTE, J. & GORTÁZAR, C.

2008 West Nile virus in the endangered Spanish imperial eagle. *Veterinary Microbiology* 129: 171-178.

HOUSTON, D.C. & COOPER, J.E.

1975 The digestive tract of the whiteback griffon vulture and its role in disease transmission among wild ungulates. *Journal of Wildlife Diseases* 11: 306-313.

HUBALEK, Z.

2000 European experience with the West Nile virus ecology and epidemiology: could it be relevant for the New World? *Viral Immunology* 13: 415-426.

HUBALEK, Z.

2004 An annotated checklist of pathogenic microorganisms associated with migratory birds. *Journal of Wildlife Diseases* 40: 639-659.

KINGSLEY, R.A. & BAUMLER, A.J.

2002 Host adaptation and the emergence of infectious disease: the *Salmonella* paradigm. *Molecular Microbiology* 36: 1006-1014.

LEMUS, J.A. & BLANCO, G.

2009 Impact of "junk-food" on wildlife health: cellular and humoral immunodepression in vultures feeding upon medicated livestock carrion. *Proceeding. of the Royal Society of London B.* doi: 10.1098/respb. 2009.0071.

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

2008 Antibiotics threaten wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.

LINDH, E., HUOVILAINEN, A., RATTI, O., EK-KOMMONEN, C., SIRONEN, T., HUHTAMO, E., POYSA, H., VAHERI, A. & VAPALAHTI, O.

2008 Orthomyxo-, paramyxo- and flavivirus infections in wild waterfowl in Finland. *The Virology Journal* 5: 35.

MACKEY, B.M. & DERRICK, C.M.

1979 Contamination of the deep tissues of carcasses by bacteria present on the slaughter instruments or in the gut. *Journal of Applied Bacteriology* 46: 355-366.

MALKINSON, M. & BANET, C.

2002 The role of birds in the ecology of West Nile virus in Europe and Africa. Current *Topics in Microbiology and Immunology* 267: 309-322.

MILLER, M.M., EALEY, K.A., OSWALD, W.B. & SCHAT, K.A.

2003 Detection of chicken anemia virus DNA in embryonal tissues and eggshell membranes. *Avian Diseases* 47: 662-671.

MOHIUDDIN, S.M. (Ed.).

2007 *Infectious Diseases of Domestic Animals*. International Book Distributing Co.

MURPHY, F.A., GIBBS, E.P.J, STUDDERT, M.J. & HORNIZEK, M.C. (Eds.).

1999 *Veterinary Virology*. Third Edition. Academic Press.

NOU, X., RIVERA-BETANCOURT, M., BOSILEVAC, J.M., WHEELER, T.L., SHACKELFORD, S.D., GWARTNEY, B.L., REAGAN, J.O. & KOOHMARAIE, M.

2003 Effect of chemical dehairing on the prevalence of Escherichia coli O157:H7 and the levels of aerobic bacteria and Enterobacteriaceae on carcasses in a commercial beef processing plant. *Journal of Food Protection* 11: 2005-2009.

OAKS, J.L., GILBERT, M., VIRANI, M.Z., WATSON, R.T. & METEYER, C.U. *et al.*

2004 Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427: 630-633.

OIE.

2002 Enfermedades animales. Última actualización: 22704/2002. http://www.oie.int/esp/maladies/fiches/Acceso el 10/09/2008.

OTSFLED, R.S. & KEESING, F.

2000 Biodiversity series: the function of biodiversity in the ecology of vector-borne zoonotic diseases. *Canadian Journal of Zoology* 78: 2061-2078.

POTTI, J, BLANCO, G., LEMUS, J.A. & CANAL, D.

2007 Infectious offspring: how birds acquire and transmit an avian polyomavirus in the wild. *PLoS ONE* 2: e1276.

REED, K.D., MEECE, J.K., HENKEL, J.S. & SHUKLA, S.K.

2003 Birds, migration and emerging zoonoses: West Nile virus, Lyme disease, influenza A and enteropathogens. *Clinical Medicine & Research* 1: 5-12.

RUSSELL, S.M.

1998 Chemical sanitizing agents and spoilage bacteria on fresh broiler carcasses. *Journal of Applied Poultry Research* 7: 273-288.

SAHIN, O., KOBALKA, P. & ZHANG, Q.

2003 Detection and survival of *Campylobacter* in chicken eggs. *Journal of Applied Microbiology* 95: 1070-1079.

SARMAH, A.K., MEYER, M.T. & BOXALL, A.B.

2006 A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere* 65: 725-759.

SHLOSBERG, A., LUBLIN, A., BAHAT, O., HEYMANN, G.D., HANJI, V., BELLAICHE, M., MECHANI, S. & NYSKA, A.

1994 Percutaneous exposure to ethyl parathion in a feral Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Veterinary & Human Toxicology* 36: 224-226.

SLOMKA, M.J., PAVLIDIS, T., BANKS, J., SHELL, W., McNALLY, A., ESSEN. S. & BROWN, I.H.

2007 Validated H5 Eurasian real-time reverse transcriptase-polymerase chain reaction and its application in H5N1 outbreaks in 2005-2006. *Avian Diseases* 51: 373-377.

SOUTHERN, K.J, RASEKH, J.G., HEMPHILL, F.E. & THALER, A.M.

2006 Conditions of transfer and quality of food. *Rev Sci Tech.* 25: 675-684. *Revue Scientifique et Technique.*

TORO, H., HOERR, F.J., FARMER, K., DYKSTRA, C.C., ROBERTS, S.R. & PERDUE, M.

2005 Pigeon paramyxovirus: association with common avian pathogens in chickens and serologic survey in wild birds. *Avian Diseases* 49: 92-98.

WEBER, T.P. & STILIANAKIS, N.I.

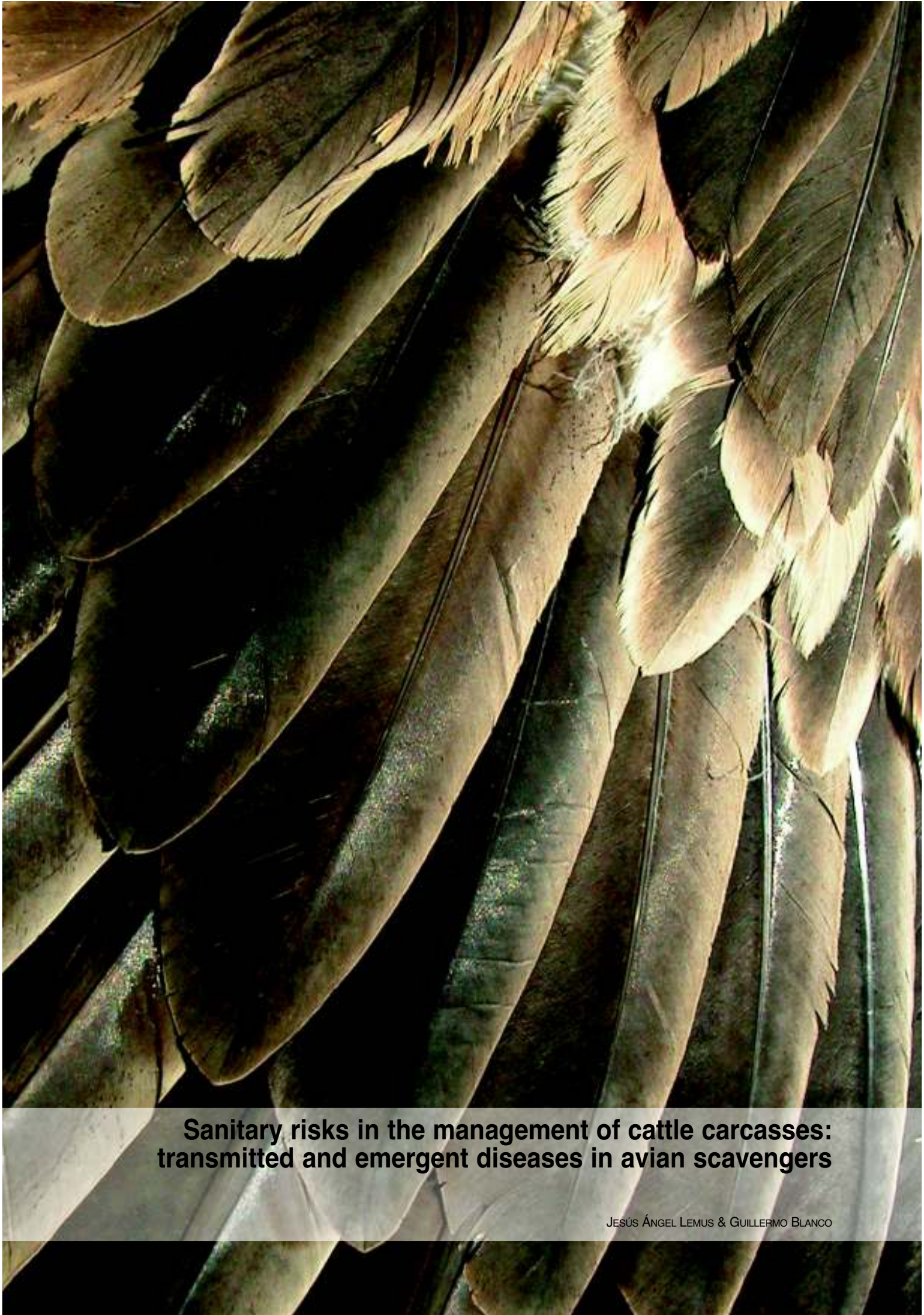
2008 Migratory birds, the H5N1 influenza virus and the scientific method. *Virology Journal* 5: 57.

WIGLEY, P., BERCHIERI, A. Jr., PAGE, K.L., SMITH, A.L. & BARROW, P.A

2001 *Salmonella enterica serovar Pullorum* persists in splenic macrophages and in the reproductive tract during persistent, disease-free carriage in chickens. *Infection and Immunity* 69: 7873-7879.

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Jordi Bas



Sanitary risks in the management of cattle carcasses: transmitted and emergent diseases in avian scavengers

Jesús Ángel Lemus & Guillermo Blanco

1. INTRODUCTION

The role of pathogens as a factor in mortality in wild animal populations and, therefore, as a modulator in their abundance, demography and population dynamics is a recurrent subject in studies of population ecology (CLAYTON & MOORE, 1997; DOBSON & FOUFOPOULOS, 2001; CLEAVELAND *et al.*, 2002). Over recent decades this role has assumed greater importance in light of the appearance of new diseases (and new varieties thereof), as well as known diseases with new effects, which cause high levels of mortality and are known as 'emerging diseases' or 're-emerging diseases' (DASZAK *et al.*, 2000; ANTIA *et al.*, 2003). Many of these diseases have been linked to human activities such as animal husbandry and pollution and its effects on climate change (DASZAK *et al.*, 2000; ANTIA *et al.*, 2003; DE LA ROQUE *et al.*, 2008). The dispersion of many of these new diseases has been favoured by the globalisation of the transportation of food for human consumption (SOUTHERN *et al.*, 2006; DOYLE & ERICKSON, 2006) and the increased contact between these products and wild animals, which have become a reservoir and dispersal agent of many pathogens negatively affecting the health of both animal and human populations (HUBALEK, 2004; WEBER & STILIANAKIS, 2008).

Avian scavengers are no exception to this process, above all due to their interaction with cattle, the source of most of their food over much of their world distributions. The exploitation of animal remains originating from domestic cattle leaves these birds susceptible to the pathogens – both opportunistic and specific – that infect cattle and, above all, poultry (given the ease of transmission between domestic and wild birds). Moreover, avian scavengers ingest all the pharmaceutical products that cattle carcasses contain, with negative consequences for their health and populational dynamics (OAKS *et al.*, 2004; BLANCO *et al.*, this book); as a result, both the opportunistic pathogens acquired from cattle and the birds' own bacterial flora develop a resistance to these products (BLANCO *et al.*, 2007 a,b). The way in which these birds obtain a large part of their food is also of great relevance to their health and to their role as reservoirs and dispersal agents of pathogens. In particular, the methods used to eliminate cattle remains, whether or not scavengers intervene, may also play an important role in the health of these birds, above all when these remains are left for birds without any previous toxicological or pathogenic control, or when large amounts of decomposing animal remains are left to accumulate.

In this chapter we review existing information regarding the sanitary problems that avian scavengers in Spain may be exposed to as a result of consuming different types of animal remains originating from both intensive and extensive animal husbandry. In particular, we will look closely at the sanitary risks and their effects on birds as well as the availability of carcasses at feeding stations and "*muladares*", where the presence of animal remains is highly predictable on a spatial/temporal level. Abundance at "*muladares*" is less predictable, although it will generally be higher than in the case of carcasses originating from traditional extensive animal husbandry left in the wild.

2. DIGESTION, INMUNITY AND PATHOGENS

Vulture are capable of ingesting and eliminating in their digestive systems large numbers of pathogens due to the fact that the pH of their stomachs (approx. 1.5-2) is adapted to the digestion of rotten carrion containing high concentrations of enteropathogens (HOUSTON & COOPER, 1975). Moreover, of all birds they have one of the best-developed of all immune systems (BLOUNT *et al.*, 2003; DE LA LASTRA & DE LA FUENTE, 2007; 2008), which provides them with protection against naturally occurring infectious diseases (LEMUS *et al.*, 2009).

Due to the ingestion of the pharmaceutical products contained in animal carcasses, the normal protective intestinal flora of avian scavengers and the pH of their digestive systems may be modified directly or indirectly; thus, opportunistic pathogens may be able to enter and thrive in these birds. Pharmaceutical products may also damage internal organs and affect a bird's metabolism and physical condition, with negative consequences on its ability to survive (LEMUS *et al.*, 2008). Moreover, antibiotics belonging to the group of the fluoroquinolones (and possibly others) may lead to a generalised immunodepression, which will also allow pathogens to enter and proliferate in a bird (BLANCO *et al.*, this book). These effects are accompanied currently by a general lack of appropriate food (originating from extensive animal husbandry) for avian scavengers and, likewise, a shortage of food in recent years in muladares. Consequently, the generalised lack of food resources, as well as the low quality and content in pharmaceutical products of the food that is available, has led to poor nutritional and immunological condition in many avian scavengers, which subsequently opens the door to pathogens acquired in many cases from ingested food.

The carcasses left in "*muladares*" generally correspond to animals that have died as a result of an infection that is almost always still active. Moreover, some Gram-positive bacteria such as the cause of avian tuberculosis *Mycobacterium avium* and other producers of powerful toxins (e.g. *Clostridium* spp.) possess defences that may remain latent in the wild for up to three months without losing their infective and pathogenic capacity. Some virus pathogens may remain active in cattle carcasses for at least 72 hours after death, while their latent forms may remain in the wild with the capacity to reactivate themselves for a number of months (MURPHY *et al*., 1999).

3. CATTLE PATHOGENS TRANSMITTABLE TO AVIAN SCAVENGERS

3.1. Primary pathogens

Primary pathogens are infectious agents that, once inside the body of the host, cause in most cases a clinical infection, unlike opportunistic pathogens that lead to infection only when another primary pathogen is present or a damaged immune system exists.

Primary pathogens affect many animal species and include species such as the fungus *Aspergillus fumigatus*, which can be acquired by air and provokes a fungal granulomatose pneumonia when the animal is under stress. Other examples of primary pathogens include the enteric bacteria *Salmonella* spp., enterotoxigenic *Escherichia coli* in all its varieties (serotypes, pathotypes and strains), *Pseudomonas* spp. and *Clostridium* spp., all of which provoke enteritis accompanied in many cases by a secretion of toxins that cause more damage to surrounding tissue than the pathogen itself. Another such group of pathogens are *Pasterella* spp., above all *P. multocida*, a respiratory primary pathogen that causes purulent pneumonia in affected animals. All these bacteria are present in pigs, lagomorphs, poultry and cattle being fattened on intensive farms, but are rarely present in free-range animals.

3.2. Opportunistic pathogens

Opportunistic pathogens infect immune-depressed animals or those that are already affected by a primary pathogen. Currently, this is the main way in which avian scavengers acquire pathogens, above all from chickens, and in central Spain the presence of this type of pathogen has led to the outbreak of infections of various types in Black and griffon vulture colonies. In fact, many of the primary pathogens mentioned above can also behave as opportunists or concomitants when the affected animal has a deficient immune system or when a different pathogen has already infected the host. For example, infections of *Candida albicans*, highly prevalent in Black and griffon vultures (LEMUS *et al*., 2008; BLANCO *et al*., under revision), can proliferate to such an extent that they can cause affected birds to have problems swallowing, which, in turn negatively affects the bird's nutritional situation and so depresses its immune systems even further. Up to four different opportunistic pathogens can co-exist in the same bird (LEMUS *et al*., 2008; BLANCO *et al*., under revision), including *Mycoplasma* spp. (above all, *M. synoviae* and *M. gallysepticum*), which cause problems in the bird's joints and are known to negatively affect survival in cinereous vulture chicks (AUTHORS, unpublished data).

3.3. Emerging diseases

Emerging diseases are infectious diseases that spread from one species to a species that is not its typical host or with which it has not co-evolved; this causes high infection rates and provokes more clinical symptoms and higher death rates than in the disease's habitual hosts (ANTIA *et al*., 2003). This name can also be applied to diseases that have altered their behaviour and pathogeny (e.g. *E. coli* enteropathogen) or have spread from one geographical area to another (e.g. West Nile Virus).

Two fundamental reasons make emergent diseases one of the most important current problems in veterinary health. One problem is that intensive production systems are undergoing drastic changes and large herds of different animal species congregate in many different places for breeding, fattening, production, sacrifice and consumption. This is the case of pigs and chickens: many pigs are bred in the Netherlands, fattened in Spain and exported to Denmark to be sacrificed and consumed. The second problem is implicit in the first: the animal transport from one country to another spreads pathogens throughout the world and allows different strains of a single pathogen to coincide in the same outbreak; this means that diseases can appear at any time in a geographical area in which they were previously unknown.

Furthermore, farms are increasingly being situated in the vicinity of well-preserved natural areas, thereby bringing pathogens into much closer contact with wild species that are more susceptible to infection owing to the absence of pre-

vious contact (ANTIA *et al.*, 2003). In fact, an agent of infection may be more aggressive to its host if the two have been in contact for less evolutionary time (CLAYTON & MOORE, 1997; DYBDAHL & LIVELY, 1998; CARIUS *et al.*, 2007).

Thus, emerging diseases are found in wild birds that have been caused by atypical strains or by serotypes of bacteria such as *Salmonella* spp. and enterotoxigenic *E. coli*, which cause colibacillosis in red kites, cinereous and Egyptian vultures and bearded vultures (BLANCO *et al.*, 2006; BLANCO *et al.*, 2007 a,b; LEMUS *et al.*, 2008; AUTHORS, unpublished data). Nevertheless, owing to our ignorance of their effects on wild birds, the emerging diseases that may be most significant are the viruses that affect poultry. Although they have not yet been described as primary pathogens in wild birds, recent outbreaks in a number of avian scavenger species reveal the prevalence, pathogenicity and associated mortality of these emerging diseases (AUTHORS, unpublished data).Viruses associated with pathogenic outbreaks include infectious bursal disease and Gumboro disease in Egyptian vultures, Marek's disease in many species of birds, and chicken infectious anaemia, as well as various paramyxovirus strains (Newcastle disease) with velogenic strains and similar, less virulent mesogenic strains (AUTHORS, unpublished data).

4. MEANS OF PATHOGEN TRANSMISSION

4.1. Horizontal transmission

Horizontal transmission occurs between non-related animals, whether alive or dead. The commonest case is orofaecal transmission, very typical in enterobacterial contagion, in which an animal contracts a disease after consuming matter contaminated by the faecal matter of an infected animal. Oral transmission is similar, although in this case the infection is caused by the ingestion of infected matter such as a dead animal contaminated by a virus. A third means of transmission is aerial, in which an animal is infected by breathing in the infectious agent. A variety of this type of transmission is aerosol contagion caused, for example, by feather fragments in the air, which carry many types of poultry virus.

4.2. Vertical transmission

This type of transmission occurs in either direction between parents and offspring (POTTI *et al.*, 2007), either maternally from hens to their chicks via their eggs, or by direct contact. This transmission may be pre-natal, in which the pathogens originate in the oviduct or uterus of the mother (MILLER *et al.*, 2003), passing in some cases through the egg-shell (SAHIN *et al.*, 2003), or perinatal, in which the chicks are infected as soon as they hatch. Bacteria such as *Salmonella* spp. can be passed on in this fashion (WIGLEY *et al.*, 2001) and it is one of the most common forms of virus transmission as, for example, in the case of adenoviruses in ducks and mycoplasmas.

4.3. Transmission by vectors or intermediate hosts

In this case the infectious agent uses a third organism as a vector or as a place in which to develop (host). Vectors are used by the hemoparasites that cause emerging diseases such as those transmitted by arthropods. Such diseases are becoming increasingly prevalent in wild birds, proof of which is the ever more frequent appearance of cases of avian pox (ARUCH *et al.*, 2007) and West Nile Virus (FOPPA & SPIELMAN, 2007) in wild bird species.

5. CATTLE PATHOGENS AND DISEASES TRANSMITTABLE TO AVIAN SCAVENGERS

Each cattle species or group of species possesses a recognisable assemblage of pathogens, above all in cattle under intensive and extensive exploitation (MOHIUDDIN, 2007).

In general, animals under extensive exploitation have fewer specific pathogens, more generalist environmental pathogens and lower prevalences. Cattle kept intensively, on the other hand, have specific pathogens that frequently cause epidemic outbreaks with high morbidity and mortality rates. Tables 1 and 2 collate available information on the main infectious diseases affecting cattle that can be transmitted to avian scavengers.

In the case of ruminants under extensive exploitation (Table 2), the most frequent problems are caused by worm infestation, above all in production systems that use damp grazing, and not by infectious diseases. The exception is brucellosis (*Brucella* spp.), which causes animals to abort, foot-and-mouth disease and tuberculosis, all of which are consumptive diseases (slow-working diseases that cause a gradual but constant decline in an animal's health and immune system) targeted by campaigns to eliminate them from the productive system. Of these diseases, only tuberculosis (caused by bacteria belonging to the genus *Mycobacterium*) can be transmitted to avian scavengers (OIE, 2002). The effects of this

Disease	Etiology	Prevalence	Source of pathogen	Toxin production /lessions	Main way of transmission
Bovine					
Bacterias					
Salmonelosis	*Salmonella* spp	Low	Primary	Yes / enteritis	Orofecal, fecal-oral
Tuberculosis	*Mycobacterium bovis*	Low	Primary/ opportunistic	Digestive / and lung abscesses	Orofecal, fecal-oral, aerógena
Pasteurelosis	*Pasterella multocida*	Low	Primary	No / purulent pneumonia	Aerogenic
Fungus Clostridiosis	*Clostridium* spp	Low	Primary	Yes / enteritis, toxemia	Orofecal, fecal-oral
Fungal dermatitis	*Trichophyton* spp	Low	Oportunistic	No / cutaneal lesions	By contact
Ovine		Low			
Bacterias		Low			
Listeriosis	*Listeria monocytogenes*	Low	Primary/ oportunistic	Yes / there are no no hay específic lesions	Orofecal; fecal-oral
Pasteurelosis	*Pasterella multocida*	Low	Primary	No / purulent pneumonia	Aerogenic
Enterotoxemias y colibacilosis	*E coli enteropatógena*	High	Primary	Yes / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Ovine chlamidial abortion	*Chlamydophila* spp	Medium	Primary	No /abortion	Orofecal; fecal-oral; aerogenic
Équine					
Virus					
West Nile Virus.	*Flavivirus*	Extremely low	Primary	No / Inervous system lesions	Vectorz
Bacterias					
Tetanos	*Clostridium tetani*	Low	Primary	Yes / no production of especific lesions	Orofecal; fecal-oral
Botulism	*Clostridium botulinum*	Low	Primary	Yes / no production of apparent lesions	Orofecal; fecal-oral
Rabbit					
Bacterias					
Respiratory syndrome	*Pasterella multocida*	High/very low 1	Primary	No / purulent pneumonia	Aerogenic
Digestive syndrome	*Clostridium* spp., *E coli*	High/very low 1	Primary	Yes / haemorragic enteritis	Orofecal; fecal-oral
Tularemia.	*Francisella tularense*	Low /low 1	Primary	No / liver, lymphatic nodes, spleen	Orofecal; fecal-oral
Deer					
Bacterias					
Tuberculosis	*Mycobacterium bovis*	Low	Primary	No / digestive and/or respiratory abscesses	Orofecal, fecal-oral, aerogenic
Enterotoxemia	*Clostridium* spp	Low	Primary	Yes / enteritis, toxemia	Orofecal; fecal-oral

Table 1. Infectious diseases that can be transmitted to avian scavengers by extensive livestock.
[1] Intensive livestock/ wild

pathogen on the health of avian scavengers can be very serious: a recent outbreak of this disease caused by *Mycobacterium bovis* and *M. avium* serotype 7 in griffon vulture populations in the north of Segovia and south of Burgos provinces is still causing high mortality rates amongst juvenile and first-year birds (AUTHORS, unpublished data). Studies suggest that similar effects can occur in other raptor species and birds of other orders: cases have been found in black kites (Figure 1) associated with the presence of toxins of industrial origin and antibiotics (AUTHORS, unpublished data) or concurrent with other infections.

Calves raised intensively on fodder can transmit clostrides (*Clostridium* spp.) or *E. coli* to scavenger species, provoking diahrreal enteritis and enterotoxaemia (Table 1), as well as the infections diseases mentioned above. Both of these pathogens are transmittable to avian scavengers and cause the same digestive problems; nevertheless, whilst *Clostridium* spp. seem to be eliminated from the digestive system, the *E coli* enteropathogen is one of the most prevalent and pernicious emerging diseases in wild birds.

The outbreak of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) has led to a ban on leaving carcasses for avian scavengers in *muladares*; nevertheless, experimental inoculations have shown that it is impossible to transmit BSE to birds (HILL *et al.*, 2000).

Extensively grazed sheep and goats transmit the same pathogens as bovids (Table 1), while the risk of transmission of pathogens to birds by equid carcasses (Table 1) is generally very similar to the risk posed by ruminants in extensive systems; moreover, few equid carcasses ever reach *muladares* (AUTHORS, unpublished data). The only transmittable pathogens are clostrides and West Nile Virus, to which avian scavengers are very susceptible. In recent years this latter virus is one of the most-investigated of all pathogens, although as yet few studies have been carried out on wild birds. Recent data indicate a high prevalence of this virus or its antibodies in most of the species studied, which may suggest that this pathogen has co-evolved with its hosts in Europe and Africa, and that migratory birds have acted as a vector (MALKINSON *et al.*, 2001; HUBALEK, 2000,

2004). Although no symptoms of encephalitis or nervous disorders have been recorded, studies have shown that there is a high prevalence of this virus in Egyptian and cinereous vultures (AUTHORS, unpublished data). These findings do not rule out the possibility that clinical cases of this virus may be found in other Spanish raptors such as the Spanish Imperial eagle (HOFLE *et al.*, 2008).

Aside from farm-raised partridges, game birds do not constitute a great risk to avian scavengers. Given that in essence game birds are extensive ruminants, they suffer from the same diseases, although, as has already been discussed, their only significant transmittable disease is tuberculosis.

Wild rabbits (Table 1) carry only one transmittable pathogen, the bacteria that causes rabbit fever or tularemia *Francisella tularense*; nevertheless, its prevalence is very low and although theoretically transmittable to birds, its effect on bird populations is probably very limited. Rabbits bred in industrial exploitations are vaccinated against viral haemorrhagic disease or pneumonia and myxomatosis, although they can transmit a large number of other pathogens. For example, dysbiosis and enterotoxaemia caused by *Clostridium* spp. (Figure 2) and *E. coli* (colibacillosis), as well as purulent pneumonia caused by *Pasterella* spp. (above all, P. *multocida*), are frequent and can kill avian scavengers, above all young birds, in which the same clinical symptoms appear. It is worth remarking that the prevalence of these pathogens is null in wild rabbits, which are the basis of the natural diet of some of these avian scavengers. The industrial breeding of rabbits favours the development of these diseases and also hinders the development of their immune systems, thereby facilitating the transmission of diseases to the species that feed upon them. The continuous supply of rabbits to certain *muladares* has increased the prevalence of enteropathogens in the species that feed upon them, although this does not necessarily imply that the respective diseases will develop i birds (AUTHORS, unpublished data).

Pigs (Table 2) are a habitual reservoir of bacteria such as *Salmonella* spp. (serotypes *typhimurium, enteritidis, dublin* and *cholerasuis*) (KINGSLEY & BAUMLER, 2002), *E. coli*, *Campylobacter* spp., *Pseudomonas* spp. and erysipelas *Erysipelothrix rhussiopathiae*, all enteropathogen bacteria, as well as *Pasterella multocida*. The effects of these pathogens on avian scavengers are not generally describable as epidemic outbreaks, but rather as localised infections that are potentially serious when they affect birds of threatened populations or species such as the Egyptian vulture and bearded vulture (AUTHORS, unpublished data). Of these fungi, the most prevalent transmittable pathogens associated with pigs is *Candida albicans* (AUTHORS, unpublished data), which has been recorded as affecting 50% of Black and griffon vulture chicks analysed in central Spain (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, under revision; LEMUS *et al.*, under revision), and causes inflammation of the oesophagus and crop and necrotic injuries (Figure 3). These injuries do not threaten the survival of the bird in question, but do cause intense pain when swallowing food and, especially, the pre-digested pap provided by parents, which has a very high pH; consequently, many chicks affected by this pathogen are severely undernourished.

The pathogens in poultry that are transmittable to avian scavengers have been little studied in the past, although they are now being found in a growing number of wild birds (LINDH *et al.*, 2008). Thus, given their lack of specificity, it is possible that almost all the pathogens in poultry species can be transmitted at some point to wild birds; in the case of avian scavengers (Table 2), serotypes of *Salmonella* spp. typical in poultry (*gallinarum, pullorum* and *enteritidis*) (BLANCO *et al.*, 2006, 2007; LEMUS *et al.*, 2008), *Escherichia coli*, the cause of colibacillosis, *Campylobacter* spp. and *Pseudomonas* spp., all bacterial enteropathogens, as well as *Pasterella multocida* and *Bordetella bronchyseptica*, the cause of pneumonia, have all been detected.

Moreover, the bacteria species in pigs and poultry that are transmittable to avian scavengers are very similar (Table 2), even if their serotypes and pathotypes differ. Another of the pathogens transmitted by poultry is *Mycoplasma* spp., above all the species *M. synoviae* and *M. gallysepticum* (Figure 4), which have been isolated in a large number of cinereous vulture chicks, causing, respectively, respiratory and joint problems (AUTHORS, unpublished data).

Of the viruses that affect poultry, Marek's disease, Gumboro disease and chicken infectious anaemia (Figure 5), which all deplete the immune system, are the most prevalent according to the studies that have been conducted to date; some cases of laringotracheitis and chicken infectious bronchitis have been recorded (AUTHORS, unpublished data), in which infected birds suffer respiratory problems that are sometimes associated with *Aspergillus fumigatus* (see Table 2). Likewise, velogenic (serotype 1 – Newcastle disease) and mesogenic strains of

Disease	Etiology	Prevalence	Source of pathogen	Toxin production /lessions	Main way of transmission
Swine					
Bacteria					
Atrophic rhinitis	*Bordetella bronchyseptica*	High	Oportunistic	No / rinitis	Aerogenic
Swine erisypelas	*Ersipelothrix rhussiopathiae*	Medium	Primary	No / artritis, endocarditis, soleen and kidney lesions	Orofecal; fecal-oral
Pasteurelosis	*Pasterella multocida*	Medium	Primary	No / pneumonia	Aerogenic
Colibacilosis	*E coli enteropatogénica*	Medium	Primary	Yes / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Clostridiosis	*Clostridium* spp	Low	Primary	Yes / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Ileitis	*Campylobacter* spp	Medium	Primary/oportunistic	No / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Salmonelosis	*Salmonella* spp	Low	Primary	It could cause enteritis	Orofecal; fecal-oral
Fungus					
Candidiasis	*Candida albicans*	High	Primariy/ oportunistic	No / No gross lesions	Oral
Poultry species					
Viruses					
Avian Influenza	Influenzavirus	Low	Primary	No / nervous and respiratory lesions	Aerogenic
Newcastle disease	Paramixovirus tipo I	Low	Primary	No / nervous lesions	Aerogenic
Infectious bronchitis	Coronavirus	Medium	Primary	No / upper respiratory tract lesions , kidneys	Aerogenic
Laringotracheitis.	Herpesvirus	Medium	Primary	No / upper respiratory tract	Aerogenic
Swollen head	Pneumovirus	Low	Primary	No / neumonía	Aerogenic
Marek disease	Herpesvirus	Medium	Primary	No/ neoplasias (ciatic nerve neoplasia)	Aerogenic; orofecal; fecal-oral
Avian leucosis	Oncovirus	Medium	Primary	No / visceral neoplasia	Aerogenic; orofecal; fecal-oral
Avian encephalomielitis	Hepatovirus	Low	Primary	No / no apparent lesions	Aerogenic; orofecal; fecal-oral
Gumboro disease	Birnavirus	Medium	Primary	No / Fabricious bursa	Aerogenic; orofecal; fecal-oral
Chicken nfectious anemia virus	Gyrovirus	Medium	Primary	No / hematopoitetic organs	Aerogenic; orofecal; fecal-oral
Reovirus	Reovirus	Low	Primary	No / inespecífic digestive and/or-respiatory lesions	Aerogenic; orofecal; fecal-oral
Avian pox	Poxvirus	Low	Primary	No / diphteric plaques.	Vectors
Bacteria					
Mycoplasmosis	*Mycoplasma* spp.	Medium	Primary / opportunistic	No / respiratory distress	Aerogenic
Chlamydiosis	*Chlamydophila psittaci*	Low	Primary	No / respiratory distress	Aerogenic; aerosoles
Cholera	*Pasterella* spp	Medium	Primary	No / purulent pneumonia	Aerogenic
Coryza	*Pseudomonas* spp	Medium	Primary	No / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Botulism	*Clostridium botulinum*	Low	Primary	Yes / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Salmonelosis	*Salmonella* spp	Low	Primary	Yes / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Colibacilosis	*E coli enteropatógena*	Medium	Primary	Yes / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Campilobacteriosis	*Campylobacter* spp.	Medium	Primary	No / enteritis	Orofecal; fecal-oral
Fungus					
Aspergillosis	*Aspergillus fumigatus*	Low	Primary / oportunistic	No / granulomatous pneumonia	Aerogenic

Tabla 2. Infectious diseases that can be transmitted to avian scavengers by intensive animal husbandry.

paramyxovirus, which cause serious neurological problems and even death, have been isolated occasionally and in all species of poultry.

Other viruses such as avian diphtheria or avian pox – a pox virus – (Figure 6) are becoming ever more prevalent in avian scavengers. These opportunistic pathogens possess strains with different pathogenicity and in recent years strains have been detected that provoke large-scale inflammations, leading to ulcers that become infected in many cases by opportunistic coliforms or staphylococcal bacteria.

To finish, we should highlight the high prevalence of *Chlamydophila psittaci* in avian scavengers and, despite not being considered strictly as a pathogen associated with poultry, it is a typical pathogen in birds and one of the most prevalent emerging diseases in avian scavengers. This pathogen can lead to breeding failures in black and red kites (Figure 7) and in bearded vultures (AUTHORS, unpublished data) and may be the cause of repeated failures in certain apparently sterile pairs.

The effects of poultry pathogens on wild birds may be very serious, as has been seen in ducks (LINDH *et al.*, 2008), pigeons (TORO *et al.*, 2005), migratory birds (REED *et al.*, 2003) or, as is well known, in South-east Asia in the form of avian flu (SLOMKA *et al.*, 2007). This problem could be very similar to that of the 'mad-cow' crisis in 2001 that arose as a result of feeding cows and sheep on animal remains. The consequences regarding the transmission of pathogens when avian scavengers feed on poultry – a case of birds eating birds – must be taken into account when designing any management plan involving the use of the remains from cattle to feed avian scavengers or predators.

To conclude, Tables 1 and 2 show that all poultry viruses and pig and poultry pathogenic bacteria can be transmitted to avian scavengers (Figure 8). On the other hand, no virus (if we except West Nile Virus) and less than 20% of the bacteria found in cattle in extensive systems are also pathogenic to avian scavengers (Figure 8). Of the fungi, only *Candida albicans* in pigs seems to be easily transmittable to avian scavengers. It is important to highlight the fact that all saprophytic bacteria and pathogens found in *muladares* can act as pathogens in avian scavengers (Table 3).

Especies	Prevalence	Source of pathogen	Toxin production	Posible transmisión to scavenger raptors
		Environmental		
Bacillus anthracis	Low	Primary	No	Yes
Bacillus thuringiensis	High	Saprofitic	No	Yes
Aeromonas spp	High	Oportunistic	No	Yes
Citrobacter spp	Medium	Oportunistic	No	Yes
Clostridium spp	Medium	Primary oportunistic	Yes	Yes
E coli	High	Saprofity / primary	NS	Yes
Staphilococcus spp	Medium	Oportunistic	Yes	Yes
Klebsiella spp	Medium	Oportunistic	No	Yes
Morganella spp	High	Oportunistic	No	Yes
		Poultry		
Pseudomonas fluorescens	High	Oportunistic	No	Yes
P fragi	High	Saprofity	No	Yes
P putida	Medium	Saprofity	No	Yes
Shewanella putrefaciens	Medium	Saprofity	No	Yes
		Porcine intensive livestock		
Yersinia enterolitica	Medium	Saprofity	No	Yes
Listeria spp	Low	Primary	No	NS
Escherichia coli	High	Saprofity / primary	No	Yes
Salmonella spp	Low	Primary	Yes	Yes
Candida albicans	Medium	Oportunistic	No	Yes
		Bovino		
E coli O157:H7	Medium	Primary	Yes	Yes
Enterobacteriaceae	High	Oportunistic	Yes	Yes

Tabla 3. Saprophytic bacteria and pathogens associated with putrefaction and the accumulation of carrion in *muladares*.

6. FACTORS THAT CONTRIBUTE TO THE TRANSMISSION OF PATHOGENS IN *MULADARES*

The very characteristics of the use and design of *muladares* (Figure 9) lead in many cases to large gatherings of avian scavengers, above all vultures, over long periods of time, a situation that should be considered as a risk to the birds present. A single infected vulture can transmit an infection in any one of the ways discussed above during the time that it coincides with large numbers of other birds at a carcass. Moreover, carcasses tend to be left in a small area and not scattered around the whole *muladar* and are even sometimes piled one on top of another, a habit that makes passive contagion between carcasses via secretions and lixiviates highly likely. As well, the resistant forms of micro-organisms may remain in the environment for a long time and can infect birds directly by ingestion, by air or indirectly by sticking to the carcasses.

The accumulation of half-eaten or decomposing remains creates an unhealthy environment (Figure 10) and leads to a proliferation of enterobacteria and putrefying bacteria such as *Serratia liquifaciens*, *Klebsiella oxytoca* and *Staphilococcus* spp. Such accumulations may also serve as reservoirs for resistant forms of other primary pathogens such as Clostridium spp. (*C. perfringens, C. botulinum* and *C. putrifaciens*), the ubiquitous enterotoxigenic *Escherichia coli* that causes colibacillosis or the ABR strains of *E. coli* that are common on intensive pig farms (MACKEY & DERRICK, 1979), which can be transmitted to carcasses even in the abattoir (CASON *et al.*, 1997; RUSSELL, 1998; NOU *et al.*, 2003). This lack of salubrity or 'pathogenic surroundings' is one of least known problems arising from the use of *muladares* by avian scavengers and could be the cause of much chick mortality in nests, above all in the species that are most gregarious at nest and feeding sites. One means of transmission at *muladares* that we have not discussed yet is that of transmission by aerosol, which must be taken into account in future studies as in many cases feathers have been described as vectors and reservoirs of pathogens including viruses (DAVIDSON *et al.*, 2008).

Finally, the effects on human health – including that of the stock-breeders who go there – and the poor hygienic conditions at many *muladares* must be tackled urgently given that many of the pathogens present in carrion can be transmitted to humans. The carrion taken to *muladares* does not pass the normal veterinary inspections carried out in abattoirs and so the risk of accidental infection is high.

The presence of accidental species at *muladares*, principally rats *rattus* s.p. and small corvids, increases the possibility of the transmission of pathogens such as the bacteria *Mycobacterium* spp. The high susceptibility of crows and rats to microbacteria is well known (HUBALEK, 2004; DELAHAY *et al.*, 2002) and these animals are transmitters and propagators of pathogens (above all, viruses) that exist inside and outside *muladares* (OTSFELD & KEESING, 2000).

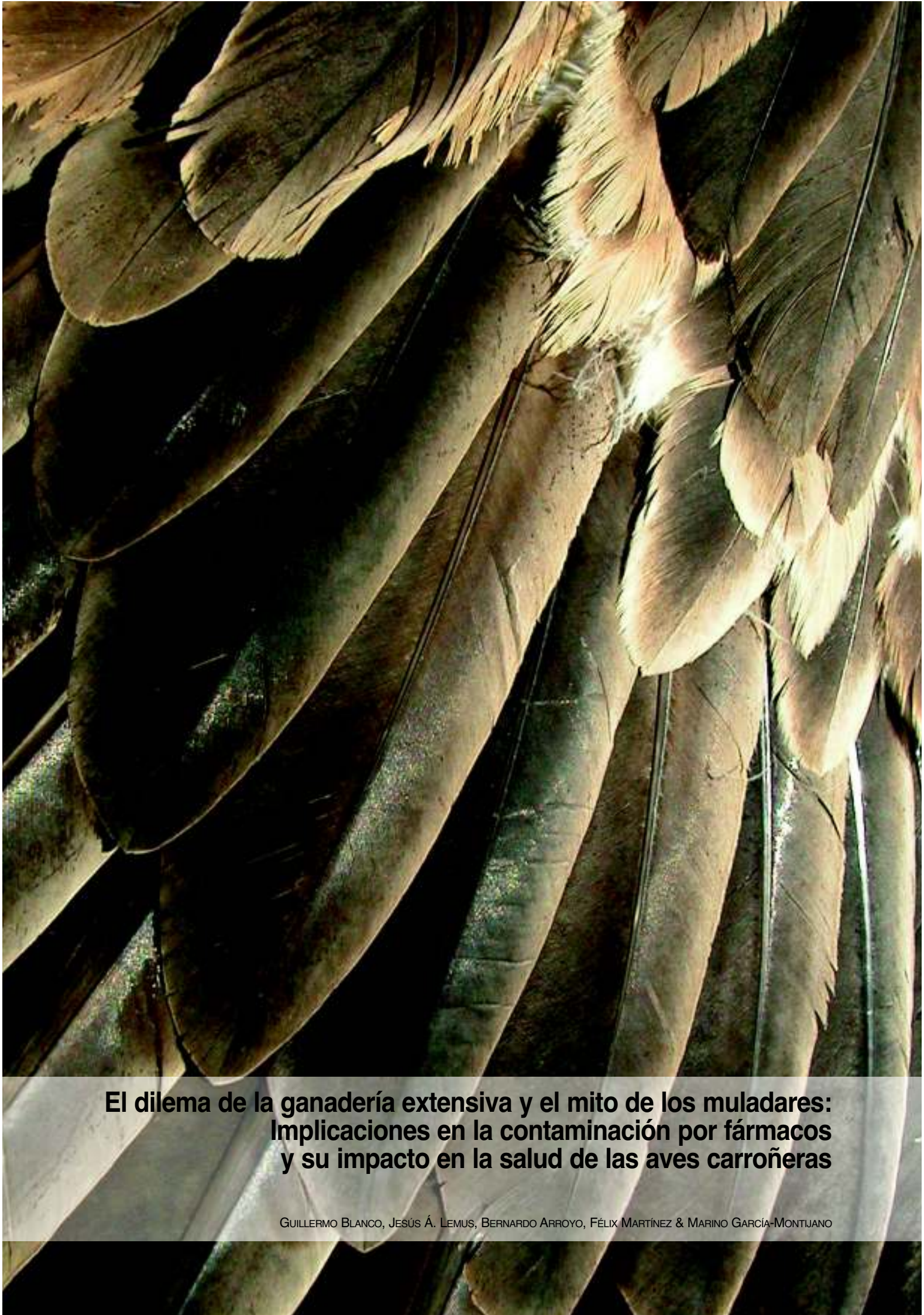
7. MULADARES AS RESERVOIRS OF PATHOGENS

The spatial and temporal concentration of avian scavengers and cattle carcasses in poorly managed "*muladares"* mean that these sites act as a pathogen reservoirs or 'infection traps' (*sensu* BLANCO *et al*., 2007b). Firstly, the remains of pigs and poultry found in "*muladares"* are carriers of bacterial pathogens that can affect avian scavengers and can remain in "*muladares"* even when there are no animal remains for birds to feed upon; these bacteria include *Campylobacter* spp*., Salmonella* spp*., Erysipelothrix rhussiopathiae* and *Clostridium* spp., hardy species which constitute the typical 'flora' of the "*muladares"* due to their persistence in organic matter and stagnant water and their resistant spores. Likewise, viruses originating in poultry farms are also present in "*muladares"* due to the prevalence and concentration of these and other pathogens in the dead birds dumped in "*muladares"*. Secondly, the concentration and abundance of decomposing carcasses in *muladares* act as a 'culture broth' for saprophytic and opportunistic bacteria that can behave as pathogens under certain circumstances. These bacteria are also resistant to antibiotics and the drugs given to cattle (BLANCO *et al*., 2007a,b; AUTHORS, unpublished data) and can spread outside the "*muladares"*, thereby affecting whole communities including aquifers and soils (SARMAH *et al*., 2006). The increase in resistance to antibiotics is one of the most serious problems confronting human medicine and veterinary science (FDA ANTIMICROBIAL RESISTANCE & DRUG DEVELOPMENT WORKING GROUP, 2004) and is currently causing as many if not more problems than the appearance of new pathogens. Lastly, the increase in the use of open-air rubbish dumps by avian scavengers (Figure 11) may exacerbate this problem if the bacteria that are resistant to antibiotics used in human medicine begin to affect birds (BLANCO *et al*., 2007b). The efficient management of *muladares* from a sanitary point of view must contemplate the end to the use of cattle carcasses originating from intensive production systems, the control and elimination of animal remains not eaten by birds, and more appropriate locations for "*muladares"*, which will prevent the accumulation of carcasses near water points (Figure 10) where enterobacteria may accumulate and proliferate.

Due to their low levels of pathogens and resistance to antibiotics, as well as their scattered and unpredictable appearance in the wild, it has become obvious from available information that carcasses originating from extensive animal husbandry are much more suitable for feeding to avian scavengers than carcasses from intensive systems. The use of carcasses originating from intensive animal husbandry, above all the remains of pigs and poultry, should be considered as a counterproductive measure for avian scavengers given their high levels of pathogenic micro-organisms and the high probability of transmitting infections to avian scavengers. Thus, the use of carrion originating from extensive animal husbandry should be prioritised in management and conservation programmes for avian scavengers as strategies that do not suppose health risks for birds or the environment in general.

foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: A. Cortés-Avizanda



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

Guillermo Blanco, Jesús Á. Lemus, Bernardo Arroyo, Félix Martínez & Marino García-Montijano

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	402-451	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

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

The dilemma of extensive livestock and the myth of muladares: the implications of pharmaceutical contamination and its impact on the health of avian scavengers

PALABRAS CLAVES: antibióticos, aves carroñeras, encefalopatía espongiforme bovina, fármacos de prescripción veterinaria, ganadería extensiva, inmunodepresión, muladares, patógenos.
KEY WORDS: antibiotics, avian scavengers, Bovine Spongiform Encephalopathy, veterinary-prescribed pharmaceuticals, extensive animal husbandry, immune depression, feeding stations, pathogens.
GAKO-HITZAK: antibiotikoak, hegazti sarraskijaleak, behien entzefalopatia espongiformea, albaitariak agindu beharreko sendagaiak, abeltzaintza estentsiboa, inmunodepresioa, simaurtegiak, patogenoak.

Guillermo BLANCO, Jesús Á. LEMUS, Bernardo ARROYO, Félix MARTÍNEZ & Marino GARCÍA-MONTIJANO [1]

RESUMEN

La prohibición de abandonar cadáveres de ganado extensivo en el campo debido a la crisis producida por la encefalopatía espongiforme bovina (EBB) ha provocado la escasez de este tipo de carroñas y, como consecuencia, la concentración obligada de las aves en los pocos muladares abastecidos con canales de ganado estabulado considerado material sin riesgo para la transmisión de la EEB. En este artículo presentamos una recopilación de los conocimientos existentes sobre el impacto de la ingestión de drogas de prescripción veterinaria por las aves carroñeras en España como consecuencia del consumo de cadáveres en los muladares de ganado criado en régimen intensivo. Los resultados indican que la presencia y concentración en los buitres de fármacos administrados al ganado estabulado, especialmente antibióticos del grupo de las fluoroquinolonas, pero también antiinflamatorios no esteroideos y antiparasitarios, se ha incrementado de forma dramática desde la crisis de la EBB, con graves consecuencias sobre la salud de los individuos y, por lo tanto, sobre la dinámica y conservación de sus poblaciones. La presencia de residuos de antibióticos en sangre estuvo claramente asociada a la infección por patógenos oportunistas en pollos de las tres especies de buitre, así como con daños en órganos internos en el buitre negro *Aegypius monachus*. Encontramos también residuos de fluoroquinolonas en huevos de buitre leonado *Gyps fulvus* y milano real *Milvus milvus*, asociados a daño en cartílagos articulares, huesos y tendones de los embriones. La disposición de carroñas de todo tipo en muladares frente al abandono de cadáveres de ganado extensivo en el campo tiene diferentes implicaciones en las poblaciones de aves carroñeras debido a las distintas características del alimento aportado, los lugares de disposición de las carroñas y sus consecuencias sociales y medioambientales. La valoración de los costes y beneficios asociados a ambos modelos de gestión de las carroñas indica que la priorización subjetiva de los muladares, como solución general *ex-situ* para la conservación de las aves carroñeras, debería replantearse admitiendo sus consecuencias negativas sobre la salud de las aves carroñeras y otros factores relacionados con su abundancia, distribución y reproducción y, por lo tanto, sobre la dinámica y conservación de sus poblaciones. La existencia de múltiples problemas de conservación para las aves carroñeras asociados a los muladares debería tenerse en cuenta para priorizar el abandono de los cadáveres de ganado extensivo en el campo como medida de conservación más acorde con la historia vital, ecología y evolución de las aves carroñeras.

ABSTRACT

The prohibition on abandoning the carcasses of extensively grazed animals in the wild in light of the Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) crisis has led to a scarcity of this type of carrion. As a result, avian scavengers are now being forced to congregate at muladares (tips where dead animals are thrown) and modern feeding stations supplied with carcasses originating from stabled animals under intensive exploitation that are thought not to represent a risk BSE transmission. In this article we present a compilation of existing knowledge regarding the impact in Spain of the ingestion of veterinary-prescribed drugs by avian scavengers feeding at muladares supplied with the carcasses of stabled cattle. The results indicate that the presence and concentration in vultures of the pharmaceutical products given to stabled animals, above all fluoroquinolone antibiotics, non-steriodal anti-inflammatories (NSAIDs) and anti-parasitic agents, have increased dramatically since the BSE crisis, with serious consequences for the health of individual vultures and thus the conservation and dynamics of vulture populations. We found that the presence in the blood of the residues of antibiotics is clearly associated with (a) the infection by opportunist pathogens of the nestlings of the three vulture species studied and (b) damage to internal organs in cinereous vultures *Aegypius monachus*. We also found residues of fluoroquinolones in the eggs of griffon vultures *Gyps fulvus* and red kites *Milvus milvus* that can be associated in embryos with damage to joint cartilages, bones and tendons. The change from abandoning carcasses in the wild to providing carrion at muladares has had implications for avian scavenger populations that vary according to the type of food supplied, the site chosen to deposit carcasses and their social and environmental impact. An evaluation of the costs and benefits of these two different ways of dealing with carrion indicates that the subjective prioritization of muladares as an ex situ strategy for the conservation of avian scavengers should be rethought given the negative consequences that this strategy has, firstly, on the health of these birds and, secondly, on their abundance, distribution and reproduction and hence on the conservation and dynamics of their populations. An awareness of the many problems linking muladares and the conservation of avian scavengers should lead to a prioritization of the practice of leaving carcasses originating from extensive animal husbandry in the wild as an effective conservation strategy that is in accordance with the life history, ecology and evolution of these birds of prey.

[1] Departamento de Ecología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), J. Gutiérrez Abascal 2, 28006, Madrid, Spain.

LABURPENA

Behi entzefalopatia espongiformeak (BEE) eragindako krisiaren ondorioz abelazkuntza estentsibotik etorritako gorpuzkinak mendi larreetan uzteko debekuak eragin du sarraski mota honen urria eta, ondorioz, hegaztiak nahitaez kontzentratzea BEE transmititzeko arriskurik ez duten abere ukuiluratuen hondakinekin hornitutako hondakindegi urrietan. Artikulu honetan albaitariek agindutako drogak hartutako hilikiek Espainiako hegazti harrapariengan duten eraginaren inguruan dakizkigunak laburbilduko ditugu, eredu intentsibo batean hazitako abereen hondakindegietako hondakin drogatuen kontsumoak eragindakoak aztertuko ditugu. Emaitzen arabera, saiengan, BEEk eragindako krisiaz geroztik, izugarri emendatu da ukuiluratutako abelgorriei emandako botiken presentzia eta kontzentrazioa, batez ere fluorokinolen taldeko antibiotikoak, baina baita anti-inflamatorio ez esteroideoak eta anti-parasitarioak, eta horiek oso ondorio kaltegarriak eragiten dituzten izakiengan eta, beraz, haien populazioen dinamikan eta kontserbazioan. Antibiotikoen hondarren presentzia odoletan, patogeno oportunistek sai espezie hiruen (*Gyps fulvus*, *Aegypius monachus* eta *Neophron percnopterus*) txitengan eragindako infekzioari eta sai beltzaren barne erraiei eragindako kalteei estu lotuta ageri zen. Era berean, fluorokinolen hondarrak aurkitu genituen sai arrearen eta miru gorriaren arrautzetan, eta horiek kalteak eragin ditzakete enbrioien kartilago artikularretan, hezurretan eta zurdetan. Abelazkuntza estentsibotik etorritako gorpuzkinak mendi larreetan abandonatu ez baizik eta era guztietako sarraskiak biltzen dituzten hondakindegietan egokiturik, ondorioak izaten dira hegazti sarraskijaleen populazioetan, eskainitako elikagaiaren ezaugarriak bestelakoak direlako, sarraskiak leku jakinetan egokitzen direlako eta horiek ondorioak dituztelako nola gizartean hala ingurumenean. Sarraskiak kudeatzeko eredu biei lotutako kostuen eta irabazien balorazioak adierazten du hondakindegiak lehenesteko eredua, hegazti sarraskijaleak kontserbatzeko xedean ex-situ planteatzen den soluzio orokorra, birplanteatu beharko litzatekeela, eta onartu beharko litzatekeela hegazti sarraskijaleen osasunean ondorio negatiboak eragiten dituela, ugaritasunarekin, banaketarekin eta ugalketarekin lotutako beste faktoreetan ere ondorio negatiboak dituela eta, beraz, eragin negatiboa duela euren populazioaren dinamikan eta kontserbazioan. Hegazti sarraskijaleak kontserbatzeko arazo ugariak, hondakindegiekin lotuak, oso kontuan eduki beharko lirateke abelazkuntza estentsiboaren ereduaren bidez hazitako abereen gorpuzkinak landa eremuan abandonatzeko, eredu hori askoz ere hobe egokitzen baitzaio, espezieak kontserbatzeko neurriaren ikuspuntutik bederen, hegazti sarraskijaleen bizitzaren historiari, ekologiari eta bilakaerari.

1. INTRODUCCIÓN

El impacto negativo de los productos tóxicos y contaminantes es uno de los principales problemas de conservación de la fauna salvaje en todo el mundo, por sus implicaciones en casi todos los aspectos de la fisiología y comportamiento de los individuos. En España, desde las Juntas de Extinción de Alimañas creadas a principios de los años 50 se promovió un acoso sistemático a los carnívoros de todas las especies, incluidas las aves carroñeras, lo que provocó la disminución numérica de sus poblaciones. En la actualidad, todavía el envenenamiento intencionado de las aves depredadoras y carroñeras es uno de los principales problemas de conservación de estas especies (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 2002; BLANCO & MONTOYA, 2004; CARRETE *et al.*, 2007). Pero no solo estos venenos son compuestos letales para las aves carroñeras. Tras el colapso de las poblaciones de aves carroñeras del sudeste asiático (OAKS *et al.*, 2004; SWAN *et al.*, 2006) resulta patente que otros compuestos usados para el tratamiento y engorde de ganado, fundamentalmente en condiciones de manejo intensivo, pueden tener efectos catastróficos sobre la viabilidad de las poblaciones de aves carroñeras. Recientemente se ha puesto de manifiesto que otros compuestos como los antibióticos y en menor medida los antiinflamatorios no esteroideos (AINES) y los antiparasitarios representan un grave problema para la salud de los buitres ibéricos en aquellas zonas donde se alimentan principalmente en muladares abastecidos con restos de ganadería intensiva, fundamentalmente cerdos y pollos de engorde (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009b).

Desde que a principios de los años 50 se comenzó a medicar a los animales de granja, los modelos de producción cambiaron de forma radical, promoviéndose el uso rutinario de antibióticos en pequeñas proporciones para incrementar el engorde de cerdos, pollos y terneras. El uso de antibióticos como las penicilinas, tetraciclinas y sulfamidas se convirtió de la noche a la mañana en un método fácil y barato para conseguir un engorde mucho más rápido de las reses. Por ejemplo, a finales de los años setenta, el 70% de las reses de vacuno, el 90% de los cerdos y el 100% de los pollos de engorde en EEUU consumían antibióticos en su dieta como promotores de crecimiento y en diversos tratamientos. Datos como estos se pueden extrapolar a España desde hace una década y hasta la actualidad. Pero es con el auge de las quinolonas, un grupo de antibióticos sintetizados en la década de los ochenta, cuando el tratamiento de las reses estabuladas en régimen intensivo sufrió una transformación absoluta, usándose a partir de entonces en tratamientos preventivos y curativos para casi todo tipo de problemas veterinarios. Las fluoroquinolonas son hoy en día el tratamiento de elección para casi todas las patologías en animales de abasto, utilizándose de forma masiva e indiscriminada (LEVY, 2002; BRÜGGER, 2007; HUGHES *et al.*, 2008). Otras drogas como el dietil-estilbesterol (prohibido en la actualidad por sus efectos carcinogénicos), que mejora el margen de ganancia de las reses en engorde, o finalizadores de engorde como el tiouracilo o el famoso clembuterol (este último prohibido en la Unión Europea) se han utilizado de forma rutinaria. Los AINES, a los que pertenece el tristemente célebre diclofenaco (prohibido desde hace tiempo en la Unión Europea para su uso en ganadería), son otros de los fármacos cuyo uso es habitual y posiblemente desproporcionado en ganadería, especialmente en ganado porcino, debido a las elevadas tasas de estrés derivadas de las condiciones de hacinamiento y reclusión. Estas condiciones hacen disminuir las

tasas de engorde, por lo que los AINES se utilizan de forma habitual para eliminar el estrés o la fiebre producidos por las condiciones de producción. Productos como el flumixin meglumine, potencialmente nefrotóxico para las aves, el paracetamol o el ácido acetilsalicílico (la famosa aspirina) se utilizan habitualmente en producción, así como el ketoprofeno o, últimamente, el meloxicam y el carprofeno. Por último, los antiparasitarios también son usados de forma intensiva en ganadería. Los bencimidazoles y las avermectinas son los grupos de compuestos más utilizados, y también pueden presentar problemas en las aves. Los imidazoles son altamente tóxicos para el hígado y la médula ósea, mientras que las avermectinas son potencialmente contaminantes debido a su elevada estabilidad en el medio ambiente, y se consideran muy tóxicas para los peces e invertebrados (MCKELLAR, 1997; EDWARDS *et al*., 2001; KREUZIG *et al*., 2007).

La utilización intensiva y en ocasiones indiscriminada y errónea de los antibióticos es la principal causa de la creación de resistencias bacterianas a tales drogas, lo que representa uno de los principales problemas de salud pública a los que se enfrenta la medicina actual en todo el mundo (BAQUERO & BLAZQUEZ, 1997; LEVY, 2002; O'BRIEN, 2002; MØLBAK, 2004). Las prácticas ganaderas que abusan de los antibióticos han contribuido de forma esencial a este problema (ANGULO *et al*., 2000; AARESTRUP *et al*., 2005), que también se ve reflejado en la flora bacteriana de las aves carroñeras y otras especies, convertidas así en reservorios y vehículos para la dispersión de las bacterias resistentes (BLANCO *et al*., 2007a,b; 2009a; DOLEJSKA *et al*., 2007; LITERÁK *et al*., 2007), muchas de las cuales son patógenos responsables de múltiples zoonosis (DASZAK *et al*., 2000; DOBSON & FOUFOPOULOS, 2001; SWARTZ, 2002). Por otra parte, las fluoroquinolonas y otras drogas son muy estables, y se acumulan en los acuíferos (SARMAH *et al*., 2006; SUKUL & SPITELLER, 2007), causando disbiosis en los medios acuáticos y en los animales directa o indirectamente "tratados", especialmente en el tracto respiratorio y gastrointestinal (WHO, 1998, BLANCO *et al*., 2006, 2007a,b; LEMUS *et al*., 2008). Los antiinflamatorios también presentan numerosos problemas en los medios terrestres y acuáticos, provocando problemas muy diversos en invertebrados y vertebrados inferiores, al igual que las hormonas. Por último, las avermectinas provocan la muerte de todos los invertebrados coprófagos presentes en las heces de los animales tratados con estos compuestos, lo que representa un grave problema de conservación, específicamente para estos invertebrados y para otras especies que se alimentan de ellos (MCCRAKEN, 1993; LUMARET & ERROUISSI, 2002) con implicaciones más generales sobre la salud de los ecosistemas (DAUGHTON & TEMES, 1999; EDWARDS *et al*., 2001; YOSHIMURA & ENDOH, 2005; KREUZIG *et al*., 2007).

1.1. Eliminación de carroñas y su utilización por las aves necrófagas: tendencias, situación legal y problemática

Durante siglos, el abandono de cadáveres de ganado para su consumo por las aves carroñeras en el lugar de la muerte de las reses ha sido una práctica común en la región Mediterránea (HIRALDO *et al*., 1979; DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al*., 1997). Así, la carroña de animales salvajes y de ganado extensivo dominaba en la dieta de las aves carroñeras sobre la carroña dispuesta en muladares tradicionales usados por pequeñas comunidades humanas en el pasado (HIRALDO *et al*., 1979; DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al*., 1997). Al contrario, la acumulación y la predecibilidad de carroña en muladares representan eventos nuevos en la historia evolutiva de estas especies (Figura 1), con consecuencias generalmente desconocidas sobre la demografía, dinámica y conservación de sus poblaciones (DONÁZAR *et al*., 1997; CARRETE *et al*., 2006a, b; BLANCO *et al*., 2007a). En especial, los cambios recientes en la producción y manejo ganadero que han favorecido la ganadería más viable en términos económicos mantenida en condiciones intensivas frente a la ganadería extensiva tradicional pueden haber tenido importantes efectos sobre la disponibilidad, distribución y calidad de alimento para las aves carroñeras (DONÁZAR *et al*., 1997; PARRA & TELLERÍA, 2004; CARRETE & DONÁZAR, 2005; BLANCO *et al*., 2007a; CARRETE *et al*., 2007). Utilizamos aquí el termino 'muladar' en sentido

Figura 1. La acumulación de cadáveres de ganado criado en régimen intensivo atrae a una gran cantidad de buitres leonados en los muladares. (Foto: Alberto Carreño).

Figure 1. *Accumulations of carcasses originating from intensively farmed cattle attract large numbers of griffon vultures to muladares (Photo:Alberto Carreño).*

amplio para referirnos a aquellos lugares donde los cadáveres de ganado se disponen de forma regular a lo largo del tiempo, o intermitentemente, de forma intencionada o no intencionada para su aprovechamiento por las aves carroñeras. Por lo tanto, este término incluye comederos específicos creados para alimentar a estas aves, lugares utilizados para deshacerse de los cadáveres con o sin la participación de las aves carroñeras, así como vertederos de todo tipo, incluidos basureros de residuos orgánicos, donde la carroña es predecible en abundancia variable.

Tanto el abandono en el campo de cadáveres de ganado extensivo como la disposición de carroñas de ganado intensivo y extensivo en los muladares han sido métodos utilizados de forma simultánea en décadas recientes como formas de eliminación de las carroñas. Esto ha permitido el mantenimiento de grandes poblaciones de aves necrófagas, especialmente buitres, que se han beneficiado del incremento en la abundancia de carroña de ganadería estabulada (Figura 2), pero que también han seguido explotando las carroñas impredecibles y dispersas de ganado extensivo a lo largo de todo el área de distribución de sus poblaciones (DONÁZAR *et al.*, 1997; PARRA & TELLERÍA, 2004; BLANCO *et al.*, 2007a; CARRETE *et al.*, 2006a, b, 2007).

Hoy día se tiende a pensar que el incremento numérico de las poblaciones de carroñeras en las últimas décadas, en especial buitre leonado y negro, se debió a la superabundancia de alimento disponible en los muladares, sobre todo procedente de granjas intensivas, más que a la influencia menos obvia y más difícil de evaluar de la ganadería extensiva. Sin embargo, no existe ningún estudio específico y completo sobre el papel que ambas formas de eliminación de carroñas han jugado en el incremento numérico de las poblaciones de buitres. Existe también un vacío de información sobre la abundancia y disponibilidad de carroña de ganado intensivo y extensivo y sobre la forma que las aves carroñeras las explotan. Por lo tanto, resulta difícil determinar cual ha sido el papel de ambos modelos de explotación ganadera y eliminación de sus residuos sobre las poblaciones de buitres. Estos modelos están en continua transformación debido a las necesida-

Figura 2. Los muladares abastecidos con cadáveres de ganado estabulado suponen una fuente de alimento abundante y predecible en el espacio y en el tiempo. (Foto: Alberto Carreño).

Figure 2. *Muladares supplied with carcasses of stabled animals are an abundant and spatially and temporally predictable food supply. (Photo: Alberto Carreño).*

des del mercado, las tendencias económicas y políticas, y las normativas legales que regulan la producción y tratamiento de los productos ganaderos, pero también la eliminación de sus residuos. Por lo tanto, resulta primordial entender la influencia de la abundancia, disponibilidad, distribución y características nutricionales de la carroña procedente de distintas especies de ganado y modelos de manejo de sus residuos para evaluar críticamente su papel en la dinámica y conservación de las poblaciones de aves carroñeras.

El aprovechamiento tradicional de las carroñas de ganado extensivo y el uso de muladares cambió de forma drástica como consecuencia de la crisis producida por la "enfermedad de las vacas locas" o encefalopatía espongiforme bovina (EBB) en 2001. A partir de entonces, se produjo una pérdida progresiva de muchos sitios tradicionales de vertido debido a las nuevas regulaciones en la Unión Europea (TELLA, 2001). Desde entonces, las normativas para la eliminación de cadáveres de ganadería distinguen entre material seguro o de riesgo para la transmisión de la EBB (reglamentos europeos: EU999/2001, EU1774/2002, EU322/2003, EU830/2005) a pesar de la ausencia de evidencia sobre cualquier riesgo para su transmisión por parte de las carroñas de ganadería extensiva abandonadas en el campo (CMIEET, 2001; CROZET & LEHMANN, 2007). Estas regulaciones distinguen de forma específica entre la ganadería criada de manera intensiva (cerdos, pollos y conejos de engorde) y rumiantes como ovejas, cabras y vacas que pastan libremente en la mayor parte de España. Como consecuencia, se estableció la prohibición de abandonar en el campo los cadáveres de ganado extensivo (especialmente oveja y vaca), fuente principal de alimento de las aves carroñeras en España. A pesar de que estas aves ofrecen importantes beneficios ecosistémicos (SEKERCIOGLU, 2006) y presentan un estatus global de conservación muy desfavorable, dichas normativas no tuvieron en cuenta el efecto sobre su conservación, y sus funciones en los ecosistemas, probablemente por la inexistencia o escasez de estas especies en la mayoría de los países europeos, o al menos en aquellos con un mayor peso específico en las políticas agrarias comunes. Por lo tanto, las inadecuadas medidas legales promulgadas siguiendo el principio de precaución para intentar mitigar la transmisión de la EBB han provocado la ausencia o escasez de cadáveres de ganadería extensiva disponibles para las aves carroñeras, así como el incremento paralelo por parte de las aves carroñeras en el uso de los vertederos de cadáveres de ganado suministrados por granjas intensivas, sobre todo de ganado porcino de engorde (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b). La concentración de carroñeros en muladares suministrados con carroñas de ganado intensivo considerado material sin riesgo para la transmisión de la EBB puede tener implicaciones sobre múltiples aspectos de la dinámica de sus poblaciones (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; CARRETE *et al.*, 2006a, b, 2007). Específicamente, estas normativas pueden estar produciendo cambios importantes en la composición, distribución y calidad del alimento de las aves carroñeras, incluyendo los riesgos de ingestión de medicamentos de prescripción veterinaria e infección por patógenos oportunistas y por patógenos del ganado criado de manera intensiva o derivados de la acumulación de sus cadáveres (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009).

La ganadería intensiva moderna usa enormes cantidades de fármacos y genera grandes cantidades de residuos que contienen estas drogas (Figura 3). Los restos de animales muertos pueden tener un impacto importante sobre la salud ambiental cuando se acumulan debido a las prácticas imperantes de eliminación de carroñas o a la ausencia de carroñeros que las consuman (SEKERCIOGLU, 2006; BLANCO *et al.*, 2007a). Sin embargo, a excepción del diclofenaco en el

Figura 3. En la gestión de muladares no se realizan controles toxicológicos ni de patógenos, por lo que estos lugares pueden ser importantes focos de contaminación ambiental. Acumulación de restos de fármacos de prescripción veterinaria en un muladar de Segovia. (Foto: Jesús A. Lemus).

Figure 3. *No toxicological or pathogenic controls are conducted in muladares and so these sites are liable to become important focuses of environmental contamination. Accumulation of remains of veterinary-prescribed pharmaceutical products in a muladar in Segovia province. (Photo: Jesús A. Lemus).*

subcontinente indio (ver revisión en SWAN *et al.*, 2006), la información sobre el impacto de los productos farmacéuticos de prescripción veterinaria contenidos en las carroñas de ganado intensivo sobre la salud de las aves carroñeras que los consumen es muy escasa (LEMUS *et al.*, 2008). Los antibióticos (formalmente antimicrobianos) son posiblemente los medicamentos mas utilizados por la ganadería intensiva para el tratamiento de enfermedades que pueden causar considerables pérdidas económicas, pero también en tratamientos profilácticos y como promotores del crecimiento. El consumo de antibióticos presentes en los cadáveres de ganado intensivo dispuestos en los muladares podría, por tanto, afectar a la salud de los buitres que los consumen debido a su toxicidad y sus efectos inmunodepresores. En concreto, los efectos sobre las aves que consumen antibióticos podrían parecerse a los que se presentan en condiciones de uso inadecuado de estos medicamentos en humanos, por ejemplo, alteración de la flora normal y adquisición de patógenos oportunistas como hongos y bacterias (LEVY, 2002; CHIDE & ORIKSAWE, 2007).

1.2. Uso de drogas de prescripción veterinaria: diferencias entre ganado intensivo y extensivo

Varios factores pueden determinar un riesgo variable de ingestión de fármacos por las aves carroñeras. En primer lugar, el riesgo de ingestión de fármacos puede depender de las prácticas ganaderas predominantes, en concreto de las especies de ganado y los tratamientos de medicación (DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2007a, b). Segundo, la ingestión de fármacos puede depender de la disponibilidad y abundancia de cadáveres de ganado sujeto a diferentes tratamientos veterinarios lo que, a su vez, depende de las prácticas de eliminación de los cadáveres. Por lo tanto, las especies ganaderas, la abundancia y la disponibilidad de carroña, así como su contenido de fármacos pueden estar estrechamente relacionadas, sobre todo teniendo en cuenta las diferencias fundamentales entre las prácticas ganaderas y de eliminación de los cadáveres de ganado extensivo e intensivo en régimen estabulado (DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008).

El ganado estabulado criado en condiciones intensivas y la ganadería extensiva pueden tener influencias diferentes sobre la composición, la disponibilidad y la distribución espacio-temporal de alimento para las aves carroñeras y, por lo tanto, sus implicaciones sobre la dinámica poblacional y conservación de las poblaciones pueden ser muy diferentes. Tradicionalmente, la ganadería extensiva de ovino, vacuno y caprino en el Mediterráneo, ha proporcionado carroña espacial y temporalmente impredecible y dispersa distribuida en unidades discretas constituidas por los cadáveres individuales de las reses localizados en el lugar de su muerte (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997). Por el contrario, la ganadería estabulada puede representar una fuente de alimento predecible, concentrado y superabundante, cuando sus cadáveres son dispuestos en muladares y vertederos localizados cerca de las explotaciones ganaderas o en comederos específicos para las aves carroñeras (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2007a; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). La intensificación en la producción ganadera en condiciones estabuladas ha venido acompañada por un aumento del empleo de fármacos para mitigar el impacto creciente de enfermedades, y en tratamientos profilácticos, en condiciones de elevada producción, incluyendo una alta densidad y crecimiento rápido (LEMUS & BLANCO, 2009). El ganado mantenido en régimen extensivo es comparativamente mucho menos medicado que el estabulado criado de forma intensiva debido al menor riesgo de infección y enfermedad en condiciones de cría al aire libre en densidades menores (STEINFELD *et al.*, 2006), y debido a que los altos costes de estos tratamientos veterinarios no compensan el reducido rendimiento económico de estas prácticas, sobre todo en el caso de la ganadería de ovino y caprino (DONÁZAR *et al.*, 1997; STEINFELD *et al.*, 2006).

1.3. Objetivos

En este artículo presentamos una recopilación de los conocimientos existentes hasta la fecha sobre el impacto de la ingestión de fármacos por las aves carroñeras en España. Esta información se ha extraído de trabajos previamente publicados en los que se aporta información más detallada sobre algunos aspectos (BLANCO *et al.*, 2006, 2007 a,b; LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS *et al.*, 2009, LEMUS & BLANCO, 2009; BLANCO *et al.*, 2009b), y se complementa aquí con información inédita. El objetivo principal de estos estudios ha sido evaluar las tendencias temporales en la presencia y concentración de antibióticos y otros fármacos, así como el impacto asociado sobre la salud de las aves carroñeras que nidifican en España central. Discutimos como la ingestión de fármacos ha evolucionado en los últimos años dependiendo de las prácticas ganaderas y de eli-

minación de sus residuos, sobre todo después de la prohibición de abandonar cadáveres de ganadería extensiva en el campo debido a la crisis de la EEB y la explotación mayoritaria posterior de cadáveres de ganadería estabulada en los muladares.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio y metodología general

El estudio fue realizado entre los años 2000 y 2008 y cubrió la mayor parte de los núcleos de reproducción de las tres especies de buitre que se reproducen en el Sistema Central, sus estribaciones y los cañones calizos cercanos en la Meseta Norte, España central (provincias de Segovia, Madrid y Ávila). Los buitres leonados *Gyps fulvus* fueron muestreados en sus colonias principales en la provincia de Segovia (Hoces de los ríos Riaza y Duratón). Los alimoches *Neophron percnopterus* se muestrearon en los mismos cañones, y en su entorno en la provincia de Segovia. Los buitres negros *Aegypius monachus* fueron muestreados en la mayor parte de los núcleos de reproducción de la colonia del Sistema Central (Alto Lozoya y Valdemaqueda en la provincia de Madrid, Río Moros, Navafría y Valsaín en la provincia de Segovia, y Valle de Iruelas y su entorno en la provincia de Ávila).

Los pollos fueron muestreados con 50-80 días de edad, según la especie (Figura 4). Una muestra de sangre fue extraída de la vena radial, centrifugada y el plasma congelado hasta su análisis. La microflora bacteriana de la cloaca, coana y narinas fue muestreada con hisopos estériles y medio de transporte Amies (ver detalles en BLANCO *et al.*, 2007; LEMUS *et al.*, 2008).

2.2. Determinación de antibióticos, AINEs y antiparasitarios en los buitres

La presencia y concentración de fármacos fueron determinadas en la sangre de pollos de las tres especies de buitre que crían en España central, así como en individuos enfermos encontrados en los nidos o sus alrededores y admitidos en centros de rehabilitación de fauna salvaje. Los buitres encontrados muertos en los nidos o sus alrededores fueron necropsiados y la presencia de fármacos determinada en muestras de hígado (véase LEMUS *et al.*, 2008). También se analizó la presencia de fármacos en huevos no eclosionados de buitre leonado y milano real *Milvus milvus* (LEMUS *et al.*, 2009). La presencia y las concentraciones de los residuos de quinolonas (enrofloxacina y ciprofloxacina), amoxicilina, oxitetraciclina, AINEs y antiparasitarios fueron determinadas usando cromatografía líquida de alta resolución (HPLC según

Figura 4. El muestreo regular y a largo plazo del estado de salud de los pollos de aves carroñeras es una herramienta imprescindible para conocer el estado de conservación de sus poblaciones (Foto: Armando González).

Figure 4. *Regular and long-term sampling of nestling health in avian scavengers is an essential tool for studying the state of conservation of vulture populations. (Photo: Armando González).*

sus siglas en ingles) y técnicas microbiológicas con protocolos estándar (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS *et al.*, 2009; BLANCO *et al.*, 2009b). Los AINEs buscados fueron el diclofenaco (prohibido para el empleo veterinario en la Unión Europea), flumixin meglumine, ketoprofeno, ibuprofeno, meloxicam, salicilato de sodio (aspirina) y acetaminofen (paracetamol). Los antiparasitarios buscados fueron metronidazol, diclazuril, fenbendazol e ivermectina.

2.3. Determinación de la presencia de fármacos en cadáveres de ganado

El test de inhibición de crecimiento bacteriano fue utilizado para determinar la presencia de residuos de antibióticos en tejidos de cadáveres de cerdo (hígado, músculo, riñón, mucosa oral, recto) recién dispuestos en varios muladares utilizados por los buitres en la provincia de Segovia (Figura 5). Esta prueba es sumamente sensible a la presencia antibióticos y por lo tanto es realizada de forma rutinaria en mataderos para confirmar de forma rápida la presencia de antibióticos en animales destinados al consumo humano (OKERMAN *et al.*, 2001). Las muestras fueron recogidas con hisopos estériles, transportados en un contenedor refrigerado al laboratorio dentro de las 12 horas posteriores al muestreo y procesadas 1-2 horas después de su llegada al laboratorio. La prueba fue realizada en placas con cultivos de suspensión de esporas de *Bacillus subtilis* y cultivos bacterianos de *Kocuria rhizophila* (detalles de los medios y condiciones de los cultivo pueden encontrarse en LEMUS *et al.*, 2008).

Como complemento, se ha realizado un estudio piloto para valorar el riesgo que representan los cadáveres de ganado extensivo (ovejas, n = 10) e intensivo (cerdos, n = 10) procedentes de explotaciones localizadas en España central en la ingestión de fármacos por parte de las aves carroñeras. Para ello se recogieron muestras de hígado de los cadáveres, que fueron analizadas utilizando la misma metodología que en el caso de los buitres muertos (véase arriba).

Figura 5. A partir de la crisis de las vacas locas, los buitres del centro peninsular han pasado a alimentarse de forma mayoritaria de cadáveres de cerdo procedentes de explotaciones intensivas (Foto: Alberto Carreño).

Figure 5 *Since the 'mad-cow' crisis, vultures in the centre of the Iberian Peninsula have begun to feed mainly on pig carcasses originating from intensive animal husbandry (Photo: Alberto Carreño).*

2.4. Determinación de patógenos

La presencia de dos bacterias (*Mycobacterium avium, Salmonella* sp.) y dos hongos (*Candida albicans, Aspergillus fumigatus*) fue determinada en las tres especies de buitre debido a su patogenicidad severa en aves y su potencial para proliferar debido a la alteración de flora normal e inmunodepresión tras la ingestión de antibióticos (LEMUS *et al*., 2008). Los métodos para determinar la presencia de estos patógenos han sido descritos detalladamente por BLANCO *et al*., (2006) y LEMUS *et al*., (2008). Se consideraron sólo los casos clínicos de infección por *Candida albicans*, confirmados por la presencia de lesiones producidas por este patógeno en la cavidad oral (Figura 6) y su posterior confirmación mediante cultivos microbiológicos y determinación genética de las cepas implicadas (LEMUS *et al*., en evaluación; LEMUS & BLANCO, 2009).

Figura 6. Lesiones en la cavidad oral de un pollo de buitre negro producidas por *Candida albicans*, un hongo patógeno oportunista que prolifera debido a la inmunodepresión causada por antibióticos (Foto: Jesús A. Lemus).

Figure 6 *Lesions in the oral cavity of a cinereous vulture nestling caused by Candida albicans, an opportunistic pathogenic fungus that proliferates as a result of immunodepression induced by antibiotics (Photo: Jesús A. Lemus).*

Las muestras de sangre recogidas en los primeros años de estudio, antes de la EEB, fueron utilizadas para determinar la presencia de *Mycobacteriun avium* mediante técnicas de PCR, pero no por métodos microbiológicos, que requieren el muestreo de la mucosas. La presencia de lesiones de *Candida albicans* en la cavidad oral, y su posterior confirmación mediante cultivos microbiológicos, no fue registrado antes de 2003. Por lo tanto, la evaluación de la presencia de estos patógenos no fue completa en los primeros años de estudio.

2.5. Necropsia e histopatología

Los buitres encontrados muertos en los nidos o en sus alrededores fueron necropsiados y se recogieron muestras de las lesiones encontradas así como de tejido (hígado, riñón, timo, bazo, bolsa de Fabricio, gónadas, pulmones y corazón). Las muestras se fijaron en una solución neutra de formol al 10 % para el exámen histopatológico. La presencia de lesiones macro y microscópicas en estos órganos fue registrada siguiendo protocolos establecidos (ver detalles en LEMUS *et al*., 2008). Para el estudio del estado funcional del hígado se registró la presencia de (1) hipertrofia, (2) degeneración vacuolar del parénquima y deformación trabecular) y (3) hiperplasia y fibrosis de los conductos biliares con infiltrados mononucleares. En cuanto al riñón, registramos la presencia de (1) hipertrofia y coloración rosada pálida, (2) glomérulonefritis, (3) glomérulonefrosis, (4) infiltrados mononucleares y (5) precipitados blancos difusos sobre la superficie e interior del parénquima renal (acúmulos de uratos). También registramos la presencia de degeneración de los órganos linfoides: (1) bazo, (2) bolsa de Fabricio y (3) timo. Finalmente, registramos la presencia de congestión e irritación de las vías digestivas superiores. Las relaciones entre la presencia de cada tipo de droga veterinaria y las lesiones en los órganos internos se analizaron mediante tablas de contingencia con probabilidades exactas y análisis log-lineal.

Entre 2005 y 2007, recogimos 12 huevos fracasados de buitre leonado en nidos localizados en las Hoces del Río Duratón (n = 4) y Riaza (n = 8), y 11 huevos fracasados de milano real colectados también en la provincia de Segovia. Los huevos fueron retirados de nidos abandonados por los reproductores al final de la temporada de cría cuando los pollos en las colonias de buitre leonado tenían entre 45 y 70 días de edad y alrededor de 30 días en el caso de los milanos reales. Otros huevos fracasados de buitre leonado y milano real fueron recogidos en colonias de Cádiz (n = 6) y en Extremadura (n = 8), respectivamente, para evaluar posibles diferencias geográficas en la presencia y concentración de fármacos y sus efectos potenciales sobre la viabilidad de los huevos así como los posibles daños producidos en los embriones. Antes de su retirada de los nidos, la inviabilidad de los huevos fue confirmada mediante el uso de un monitor digital de actividad embrionaria (ECG Buddy, Avitronics). Una vez en el laboratorio, un examen de rayos X de todos los huevos determinó el desarrollo del embrión y su posición en los huevos fecundados, y posterior-

mente se realizó una necropsia completa siguiendo metodologías estándar. Se recogieron muestras del contenido del huevo y de distintos tejidos embrionarios para determinar la presencia de residuos de fármacos, así como para análisis microbiológicos e histopatológicos (ver detalles en LEMUS *et al.*, 2009).

2.6. Valoración del estado del sistema inmune

Para evaluar el impacto de los antibióticos como inmunodepresores, analizamos la actividad de múltiples parámetros que definen la condición del sistema inmune celular y humoral en las tres especies de buitre (LEMUS & BLANCO, 2009). Durante los años 2006 y 2007 tomamos muestras de sangre de pollos de las tres especies en nidos de España Central (provincias de Segovia, Ávila y Madrid). Se muestrearon individuos de las tres especies en áreas de Extremadura (buitre negro en Monfragüe, Cáceres) y Andalucía (buitre leonado y alimoche en Cádiz), utilizadas como áreas control, ya que los buitres se alimentan allí de presas salvajes o carroñas de ganadería extensiva (DONÁZAR, 1993; BENITEZ *et al.*, 2003; COSTILLO *et al.*, 2007), que no deberían contener antibióticos en elevadas prevalencias y concentraciones, como así fue confirmado (LEMUS & BLANCO, 2009).

Utilizamos técnicas de citometría de flujo para evaluar la inmunidad de base celular midiendo la actividad de los tres subconjuntos de células T más representativos (CD4+, CD5+ y CD8+) y diferentes técnicas para evaluar la actividad de moléculas implicadas en la inmunidad de base humoral, incluyendo el complemento (ruta clásica-CPW y alternativa-APW), interleuquinas (IL1β, IL2, IL6, IL8-like) y el γ interferón (IFNγ) (detalles de las técnicas, reactivos e instrumental pueden encontrase en TELLA *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Presencia de fármacos en cadáveres de ganado dispuestos en los muladares

La carroña disponible para las aves necrófagas a menudo corresponde a ganado medicado previamente para el tratamiento de enfermedades, pero que, una vez muerto, es eliminada inmediatamente mediante su disposición en los muladares sin ningún periodo de supresión ni control sanitario o toxicológico. Por consiguiente, los residuos de fármacos presentes en las carroñas pueden ser ingeridos por las aves carroñeras, como se ha demostrado recientemente por la presencia de antibióticos circulantes en pollos de las tres especies de buitre que se reproducen en España central (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO 2009). De hecho, en un muestreo realizado para determinar la presencia de residuos de antibióticos en cadáveres de cerdo dispuestos en muladares de la provincia de Segovia, se encontraron tales residuos en casi todos los tejidos analizados en una gran proporción de los cadáveres (LEMUS *et al.*, 2008).

El análisis preeliminar de la presencia de fármacos en los cadáveres de ganado intensivo (cerdo) y extensivo (oveja) procedente de explotaciones del centro de España confirmó la existencia de diferencias claras entre ambos modelos de explotación. Los cerdos precedentes de explotaciones en régimen intensivo presentaron residuos de drogas de uso veterinario en un 70% de los casos, especialmente quinolonas, pero también AINES como el flumixin meglumine y antiparasitarios como metronidazole y febendazole (Tabla 1). Por el contrario los cadáveres de oveja en régimen extensivo mostraron únicamente residuos de ivermectina en una proporción baja de individuos (Tabla 1). Otras drogas administradas al ganado y presentes en las aves carroñeras (ver más abajo) no han sido encontradas en este estudio preeliminar debido al reducido número de muestras analizados hasta el momento en sólo dos especies de ganado. Sin embargo, este primer muestreo indica ya claramente el diferente impacto que ambos modelos de explotación tiene en el riesgo de ingestión de fármacos por las aves carroñeras.

3.2. Ingestión de fármacos por las aves carroñeras: tendencias temporales

Las aves carroñeras que se alimentan de cadáveres de ganado ingieren los múltiples fármacos que se administran de forma regular a

	Presencia (%)	
Fármacos	**Ganado intensivo (cerdo)**	**Ganado extensivo (oveja)**
RESIDUOS (total)	70.0	10.0
Quinolonas (total)	70.0	0.0
Enrofloxacina	40.0	0.0
Ciprofloxacina	50.0	0.0
Oxitetraciclina	10.0	0.0
AINES (total)	20.0	0.0
Flumixin meglumine	20.0	0.0
Antiparasitarios (total)	20.0	10.0
Metronidazole	10.0	0.0
Febendazole	10.0	0.0
Ivermectina	0.0	10.0

Tabla 1. Presencia (%) de fármacos de prescripción veterinaria en cadáveres de ganado intensivo (cerdo, $n = 10$) y extensivo (oveja, $n = 10$) procedentes de explotaciones de España central.

éste. Además de los antibióticos encontrados en un primer muestreo en cadáveres de ganado y pollos de las tres especies de buitres (LEMUS *et al.*, 2008), encontramos residuos circulantes de AINEs como flumixin meglumine, aspirina y paracetamol, así como antiparasitarios como diclazuril, metronidazol, fenbendazol e invermectina en pollos de las tres especies de buitres que se reproducen en España central (Tabla 2, BLANCO *et al.*, 2009b). Durante la temporada de cría de 2008, encontramos también residuos de diclazuril en pollos de buitre leonado (prevalencia total (2001-2008) = 4.3%, *n* = 116 pollos, concentración = 0.37 ± 0.06 ng/ml, *n* = 5), asociados al consumo de pollos de granja, así como residuos de ibuprofeno (prevalencia total (2004-2008) = 2.7%, *n* = 112 pollos, concentración = 1.82 ± 0.56 mg/ml, *n* = 3) y meloxican (prevalencia total (2004-2008) = 1.8%, *n* = 112 pollos, concentración = 0.31 ± 0.14 ng/ml, *n* = 2) en pollos de buitre negro pertenecientes al núcleo de Rascafria, Madrid. Esta es la primera vez que se encuentran residuos de múltiples AINEs y antiparasitarios junto con antibióticos en animales salvajes. La presencia simultánea de múltiples fármacos en la sangre de los pollos de las tres especies de buitre pone de manifiesto la magnitud del problema, ya que muchas de estas drogas son tóxicas por sí mismas, y mas aún en combinación con otras, y pueden además producir otros múltiples efectos negativos sobre la salud de las aves (ver más abajo). Además, las drogas buscadas representan sólo una muestra de aquellas que se utilizan en ganadería, por lo que los resultados son conservativos y la situación puede ser más preocupante aún de lo que muestran nuestros resultados.

La ingestión de antibióticos y su concentración en los buitres se incrementó tanto en el buitre leonado como en el negro (Figura 7), sobre todo en el caso de las quinolonas, desde la primera detección de sus residuos (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009b). Así por ejemplo, la proporción de pollos de buitre leonado con residuos de antibióticos aumentó de cero en 2001 y 2004 al 70 % en 2006 y casi al 80% en 2008. En el caso del buitre negro, la presencia de antibióticos circulantes pasó de afectar al 50% de los pollos en 2004 a niveles en torno al 80% en los años posteriores. Estas tendencias crecientes en la ingestión de antibióticos están sin duda causadas por el incremento en el consumo de cadáveres de ganado intensivo desde la prohibición de abandonar cadáveres de ganadería extensiva en el campo (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008, datos inéditos), acompañado por un posible empleo creciente de antibióticos en la ganadería estabulada. El alimoche mostró una tendencia relativamente estable en torno al 40% de prevalencia de antibióticos circulantes, pero durante el último año del estudio no se detectaron residuos de estas drogas sobre una muestra pequeña de pollos (*n* = 6, Figura 7).

	Gyps fulvus		*Aegypius monachus*			*Neophron percnopterus*
Fármacos	**Pollos** *n* = 102	**Centro de Recuperación (vivos)** *n* = 18	**Pollos** *n* = 70	**Centro de recuperación (vivos)** *n* = 20	**Centro de recuperación (muertos)** *n* = 29	**Pollos** *n* = 55
AINEs (total)	19.6	83.3	14.3	55.0	34.5	3.6
Flumixin meglumine[a]	6.9	50.0	2.9	25.0	31.0	3.6
	(3.68 ± 1.98, *n* = 7)	(12.34 ± 7.38, *n* = 9)	(14.99 ±2.58, *n* =3)	(4.60 ± 1.08, *n* = 5)	(5.50 ± 2.15, *n* = 9)	(16.31 ± 1.52, *n* = 2)
Aspirina[b]	9.8	38.9	8.6	45.0	20.7	0.0
	(25.80 ± 7.12, *n* =10)	(57.27 ± 7.10, *n* = 7)	(40.82±2.86, *n* =6)	(34.21 ± 10.08, *n* = 9)	(38.90 ± 13.76, *n* = 6)	-
Paracetamol[a]	2.9	33.3	2.9	15.0	10.3	0.0
	(0.21 ± 0.02, *n* = 3)	(0.29 ± 0.07, *n* = 6)	(0.29±0.04, *n* =2)	(0.16 ± 0.15, *n* = 3)	(0.16 ± 0.04, *n* = 3)	-
Antiparasitarios (total)	22.5	55.6	15.7	65.0	41.4	12.7
Diclazuril[b]	0.0	0.0	8.6	15.0	10.3	12.7
			(0.36 ± 0.08, *n* =6)	(0.32 ± 0.85, *n* = 3)	(0.43 ± 0.05, *n* = 3)	(0.39 ± 0.11, *n* = 7)
Metronidazol[b]	10.8	5.6	2.9	25.0	17.2	0.0
	(0.32 ± 0.11, *n* = 11)	(0.41, *n* = 1)	(0.19 ± 0.04, *n* =2)	(0.46 ± 0.06, *n* = 5)	(0.34 ± 0.06, *n* = 5)	-
Fenbendazol[a]	6.9	38.9	2.9	20.0	10.3	0.0
	(0.37 ± 0.07, *n* = 7)	(0.63 ± 0.07, *n* = 7)	(0.41 ± 0.06, *n* =2)	(0.30 ± 0.03, *n* = 4)	(0.46 ± 0.08, *n* = 3)	-
Ivermectina[a]	6.9	33.3	1.4	15.0	6.9	0.0
	(3.70 ± 0.50, *n* = 7)	(6.77 ± 0.68, *n* = 6)	(4.40, *n* =1)	(3.87 ± 1.65, *n* = 3)	(5.90 ± 0.28, *n* = 2)	-

[a] µg/ml o µg/g • [b] ng/ml o ng/g

Tabla 2. Proporción (%) de individuos con presencia de cada droga y la media (± desviación estándar) de sus concentraciones (entre paréntesis) en plasma (individuos vivos) o en hígado (individuos muertos) de las tres especies de buitre. Datos referentes a los años 2000-2007. Durante el año 2008 se encontraron también residuos de ibuprofeno y meloxicam en pollos de buitre negro (datos en el texto).

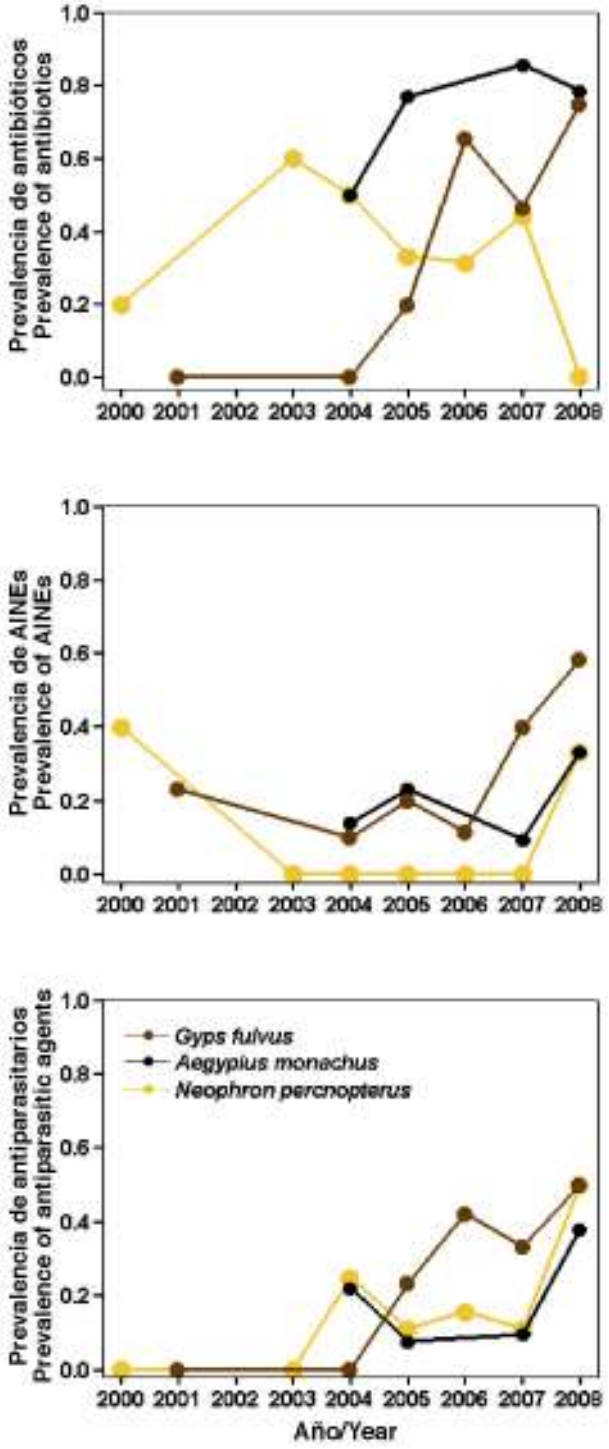


Figura 7. Tendencias en la prevalencia (proporción de individuos con presencia de cada droga) de antibióticos, AINEs y antiparasitarios en el plasma de pollos de buitres leonado (n = 116), buitre negro (n = 112) y alimoche (n = 64) muestreados en España central.

Figure 7 *Trends in the prevalence (proportion of birds with the presence of each drug) of antibiotics, NSAIDs and anti-parasitic agents in the plasma of griffon (n = 116), cinereous (n = 112) and Egyptian (n = 64) vultures sampled in central Spain.*

Los AINEs y los antiparasitarios fueron encontrados en una proporción menor de individuos que los antibióticos en las tres especies, y su presencia no mostró tendencias temporales claras, al menos hasta el año 2007 (LEMUS & BLANCO 2009). Esto puede deberse a su empleo menos frecuente y temporalmente variable en ganadería comparado con los antibióticos, a pesar de que algunos AINEs como la aspirina y el paracetamol fueron encontrados en buitres leonados y alimoches antes de la crisis de la EEB cuando, sin embargo, no encontramos antibióticos circulantes en buitres leonados aunque sí en alimoches. Sin embargo, los datos pertenecientes a 2008 parecen indicar una tendencia positiva en la presencia de AINEs, especialmente en el buitre leonado, que pasaron de un 20% de prevalencia entre 2001 y 2006 hasta un 60% en 2008 (Figura 7). La presencia de antiparasitarios en sangre mostró una ligera tendencia positiva en las tres especies, más marcada en el buitre leonado, debido a la influencia principal de los datos relativos al año 2008, cuando se alcanzaron los valores máximos en las tres especies (Figura 7).

Las diferencias en la prevalencia y concentración de AINEs y antiparasitarios entre las distintas especies parecen estar determinadas por sus diferentes hábitos de alimentación y dependencia de la carroña de ganado. Los buitres leonados y negros mostraron residuos de cinco AINEs, mientras que los alimoches sólo mostraron residuos circulantes de flumixin meglumine. Esta droga es con frecuencia usada en ganado porcino (KAHN, 2005), sobre cuyos cadáveres se alimentan principalmente los buitres leonados y negros en el área de estudio. Los alimoches dependen de la carroña de cerdo, y en general de los muladares, en menor medida ya que explotan carroña de multitud de presas salvajes (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al.*, 2007b), lo que puede explicar la ausencia en esta especie de otros AINEs utilizados en ganado porcino. Además, los diferentes hábitos de alimentación y la dependencia de la carroña de ganado intensivo pueden explicar las diferencias entre especies en la presencia de las distintas drogas. Mientras que los buitres leonados y negros ingieren cadáveres completos, incluyendo las vísceras, poco tiempo después de la disposición de los cadáveres (Figura 8), los alimoches por lo general no tienen acceso a las vísceras (donde se acumulan las drogas, EMEA, 2004), excepto transcurrido cierto tiempo después del aprovechamiento de las carroñas por los buitres leonado y negro (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al.*, 2007b). La degradación de las drogas contenidas en las carroñas puede aumentar con el tiempo transcurrido entre la disposición y el consumo por los buitres. Este periodo de tiempo es con frecuencia más largo para el alimoche debido a la mayor

Figura 8. Los buitres leonados pueden consumir grandes cantidades de carroña poco tiempo después de su disposición en los muladares, lo que supone la ingestión, como compuestos activos, de los fármacos que contienen los cadáveres. (Foto: Alberto Carreño).

Figure 8. *Griffon vultures may consume large amounts of carrion immediately after it has been deposited in a muladar and thus ingest as active components the pharmaceutical products contained in carcasses. (Photo: Alberto Carreño).*

abundancia y hábitos sociales de explotación de las carroñas de las restantes especies de buitres, que pueden consumir completamente las carroñas en muy poco tiempo (DONÁZAR, 1993). De hecho, aunque los alimoches puedan llegar a acceder en primer lugar a cadáveres dispuestos recientemente (Figura 9), no son anatómicamente capaces de alcanzar los órganos internos de los cadáveres de gran tamaño (DONÁZAR, 1993), como los de los cerdos de engorde.

La diferente presencia y concentración de antiparasitarios (Figura 7, Tabla 2) indican una vez más la influencia de la dieta y hábitos de alimentación entre las distintas especies. Mientras que los pollos de buitre negro mostraron residuos de todos los antiparasitarios buscados, en los buitres leonados no encontramos diclazuril hasta el año 2007 (BLANCO *et al.*, 2009b) aunque si en 2008, asociado al consumo de pollos de granja (autores datos inéditos). El diclazuril, por el contrario, fue el

único antiparasitario encontrado en alimoches. El diclazuril es utilizado sobre todo en grandes explotaciones de pollos y conejos de engorde (KAHN, 2005), cuyos cadáveres son con frecuencia aprovechados por buitres negros y alimoches, pero de forma más ocasional por los buitres leonados cuando escasean otro tipo de carroñas (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al*., 2007), como en los últimos años del presente estudio.

Estos resultados ponen de manifiesto de forma clara el fuerte impacto que la medicación intensiva del ganado en régimen estabulado tiene sobre la ingestión de múltiples fármacos por la especies de aves carroñeras (BLANCO *et al*., 2006, 2007a, b; LEMUS *et al*., 2008). Teniendo en cuenta que no hemos determinado la presencia de todas las drogas administradas al ganado, potencialmente presentes en los buitres, la situación puede ser más preocupante aún si se suman otros fármacos de efectos igual o más perniciosos, como por ejemplo hormonas o compuestos utilizados como eutanásicos en los animales (LANGELIER, 1993; THOMAS, 1999), aspectos que están siendo investigados en la actualidad.

3.3. Presencia de fármacos en buitres admitidos en centros de recuperación

Todos los buitres negros (n = 20) y leonados (n = 18) encontrados enfermos y admitidos en el centro de recuperación de Buitrago de Lozoya, Madrid, mostraron residuos de antibióticos en sangre (prevalencia = 100% en ambas especies), especialmente quinolonas (prevalencia = 100%; enrofloxacina = 75%, 100%, ciprofloxacina = 75%, 55.6% en el buitre negro y leonado respectivamente). Ambas quinolonas se encontraron en elevadas concentraciones (µg/ml) tanto en el buitre negro (enrofloxacina: 0.093 ± 0.49, n = 15, ciprofloxacina: 0.11 ± 0.06, n = 15) como en el leonado (enrofloxacina: 0.11 ± 0.04, n = 18, ciprofloxacina: 0.07 ± 0.02, n = 10). Los restantes antibióticos se encontraron en menores prevalencias (oxitetraciclina: 25.0%, 22.2%; amoxicilina: 15.0 %, 16.7%) y concentraciones (oxitetraciclina: 0.05 ± 0.27, n = 5, 0.08 ± 0.03, n = 4; amoxicilina: 0.12 ± 0.36, n = 3, 0.06 ± 0.02, n = 3) en los buitres negro y leonado respectivamente. Los buitres negros que ingresaron muertos en el centro de recuperación (n = 29) mostraron una elevada prevalencia de antibióticos

Figura 9. Los alimoches no son anatómicamente capaces de alcanzar los órganos internos de los cadáveres de ganado de gran tamaño por lo que el riesgo de ingestión de fármacos concentrados en estos órganos es menor (Foto: Alberto Carreño).

Figure 9. *Egyptian vultures are not anatomically capable of reaching the internal organs of large carcasses and so they are at less risk from the ingestion of the concentrated pharmaceutical products they contain. (Photo: Alberto Carreño)*

en el hígado (65.5%), especialmente de quinolonas (65.5%, enrofloxacina: 48.3%, ciprofloxacina: 55.2%) y otros antibióticos (oxitetraciclina: 10.3%; amoxicilina: 17.2%), a elevadas concentraciones (en µg/g, enrofloxacina: 0.07 ± 0.02, *n* = 14, ciprofloxacina: 0.09 ± 0.03, *n* = 16, oxitetraciclina: 0.10 ± 0.04, *n* = 3, amoxicilina: 0.06 ± 0.02, *n* = 5).

La proporción de buitres negros y leonados enfermos o muertos con presencia de cada AINE y anti-parasitario, así como su concentración en sangre (individuos vivos) o hígado (individuos muertos) se muestra en la Tabla 2.

Estos resultados ponen de manifiesto el enorme impacto que las drogas de uso en ganadería pueden estar teniendo en la actualidad sobre las poblaciones de aves carroñeras. De hecho, los análisis para determinar la presencia de tales drogas se realizaron a todos los individuos ingresados en el centro de recuperación, independientemente de la causa que provocó su ingreso, incluyendo electrocución, disparo, etc. Por lo tanto, la intoxicación severa por drogas de uso ganadero o bien sus consecuencias sobre la salud, esto es, la adquisición de múltiples patógenos (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009) debido a la inmunodepresión causada por los antibióticos (véase mas abajo), es en la actualidad una de las principales causas de ingreso de aves carroñeras en los centros de recuperación del centro peninsular (Foto 10), especialmente en el caso del buitre negro.

3.4. Presencia de antibióticos en huevos fracasados

La ingestión de antibióticos puede afectar de forma negativa a la salud y supervivencia de los pollos y, en consecuencia, al éxito reproductor y el estado de conservación de las poblaciones de aves carroñeras (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008). Los antibióticos y otras drogas podrían también contribuir a reducir el éxito reproductor a través de sus efectos sobre la viabilidad de los embriones durante el período de incubación.

Figura 10. La postura cabizbaja producida por hipoglucemia y posiblemente hipocalcemia fue uno de los primeros síntomas asociados al declive de los buitres en Asia, posteriormente atribuido exclusivamente a los efectos del diclofenaco (Foto: Alberto Carreño).

Figure 10. *The head-down posture caused by hypoglucemia and possibly hypocalcemia was one of the first symptoms associated with the fall in vulture numbers in Asia, subsequently attributed exclusively to the effects of diclofenaco. (Photo: Alberto Carreño).*

En un estudio previo, encontramos residuos de fluoroquinolonas (enrofloxacina y ciprofloxacina) en huevos fracasados de buitre leonado y milano real colectados en nidos de la provincia de Segovia (LEMUS *et al.*, 2009). Esta es la primera vez que se detectan residuos de cualquier tipo de droga veterinaria en huevos de aves salvajes. Por el contrario, ninguno de los huevos fracasados colectados en áreas control de Andalucía y Extremadura mostró residuos de antibióticos u otras drogas de uso en ganadería (Tabla 3).

La concentración media de quinolonas en huevos de buitre leonado fue más alta que la encontrada en el plasma de los pollos muestreados en las mismas colonias (LEMUS *et al.*, 2008), probablemente como consecuencia de su acumulación en los tejidos diana de las hembras reproductoras, sobre todo en el tejido adiposo debido al carácter lipofílico de las quinolonas (NEUMAN, 1987; CABRERA *et al.*, 2002). Asimismo, estas drogas pueden acumularse en la grasa del ganado estabulado, sobre todo cerdos de engorde. La presencia de residuos de quinolonas en los huevos de

	Presencia (%)							
	Buitre leonado (*n* = 12)				Milano real (*n* = 11)			
	Huevos infértiles (*n* = 8)		Huevos fértiles (*n* = 4)		Huevos infértiles (*n* = 4)		Huevos fértiles (*n* = 7)	
	sin quinolonas (*n* = 2)	con quinolonas (*n* = 6)	sin quinolonas -	con quinolonas (*n* = 4)	sin quinolonas -	con quinolonas (*n* = 4)	sin quinolonas (*n* = 1)	con quinolonas (*n* = 6)
Enrofloxacina (µg/ml)	-	7.59 ± 1.48	-	6.47 ± 3.08	-	2.18 ± 0.89	-	2.48 ± 0.79
Ciprofloxacina (µg/ml)	-	2.45 ± 1.28	-	4.43 ± 2.25	-	5.42 ± 1.16	-	6.24 ± 1.33
Crecimiento bacteriano	oportunista	no	-	no	-	no	C. psittaci	no
Daño en cartílago	-	-	-	si	-	-	no	si

Tabla 3. Concentración de quinolonas en huevos infértiles y embrionados (fracasados) de buitre leonado y milano real, y presencia de bacterias oportunistas y patógenas, y daño articular en los embriones.

milano real indica también su presencia al menos en hembras reproductoras, pero también en pollos e individuos invernantes que se alimentan de carroñas de ganadería intensiva en la misma área, como sugieren las elevadas resistencias bacterianas a las quinolonas y otros antibióticos encontradas en esta especie en Segovia (BLANCO *et al.*, 2006, 2007b).

Todos los huevos con quinolonas mostraron residuos tanto de enrofloxacina como de ciprofloxacina. La enrofloxacina fue encontrada en concentraciones más altas que la ciprofloxacina en huevos de buitre leonado, y al contrario en huevos de milano real, en los cuales la ciprofloxacina predominó (Tabla 3). En general, la concentración de quinolonas fue más alta en buitres leonados que en milanos reales (Figura 11). Estas diferencias pueden estar causadas por los diferentes hábitos de alimentación y dependencia de la carroña de ganadería intensiva entre especies. Los buitres leonados se alimentan casi exclusivamente sobre cadáveres de ganado (DONÁZAR, 1993), mientras que los milanos reales son carroñeros facultativos que también se alimentan de una amplia variedad de presas salvajes (BLANCO *et al.*, 2006). Además, los buitres ingieren cadáveres completos de ganado, incluyendo vísceras, poco tiempo después de su disposición en los muladares, mientras que los milanos por lo general ingieren pequeños pedazos de músculo, tendones y piel (BLANCO *et al.*, 2006, datos inéditos) de forma oportunista generalmente pasado cierto tiempo después de la disposición de los cadáveres y/o su aprovechamiento por los buitres (HIRALDO *et al.*, 1991, obs. pers.). Por lo tanto, los diferentes hábitos de alimentación pueden producir diferencias en la concentración de quinolonas debido a la metabolización hepática de enrofloxacina hacia ciprofloxacina en el ganado así como en las aves que ingieren sus restos, como puede deducirse por las relaciones entre la concentración de ambas moléculas en los huevos (Figura 12). Así, los buitres consumen los órganos donde se acumulan las quinolonas en el ganado, sobre todo el hígado y la grasa, mientras los milanos consumen pedazos menores de piel y músculo donde los residuos del metabolito ciprofloxacina pueden alcanzar concentraciones más altas que su precursor, la enrofloxacina. La enrofloxacina, pero no su metabolito, la ciprofloxacina, es la droga administrada al ganado (EMEA, 2004). La ciprofloxacina es a menudo utilizada en terapia humana, pero no en ganadería, a diferencia de la enrofloxacina, que es exclusivamente usada en ganadería debido a las normativas internacionales para preservar la eficacia de los antibióticos en humanos (BURGESS & HALL, 2007).

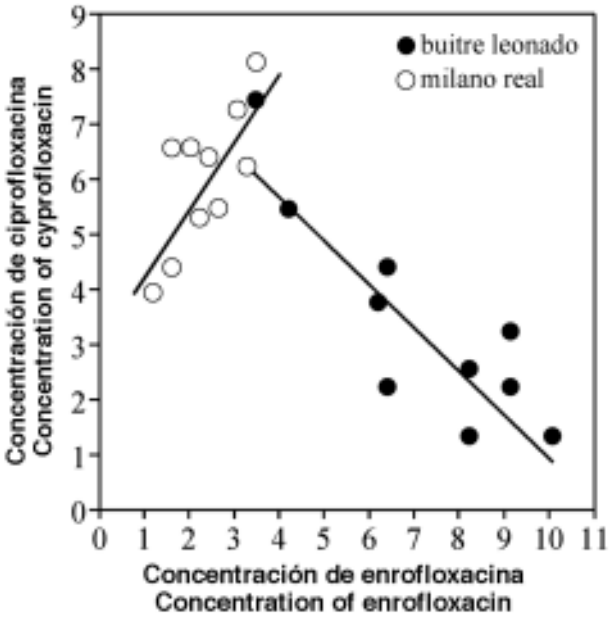


Figura 2. Relaciones entre concentración (µg/ml) de enrofloxacina y ciprofloxacina en huevos fracasados de buitre leonado y milano real. Se muestra la recta de regresión.

Figure 2 *Relationship between concentrations (µg/ml) of enrofloxacin and cyprofloxacin in failed griffon vulture and red kite eggs. The regression line is shown.*

En conclusión, los efectos perjudiciales de los antibióticos sobre la viabilidad de los embriones y, por lo tanto, sobre el éxito de eclosión pueden ayudar a explicar el reducido éxito reproductor de algunas poblaciones de aves carroñeras (e.g. CARRETE *et al.*, 2006a). Se requiere más investigación para determinar con detalle el impacto de estos fármacos en áreas, especies y poblaciones particulares (Figura 13).

3.5. Efectos de los fármacos sobre la salud de las aves carroñeras

a) Adquisición y proliferación de patógenos

Los antibióticos pueden tener distintos efectos sobre la fisiología general y estado del sistema inmune en particular, que hacen a los individuos que los ingieren más susceptibles de adquirir microorganismos patógenos, tales como bacterias y hongos oportunistas (LEMUS *et al.*, 2008). En concreto, los antibióticos pueden producir una depresión del sistema inmune (ver más adelante) así como la alteración de la flora bacteriana normal. Ambos procesos pueden permitir el acceso y proliferación de patógenos oportunistas que en condiciones normales permanecerían latentes o bajo control por la flora normal y el sistema inmune.

Figura 13. Las poblaciones de aves carroñeras facultativas como milanos negros, grandes águilas y córvidos también podrían estar afectadas por la ingestión de fármacos en los muladares.

Figure 13. *Populations of facultative avian scavengers such as black kites, large eagles and crows may also be affected by the ingestion of pharmaceutical products at muladares. (Alberto Carreño).*

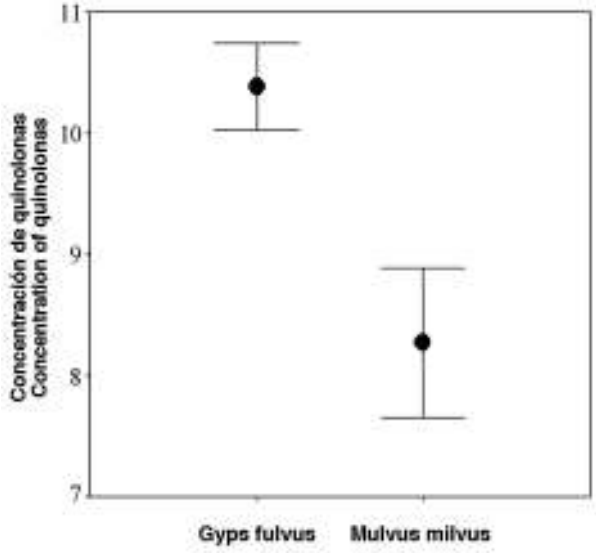


Figura 12. Concentración (µg/ml) media (± error estándar) de quinolonas (sumando enrofloxacina y ciprofloxacina) encontradas en huevos fracasados de buitre leonado (*n* = 10) y milano real (*n* =10).

Figure 12. *Mean (± standard error) concentrations (µg/ml) of quinolones (sum of enrofloxacin and cyprofloxacin) found in failed griffon vulture (n = 10) and red kite (n =10) eggs.*

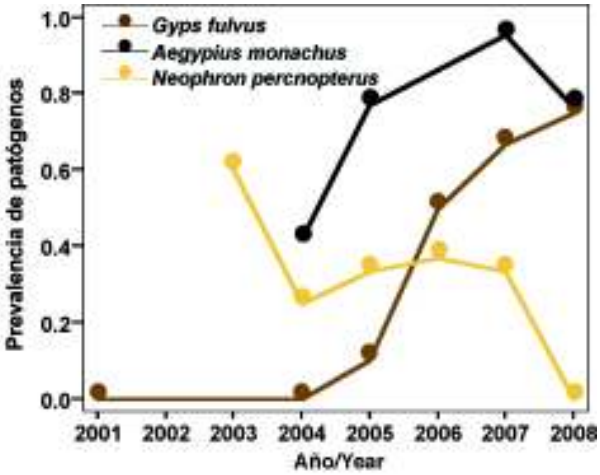


Figura 14. Tendencias en la proporción de pollos de las tres especies de buitre infectados por alguno de los patógenos considerados (con frecuencia mas de uno, véase Blanco *et al*., 2009b).

Figure 14. *Trends in the proportion of nestlings of the three vulture species infected by one of the pathogens studied (with a frequency plus one; see Blanco* et al.*, 2009b).*

Ninguno de los patógenos buscados fue aislado en pollos de buitre leonado antes o tras varios años después del inicio de la crisis de la EEB (Figura 14), coincidiendo con la ausencia de antibióticos circulantes (Figura 7). Sin embargo, la presencia de patógenos se incrementó dramáticamente en los últimos años (Figura 14). Un incremento similar afectó a los pollos de buitre negro, para los que no contamos con información previa a la crisis de la EEB (Figura 14). Los alimoches no mostraron una tendencia clara en la prevalencia de patógenos, aunque durante el último año de estudio no se encontró ningún individuo afectado por ellos sobre una muestra pequeña de individuos (*n* = 6).

En nuestros estudios hemos puesto de manifiesto una asociación clara entre la presencia de residuos de antibióticos, sobre todo fluoroquinolonas, y la infección por patógenos oportunistas en las tres especies de buitres (Figura 15), probablemente porque los antibióticos ingeridos causan inmunosupresión, toxicidad, y alteración temporal de la flora bacteriana normal (LEMUS *et al*., 2008). La presencia de antibióticos en sangre estuvo relacionada de forma muy clara con la infección por patógenos oportunistas como hongos (*Candida albicans, Aspegillus fumigatus*) y bacterias (*Salmonella sp., Mycobacterium avium*) en las tres especies de buitres. El examen de buitres negros encontrados en un pésimo estado de salud en el campo y que ingresaron después en centros de recuperación confirmó la infección por los mismos patógenos asociada a la presencia de antibióticos circulantes (LEMUS *et al*., 2008). Estos resultados fueron posteriormente confirmados con una muestra mayor de individuos muestreados en un área geográfica mas amplia en las tres especies de buitre (BLANCO *et al*., 2009b). Esta asociación per-

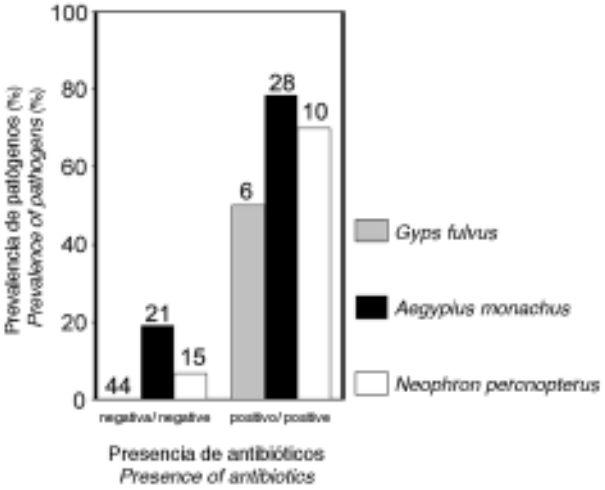


Figura 15. Relaciones entre la prevalencia de patógenos (% de individuos infectados) y la presencia o ausencia de antibióticos en plasma de pollos de las tres especies de buitres nidificantes en España central (2003-2005, véase Lemus *et al*., 2008). Las diferencias son estadísticamente significativas en el buitre leonado (Fisher exact test, P = 0.001), buitre negro (G-tests, *G* = 18.198, g.l. = 1, *P* < 0.0001) y alimoche (G-test, *G* = 11.778, g.l. = 1, *P* = 0.001). El tamaño muestral se muestra sobre las barras. Las diferencias son igualmente significativas teniendo en cuenta todas los datos disponibles incluyendo los obtenidos en 2008 (datos inéditos, véase BLANCO *et al*., 2009b para el periodo 2000-2007).

Figure 15. *Relationship between the prevalence of pathogens (% of infected birds) and the presence/absence of antibiotics in plasma in the nestlings of the three vulture species that breed in central Spain (2003-2005, see Lemus et al., 2008). Differences are statistically significant in the griffon (Fisher exact test, P = 0.001), cinereous (G-tests, G = 18.198, g.l. = 1, P <0.0001) and Egyptian (G-test, G = 11.778, g.l. = 1, P = 0.001) vultures. The sample size is shown at the top of each column. The differences are equally significant if we take into account all data from 2008 (unpublished data, see BLANCO et al., 2009b for the period 2000-2007).*

maneció siendo evidente y estadísticamente significativa después de controlar la variación interanual en la presencia de antibióticos y patógenos (Figura 7 y 14), y teniendo en cuenta los efectos adicionales o la posible interferencia de los AINEs y antiparasitarios. De hecho, la relación entre la presencia de los patógenos citados y las quinolonas fue independiente del incremento temporal paralelo de antibióticos y antiparasitarios presentes en sangre en los buitres leonados, pero no en el caso de los buitres negros (BLANCO *et al*., 2009b). Esto sugiere que, además del impacto evidente de los antibióticos sobre la adquisición y proliferación de patógenos, parece haberse producido un incremento interanual en la presencia de patógenos independiente de la presencia de antibióticos en ambas especies. El incremento en la presencia de patógenos puede deberse a una mayor tasa de infección y posterior transmisión entre con-específicos en los lugares de alimentación, en particular en muladares que concentran un elevado número de individuos, y en las colonias de cría, sobre todo por aquellos patógenos más contagiosos y persistentes como *Mycobacterium avium*, que aumentó dramáticamente en el buitre leonado, la especie más gregaria en sus hábitos de alimentación y reproducción.

Los alimoches no mostraron ninguna tendencia temporal en la presencia de patógenos, antibióticos u otras drogas. Esto está de acuerdo tanto con su menor dependencia de carroña de ganado como con la variación interanual en la abundancia y disponibilidad de presas salvajes (BLANCO *et al*., 2007b) y la competencia potencial por la comida con los buitres leonados y negros, más abundantes y dominantes en el acceso a las carroñas (DONÁZAR, 1993), sobre todo en los muladares después de la crisis de EEB. Además, los hábitos menos sociales de alimentación y reproducción podrían reducir el contacto intra e interspecífico y por tanto la probabilidad de transmisión de patógenos en el alimoche. Independientemente de estas influencias, encontramos una clara asociación entre la presencia de antibióticos y patógenos en esta especie. Por el contrario, la asociación entre la presencia de patógenos y otros fármacos solo fue estadísticamente significativa, aunque de forma débil, en el caso de los AINEs en el buitre negro (BLANCO *et al*., 2009b). Esta asociación resulta mucho menos patente que la relación independiente entre antibióticos y patógenos, probablemente debido a la mayor presencia de antibióticos que de AINEs circulantes y también debido a los diferentes efectos perjudiciales sobre las aves determinados por los mecanismos de acción de estas drogas.

Es necesaria más investigación para determinar los efectos directos de los antibióticos sobre la flora bacteriana normal, así como el impacto de los antibióticos en la adquisición y proliferación de otros patógenos como protozoos y virus que pueden causar elevadas mortandades.

b) Daños en órganos internos

La necropsia de los buitres negros encontrados muertos en España central confirmó la presencia de antibióticos y otras drogas en el hígado (véase arriba), asociada con la presencia de lesiones en el riñón, hígado y aparato digestivo, así como con la degeneración de los órganos del sistema inmune (Figura 16). Todo esto indica la existencia de una relación causal entre presencia de antibióticos y mortalidad asociada a su toxicidad o a sus efectos inmunodepresores que permiten la adquisición y proliferación de patógenos, y que no hacen sino agravar los efectos directos de los antibióticos sobre los órganos dañados.

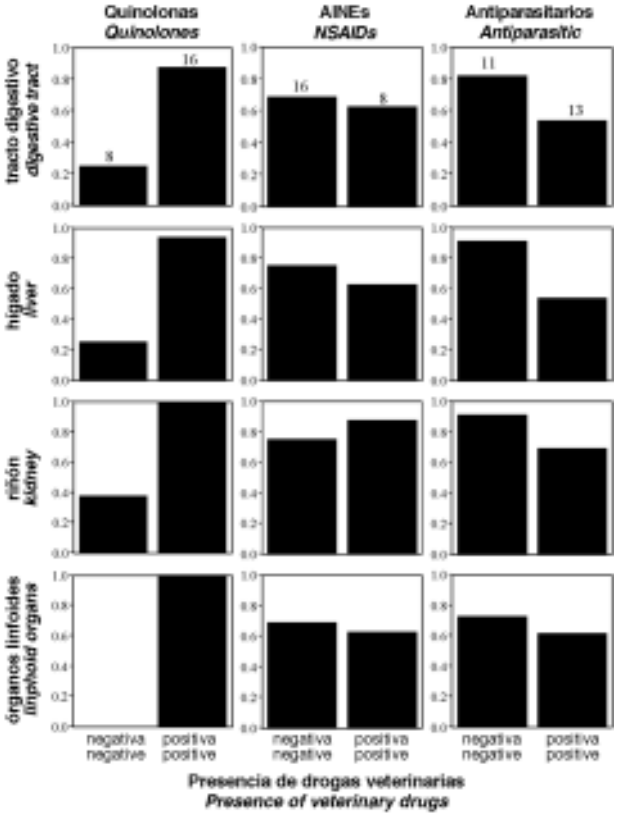


Figura 16. Relaciones entre el daño en órganos internos (proporción de individuos afectados) y la presencia o ausencia de quinolonas, AINEs y antiparasitarios en el hígado de buitres negros muertos. El tamaño muestral se muestra sobre las barras.

Figure 16. *Relationship between damage to internal organs (proportion of affected birds) and the presence/absence of quinolones, NSAIDs and antiparasitic agents in the livers of dead cinereous vultures. The sample size is shown on top of the columns.*

Mientras que los antibióticos pueden deprimir el sistema inmunológico y causar alteraciones en la flora normal que puede promover la adquisición y proliferación de patógenos (LEMUS *et al.*, 2008), los efectos perjudiciales de los AINEs sobre la salud podrían ser más directos debido a los posibles daños renales que pueden llegar a ser fatales, como se ha puesto de manifiesto con el diclofenaco (METEYER *et al.*, 2005; SWAN *et al.*, 2006). Este anti-inflamatorio produce efectos perjudiciales severos sobre el riñón de las aves, y es considerado la causa principal de la dramática disminución de las poblaciones de buitre en el subcontinente indio (SWAN *et al.*, 2006). En este estudio, sin embargo, encontramos que la presencia de quinolonas, pero no de AINEs o antiparasitarios, estuvo asociada a degeneración de los órganos linfoides, congestión de las vías digestivas superiores y múltiples daños en hígado y riñones en buitres negros. Estos resultados no invalidan los experimentos que han demostrado los efectos negativos del diclofenaco sobre el riñón de las aves (SWAN *et al.*, 2006) pero sugieren que las quinolonas pueden causar efectos similares en buitres salvajes en España. Además, las quinolonas también puede producir daño severo en el hígado y, sobre todo la depleción de órganos linfoides como la Bolsa de Fabricio o el timo, cuya degeneración está directamente relacionada con una inmunosupresión severa que permite la adquisición y proliferación de patógenos oportunistas que pueden causar graves problemas de salud en los buitres (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009). Efectos similares han sido descritos debido a las quinolonas en animales domésticos (por ejemplo ZIMPFER *et al.*, 2004; MONTAGNAC *et al.*, 2005). Por lo tanto, las quinolonas parecen ser más perjudiciales para la salud de los buitres que los AINEs y antiparasitarios usados en ganadería en España. El impacto potencial perjudicial de los antibióticos sobre la salud de los buitres del subcontinente indio no ha sido evaluado a pesar del probable empleo frecuente de estos medicamentos en las prácticas ganaderas aplicadas en esta región. Por lo tanto, la posible ingestión de antibióticos y sus potenciales efectos en la dramática disminución de las poblaciones de buitres en el subcontinente indio no deberían ser pasados por alto sin investigación adicional.

c) Inmunodepresión

Todos los parámetros inmunológicos de los pollos de la tres especies de buitre muestreados en España central mostraron valores más bajos que en individuos no afectados por la ingestión de antibióticos en las áreas control de Andalucía y Extremadura (Tabla 4). Esta marcada inmunodepresión sugiere un impacto perjudicial directo y global de los antibióticos sobre el sistema inmune durante el desarrollo de los pollos. Esta inmunodepresión se confirmó comparando los valores del sistema inmune en pollos con o sin antibióticos en España central (Figura 17), lo que sugiere una ingestión crónica pero discontinua de antibióticos en este área (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009).

La probabilidad de encontrar antibióticos circulantes en los pollos puede depender del tiempo transcurrido desde la última ceba, que puede producirse cada varios días (DONÁZAR, 1993). Esta probabilidad también puede depender de diferencias parentales en la dependencia de carroña de ganado intensivo frente a ganado extensivo y presas salvajes, de la concentración de antibióticos contenidos en la carroña ingerida en la última ceba, así como debido a diferencias individuales en la

	Área control	España central		
		sin antibióticos	con antibióticos	Post-hoc Tukey test, *P*
Gyps fulvus	*n* = 7	*n* = 8	*n* = 14	
CD4+	405.3 ± 16.3	259.2 ± 53.0	166.7 ± 17.1	<0.0001
CD5+	195.3 ± 8.04	166.1±17.7	168.8±22.4	0.945
CD8+	337.3±18.2	311.7±35.7	223.1±18.0	<0.0001
Complemento CPV	1182.1±100.2	799.7±59.4	742.1±60.0	0.180
Complemento APV	694.9±52.8	463.6±30.7	380.4±10.3	<0.0001
IL1β	1014.4±84.8	779.5±61.0	674.6±64.3	0.005
IL2	24.4±2.4	17.2±0.9	15.6±2.1	0.175
IL6	1600.7±86.8	1317.5±83.6	1171.6±83.2	0.002
IL8-like	1229.0±106.8	875.7±87.8	640.6±74.0	<0.0001
IFNγ	77.6±3.3	54.5±3.3	42.8±5.6	<0.0001
Aegypius monachus	n = 10	n = 4	n = 17	
CD4+	410.4±12.4	217.7±82.4	194.1±35.8	0.526
CD5+	246.2±35.4	159.5±49.0	141.5±23.0	0.556
CD8+	327.9±25.3	265.0±79.0	228.1±25.9	0.165
Complemento CPV	1237.2±89.9	865.2±76.9	824.6±40.5	0.502
Complemento APV	691.2±46.5	458.2±78.9	364.5±22.8	0.001
IL1β	1090.0±64.5	838.0±64.7	732.3±42.3	0.003
IL2	21.2±2.3	11.7±0.9	13.4±1.4	0.208
IL6	1586.8±49.6	1251.2±163.6	1122.5±90.8	0.044
IL8-like	1242.7±67.8	775.0±178.0	630.3±70.0	0.016
IFNγ	66.6±5.0	25.2±3.1	27.5±3.4	0.580
Neophron percnopterus	n = 6	n = 18	n = 10	
CD4+	403.3±9.9	336.0±34.6	284.9±59.0	0.010
CD5+	264.8±22.8	177.2±25.6	168.3±37.4	0.728
CD8+	481.7±24.7	363.8±40.4	314.1±64.1	0.031
Complemento CPV	1317.7±141.3	918.6±63.7	920.7±98.2	0.998
Complemento APV	692.8±49.4	513.3±20.1	419.2±50.8	<0.0001
IL1β	1157.8±66.9	882.0±47.6	916.6±54.6	0.256
IL2	21.5±1.5	16.1±2.9	14.9±1.7	0.439
IL6	1656.2±55.5	1243.9±67.9	1269.7±79.3	0.632
IL8-like	1369.0±74.1	785.8±44.0	689.8±32.2	<0.0001
IFNγ	80.7±4.8	57.3±3.9	52.2±4.0	0.011

Tabla 4. Valores medios ± SD de cada variable descriptora del sistema inmune en pollos de tres especies de buitre muestreados en el sur y oeste de España (área control, sin antibióticos) y España central (distinguiendo entre pollos con y sin antibióticos en sangre). Todos los parámetros mostraron valores significativamente más elevados en los pollos de las áreas control que en España central (ver resultados). Se muestran los resultados de los tests a posteriori (Tukey test) del MANOVA para las diferencias en los parámetros inmunológicos entre individuos con o sin antibióticos en España central.

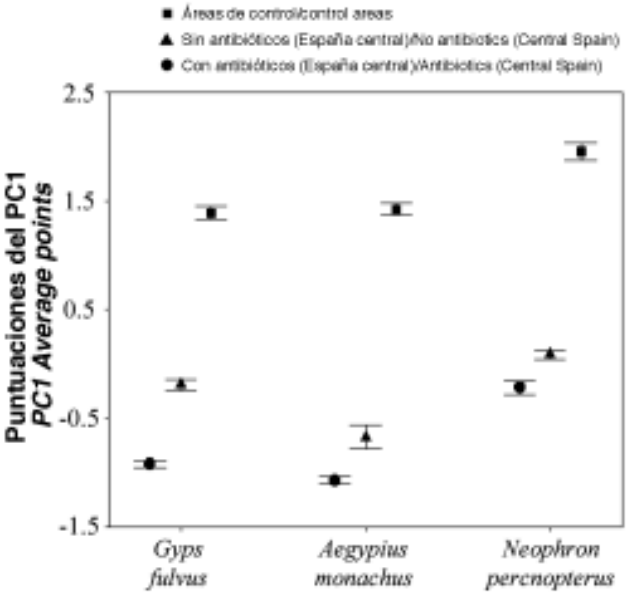


Figura 17. Diferencias entre las puntuaciones medias ± ES (factor scores) del PC1 que engloba todos los parámetros del sistema inmune analizados en pollos de las tres especies de buitre muestreados en las áreas control (Extremadura y Andalucía) y aquellos con o sin antibióticos en sangre muestreados en España central.

Figure 17. *Differences in the average points totals ± ES (factor scores) of PC1, which encompass all the parameters of the immune system analysed in the nestlings of the three vulture species sampled in the control areas (Extremadura and Andalusia) and in those with and without antibiotics in their blood sampled in central Spain.*

metabolización y excreción de los antibióticos ingeridos (LEMUS *et al.*, 2008). Estos factores pueden explicar la ausencia de antibióticos circulantes en una proporción de individuos de España central, a pesar de que todos ellos dependen en diferente grado de la carroña de ganado medicado como demostró la presencia de sus restos en todos los nidos. La ingestión de antibióticos probablemente ocurre a lo largo de todo el período de desarrollo de los pollos, como sugiere la presencia de los residuos circulantes de antibióticos en pollos muestreados a distintas edades (LEMUS *et al.*, 2008, datos inéditos), y por los restos de ganadería estabulada encontrados en los nidos en diferentes etapas del desarrollo de los pollos (datos inéditos). En general, los resultados expuestos indican que la ingestión crónica pero discontinua de antibióticos promueve una inmunodepresión generalizada cuando se compara con el estado del sistema inmune de individuos que no ingieren antibióticos en las áreas control.

La ingestión incontrolada de antibióticos puede ejercer efectos depresores inmediatos sobre el sistema inmune durante el periodo de tiempo en el que se encuentran circulantes (AZUMA *et al.*, 2001; ANTUNEZ *et al.*, 2006; CHIDE & ORISAKWE, 2007). Esto puede explicar por qué los individuos con antibióticos en sangre mostraron inmunodepresión más severa que aquellos sin antibióticos circulantes a pesar de la posible ingestión crónica pero discontinua de antibióticos por parte de todos los individuos en España central (LEMUS *et al.*, 2008). A diferencia de otros tóxicos que causan efectos irreversibles por si mismos en el sistema inmune, los efectos de los antibióticos pueden revertir de forma rápida. Además, el sistema inmune en desarrollo de los pollos puede ser capaz de recuperarse más rápido que un sistema inmunológico totalmente desarrollado (DAVIDSON *et al.*, 2008). Esto sugiere que la inmunodepresión puede ocurrir justo después de la ingestión de antibióti-

cos, pero también que el sistema inmune puede recuperarse parcial pero rápidamente después de que la ingestión cesa. Esto también puede explicar la inmunodepresión general de todos los individuos muestreados en España central (con o sin antibióticos en el momento del muestreo) comparada con aquellos de las áreas control.

El impacto negativo de los antibióticos sobre el sistema inmune es complejo, porque diferentes mecanismos de acción, subsistemas inmunológicos y rutas metabólicas pueden estar implicados de forma simultánea en su influencia y la inhibición de su acción. Estos mecanismos incluyen la supresión de la proliferación primaria de linfocitos, la supresión de la actividad de la médula ósea, la inhibición de los macrófagos y el crecimiento deletéreo masivo de bacteriófagos (FORSGREN *et al*., 1989; AZUMA *et al*., 2001; CHIDE & ORISAKWE, 2007; COMEAU *et al*., 2007). Todos estos mecanismos pueden estar implicados simultáneamente en la inmunodepresión debido a la ingestión de antibióticos, como indica el hecho que tanto el sistema inmune celular como el humoral estén afectados en grado variable por la presencia de antibióticos circulantes. De hecho, las relaciones mutuas complejas entre la inmunidad celular y humoral pueden explicar el patrón de variación de los diferentes parámetros debido a la ingestión crónica pero discontinua o reciente de antibióticos. En cuanto a la inmunidad celular, la subpoblaciones linfocíticas que promueven la defensa activa (CD4+) y las poseedoras de memoria o actividad citotóxica (CD8+) fueron las que mas se redujeron en pollos con antibióticos, en comparación con el subconjunto con actividades de ayuda y coordinación (CD5+). En cuanto a la inmunidad humoral, sobre todo el complemento APV y la IL8-like se redujeron debido a la presencia de antibióticos en las tres especies. La ruta alternativa del complemento (APV) está relacionada principalmente con la inmunidad específica, así como con la identificación de patógenos por los heterófilos y macrófagos (PARMENTIER *et al*., 2002). Valores bajos de APV pueden ser ineficaces en la defensa inmediata de los heterófilos contra los patógenos, permitiendo así su adquisición y proliferación. Aunque no hemos valorado la actividad de los macrófagos, la infección por patógenos oportunistas como *Candida albicans* y *Mycobacterium avium* asociada a la presencia de antibióticos (LEMUS *et al*., 2008) puede ser indicativa de su escasez y actividad reducida. La IL8-like está relacionada con la quimiotaxia de los heterófilos. Esta citokina es producida por los macrófagos y células endoteliales en los lugares de inflamación o infección (DAVIDSON *et al*., 2008). Si se reduce la actividad de los macrófagos, la secreción de IL8-like esperada debería ser baja. Los parámetros restantes (IL1, IL6 y γIFN) también mostraron valores bajos asociados a la presencia de antibióticos en alguna especie, pero no en otras. Esto sugiere que la inmunodepresión debido a los antibióticos puede ser en parte específica de cada especie dependiendo de la variabilidad genética o diferencias de la historia vital de las distintas especies, aspectos que requieren más investigación.

La inmunocompetencia humoral depende en gran medida de la actividad celular del sistema inmune, sobre todo en individuos en desarrollo con una intensa actividad de los linfocitos (DAVISON *et al*., 2008). Los linfocitos actúan como mediadores o efectores de la mayor parte de la activación y actividad de las moléculas del sistema humoral cuando los órganos inmunes y su función todavía no están desarrollados de forma completa, como en el caso de los pollos en desarrollo. En este sentido, los macrófagos, mastocitos, células plasmáticas, linfocitos 'natural killer', linfocitos, monocitos, heterófilos e incluso células endoteliales poseen la capacidad de activar varias citokinas, el interferón o el complemento (DAVISON *et al*., 2008). Los bajos niveles observados de células T y citokinas asociados a la presencia de antibióticos parecen adaptarse a este modelo de acción. Así, los bajos niveles de linfocitos T pueden secretar reducidos niveles de citokinas y las moléculas quimitácticas pueden ser demasiado escasas para contribuir al feed-back que promueve la presencia de linfocitos T (DAVISON *et al*., 2008). Las fluoroquinolonas también puede tener efectos negativos sobre tejidos hematopoyéticos primarios, como la medula ósea (CHIDE & ORISAKWE, 2007), como sugiere la anemia severa asociada a la presencia de antibióticos en los individuos estudiados de las tres especies de buitre (AUTORES, datos inéditos).

La marcada asociación entre residuos de antibióticos, sobre todo quinolonas, y la infección por patógenos oportunistas (LEMUS *et al*., 2008) puede así deberse a los efectos inmunosupresores de los antibióticos que reducen temporalmente la resistencia de los hospedadores frente a patógenos oportunistas. Un sistema inmunológico deprimido de forma severa puede ser insuficiente para evitar el acceso de otros patógenos más perjudiciales que pueden producir estragos en las poblaciones. Esta inquietante posibilidad podría haber empezado a manifestarse en las poblaciones de buitres, sobre todo en la reducción de éxito reproductor por un incremento de la mortalidad de pollos al final de

su periodo de desarrollo en el nido (LEMUS *et al.*, 2008, datos inéditos) pero también en una reducción del número de parejas reproductoras.

d) Daño en embriones

Los residuos de quinolonas presentes en los huevos de buitre leonado y milano real colectados en Segovia, España central, estuvieron claramente asociados a alteraciones severas en el desarrollo de los cartílagos y huesos de los embriones en los huevos fecundados (Tabla 3). Estas alteraciones podrían imposibilitar los movimientos del embrión impidiendo así un desarrollo embrionario normal, así como la correcta posición para la eclosión (COOPER, 1998; JOYNER, 1994; DEEMING, 1995). Por el contrario, ninguno de los embriones presentes en los huevos fracasados colectados en áreas control de Andalucía y Extremadura mostró alteraciones en cartílagos y huesos, sino que fracasaron debido a otras causas. Por lo tanto, tanto los efectos tóxicos potenciales de las quinolonas como efectos adicionales perjudiciales sobre el desarrollo de los embriones pueden provocar el fracaso en la reproducción durante la incubación.

Los huevos con presencia de quinolonas no presentaron crecimiento bacteriano alguno (Tabla 3), es decir, eran microbiológicamente estériles debido a la acción antimicrobiana de las quinolonas. Este es un resultado destacable, ya que los huevos no viables de aves salvajes por lo general son colonizados por bacterias de la flora normal durante el periodo de incubación (COOPER, 1998), y por bacterias saprofíticas oportunistas después de que los huevos inviables son abandonados por las hembras tras la incubación (HOUSTON *et al.*, 1997; este estudio). De hecho, tanto los huevos sin quinolonas colectados en España central como aquellos procedentes de las áreas control (todos sin residuos de quinolonas) mostraron crecimiento de bacterias oportunistas y patogénicas que a menudo puede causar el fracaso en la incubación (BOARD & FULLER, 1974; BATTISTI *et al.*, 1998; JONES *et al.*, 2002;). Estos resultados ponen también de manifiesto la influencia negativa de las quinolonas sobre el desarrollo normal de los embriones al eliminar su flora normal.

El examen histopatológico de los embriones fracasados que contenían residuos de quinolonas mostró daño severo en cartílagos articulares y tendones, así como alteraciones en el crecimiento de la epífisis de los huesos largos. Estas lesiones son similares a aquellas descritas para animales de laboratorio recién nacidos o en desarrollo después de la exposición experimental frente a quinolonas (PATTERSON, 1991; GOUGH *et al.*, 1992; HILDEBRAND *et al.*, 1993; FÖRSTER *et al.*, 1996; SIMONIN *et al.*, 1999; STAHLMANN, 2002; MASLANKA *et al.*, 2003). Estos efectos pueden reflejar el daño progresivo de organización en los condrocitos durante el desarrollo embrionario. Los mecanismos de acción de estas drogas incluyen la inhibición de ADN topoisomerasa (α2-girasa y β2-girasa), y en algunos casos, la interferencia en la síntesis de ADN, colágeno y proteoglicanos (SENDZIK *et al.*, 2005; CHANNA *et al.*, 2006). La patogénesis de las fluoroquinolonas puede ser explicada por dos propiedades generales de estas drogas, en especial su capacidad para formar radicales libres y sus propiedades como quelantes del magnesio que conducen a un déficit de magnesio funcionalmente disponible y, posteriormente, a la formación de lesiones irreversibles en los tejido conectores (FÖRSTER *et al.*, 1996). Las fluoroquinolonas son también medicamentos contraindicados en mujeres embarazadas y su empleo en niños puede producir daños articulares (PINO *et al.*, 1991; CUKIERSKI *et al.*, 1992; LIPSKY *et al.*, 1999; KIM *et al.*, 2000; GUZMAN *et al.*, 2003; STAHLMANN 2003). En los embriones de buitre leonado y milano real, nuestros resultados muestran los mismos efectos sobre las articulaciones, aunque de forma más severa que la descrita en animales de compañía y laboratorio, probablemente debido a la exposición neonatal y continua a estas drogas en el ambiente cerrado del huevo.

En conclusión, las fluoroquinolonas pueden conducir al daño articular en los embriones de aves carroñeras que se alimentan de cadáveres de ganado medicado con tales drogas. Para nuestro conocimiento, estos datos son los primeros conocidos sobre los efectos de fármacos de prescripción veterinaria en embriones de animales salvajes. Estos resultados aportan algunas claves para explicar el reducido éxito en la reproducción que en la actualidad presentan las aves carroñeras en muchas regiones españolas.

3.6. El dilema de la ganadería extensiva y el mito de los muladares

La prohibición de abandonar cadáveres de ganadería extensiva en el campo ha provocado dos efectos principales relacionados con implicaciones en la conservación de las aves carroñeras, esto es, la escasez de unos recursos tróficos tradicionalmente abundantes procedentes de la

ganadería extensiva y, como consecuencia, la concentración obligada de las aves en los pocos muladares abastecidos con carroñas de ganado estabulado considerado material sin riesgo para la transmisión de la EEB. Como resultado de ambos efectos, la ingestión por las aves carroñeras de múltiples fármacos administrados al ganado estabulado se ha incrementado, con graves consecuencias sobre la salud de los individuos y, por lo tanto, sobre la dinámica y conservación de sus poblaciones. La contaminación por fármacos en los muladares, muy atractivos para las aves debido a la abundancia y predecibilidad de alimento, puede hacer que estos lugares funcionen como sumideros atractivos (DELIBES *et al.*, 2001) y, por lo tanto, supongan una trampa ecológica (trampa de contaminación *sensu* BLANCO *et al.*, 2007a). Otras implicaciones de estos procesos en la dinámica poblacional y conservación de las aves carroñeras se discuten en este volumen, mientras que otras requieren más investigación.

Los datos disponibles para el periodo anterior a la crisis de las "vacas locas" son escasos, pero indican que ya entonces una proporción de aves ingería alguna de estas drogas, en especial AINEs como el flumixin meglumine o la aspirina. Sin embargo, no es hasta varios años después de la entrada en vigor de la nueva normativa que prohibió el abandono de cadáveres de ganadería extensiva cuando la presencia de fármacos en las aves, especialmente las quinolonas, empezó a incrementarse de forma dramática. Este desfase podría haberse producido por el retraso de varios años en la aplicación más exhaustiva de la normativa por parte de las administraciones con competencias en ganadería y medio ambiente. En especial, esta aplicación estricta tuvo consecuencias especialmente gravosas para los ganaderos que fueron multados por seguir abandonando los cadáveres de extensivo como tradicionalmente se había hecho durante siglos sin aparentes efectos negativos para la salud humana o el medio ambiente. Además, este mismo sector sufrió desde entonces las consecuencias económicas de la obligatoriedad de contratar seguros para la retirada y eliminación de los cadáveres, lo que a su vez permitió la creación de nuevas empresas dedicadas a la eliminación y aprovechamiento de tales cadáveres. El alimento constituido durante siglos por los cadáveres de ganadería extensiva pasó de la noche a la mañana de ser relativamente abundante, espacial y temporalmente impredecible y de calidad nutricional adecuada, a ser un recurso virtual. Afortunadamente, incluso la más exhaustiva aplicación de la normativa no ha impedido completamente la existencia de carroñas de ganado extensivo en áreas remotas y poco vigiladas por las autoridades competentes.

La prohibición de abandonar en el campo los cadáveres de ganado extensivo se impuso siguiendo el principio de precaución ante la posibilidad de transmisión de la EBB por parte de las carroñas o de las aves que las consumen. Sin embargo, no hay ninguna prueba de un posible riesgo de transmisión de la EEB debido al abandono de cadáveres de ganadería extensiva en el campo (CMIEET, 2001; CROZET & LEHMANN, 2007). Por lo tanto, no existe motivo aparente para continuar prohibiendo esta práctica en las regiones europeas con presencia de aves carroñeras. Aceptando que las poblaciones de aves carroñeras en España han dependido de los recursos ofrecidos por la ganadería extensiva durante los últimos siglos, y que incluso estas poblaciones han incrementado sus efectivos hasta principios del presente siglo debido en parte a su aprovechamiento, parece lógico pensar que todos los esfuerzos deberían ser dirigidos a intentar volver al escenario anterior, es decir al aprovechamiento generalizado por las aves carroñeras y otros organismos de los cadáveres de ganado extensivo abandonados en el lugar de su muerte en el medio natural. Sin embargo, nuestra percepción de que esta vuelta atrás plantea un dilema entre muchos responsables de la conservación del medio ambiente e incluso entre los investigadores, ornitólogos no profesionales y ecologistas interesados en las aves carroñeras se refleja en los contenidos del presente volumen, centrados en muchos casos en la gestión y papel de los muladares pero pasando de largo sobre la importancia e influencia de la ganadería extensiva.

Lo que aquí llamamos el 'dilema de la ganadería extensiva' se refiere a la (inexistente) controversia en la defensa de distintos modelos de gestión de los cadáveres de ganado para su aprovechamiento por las aves carroñeras. Los modelos de gestión que plantean el dilema serían la opción tradicional del abandono de los cadáveres en el campo frente a la opción del manejo exclusivo de éstos mediante la creación de puntos de alimentación específicos para las aves carroñeras. Como ya hemos dicho, estas dos opciones no son incompatibles en una situación ideal, pero en la práctica los esfuerzos por establecer estrategias que incluyan ambos modelos de gestión no parecen definirse. Por el contrario, las directrices y propuestas de gestión y conservación parecen decantarse del lado de la opción ex-situ que implica la creación y manejo de muladares.

Para intentar resolver el dilema es necesaria una evaluación crítica de los costes y beneficios de ambos modelos de gestión, incluyendo aquellos relacionados con las características de los recursos tróficos aportados por ambos modelos, las características intrínsecas del alimento, las condiciones de los lugares de disposición de las carroñas, las características de las poblaciones de aves asociadas al aprovechamiento de carroñas en ambos contextos, así como por los costes y beneficios de toda índole asociados al manejo de carroñas y la percepción social de ambos modelos de gestión. En la Tabla 5, hemos recopilado una selección de factores asociados y características de ambos modelos de gestión, así como sus posibles ventajas y desventajas, con el objeto de intentar una primera aproximación a una evaluación crítica basada en evidencia científica en unos casos y circunstancial en otros.

Como se muestra en la Tabla 5, la disposición de carroñas de todo tipo en muladares frente al abandono de cadáveres de ganado extensivo en el campo tiene diferentes implicaciones en las poblaciones de aves carroñeras debido a las distintas características del alimento aportado, los lugares de disposición de las carroñas y sus consecuencias sociales y medioambientales. En cuanto a los costes derivados de ambos modelos de gestión, las diferencias son muy patentes (Figura 18). Mientras que los muladares, tal y como los conocemos, son una fuente de contaminación ambiental con patógenos, residuos de fármacos, microorganismos resistentes a tales drogas, olores y organismos indeseados como insectos domésticos, roedores y cánidos (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al.*, 2006, 2007a,b; LEMUS *et al.*, 2008), el abandono de cadáveres de ganado extensivo en el campo está libre de costes conocidos en este sentido. La preocupación e interés por esta contaminación

MULADARES	ABANDONO EN EL CAMPO
Recursos tróficos	
Elevada predecibilidad	Baja predecibilidad
Elevada abundancia	Abundancia temporal (pulsada)
Elevada disponibilidad	Disponibilidad variable
Distribución concentrada	Distribución dispersa
Características del alimento	
Comida basura (elevada proporción de grasas saturadas, proteína de baja calidad, baja concentración de minerales y vitaminas)	Comida de adecuada calidad nutricional
Elevado contenido de fármacos	Reducido contenido de fármacos
Elevado contenido de patógenos, especialmente peligrosos para las aves salvajes en el caso de pollos de engorde	Reducido contenido de patógenos, exclusivamente de rumiantes
Lugares de abastecimiento	
Pocos lugares	Múltiples lugares
Cerca de granjas y carreteras (riesgo de colisión y electrocución)	Lugares de pastoreo en el campo, incluyendo áreas remotas
Elevada concentración de cadáveres en descomposición	Ausencia de residuos
Elevada contaminación ambiental	Ausencia de contaminación ambiental
Proliferación y concentración espacial de organismos indeseados (bacterias, insectos, roedores, cánidos)	Abundancia temporal de descomponedores y fauna necrófaga
Características poblacionales	
Presencia constante de aves carroñeras	Presencia irregular de aves carroñeras
Elevada abundancia de aves carroñeras	Abundancia variable y pulsada de aves carroñeras
Concentración espacial de aves carroñeras	Distribución dispersa de aves carroñeras
Elevada dominancia de especies de aves carroñeras	Elevada diversidad de especies de aves carroñeras
Alteración de la ecología trófica (domesticación y "efecto restaurante")	Conservación de las estrategias de búsqueda y aprovechamiento de carroñas
Manejo de los cadáveres de ganado	
Elevados costes de retirada de cadáveres (incluidos los seguros de los ganaderos)	Ningún coste
Elevados costes de eliminación de cadáveres	Ningún coste
Elevados costes de manejo y gestión de muladares	Ningún coste
Elevados costes (idealmente) de los controles toxicológicos y veterinarios	Ningún coste
Percepción social	
Negativa asociada a la superabundancia y concentración de aves en muladares	Positiva: buitres como basureros aliados de los ganaderos
Negativa asociada a la contaminación ambiental (olores, insectos, roedores, etc.)	Ningún coste

Tabla 5. Evaluación crítica de los costes y beneficios de la eliminación de carroñas en muladares y del abandono tradicional de cadáveres de ganado extensivo en el lugar de su muerte en el campo.

Figura 18. Los muladares con frecuencia son lugares peligrosos para las aves debido al riesgo de colisión con vallados y tendidos eléctricos. (Foto: Alberto Carreño).

Figure 18. *Muladares are dangerous places for birds given the risk of collision with fences and power-lines. (Photo: Alberto Carreño).*

entre los gestores con competencias en materia de vida silvestre y los interesados por las aves carroñeras parece sesgada, en general, hacia el impacto sobre la salud de las aves a las que se pretende favorecer. De hecho, existe alguna información sobre el impacto de esta contaminación en la salud de las aves carroñeras (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a,b; BLANCO *et al.*, 2009b, LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009; LEMUS *et al.*, 2009; CARRETE *et al.*,2009), lo que contrasta con la nula información existente sobre las implicaciones de los muladares en la contaminación e infección con microorganismos patógenos y/o resistentes sobre acuíferos, ríos, suelos, ganado y población humana, cuyo impacto puede ser mucho mas global y preocupante (SWARTZ, 2002; MØLBAK, 2004; SEKERCIOGLU, 2006).

Para nuestro conocimiento, los costes económicos para ganaderos y Administraciones competentes, derivados de la creación y gestión de muladares así como de la retirada y eliminación de cadáveres de ganado extensivo no han sido calculados con rigor, aunque con seguridad podrían considerarse elevadísimos si los comparamos con los inexistentes costes económicos derivados del abandono de cadáveres de extensivo y su aprovechamiento por las aves carroñeras. Este aspecto de la gestión ha sido ignorado, en general, por las Administraciones competentes que podrían, sin embargo, considerar la redistribución de los costes económicos derivados de la retirada y eliminación de cadáveres, así como de la creación y gestión de muladares, hacia medidas de gestión y conservación de probada eficacia corroborada por evidencia científica.

En nuestra opinión, los muladares, como solución general para la conservación de las aves carroñeras debería empezar a considerarse un mito, si admitimos sus consecuencias negativas sobre la salud de las aves carroñeras y por lo tanto sobre la dinámica y conservación de sus poblaciones. Las consecuencias negativas de otros aspectos derivados del uso de muladares sobre la dinámica poblacional y conservación de estas aves confirman la existencia del mito. Entre ellas destacan los efectos de los muladares sobre la concentración y abundancia de los individuos de las distintas especies (DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2007a; CARRETE *et al.*, 2006a,b; CARRETE *et al.*, 2009) y su influencia en la distribución espacial, reproducción y supervivencia (BLANCO, 2007a; CARRETE *et al.*, 2006, 2007a,b; GRANDE *et al.*, 2009). Otros aspectos que han empezado a investigarse tienen que ver con la influencia de los muladares sobre la dominancia numérica de determinadas especies sobre otras (Figura 19) y, por lo tanto, sobre la reducción de la diversidad y la alteración del gremio de carroñeras (HIRALDO *et al.*, 1991; SELVA & FORTUNA, 2007; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2008; SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009) (Figura 20).

El reconocimiento del mito no implica la imposibilidad de admitir el uso de muladares en condiciones particulares dirigidas a un objetivo especifico (BENITEZ *et al.*, 2009) tras la adquisición de evidencia científica sobre su adecuación evaluada de forma crítica (PULLIN *et al.*, 2001, 2004; SUTHERLAND *et al.*, 2004). Por el contrario, su aceptación no pretende sino resaltar la importancia crucial de priorizar el abandono de los cadáveres de ganado extensivo en el lugar de su muerte en el campo como medida de conservación más acorde con la historia vital, ecología y evolución de las aves carroñeras.

Figura 19. La presencia casi constante de un elevado número de buitres leonados en los muladares puede suponer la alteración de estrategias adaptativas para el aprovechamiento de los recursos con efectos desconocidos sobre la dinámica poblacional, además de contribuir a una percepción social negativa entre la población rural con implicaciones en la mortalidad por persecución directa (Foto: Alberto Carreño).

Figure 19. *The almost constant presence of a large number of griffon vultures around muladares is liable to alter the adaptive strategies used by birds feeding on carrion and may have as yet unknown effects on population dynamics. It may also contribute to a negative social perception within the rural population and thus lead to direct human persecution. (Photo: Alberto Carreño).*

Figura 20. La composición y funcionamiento de los gremios de aves carroñeras pueden verse afectadas por los diferentes métodos de gestión de las carroñas, con consecuencias desconocidas sobre la dinámica poblacional y conservación de las especies implicadas. (Foto: Alberto Carreño).

Figure 20. *The composition and workings of avian scavenger guilds may be affected by the different ways in which carrion is managed, with unknown consequences for conservation and population dynamics of the species in question. (Photo: Alberto Carreño).*

4. AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a Fernando Polo, Alberto Tejedor, Juan Carlos Rincón, Javier Zalba, Óscar Frías, Noemí Baniandrés, Armando González y José M. García por su ayuda y amistad durante el trabajo de campo, y a Fernando Esperón y Javier Grande por su ayuda con los análisis histopatológicos y microbiológicos. Alberto Carreño nos cedió sus excelentes fotografías. Nuestro agradecimiento a los agentes forestales de Segovia, especialmente a José Antonio Blanco y David Martín por su ayuda en el muestreo de buitres negros. Para la toma de muestras contamos con la autorización de la Junta de Castilla-León. Las muestras correspondientes a la Comunidad de Madrid fueron amablemente cedidas por la Dirección del Parque Natural de Peñalara (Juan Vielva) y por la Dirección del Centro de Recuperación de Especies Protegidas de Buitrago de Lozoya (Jesús Montoro). Las muestras correspondientes a Andalucía fueron ama-

blemente cedidas por la Estación Biológica de Doñana (CSIC) y la Junta de Andalucía. Los estudios en los que se basa este trabajo fueron financiados parcialmente por el proyecto CGL2007-61395/BOS del Ministerio de Educación y Ciencia. Nuestro más sincero agradecimiento a Fernando Hiraldo por su continuo ánimo y entusiasta apoyo a lo largo de los años, así como a José Antonio Donázar por su ayuda incondicional e invitación y amable insistencia para participar en el presente libro.

5. BIBLIOGRAFÍA

AARESTRUP, F.M.

2005 Veterinary drug usage and antimicrobial resistance in bacteria of animal origin. *Basic Clinical Pharmacology and Toxicology* 96: 271–281.

ANGULO, F.J., JOHNSON, K.R., TAUXE, R.V. & COHEN, M.L.

2000 Origins and consequences of antimicrobial-resistant nontyphoidal Salmonella: implications for the use of fluoroquinolones in food animals. *Microbial Drug Resistance* 6: 77-83.

ANTUNEZ, C., MARTÍN, E., CORNEJO-GARCÍA, J.A., BLANCA-LÓPEZ, N., RODRÍGUEZ-PEÑA, R., MAYORGA, C., TORRES, M.J. & BLANCA, M.

2006 Immediate hipersensitivity reactions to penicilins and other betalactams. *Current Pharmaceutical Design* 12: 3327-3333.

AZUMA, Y., SHINOHARA, M., WANG, P-L. & OHURA, K.

2001 Quinolones alter defense reactions mediated by macrophages. *International Immunopharmacology* 1: 179-187.

BAQUERO, F. & BLAZQUEZ, J.

1997 Evolution of antibiotic resistance. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 482-488.

BARNARD, P.

1989 Faecal bacteria in unhatched eggs of box-nesting kestrel (*Falco sparverius*). In: *Disease and threatened birds*. Cooper (Ed.) J.E. In: ICBP Technical Publication No 10. ICBP, Cambridge. Pp. 135-140.

BATTISTI, A., DI GUARDO, G., AGRIMI, U. & BOZZANO, A.I.

1998 Embryonic and neonatal mortality from salmonellosis in captive bred raptors. *Journal of Wildlife Diseases* 34: 64-72.

BENITEZ, J.R., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DE LA RIVA, M., HERNÁNDEZ, F.J., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2003 Demografía y conservación del Alimoche (*Neophron percnopterus*) en el Sistema Bético Occidental. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 4: 215–226.

BLANCO, G. & MONTOYA, R.

2004 Landscape, "muladares" or poisoning?: using GIS to assess factors related to the decline of breeding red kites (*Milvus milvus*) in Spain. In: R. Rodríguez-Estrella & L.A. Bojórquez-Tapia (Eds.): *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation.* CIBNOR & CONABIO, Mexico. Pp. 133-152.

BLANCO, G., LEMUS, J.A. & GRANDE, J.

2006 Faecal bacteria associated with different diets of wintering red kites: influence of livestock carcass dumps in microflora alteration and pathogen acquisition. *Journal of Applied Ecology* 43: 990-998.

BLANCO, G., LEMUS, J.A., GRANDE, J., FRÍAS, O., MARTÍNEZ, F., ARROYO, B. & BANIANDREÉS, N.

2007a Contamination traps as trans-frontier management challenges: new research on the impact of refuse dumps on the conservation of migratory avian scavengers. In: *Environmental Research Trends*. Cato (Ed.) M.A.: Nova Science Publishers, New York. Pp. 153-204.

BLANCO, G., LEMUS, J.A., GRANDE, J., GANGOSO, L., GRANDE, J.M., DONÁZAR, J.A. & HIRALDO, F.

2007b Geographical variation in cloacal microflora and bacterial antibiotic resistance in a threatened scavenger in relation to diet and livestock farming practices. *Environmental Microbiology* 9: 1738-1749.

BLANCO, G., LEMUS, J.A. & GRANDE, J.

2009a Microbial pollution in wildlife: Linking agricultural manuring and antibiotic resístance in red-billed choughs. *Environmental Research* 109: 405-412.

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

2009b Ingestion of multiple veterinary drugs and associated impact on vultures health: implications of livestock carcass elimination practices. *Animal Corservation*. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2009.00283.x.

BOARD, R. G. & FULLER, R.

1974 Non-specific antimicrobial defences of the avian egg, embryo and neonate. *Biological Reviews* 49: 15-49.

BRÜGGER, M.

2007 Limiting the availability of veterinary pharmaceuticals for food animals due to residual drugs in meat. Schweizer *Archive für Tierheilkunde* 149: 485-487.

BURGESS, D.S. & HALL, R.G. 2nd.

2007 Simulated comparison of the pharmacodynamics of ciprofloxacin and levofloxacin against *Pseudomonas aeruginosa* using pharmacokinetic data from healthy volunteers and 2002 minimum inhibitory concentration data. *Clinical Therapeutics* 29: 1421-1427.

BURHAM, W.A., ENDERSON, J.H. & BOARDMAN, T.J.

1984 Variation in peregrine falcon eggs. *The Auk* 101: 578-583.

CABRERA PÉREZ, M.A., GONZÁLEZ DÍAZ, H., FERNÁNDEZ-TERUEL, C., PLÁ-DELFINA, J.M. & BERMEJO SANZ, M.

2002 A novel approach to determining physicochemical and absorption properties of 6-fluoroquinolone derivatives: experimental assessment. *European Journal of Pharmacology and Biopharmacology* 53: 317-325.

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: 7-13.

CAPECE, B.P., PEREZ, P., CASTELLS, E., ARBOIX, M. & CRISTOFOL, C.

1999 Liquid chromatographic determination of fenbendazole residues in pig tissues after treatment with medicated feed. *The Journal of AOAC International* 82: 1007-1016.

CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2005 Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for conservation of the cinereous vulture, *Aegypius monachus*. *Biological Conservation* 126: 582-590.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & MARGALIDA, A.

2006a Density-dependent productivity depresión in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.

2006b Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation change the mating system of bearded vultures? *Biology Letters* 2: 624–627.

CARRETE, M., GRANDE, J.M., TELLA, J.L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., DONÁZAR, J.A., DÍAZ-DELGADO, R. & ROMO, A.

2007 Habitat, human pressure, and social behaviour: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation* 136: 143-154.

CARRETE, M., SERRANO, D., LÓPEZ, G., ILLERA, J.C., VÖGELI, M., DELGADO, A. & TELLA, J.L.

2009 Goats, birds, and emergent diseases: apparent and hidden effects of exotic species on an island environment. *Ecological Applications* 19: 840-853.

CMIEET

2001 *Informe sobre las aves carroñeras como posibles vectores de la encefalopatía espongiforme bovina.* Ministerio de Ciencia y Tecnología. Madrid.

CHANNA, H.M., ASHFAQ, M., MASTOI, S.M. & QURESHI, M.A.

2006 Effect of ciprofoxacin on growing cartilage in albino rat pups. *Journal of Ayub Medical College Abbottabad* 18: 50-54.

CHIDE, O.E. & ORISAKWE, O.E.

2007 Structural development, haematological immunological and pharmacological effects of quinolones. *Recent Patents Anti-Infectiva Drug Discovery* 2: 157-168.

COMEAU, A.M., TETART, F., TEOJECT, S.N., PRERE, M.F. & KRISCH, H.M.

2007 Phage Antibiotic Synergy (PAS): B lactam and Quinolones stimulate virulent phage growth. *PLoS ONE* 2: e799.

CORTÉS-AVIZANDA, A., SELVA, M., CARRETE, M. & DONÁZAR, J. A.

2008 Effects of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic and Applied Ecology* 10: 265-272.

COOPER, J.E.

1998 Pathological studies in eggs and embryos. In: Redig, P.T., Cooper, J.E., Remple, J.D., Hunter, B. (Eds.): *Raptor Biomedicine*. Chiron Publications Ltd. Keighley, West Yorkshire. Pp. 38-44.

COSTILLO, E., CORBACHO, C., MORÁN, R. & VILLEGAS, A.

2007 The diet of the black vulture *Aegypius monachus* in response to environmental changes in Extremadura (1979-2000). *Ardeola* 54: 197-204.

CROZET, C. & LEHMANN, S.

2007 Prions: where do we stand 20 years after the appearance of bovine spongiform encephalopathy?. *Médecine Sciences (Paris)* 23: 1148-1157.

CUKIERSKI, M.A., HENDRICKX, A.G., PRAHALADA, S., TARANTAL, A.F., HESS, D.L., LASLEY, B.L., PETER, C.P., TARARA, R. & ROBERTSON, R.T.

1992 Embryotoxicity studies of norfloxacin in cynomolgus monkeys. II. Role of progesterone. *Teratology* 46: 429-438.

DASZAK, P., CUNNINGHAM, A.A. & HYATT, A.D.

2000 Emerging infecting diseases of wildlife: threats to biodiversity and human health. *Science* 287: 443-449.

DAUGHTON, C.G. & TEMES, T.A.

1999 Pharmaceutical and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives* 107: 907-938.

DAVIDSON, F., KASPERS, B. & SCHAT, K.A. (Eds).

2008 *Avian Immunology.* Academic Press, Elsevier Ltd.

DEEMING, D.C.,

1995 The hatching sequence of ostrich (*Struthio camelus*) embryos with notes on development as observed by candling. *British Poultry Science* 36: 67-78.

DELIBES, M., GAONA, P. & FERRERAS, P.

2001 Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *American Naturalist* 158: 277-285.

DIPUTACIÓN DE SEGOVIA.

2006 *Propuestas del Plan Provincial de Gestión de Residuos Ganaderos de Segovia*. Diputación Provincial de Segovia, Segovia, Spain.

DOBSON, A.P., & FOUFOPOULOS, J.

2001 Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B* 356: 1001-1012.

DOLEJSKA, M., CÍZEK, A. & LITERÁK, I.

2007 High prevalence of antimicrobial-resistant genes and integrons in Escherichia coli isolates from Black-headed Gulls in the Czech Republic. *Journal of Applied Microbiology* 103: 11–19.

DONÁZAR, J.A.

1993 *Los buitres ibéricos*. J.M. Reyero Editor, Madrid.

DONÁZAR, J.A., NAVESO, M.A., TELLA, J.L. & CAMPIÓN, D.

1997 Extensive grazing and raptors in Spain. In: Pienkowsky, M.W. (Eds): *Farming and Birds in Europe*. Pain, D. Academic Press, London. Pp. 117-149.

DONÁZAR, J. A., BLANCO, G., HIRALDO, F., SOTO-LARGO, E. & ORIA, J.

2002 Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous Vultures. *Ecological Applications* 12: 1445-1456

EDWARDS, C.A., ATIYEH, R.M. & RÖMBKE, J.

2001 Environmental impact of avermectins. *Reviews of Environmental Contamination & Toxicology* 171: 111-137.

EME (The European Agency for the Evaluation of Medicine Products).

2004 Veterinary Medicines Evaluation UnitMRL Summary Reports. Available:http://www.emea.eu.int/index7indexv1.htm [Accessed 11th January 2006].

FAO/WHO

2006 *Joint Expert Committee on Food Additives. Evaluation of certain veterinary drug residues in food.* Sixty-sixth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization Technical Report Service 939, 1-80.

FORSGREN, A., BREDBERG, A. & RIESBECK K.

1989 Effect of ciprofloxacin on human lymphocytes-laboratory studies. *Scandinavian Journal of Infectious Diseases Supplement* 60: 39-45.

FÖRSTER, C., KOCIOK, K., SHAKIBAEI, M., MERKER, H.J. & STAHLMANN, R.

1996 Quinolone-induced cartilage lesions are not reversible in rats. *Archives of Toxicology* 70: 474-481.

GOUGH, A.W., KASALI, O.B., SIGLER, R.E. & BARAGI, V.

1992 Quinolone arthropathy-acute toxicity to immature articular cartilage. *Toxicologic Pathology* 20, 436-450.

GRANDE, J.M., SERRANO, D., TAVECCHIA, G., CARRETE, M., CEBALLOS, O., DÍAZ-DELGADO, R., TELLA, J.L. & DONÁZAR, J.A.

2009 Survival in a long-lived territorial migrant: effects of life-history traits and ecological conditions in wintering and breeding areas. *Oikos* 118: 580-590.

HIRALDO, F., DELIBES, M. & CALDERÓN, J.

1979 *El Quebrantahuesos Gypaetus barbatus* (L.). Monografias 22. ICONA. Madrid.

HIRALDO, F., BLANCO, J.C. & BUSTAMANTE, J.

1991 Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study* 38: 200-207.

HILDEBRAND, H., KEMPKA, G., SCHLÜTER, G. & SCHMIDT, M.

1993 Chondrotoxicity of quinolones in vivo and in vitro. *Archives of Toxicology* 67: 411-415.

HOUSTON, C.S, SAUNDERS, J.R. & CRAWFORD, R.D.

1997 Aerobic bacterial flora of addled raptor eggs in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Diseases* 33: 328-331.

HUGHES, L., HERMANS, P. & MORGAN, K.

2008 Risk factors for the use of prescription antibiotics on UK broiler farms. *Journal of Antimicrobial Chemotheraphy* 61: 947-952.

JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES,

2006 Evaluation of certain veterinary drug residues in food. Sixty-sixth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. *World Health Organization Technical Report Service* 939: 1-80.

JONES, D.R., ANDERSON, K.E., CURTIS, P.A. & JONES, F.T.

2002 Microbial contamination in inoculated shell eggs: I. Effects of layer strain and hen age. *Poultry Science* 81: 715-720.

JOYNER, K.L.

1994 Theriogenology. In: B.W. Ritchie, G.J. Harrison & L.R. Harrison (Eds.): *Avian Medicine: Principles and Applications*. Wingers Publishing Inc. Lake worth, Florida. Pp. 748-804.

KAHN, C.M.

2005 *The Merck Veterinary Manual.* 9th edn.. Merck & Co Inc., New York.

KIM, J.C., YUN, H.I., SHIN, H.C., HAN, S.S. & CHUNG, M.K.

2000 Embryo lethality and teratogenicity of a new fluoroquinolone antibacterial DW-116 in rats. *Archives of Toxicology* 74: 120-124.

KREUZIG, R., BLÜMLEIN, K. & HÖLTGE, S.

2007 Fate of benzimidazole antiparasitics flubendazole and febendazole in manure and manured soils. *Clean* 35: 488-494.

LANGELIER, K. M.

1993 Barbituate poisoning in twenty-nine bald eagles. In: P.T Redig, J.E. Cooper & J.D. Remple (Eds.): *Raptor Biomedicine*. Minneapolis: University of Minnesota Press. Pp. 231-232.

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

2008 Antibiotics threathen wildlife: circulating quinolone residues and disease in avian scavengers. *PLoS ONE* 3: e1444.

LEMUS, J.A., BLANCO, G., ARROYO, B. & MARTÍNEZ, F.

2009 Fatal embryo chondral damage associated with fluoroquinolones in eggs of threatened avian scavengers. *Environmental Pollution* 157: 2421-2427.

LEMUS, J.A. & BLANCO, G.

2009 Cellular and humoral immunodepression in vultures feeding upon medicated livestock carrion. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 2307-2313.

LEVY, S.B.

2002 *The antibiotic paradox: how the misuse of antibiotics destroys their curative powers*. Harper Collins Publishers, Cambridge.

LITERÁK, R., VANKO, M., DOLEJSKÁ, A., CÍZEK, A. & KARPÍSKOVÁ, R.

2007 Antibiotic resistant *Escherichia coli and Salmonella* in Russian rooks (*Corvus frugilegus*) wintering in the Czech Republic. *Letters in Applied Microbiology* 45: 616–621.

LIPSKY, B.A. & BAKER, C.A.

1999 Fluoroquinolone toxicity profiles: a review focusing on newer agents. *Clinical Infectious Diseases* 28: 352-364.

LUMARET, J.P. & ERROUISSI, F.

2002 Use od antihelminthics in hervibores and evaluation of risks for the non target fauna of pastures. *Veterinary Research* 33: 547-562.

MASLANKA, T., JAROSZEWSKI, J.J. & CHROSTOWSKA, M.

2004 Pathogenesis of quinolone-induced arthropathy: a review of hypotheses. *Polish Journal of Veterinary Science* 7: 323-331.

MCCRACKEN, D.I.

1993 The potential for avermectins to affect wildlife. *Veterinary Parasitology* 48: 273-280.

MCKELLAR, Q.A.

1997 Ecotoxicology and residues of antihelmintic compounds. *Veterinary Parasitology* 72: 413-435.

METEYER, C.U., RIDEOUT, B.A., GILBERT, M., SHIVAPRASAD, H.L. & OAKS, J.L.

2005 Pathology and proposed pathophysiology of diclofenac poisoning in free-living and experimentally exposed oriental white-backed vultures (*Gyps bengalensis*). *Journal of Wildlife Diseases* 41: 707-716.

MØLBAK, K.

2004 Spread of resistant bacteria and resistance genes from animals to humans- the public health consequences. *Journal of Veterinary Medicine B* 51: 364-369.

MONTAGNAC, R., BRIAT, C., SCHILLINGER, F., SATERLET, H. & BIREMBAUT, P.

2005 Fluoroquinolone induced acute renal failure. General review about a case report with crystalluria due to ciprofloxacin. *Nephrolophie & Therapheautique* 1: 44-51.

NEUMAN, M.

1987 Comparative pharmacokinetic parameters of new systemic fluoroquinolones: a review. *Chemioterapia* 6: 105-112.

OAKS, J.L., GILBERT, M., VIRANI, M.Z., WATSON, R.T., METEYER, C.U., RIDEOUT, B.A, SHIVAPARASAD, H. L., AHMED, S., CHAUDHRY, M. J., ARSHAD, M., MAHMOUOD, S., ALI, A. & KHAN, A. A.

2004 Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427: 630-633.

O'BRIEN, T.F.

2002 Emergence, spread and environmental effect of antimicrobial resistance, how use of an antimicrobial anywhere can increase resistance to any antimicrobial anywhere else. *Clinical Infectious Diseases* 34: S78-S84.

OKERMAN, L., CROUBELS, S., DE BAERE, S., VAN HOOF, J., DE BACKERM, P. & DE BRABANDER, H.

2001 Inhibition tests for detection and presumptive identification of tetracyclines, beta lactam antibiotics and quinolones in poultry meat. *Food Additives and Contaminants* 18: 385-393.

PARMENTIER, H.K., BAELMANS, R., NIEUWLAND, M.G., DORNY, P. & DEMEY, F.

2002 Haemolytic complement activity, C3 and Factor B consumption in serum from chickens divergently selected for antibody responses to sheep red blood cells. *Veterinary Immunology & Immunopathology* 90: 91-100.

PARRA, J. & TELLERÍA J.L.

2004 The increase in the Spanish population of griffon vuture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

PATTERSON, D.R.,

1991 Quinolone toxicity: methods of assessment. *American Journal of Medicine* 91: 35S-37S.

PINO, A., MAURA, A., VILLA, F. & MASCIANGELO, L.

1991 Evaluation of DNA damage induced by norfloxacin in liver and kidney of adult rats and in fetal tissues after transplacental exposure. *Mutation Research* 264: 81-85.

PULLIN, A. S. & KNIGHT, T.M.

2001 Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* 15:50-54.

PULLIN, A. S., KNIGHT, T.M., STONE, D.A. & CHARMAN, K.

2004 Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 119: 245–252.

SARMAH, A.K., MEYER, M.T. & BOXALL, A.B.

2006 A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. *Chemosphere* 65: 725-759.

SELVA, N. & FORTUNA, M.A.

2007 The nested structure of a scavenger community. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* 274: 1101-1108.

SENDZIK, J., SHAKIBAEI, M., SCHÄFER-KORTING, M. & STAHLMANN, R.

2005 Fluoroquinolones cause changes in extracellular matrix, signalling proteins, metalloproteinases and caspase-3 in cultured human tendon cells. *Toxicology* 212: 24-36.

SEKERCIOGLU, C.

2006 Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 464-471.

SIMONIN, M.A., GEGOUT-POTTIE, P., MINN, A., GILLET, P., NETTER, P. & TERLAIN, B.

1999 Proteoglycan and collagen biochemical variations during fluoroquinolone-induced chondrotoxicity in mice. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy* 43: 2915-2921.

STAHLMANN, R.

2003 Children as a special population at risk - quinolones as an example for xenobiotics exhibiting skeletal toxicity. *Archives of Toxicology* 77: 7-11.

STEINFELD, H., GERBER, P.,WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M. & DE HAAN, C.

2006 *Livestock´s Long Shadow. Environmental issues and options.* Food and agriculture organization of the United Nations, Rome.

SUKUL, P. & SPITELLER, M.

2007 Fluoroquinolone antibiotics in the environment. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology* 19: 131-162.

SUTHERLAND, W., PULLIN, A.S., DOLMAN, P.M. & KNIGHT, T.M.

2004 The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308.

SWAN, G., NAIDOO, V., CUTHBERT, R., GREEN, R.E., PAIN, D.J., SWARUP, D., PRAKASH, V., TAGGART, M., BEKKER, L., DAS D., DIEKMANN J., DIEKMANN, M., KILLIAN, E., MEHARG, A., PATRA, RC., SAINI, M. & WOLTER, K.

2006 Removing the threat of diclofenac to critically endangered Asian vultures. *PLoS Biology* 4: 396-402.

SWARTZ, M.N.

2002 Human diseases caused by foodborne pathogens of animal origin. *Clinical Infectious Diseases* 34: S111–122.

TELLA, J.L.

2001 Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410: 408.

TELLA, J. L., LEMUS, J. A., CARRETE, M. & BLANCO, G.

2008 The PHA-skin test reflects acquired T-cell mediated immunocompetence in birds.*PLoS ONE* 3: e3295.

THOMAS, N. J.

1999 Barbituates. In: M. Friend & J.C. Franson (Eds.): *Field Manual of Wildlife Diseases*. Washington, D.C.: U.S. Goverment Printing Office and USGS. Pp. 349-350.

WHO

1998 *Use of quinolones in food animals and potential impact on human health.* Report of WHO Meeting, Geneva, Switzerland, 2–5 June. World Health Organization, Geneva, Switzerland.

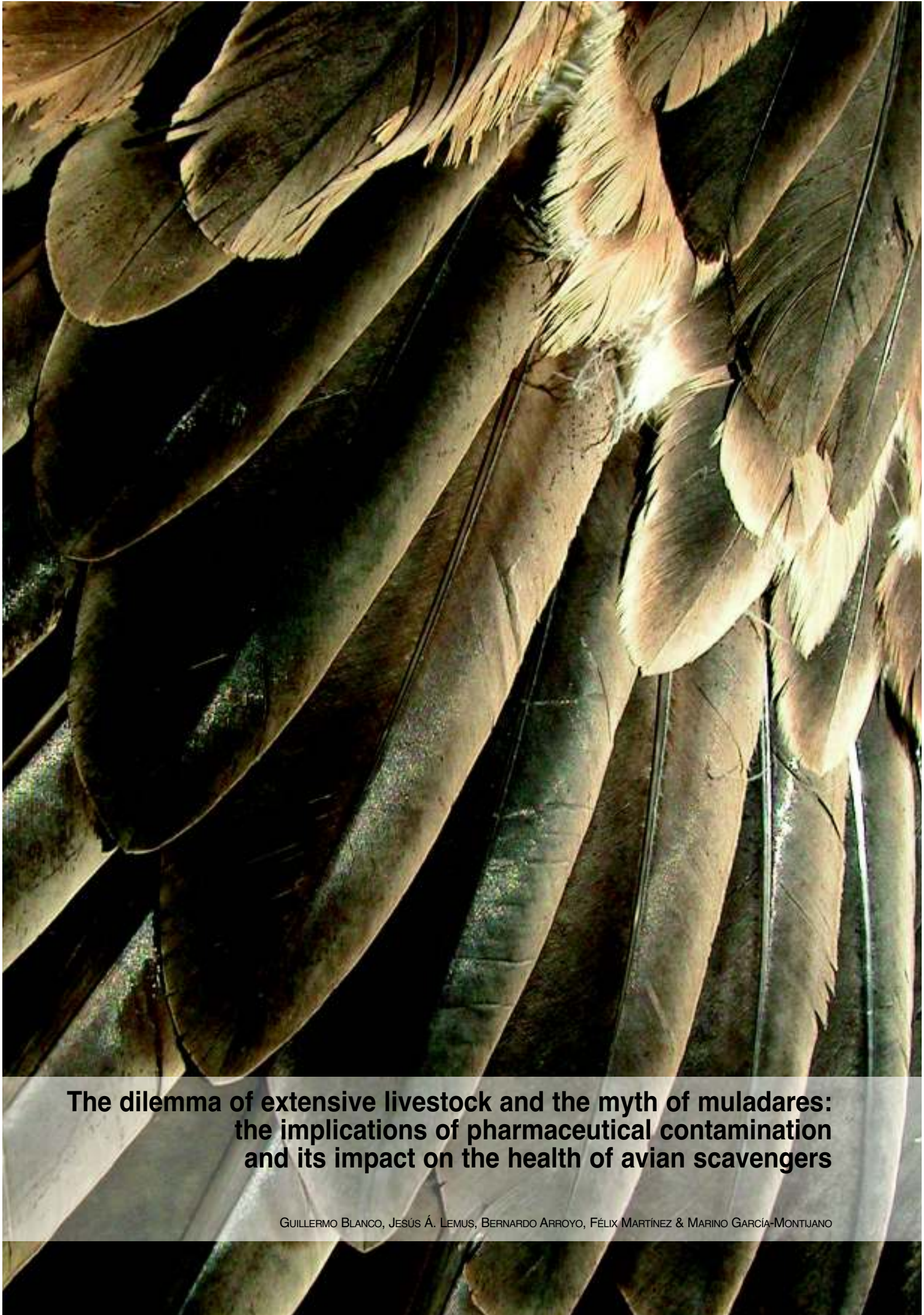
YOSHIMURA, H. & ENDOH, Y.

2005 Acute toxicity to Freshwater organisms of antiparasitic drug for veterinary use. *Environmental Toxicology* 20: 60-66.

ZIMPFER, A., PROSPT, A., MIKUZ, G., VOGEL, W., TERRACCIANO, L. & STADLMANNS, S.

2004 Ciprofloxacin-induced acute liver injury: case report and review of literature. *Virchows Archives* 444: 87-89.

foto/photo: Manuel de la Riva



The dilemma of extensive livestock and the myth of muladares: the implications of pharmaceutical contamination and its impact on the health of avian scavengers

Guillermo Blanco, Jesús Á. Lemus, Bernardo Arroyo, Félix Martínez & Marino García-Montijano

1. INTRODUCTION

The negative impact of toxic products and contaminants is one of the main problems facing the conservation of wild animals throughout the world since the ingestion of these products has implications for practically all physiological and behavioural aspects of individual animals. In Spain, since the days of the 'Juntas de Extinción de Alimañas', a government body that organised a systematic campaign against all types of carnivores (including avian scavengers), there has been a generalised numerical diminution in carnivore populations. Today, deliberate poisoning is one of the main conservation problems facing raptors (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al*., 2002; BLANCO & MONTOYA, 2004; CARRETE *et al*., 2007), although the bait laid for these birds is not the only lethal products that they have to confront. Since the collapse in avian scavenger populations in South-east Asia (OAKS *et al*., 2004; SWAN *et al*., 2006), it has become clear that products used to treat and to fatten cattle – above all on intensive farms – may have catastrophic effects on the viability of avian scavenger populations. Recently, it has been realised that other products such as antibiotics and, to a lesser extent, non-steriodal anti-inflammatories (NSAIDs) and anti-parasitic agents, also represent a serious threat to the health of the Iberian vultures that feed predominantly at *muladares* supplied with animal remains – above all pigs and chickens – originating from intensive farms (LEMUS *et al*., 2008; BLANCO *et al*., 2009b).

Since farm animals began to be medicated at the beginning of the 1950s, production models have changed radically and the use of small doses of antibiotics to fatten pigs, chickens and calves has become routine. The use of products such as penicillin, tetracyclines and sulphamides became overnight a cheap and simple way of fattening cattle much more quickly. For example, by the end of the 1970s, 70% of cows, 90% of pigs and 100% of chickens reared for their meat were being medicated with antibiotics in the USA as a means of increasing growth rates and treating infections. Similar figures can be extrapolated and applied to the situation in Spain over the last decade. With the appearance of quinolones, a group of antibiotics first synthesised in the 1980s, the treatment of stabled cattle was totally transformed and these new products henceforth started to be used as preventative and curative treatments in almost all types of veterinary problems. Today, fluoroquinolones are used massively and indiscriminately to treat almost all pathologies in cattle (LEVY, 2002; BRÜGGER, 2007; HUGHES *et al*., 2008). Other drugs such as diethystilbesterol (banned owing to its carcinogenic properties), which can improve profit margins in beef herds, or finishers such as touracil and the infamous clenbuterol (today banned in the EU) are still used on a routine basis. NSAIDs, including the diclofenac (banned by the EU for use with cattle), are another group of pharmaceutical products that are habitually and probably disproportionately used in livestock operations, above all on pigs, to combat the high stress levels caused by the crowded conditions animals are kept in. Under these conditions, fattening rates fall and NSAIDs are often used to eliminate stress and fever. Products such as flunixin meglumine, potencially nephrotoxic for birds, paracetamol and acetylsalicylic acid (aspirin) are also habitually employed in animal husbandry, together with ketoprofen or, more recently, meloxycam and carprofen. Lastly, there are a number of anti-parasitic agents that are also used intensely in animal husbandry: bencimidazoles and avermectines are the most commonly employed group and can cause problems in birds; imidazoles are highly damaging for the liver and bone marrow; and avermectines are potential pollutants due to their high environmental stability and are thought to be very toxic for fish and invertebrates (MCKELLAR, 1997; EDWARDS *et al*., 2001; KREUZIG *et al*., 2007).

The intensive and – on occasions – indiscriminate and erroneous use of antibiotics is the main cause of the appearance of bacterial resistance to these drugs; worldwide, this is one of most serious public-health issues that medicine has to confront today (BAQUERO & BLAZQUEZ, 1997; LEVY, 2002; O'BRIEN, 2002; MØLBAK, 2004). Practices in animal husbandry involving the abusive use of antibiotics have played a part in the evolution of this problem (ANGULO *et al*., 2000; AARESTRUP *et al*., 2005) and the effects can be noted in the bacterial flora of avian scavengers and other animals. These animals have become reservoirs and vehicles for the dispersion of resistant bacterial strains (BLANCO *et al*., 2007a,b, 2009a; DOLEJSKA *et al*., 2007; LITERÁK *et al*., 2007), many of which are the very pathogens that provoke various types of zoonosis (DASZAK *et al*., 2000; DOBSON & FOUFOPOULOS, 2001; SWARTZ, 2002). On the other hand, fluoroquinolones and a number of other drugs are very stable and accumulate in aquifers (SARMAH *et al*., 2006; SUKUL & SPITELLER, 2007), thereby causing dysbiosis in water systems and in animals directly or indirectly 'medicated' by these drugs, above all in their respiratory tracts and gastrointestinal systems (WHO, 1998; BLANCO *et al*., 2006, 2007a,b; LEMUS *et al*., 2008). Like hormones, anti-

inflammatories also contaminate both water and terrestrial systems, provoking a wide range of problems in invertebrates and lower vertebrates. Finally, avermectines kill all coprophagous invertebrates present in the faeces of animals treated with these products, a serious conservation problem for these invertebrates and the species that feed upon them (MCCRAKEN, 1993; LUMARET & ERROUISSI, 2002), as well as for the health of ecosystems in general (DAUGHTON & TEMES, 1999; EDWARDS *et al.*, 2001; YOSHIMURA & ENDOH, 2005; KREUZIG *et al.*, 2007).

1.1. Eliminating carcasses and their use by avian scavengers: tendencies, problems and legal situation

For centuries it was common practice in Mediterranean countries to leave dead stock animals wherever they died so that their carcasses could be eliminated by local vultures (HIRALDO *et al.*, 1979; DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997). In the past, carrion originating from wild animals and extensively grazed animals was always a more important part of the diets of avian scavengers than the carrion left in traditional village *muladares* (HIRALDO *et al.*, 1979; DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997). Thus, the accumulation and predictability of the presence of carrion in *muladares* is a new element in the evolutionary history of these species (Figure 1) and the consequences for the demography, dynamics and conservation of their populations are as yet poorly known (DONÁZAR *et al.*, 1997; CARRETE *et al.*, 2006a, b; BLANCO *et al.*, 2007a). Above all, though, recent changes in livestock operations have made the intensive stabling of animals much more economically profitable than the traditional extensive forms of animal husbandry, a trend that may have had important repercussions on the availability, distribution and quality of the food consumed by avian scavengers (DONÁZAR *et al.*, 1997; PARRA & TELLERÍA, 2004; CARRETE & DONÁZAR, 2005; BLANCO *et al.*, 2007a; CARRETE *et al.*, 2007). We use here the term '*muladar*' in its widest sense to mean anywhere that cattle carcasses are regularly or intermittently, intentionally or otherwise, left to be consumed by avian scavengers. Thus, we will be referring to modern feeding stations set up with the express intention of providing food for vultures and to places where carcasses are left with or without vultures in mind, but also to other types of tips, including rubbish dumps for organic matter where the presence of a certain amount of carrion is also predictable.

The leaving of carcasses in the wild and the use of *muladares* for carcasses originating from intensive and extensive production systems have been simultaneously employed in recent decades as methods of disposing of animal carcasses. As a result, populations of necrophagous birds (especially vultures) have grown on the back of the abundance of carcasses originating from stabled animals (Figure 2); nevertheless, at the same time these birds have also continued to feed throughout their distributions on the unpredictable and scattered carrion originating from extensive grazing (DONÁZAR *et al.*, 1997; PARRA & TELLERÍA, 2004; BLANCO *et al.*, 2007a; CARRETE *et al.*, 2006a, b, 2007).

Today, it is assumed that the numerical increase in scavenger populations in recent years (in particular, populations of griffon and cinereous vultures) is due to a super-abundance of food at *muladares* originating, above all from intensive stock farms, rather than any less obvious and harder-to-evaluate effect of extensive grazing systems. No complete specific study exists regarding the role these two methods of eliminating animal carcasses have had in the increase in vulture populations. There is also an information vacuum regarding the abundance and availability of carrion (from both extensive and intensive systems) and the way in which avian scavengers exploit it. Thus, it is difficult to determine the exact relevance for vulture populations of these two different models of animal husbandry and their waste disposal methods. Both models are continuously in a state of flux as a result of the changing demands of the market, shifts in economic and political tendencies and new legal regulations that control both the production and handling of animal products and the elimination of residues. We must therefore first understand the influence of the abundance, availability, distribution and nutritional characteristics of the carrion produced by each different animal species and each waste management system if we are to critically evaluate their role in the conservation dynamics of avian scavenger populations.

Traditional ways of dealing with carcasses originating from extensive animal husbandry systems and the use of *muladares* have changed drastically as a consequence of the 'mad-cow' or Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) crisis in 2001. From this date onwards, there has been a progressive decline in the number of traditional *muladares* owing to the new EU regulations (TELLA 2001) that distinguish between carcasses that are

safe and those that may be a potential source of BSE transmission (EU regulations: EU999/2001, EU1774/2002, EU322/2003, EU830/2005), despite the lack of any evidence to suggest that dead animals left in the wild suppose any risk of BSE transmission (CMIEET, 2001; CROZET & LEHMANN, 2007). These regulations distinguish specifically between intensively raised animals (pigs, chickens and rabbits kept for meat) and ruminants such as the sheep, goats and cows that graze freely over much of Spain. As a result, the abandoning of carcasses originating from extensive grazing (above all, sheep and cows), the main trophic resource for avian scavengers in Spain, was prohibited. Despite the benefits that ecosystems derive from these birds (SEKERCIOGLU, 2006) and their threatened status, the new regulations did not take into account their conservation or their function within ecosystems, probably because the majority of vultures are unknown or rare in most European countries — at least in those countries with the greatest say in European agricultural policy. Thus, the inadequate precautionary legal measures enacted to prevent BSE transmission have led to an absence or scarcity in the number of animal carcasses originating from extensive animal husbandry available for avian scavengers, as well as a parallel increase in the use by avian scavengers of the dead animal tips used by intensive stock farms — above all, farms for fattening pigs (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b). The concentration of scavengers at these *muladares*, which are supplied with carcasses from intensive exploitations considered to be free from the risk of BSE transmission, may well have had multiple implications for scavenger population dynamics (BLANCO *et al.*, 2006; 2007a, b, CARRETE *et al.*, 2006a, b, 2007). Specifically, these new regulations may be leading to important changes in the composition, distribution and quality of the food consumed by avian scavengers, which in turn will increase the risk of ingesting veterinary-prescribed pharmaceuticals and of infection by opportunist pathogens and pathogens derived from intensively bred animals or from the accumulation of animal carcasses (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009).

Modern intensive animal husbandry uses enormous quantities of pharmaceutical products and generates huge quantities of waste that contain these drugs (Figure 3). Dead animal remains have a serious impact on environmental health if they accumulate as a result of the impositions of current carrion-disposal regulations or through a lack of scavengers (SEKERCIOGLU, 2006; BLANCO *et al.*, 2007a;). Nevertheless, with the exception of diclofenac in the Indian subcontinent (see revision in SWAN *et al.*, 2006), information on the impact of prescribed pharmaceutical products present in carrion originating from intensively raised livestock is very scarce (LEMUS *et al.*, 2008). In intensive animal husbandry, antibiotics (or, more correctly, antimicrobials) are probably the most commonly used products for treating the diseases that cause considerable economic losses, and are also used as prophylactic and growth enhancement treatments. The ingestion in *muladares* of the antibiotics present in the carcasses originating from intensive animal husbandry may thus affect the health of the vultures that feed there due to their toxicity and ability to act as immunodepressants. More specifically, the effects of these antibiotics on avian scavengers resemble the effects of the inappropriate use of antibiotics in humans, that is, an alteration of the normal flora and infection by opportunistic fungal and bacterial pathogens (LEVY, 2002; CHIDE & ORIKSAWE, 2007).

1.2. The use of veterinary-prescribed pharmaceuticals: the differences between intensive and extensive livestock husbandry

A number of factors determine the extent to which the ingestion of pharmaceutical products puts avian scavengers at risk. Firstly, the risk will depend on the characteristics of the productive system in question, that is, which animal species are being raised and how they are medicated (DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2007a, b). Secondly, the ingestion of pharmaceutical products will also depend on the availability and abundance of carcasses of animals treated with pharmaceuticals, as well as the methods used in the disposal of their corpses. Thus, the animal species in question, the abundance and availability of carrion and its content in pharmaceutical products are likely to be closely interrelated factors, above all if we take into account the fundamental differences between the methods used to dispose of carcasses in intensive and extensive animal livestock operations (DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008).

Carrion for avian scavengers will vary in composition, availability and spatial-temporal distribution depending on whether it originates from intensively or extensively farmed cattle and the implications for the population dynamics and conservation of these birds will thus vary accordingly.

Traditionally, the extensive grazing of sheep, cows and goats in the Mediterranean has always provided a spatially and temporarily unpredictable supply of carrion, available discretely only in the form of carcasses of dead animals left where they die (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997). Stabled animals, on the other hand, ensure a predictable source of food, often highly abundant and concentrated near farms or the feeding stations set up expressly for avian scavengers (DONÁZAR, 1993; DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2007a; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). The intensification of stable-based animal production has gone hand-in-hand with an increase in the use of pharmaceutical products – to mitigate the growing number of infections and diseases and as prophylactic treatments – in systems with high production levels characterised by crowded conditions and rapid growth (LEMUS & BLANCO, 2009). Extensively grazed cattle receive comparatively less medication than stabled animals due to the lower risk of infection and disease that exists when breeding cattle in the open air at lower densities (STEINFELD *et al.*, 2006). Furthermore, the cost of veterinary treatments is likely to be prohibitive for these more marginal production systems, above all in the case of sheep and goats (DONÁZAR *et al.*, 1997; STEINFELD *et al.*, 2006).

1.3. Objectives

This article consists of a compilation of current knowledge regarding the impact of the ingestion of pharmaceutical products by avian scavengers in Spain. It has been taken from published work providing the most detailed information on certain aspects of this question (BLANCO *et al.*, 2006, 2007 a,b; BLANCO *et al.*, 2009b; LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS *et al.*, 2009; LEMUS & BLANCO, 2009) and is complemented by unpublished information. The main aim of these studies to date has been to evaluate trends in the presence and concentration of antibiotics and other types of pharmaceuticals in farm animals and to analyse their impact on the health of the avian scavengers that breed in central Spain. We discuss how patterns of ingestion of pharmaceutical products have changed in recent years as animal husbandry and the disposal of its waste products have evolved, above all in light of the appearance of BSE and the resulting ban on leaving the carcasses of extensively grazed animals in the wild. This has led to the exploitation by avian scavengers of animal carcasses originating from stabled animals left in *muladares*.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area and general methodology

The study was conducted in the period 2000-2008 and encompassed most of the breeding colonies of the three vulture species nesting in the mountains of the Sistema Central, its foothills and the nearby limestone gorges of the northern Meseta (central Spain, provinces of Segovia, Madrid and Ávila). Griffon vultures were sampled in their principal colonies in Segovia province (gorges of the rivers Riaza and Duratón), Egyptian vultures were sampled in the same area and also in nearby areas in Segovia province, and cinereous vultures were sampled in most of their breeding nuclei in the mountains of the Sistema Central (Alto Lozoya and Valdemaqueda in Madrid province, Río Moros, Navafría and Valsaín in Segovia province and Valle de Iruelas and surrounding areas in Ávila province). Samples were taken from nestlings at 50-80 days old, depending on the species (Figura 4). A blood sample was extracted from the radial vein, then centrifuged and the plasma frozen until analysis. The bacterial microflora of the cloaca, choana and nares was sampled with sterile swabs and an Amies transport medium (see details in BLANCO *et al.*, 2007; LEMUS *et al.*, 2008).

2.2. Identifying antibiotics, NSAIDs and anti-parasitic agents in vultures

The presence and concentration of pharmaceutical products in birds were determined by taking blood samples from nestlings of these three species of vultures and from sick birds found at or nearby nests that were taken subsequently to rehabilitation centres. Necropsies were performed on dead vultures found in or near nests and the presence of pharmaceutical products was determined by liver analysis (see LEMUS *et al.*, 2008). Failed griffon vulture and red kite *Milvus milvus* eggs were also analysed for the presence of pharmaceutical products (LEMUS *et al.*, 2009). The presence and concentrations of quinolone residues (enrofloxacin and ciprofloxacin), amoxicillin, oxytetracyclin, NSAIDs and anti-parasitical agents were determined using high performance liquid chromatography (HPLC) and microbiological techniques with standard protocols (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS *et al.*, 2009, BLANCO *et al.*, 2009b). The NSAIDs searched for were diclofenac (banned for veterinary use in the EU), flunixin meglumine, ketoprofen, ibuprofen, meloxycam, acetylsalicylic acid (aspirin) and acetaminophen

(paracetamol); the anti-parasitic agents searched for were metronydazol, diclazuril, phenbendazol and ivermectin.

2.3. Determining the presence of pharmaceutical products in cattle carcasses

Bacterial growth inhibition tests were used to determine the presence of antibiotic residues in the tissues of dead pigs (liver, muscle, kidney, oral mucous and rectum) recently deposited in a number of *muladares* used by vultures in Segovia province (Figure 5). This test is very sensitive to the presence of antibiotics and is routinely used in slaughterhouses as a quick way of checking for the presence of antibiotics in animal flesh for human consumption (OKERMAN *et al.*, 2001). Samples were collected with sterile swabs and transported within 12 hours in a refrigerated container to the laboratory; analyses were conducted within 1-2 hours of the sample's arrival at the laboratory. Tests were performed in plates with *Bacillus subtilis* spore suspension and *Kocuria rhizophila* bacterial suspension (for details of the mediums and culture conditions, see LEMUS *et al.*, 2008).

To complement these analyses, a pilot study was conducted to evaluate the risk vultures face of ingesting pharmaceutical products from carcasses originating from extensive (sheep, $n = 10$) and intensive (pigs, $n = 10$) animal husbandry in central Spain. Samples were taken from the livers of carcasses, which were then analysed with the same methodology as for the dead vultures (see above).

2.4. Determining pathogens

The presence of two bacteria (*Mycobacterium avium and Salmonella* sp.) and two fungi (*Candida albicans and Aspergillus fumigatus*) was analysed in the three vulture species due to their severe pathogenicity in birds and their potential to proliferate following an alteration in a bird's normal intestinal flora and immunodepression caused by the ingestion of antibiotics (LEMUS *et al.*, 2008), The methods used to determine the presence of these pathogens have been described in detail by BLANCO *et al.*, (2006) and LEMUS *et al.*, (2008). Cases of clinical infection by *Candida albicans* were only considered when they were confirmed by both the presence of lesions in the oral cavity (Figure 6) and by microbiological cultures and the genetic determination of the strains involved (LEMUS & BLANCO, 2009).

Using PCR techniques, the blood samples collected during the first years of the study (before BSE) were used to determine the presence of *Mycobacteriun avium*; microbiological methods were not used, since this procedure requires the use of mucous sampling. The search for lesions caused by *Candida albicans* in the oral cavity and subsequent confirmation by microbiological cultures was not performed until 2003 and so the evaluation of the presence of these pathogens was not complete during the first years of this study.

2.5. Necropsy and histopathology

Necropsies were performed on vultures found dead on or near nests and samples were taken of the lesions found in tissues (liver, kidney, thymus, spleen, bursa of Fabricius, gonads, lungs and heart). Samples were fixed in a neutral 10% formaldehyde solution for histopathological examination. The presence of macro- and micro-lesions in these organs was recorded following established protocols (see details in LEMUS *et al.*, 2008). To study the functional state of the liver, the presence of (1) hypertrophia, (2) vacuolar degeneration of the parenchyma and trabecular deformation and/or (3) hyperplasia and fibrosis in the bile ducts with mononuclear infiltrations was noted; likewise, in the kidneys the presence of (1) hypertrophia and a pale pink colour, (2) glomerular nephritis (3) glomerular nephrosis, (4) mononuclear infiltrations and (5) diffuse white deposits on the surface of and inside the renal parenchyma (urate accumulations) was recorded. We also noted the presence of degeneration in the lymphoid organs – (1) spleen, (2) bursa of Fabricius and (3) thyme – and, finally, the presence of congestion and irritation in the upper digestive tract. The relationship between the presence of each veterinary drug and the lesions to internal organs were analysed with contingency tables with exact probabilities and a log-lineal analysis.

Between 2005 and 2007 we collected 12 failed griffon vulture eggs from nests located in the gorges of the rivers Duratón ($n = 4$) and Riaza ($n = 8$), and 11 failed red kites eggs, also from Segovia province. These eggs were gathered from nests abandoned by breeding birds at the end of the breeding season when nestlings were between 45 and 70 days old (griffon vultures) or around 30 days old (red kites). Other failed vulture and kite eggs were collected from colonies in Cadiz province ($n = 6$) and in Extremadura ($n = 8$), respectively, in order to evaluate geographical differences in the presence and concentrations of pharmaceutical products and study their potential to affect egg viability and damage embryos. Before eggs were removed from

nests, they were all scanned with a digital egg monitor (Buddy, Avitronics) to ensure that there was no embryonic activity. Once in laboratory, all eggs were x-rayed to determine how far the embryo had developed and its position in fertilised eggs; subsequently, a complete necropsy following standard procedures was performed. Samples of the egg content and of different embryonic tissues were also collected to determine the presence of pharmaceutical residues and for microbiological and histopathological analysis (see details in LEMUS *et al.*, 2009).

2.6. Evaluation of the state of the immune system

To evaluate the immunodepressant effect of antibiotics, we analysed in three species of vulture the activity of a number of parameters that define the condition of the cellular and humoral immune systems (LEMUS & BLANCO, 2009). During 2006 and 2007 we took blood samples from nestlings of these three vultures at nests in central Spain (Segovia, Ávila and Madrid provinces). Birds from Extremadura (cinereous vulture from Monfragüe, Cáceres province) and Andalusia (griffon and Egyptian vultures from Cádiz province) were also sampled as control populations since vultures from these areas feed on carrion originating from wild animal populations or from extensive animal husbandry (DONÁZAR, 1993; BENITEZ *et al.*, 2003; COSTILLO *et al.*, 2007), which – as was to be expected – do not have high concentrations of antibiotics (LEMUS & BLANCO, 2009).

We used flow cytometric to evaluate the cellular immunity by measuring the activity of the three most representative subgroups of T cells (CD4+, CD5+ and CD8+). As well, we employed other techniques to evaluate the activity of molecules implicated in humoral immunity, including the complement (classical CPW route and alternative APW route), interleukins (IL1β, IL2, IL6, IL8-like) and the γ interferon (IFNγ) (details of the techniques used, reagents and instruments can be found in TELLA *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. The presence of pharmaceutical products in carrion in *muladares*

The carrion available to necrophagous birds often corresponds to animals that have been medicated for disease and which, when they die, are disposed of by being thrown on a muladar with no previous sanitary or toxicological suppression period. Thus, the residues of the pharmaceutical products present in the carrion will be consumed by birds, as has been demonstrated by the finding of antibiotics circulating in the nestlings of all three vulture species that breed in central Spain (LEMUS *et al.*, 2008). A sample of pig carcasses in *muladares* in Segovia province found residues of antibiotic products in almost all the tissues analysed in a large proportion of all corpses (LEMUS *et al.*, 2008).

A preliminary analysis to test for the presence of pharmaceutical products in the carcasses of intensively (pigs) and extensively (sheep) raised animals in central Spain has confirmed the existence of clear differences between these two different models of animal husbandry. In all, 70% of pig carcasses from intensive farms contained residues of veterinary drugs, above all, quinolones, but also NSAIDs such as flunixin meglumine and anti-parasitic agents such metronidazole and febendazole (Table 1). In contrast, the carcasses of extensively grazed sheep only had residues of ivermectin in a small proportion of the animals tested (Table 1). Other drugs given to farm animals and found in avian scavengers (see below) were not found by this preliminary study owing to the small sample size of just two species of animal used to date. Nonetheless, this initial analysis does provide ample evidence of the contrasting impact that these two production models have on the risk of ingestion of pharmaceutical products by avian scavengers.

3.2. Ingestion of pharmaceutical products by avian scavengers: temporal trends

Avian scavengers ingest the many pharmaceutical products that are given to the animals whose carcasses they feed upon. Besides the antibiotics found in the initial analysis of pig carcasses and nestling vultures (LEMUS *et al.*, 2008), we also found residues of NSAIDs such as flunixin meglumine, aspirin and paracetamol, and anti-parasitic agents such as diclazuril, metronidazol, fenbendazol and invermectin circulating in nestlings of the three vulture species that breed in central Spain (Table 2, BLANCO *et al.*, 2009b). During the 2008 breeding season, we also found in griffon vulture nestlings residues of diclazuril (total prevalence (2001-2008) = 4.3%, n = 116 nestlings, concentration = 0.37 ± 0.06 ng/ml, n = 5), associated with the consumption of farm chickens, and ibuprofen (total prevalence (2004-2008) = 2.7%, n = 112 nestlings, concentration = 1.82 ± 0.56 mg/ml, n = 3), as well as meloxican residues (total prevalence (2004-2008) = 1.8%, n = 112 nestlings, con-

	Presence (%)	
Pharmaceutical	**Intensively reared (pigs)**	**Extensively reared (sheep)**
RESIDUES (total)	70.0	10.0
Quinolones (total)	70.0	0.0
Enrofloxacin	40.0	0.0
Ciprofloxacin	50.0	0.0
Oxitetraciclin	10.0	0.0
NSAIDs (total)	20.0	0.0
Flumixin meglumine	20.0	0.0
Anti-parasitics (total)	20.0	10.0
Metronydazol	10.0	0.0
Febendazole	10.0	0.0
Ivermectin	0.0	10.0

Table 1. Presence (%) of veterinary-prescribed pharmaceuticals in the carcasses of animals originating from intensive (pig, *n* = 10) and extensive (sheep, *n* = 10) exploriations in central Spain.

centration = 0.31 ± 0.14 ng/ml, *n* = 2) in cinereous vulture nestlings from the Rascafria breeding nucleus in Madrid province. This is the first time that residues of multiple NSAIDs and anti-parasitic agents, together with antibiotics, have been found in wild animals. The simultaneous presence in the blood of the nestlings of a number of different drugs reveals the true magnitude of the problem since many are toxic – and even more so in combination with others – and are liable to have multiple negative effects on birds' health (see below). Moreover, analyses were only performed for a selection of the drugs used in animal husbandry: the results are thus essentially conservative and the situation may in fact be even more serious than the results initially indicate.

Since their residues were first detected in vultures, the ingestion of antibiotics (above all, quinolones) and their concentrations have increased in both griffon and cinereous vultures (Figure 7) (LEMUS *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009b). Thus, for example, the proportion of griffon vulture nestlings with antibiotic residues increased from zero in 2001 and 2004 to 70% in 2006 and then to almost 80% in 2008. In the case of cinereous vultures, the presence of circulating antibiotics increased from 50% of nestlings in 2004 to around 80% in subsequent years. These trends towards the greater ingestion of antibiotics are undoubtedly caused by an increase in the consumption of carcasses originating from intensive farms that has occurred since the ban on leaving the carcasses of extensively grazed animals in the wild was imposed (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008, unpublished data); a further cause may be the increase in the use of antibiotics to medicate stabled animals. Tendencies in Egyptian vultures were relatively stable, with circulating antibiotics found in around 40% of birds, although during the last year of the study period no residues of these drugs were detected in a small sample of nestlings of this species (*n* = 6, Figure 7).

In all three vulture species NSAIDs and anti-parasitic agents were found in a smaller proportion of birds than antibiotics and no clear tendencies over time were detected for these drugs (at least up to 2007) (BLANCO *et al.*, 2009b). This finding could be attributed to their less frequent and more tem-

	Gyps fulvus		*Aegypius monachus*			*Neophron percnopterus*
Pharmaceuticals	**Chickens** *n* = 102	**Rehabilitation centre (alive)** *n* = 18	**Pollos** *n* = 70	**Rehabilitation centre (alive)** *n* = 20	**Rehabilitation centre (dead)** *n* = 29	**Chickens** *n* = 55
NSAIDs (total)	19.6	83.3	14.3	55.0	34.5	3.6
Flumixin meglumine[a]	6.9	50.0	2.9	25.0	31.0	3.6
	(3.68 ± 1.98, *n* = 7)	(12.34 ± 7.38, *n* = 9)	(14.99 ±2.58, *n* =3)	(4.60 ± 1.08, *n* = 5)	(5.50 ± 2.15, *n* = 9)	(16.31 ± 1.52, *n* = 2)
Aspirin[b]	9.8	38.9	8.6	45.0	20.7	0.0
	(25.80 ± 7.12, *n* =10)	(57.27 ± 7.10, *n* = 7)	(40.82±2.86, *n* =6)	(34.21 ± 10.08, *n* = 9)	(38.90 ± 13.76, *n* = 6)	-
Paracetamol[a]	2.9	33.3	2.9	15.0	10.3	0.0
	(0.21 ± 0.02, *n* = 3)	(0.29 ± 0.07, *n* = 6)	(0.29±0.04, *n* =2)	(0.16 ± 0.15, *n* = 3)	(0.16 ± 0.04, *n* = 3)	-
Anti-parasitics (total)	22.5	55.6	15.7	65.0	41.4	12.7
Diclazuril[b]	0.0	0.0	8.6	15.0	10.3	12.7
			(0.36 ± 0.08, *n* =6)	(0.32 ± 0.85, *n* = 3)	(0.43 ± 0.05, *n* = 3)	(0.39 ± 0.11, *n* = 7)
Metronidazol[b]	10.8	5.6	2.9	25.0	17.2	0.0
	(0.32 ± 0.11, *n* = 11)	(0.41, *n* = 1)	(0.19 ± 0.04, *n* =2)	(0.46 ± 0.06, *n* = 5)	(0.34 ± 0.06, *n* = 5)	-
Fenbendazol[a]	6.9	38.9	2.9	20.0	10.3	0.0
	(0.37 ± 0.07, *n* = 7)	(0.63 ± 0.07, *n* = 7)	(0.41 ± 0.06, *n* =2)	(0.30 ± 0.03, *n* = 4)	(0.46 ± 0.08, *n* = 3)	-
Ivermectin[a]	6.9	33.3	1.4	15.0	6.9	0.0
	(3.70 ± 0.50, *n* = 7)	(6.77 ± 0.68, *n* = 6)	(4.40, *n* =1)	(3.87 ± 1.65, *n* = 3)	(5.90 ± 0.28, *n* = 2)	-

[a] µg/ml o µg/g • [b] ng/ml o ng/g

Table 2. Proportion of birds (%) with the presence of each drug and the average (± Standard Deviation) of its concentration (in brackets) in plasma (live birds) or in the liver (dead birds) of the three vulture species. Data are from the period 2000-2007. During 2008 residues of ibuprofen and meloxicam were also found in cinereous vulture nestlings (data in the text).

porally variable use in animal husbandry, despite the fact that before the BSE crisis some NSAIDs such as aspirin and paracetamol were found in griffon and Egyptian vultures, although – contrarily – antibiotics were found circulating in Egyptian vultures but not in griffon vultures. Nevertheless, data from 2008 seem to indicate a positive trend in the presence of NSAIDs, above all in griffon vultures, with a prevalence of 60% in 2008 as opposed to only 20% between 2001 and 2006 (Figure 7). The presence of anti-parasitic agents in the blood showed a small positive increase in all three vulture species – most marked in the griffon vulture – as maximum values were reached for all three species in 2008 (Figure 7).

The differences in the prevalence and concentration of NSAIDs and anti-parasitic agents in the three species seem to be determined by their differing alimentary habits and dependences on cattle carrion. Griffon and cinereous vultures had residues of five different NSAIDs including flunixin meglumine, the only circulating residues found in Egyptian vultures. This drug is a commonly used in pig farming (Kahn 2005) and in the study area griffon and cinereous vultures feed predominantly on pig carcasses left in *muladares*. Egyptian vultures, however, feed on a much greater variety of wild prey (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al*., 2007b), which would explain the absence of the other NSAIDs used in pig farming in this vulture species. The variety of drugs found in vultures may be explained by their different feeding habits and carrion dependency. Whilst griffon and cinereous vultures ingest whole carcasses, including the entrails, almost as soon as they are thrown onto the muladares (Figure 8), Egyptian vultures in general do not have access to entrails (where drugs accumulate, EMEA, 2004), other than after the larger vultures have had their fill (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al*., 2007b). The degradation of the drugs contained in carrion will increase as time passes and, given the greater abundance and social feeding habits at carcasses of the other vultures that are capable of consuming whole carcasses in a relatively short period of time (DONÁZAR, 1993), Egyptian vultures often have to wait longer to access carcasses. In fact, even if an Egyptian vulture reaches a carcass first (Figure 9), it is not always able to get access to the internal organs of large animals (DONÁZAR, 1993) such as fattened pigs.

The differences in the presence and concentrations of anti-parasitic agents (Figure 7, Table 2) is a further reflection of how diet and feeding habits are reflected in the prevalence of pharmaceutical products in these vultures. Whilst all the anti-parasitic agents searched for were found in cinereous vulture nestlings, diclazuril was not found in griffon vulture nestlings until 2007 (BLANCO *et al*., 2009b) and then again in 2008, associated with birds that fed on farmed chickens (unpublished data). Diclazuril was, nevertheless, the only anti-parasitic found in Egyptian vultures; this pharmaceutical is employed above all in large chicken and rabbit farms (KAHN, 2005) and carcasses are often consumed by cinereous and Egyptian vultures, but only occasionally by griffon vultures, for example, whenever other prey is scarce (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al*., 2007) such as during the last years of this study.

These results reveal clearly the serious impact the intensive medication of stabled animals is having on the amount of pharmaceutical products ingested by avian scavengers (BLANCO *et al*., 2006, 2007a, b; LEMUS *et al*., 2008). Bearing in mind that we have not yet found all the drugs given to farmed animals that are liable to be present in vultures, the situation could be even worse, above all if the effects of other equally (or even more) pernicious pharmaceutical products such as hormones or the compounds used in the euthanasia of cattle are considered (LANGELIER, 1993; THOMAS, 1999), a question that is currently under investigation.

3.3. The presence of pharmaceuticals in vultures admitted to rehabilitation centres

All cinereous (n = 20) and griffon (n = 18) vultures found sick and taken to the Buitrago de Lozoya rehabilitation centre in Madrid had antibiotic residues in their blood (prevalence = 100% in both species), most commonly quinolones (prevalence = 100%; enrofloxacin = 75%, 100% and ciprofloxacin = 75%, 55.6% in cinereous and griffon vultures, respectively). Both of these quinolenes were found in high concentrations (μg/ml) in both cinereous (enrofloxacin: 0.093 ± 0.49, n = 15, ciprofloxacin: 0.11 ± 0.06, n = 15) and griffon vultures (enrofloxacin: 0.11 ± 0.04, n = 18, ciprofloxacin: 0.07 ± 0.02, n = 10). Other antibiotics were less prevalent and were found in lower concentrations: oxytetraciclin: 25.0%, 22.2%; amoxicillin: 15.0 %, 16.7%; oxytetraciclin: 0.05 ± 0.27, n = 5, 0.08 ± 0.03, n = 4; amoxicillin: 0.12 ± 0.36, n = 3, 0.06 ± 0.02, n = 3 (cinereous and griffon vultures, respectively). The dead cinereous vultures brought to rehabilitation centres (n = 29) had a high prevalence of antibiotics in their livers (65.5%), above all of

quinolones (65.5%, enrofloxacin: 48.3%, ciprofloxacin: 55.2%), oxytetraciclin (10.3%) and amoxicillin (17.2%), all in high concentrations (in µg/g, enrofloxacin: 0.07 ± 0.02, *n* = 14, ciprofloxacin: 0.09 ± 0.03, *n* = 16, oxytetraciclin: 0.10 ± 0.04, *n* = 3, amoxicillin: 0.06 ± 0.02, *n* = 5).

The proportion of sick or ill cinereous and griffon vultures with NSAIDs and anti-parasitic agents, as well as their respective blood (live birds) and liver concentrations (dead birds), is given in Table 2.

These results reveal the enormous impact that the drugs used in animal husbandry are currently having on avian scavenger populations. All the birds admitted to this centre – for whatever reason (electrocution, shooting, for example) – were examined for these drugs. Severe intoxication by drugs used in animal husbandry and their effects on the health of vultures – that is, the acquisition of numerous pathogens (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009) due to immunodepression caused by antibiotics (see below) – is currently one of the main causes of admission of avian scavengers into rehabilitation centres in the centre of the Iberian Peninsula (Figure 10), above all in the case of the cinereous vulture.

3.4. The presence of antibiotics in failed eggs

The ingestion of antibiotics may negatively affect nestling health and survival and thus the breeding success and conservation of avian scavenger populations (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a, b; LEMUS *et al.*, 2008). Antibiotics and other drugs can also reduce breeding success due their effects on embryo viability during incubation.

In a previous study, we found fluoroquinolone residues (enrofloxacin and ciprofloxacin) in failed griffon vulture and red kite eggs taken from nests in Segovia province (LEMUS *et al.*, 2009): this was the first time that any type of veterinary drug residue had been found in wild bird eggs. In contrast, none of the failed eggs collected in control areas in Andalusia and Extremadura contained antibiotics or any other drugs used in animal husbandry (Table 3).

The average concentration of quinolones in griffon vulture eggs was higher than in nestling plasma from the same colonies (LEMUS *et al.*, 2008), probably as a consequence of accumulations in breeding females in target tissues – notably in adipose tissue - due to the lymphocytic character of quinolones (NEUMAN, 1987; CABRERA *et al.*, 2002). Likewise, these drugs accumulate in the fat of stabled cattle, above all in the pigs on which vultures in central Spain often feed (BLANCO *et al.*, 2006, 2007b). The presence of quinolone residues in red kite eggs indicates that this drug is present in – at least – breeding females, as well as nestlings and the wintering kites that feed on carrion originating from intensive animal husbandry in the same area, as the high levels of bacterial resistance to quinolones and other antibiotics found in this species in Segovia show (BLANCO *et al.*, 2006, 2007b).

All the eggs with quinolone contained residues of both enrofloxacin and ciprofloxacin. Enrofloxacin was found in higher concentrations than ciprofloxacin in griffon vulture eggs, the opposite to the case of red kites, in which ciprofloxacin was commoner (Table 3). In general, though, the concentrations of quinolones were higher in griffon vultures than in red kites (Figure 11), a fact that may be caused by differences in their feeding habits and dependences on the carrion generated by intensive animal husbandry: griffon vultures feed almost exclusively on dead cattle (DONÁZAR, 1993), unlike red kites, which are facultative scavengers that also feed on a wide range of wild prey items (BLANCO *et al.*, 2006). Moreover, vultures will feed on any and all parts of carcasses, including the entrails, often immediately after they have been thrown on muladares; kites, on the other hand, generally feed on scraps of muscle, tendons and skin (BLANCO *et al.*, 2006, unpublished data) opportunistically once carcasses have been attacked by vultures (HIRALDO *et al.*, 1991; pers. obs.). Therefore, different feeding

	Presence(%)							
	Griffon vultures (*n* = 12)				Red kites (*n* = 11)			
	Infertile eggs (*n* = 8)		Fertile eggs (*n* = 4)		Infertile eggs (*n* = 4)		Fertile eggs (*n* = 7)	
	without quinolones (*n* = 2)	with quinolones (*n* = 6)	without quinolones -	with quinolones (*n* = 4)	without quinolones -	with quinolones (*n* = 4)	without quinolones (*n* = 1)	with quinolones (*n* = 6)
Enrofloxacin (µg/ml)	-	7.59 ± 1.48	-	6.47 ± 3.08	-	2.18 ± 0.89	-	2.48 ± 0.79
Ciprofloxacin (µg/ml)	-	2.45 ± 1.28	-	4.43 ± 2.25	-	5.42 ± 1.16	-	6.24 ± 1.33
Bacterial growth	opportunistic	no	-	no	-	no	*C. psittaci*	no
Damage to cartilage	-	-	-	yes	-	-	no	yes

Table 3. Concentrations of quinolones in infertile (failed) eggs with embryos in griffon vultures and red kites; presence of opportunistic bacteria and pathogens and damage to joints in embryos.

behaviours may lead to different concentrations of quinolones due to the hepatic metabolisation of enrofloxacin to ciprofloxacin that occurs in both the farm animals and in the birds that ingest their remains, as can be surmised from the relationship between the concentrations of these two molecules in eggs (Figure 12). Vultures consume the organs in cattle in which the quinolones accumulate, above all the liver and fat, whilst kites feed on small scraps of skin and muscle in which residues of metabolised ciprofloxacin reach greater concentrations than that of its precursor, enrofloxacin. This latter drug is administered to cattle (EMEA, 2004), while ciprofloxacin is often used in human medicine, but never as a veterinary drug. Enrofloxacin is exclusively used in animal husbandry due to international regulations aimed at preserving the efficiency of antibiotics in humans (BURGESS & HALL, 2007).

In conclusion, the damaging effects of antibiotics on the viability of embryos and hence on hatching rates may explain the fall in the breeding rate detected in some avian scavenger populations (e.g. CARRETE *et al.*, 2006a). More work is needed to determine exactly what impact these pharmaceutical products are having on breeding areas, avian species and specific populations (Photo 13).

3.5. The effects of pharmaceutical products on the health of avian scavengers

a) Acquisition and proliferation of pathogens

Antibiotics are liable to have a variety of effects on the physiology and, above all, general state of a bird's immune system and birds that ingest them will become more susceptible to pathogenic micro-organisms such as opportunistic bacteria and fungi (LEMUS *et al.*, 2008, LEMUS & BLANCO, 2009). Specifically, antibiotics can depress the immune system (see below) and alter the normal bacterial flora, with the result that opportunistic pathogens are able to infect and then proliferate; under normal circumstances, the same pathogens would remain latent or be kept at bay by the bird's immune system.

Coinciding with the periods in which antibiotics were not circulating in these birds (Figure 7), none of the target pathogens was isolated in griffon vulture nestlings before the BSE crisis and then only appeared for the first time a few years afterwards (Figure 14). Nevertheless, the presence of pathogens has increased dramatically in recent years (Figure 14). A similar increase has occurred in cinereous vulture nestlings, although there is no available information for the period before the BSE crisis (Figure 14). Egyptian vultures show no clear tendency in the prevalence of pathogens and during the final year of the study none of the small number of birds sampled ($n = 6$) was found to be affected by these pathogens.

In our studies we have shown that there is a clear association in the three species of vulture between the presence of antibiotic residues – in particular fluoroquinolones – and infection by opportunistic pathogens (Figure 15), probably because antibiotics caused immunodepression, toxic poisoning and a temporary alteration in birds' normal bacterial flora (LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS & BLANCO, 2009). The presence of antibiotics in the blood was closely related with infection by opportunistic pathogens such as the fungi *Candida albicans and Aspegillus fumigatus* and the bacteria *Salmonella* sp. and *Mycobacterium avium* in the three species of vulture. The examination of sick cinereous vultures found in the wild and taken to rehabilitation centres confirmed that they were suffering from infection by the same pathogens as those associated with the presence of circulating antibiotics (LEMUS *et al.*, 2008). These results were subsequently confirmed in all three vulture species in a larger sample taken from a wider geographical area (BLANCO *et al.*, 2009b). This association remained evident and statistically significant after controlling for interannual variation in the presence of antibiotics and pathogens (Figures 7 and 14) and taking into account the additional effects of or possible interference by NSAIDs and anti-parasitic agents. In fact, the relationship between the presence of the above-mentioned pathogens and quinolones was independent of a parallel temporal increase in the amount of antibiotics and anti-parasitic agents present in the blood of griffon vultures, but not in the blood of cinereous vultures (BLANCO *et al.*, 2009b). This finding suggests that, aside from the obvious connection between antibiotics and the acquisition and proliferation of pathogens, an interannual increase in the number of pathogens may have occurred independently of the presence of antibiotics in these two species. This increase could be due to higher infection rates and then transmission between conspecific birds at feeding sites. This would have occurred above all at *muladares*, where large numbers of birds congregate, and in breeding colonies, in particular in the case of the most contagious and persistent pathogens (e.g. *Mycobacterium avium*), whose presence has increased dramatically in griffon vultures, the most gregarious of the three vulture species studied.

Egyptian vultures showed no temporal trends regarding the presence of pathogens, antibiotics or any other drugs. This finding is consistent with this species' lesser dependence on cattle carrion and the interannual variation in the abundance and availability of its wild prey (BLANCO *et al*., 2007b); likewise, this species faces competition for food from the more abundant and dominant cinereous and griffon vultures (DONÁZAR, 1993), above all at *muladares* since the BSE crisis. Moreover, the Egyptian vulture's less sociable feeding and breeding behaviour may well reduce intra-and interspecific contact, thereby reducing the probability of pathogen transmission. Independently of these factors, we still found a clear association between the presence of antibiotics and pathogens in this vulture. Nevertheless, the association between the presence of pathogens and other pharmaceutical products was only statistically significant – albeit weakly – in the case of the NSAIDs in cinereous vultures (BLANCO *et al*., 2009b). This association is much less obvious than the independent relationship between antibiotics and pathogens, probably because of the greater amounts of antibiotics as opposed to NSAIDs in circulation, and also due to the different ways in which these drugs act on birds.

More investigation is needed if we are to determine the direct effects of antibiotics on bird's normal flora, as well as the impact of the antibiotics in the acquisition and proliferation of other pathogens such as protozooans and viruses that can also cause high mortality rates.

b) Damage to internal organs

The necropsies performed on cinereous vultures found dead in central Spain confirmed the presence in the liver of antibiotics and other drugs (see above) associated with kidney, liver and digestive lesions, and degeneration of the immune system organs (Figure 16). This reveals the existence of a causal relationship between the presence of antibiotics and the mortality associated with their toxicity and ability to act as immunodepressors; their presence allows for the acquisition and proliferation of pathogens, which in turn only aggravate the direct effects of the antibiotics themselves on damaged organs.

Whereas antibiotics can depress the immune system and alter the normal flora leading to the acquisition and proliferation of pathogens (LEMUS *et al*., 2008; LEMUS & BLANCO, 2009), the damage caused by NSAIDs to birds' health may be more direct and involve the possibility of fatal renal damage, as has been seen in the case of diclofenac (METEYER *et al*., 2005; SWAN *et al*., 2006). This anti-inflammatory has severe effects on birds' kidneys and is thought to be the main cause of the dramatic decline in vulture populations in the Indian subcontinent (SWAN *et al*., 2006). In our study, however, we found that the presence of quinolones (as opposed to NSAIDs and anti-parasitic agents) in cinereous vultures was associated with the degeneration of lymphoid organs, congestion in the upper digestive tract and multiple lesions in the liver and kidneys. Nevertheless, these results in no way invalidate the experiments that have demonstrated the negative effects of diclofenac on birds' kidney (SWAN *et al*., 2006), but do suggest that quinolones are likely to have similar effects on wild vultures in Spain. Moreover, quinolones may also severely damage birds' livers and, above all, cause the depletion of lymphoid organs such as the bursa of Fabricius and thymus, whose degeneration is directly linked to severe immunodepression and the subsequent acquisition and proliferation of opportunistic pathogens that can seriously affect vultures' health (LEMUS *et al*., 2008). Similar effects to those occurring in vultures have been described for quinolones found in domestic animals (for example, ZIMPFER *et al*., 2004; MONTAGNAC *et al*., 2005). Thus, quinolones would seem to be more harmful to vultures than the NSAIDs and anti-parasitic agents used in animal husbandry in Spain. The potential impact of antibiotics on vultures' health in the Indian subcontinent has not been evaluated despite the probable frequent use of these pharmaceutical products in the animal husbandry systems practiced there. As such, the ingestion of antibiotics and their possible link to the dramatic fall in vulture populations in the Indian subcontinent should not be ruled out until further research has been conducted.

c) Inmunodepression

All immunological parameters in the nestlings of the three vultures species sampled in central Spain were lower than in nestlings from control populations in Andalusia and Extremadura not affected by the ingestion of antibiotics (Table 4). Such serious levels of immunodepression suggest that antibiotics have a wide-reaching, direct negative impact on nestlings' immune systems as they grow, a finding that has been confirmed by comparing the parameters of immune systems of nestlings with and without antibiotics in central Spain (Figure 17). Thus, it would seem that nestlings ingest antibiotics chronically but discontinuously in this region (LEMUS *et al*., 2008).

	Control area	Central Spain		
		without antibiotics	with antibiotics	Post-hoc Tukey test, *P*
Gyps fulvus	*n* = 7	*n* = 8	*n* = 14	
CD4+	405.3 ± 16.3	259.2 ± 53.0	166.7 ± 17.1	<0.0001
CD5+	195.3 ± 8.04	166.1±17.7	168.8±22.4	0.945
CD8+	337.3±18.2	311.7±35.7	223.1±18.0	<0.0001
CPV complement	1182.1±100.2	799.7±59.4	742.1±60.0	0.180
APV complement	694.9±52.8	463.6±30.7	380.4±10.3	<0.0001
IL1β	1014.4±84.8	779.5±61.0	674.6±64.3	0.005
IL2	24.4±2.4	17.2±0.9	15.6±2.1	0.175
IL6	1600.7±86.8	1317.5±83.6	1171.6±83.2	0.002
IL8-like	1229.0±106.8	875.7±87.8	640.6±74.0	<0.0001
IFNγ	77.6±3.3	54.5±3.3	42.8±5.6	<0.0001
Aegypius monachus	*n* = 10	*n* = 4	*n* = 17	
CD4+	410.4±12.4	217.7±82.4	194.1±35.8	0.526
CD5+	246.2±35.4	159.5±49.0	141.5±23.0	0.556
CD8+	327.9±25.3	265.0±79.0	228.1±25.9	0.165
CPV complement	1237.2±89.9	865.2±76.9	824.6±40.5	0.502
APV complement	691.2±46.5	458.2±78.9	364.5±22.8	0.001
IL1β	1090.0±64.5	838.0±64.7	732.3±42.3	0.003
IL2	21.2±2.3	11.7±0.9	13.4±1.4	0.208
IL6	1586.8±49.6	1251.2±163.6	1122.5±90.8	0.044
IL8-like	1242.7±67.8	775.0±178.0	630.3±70.0	0.016
IFNγ	66.6±5.0	25.2±3.1	27.5±3.4	0.580
Neophron percnopterus	*n* = 6	*n* = 18	*n* = 10	
CD4+	403.3±9.9	336.0±34.6	284.9±59.0	0.010
CD5+	264.8±22.8	177.2±25.6	168.3±37.4	0.728
CD8+	481.7±24.7	363.8±40.4	314.1±64.1	0.031
CPV complement	1317.7±141.3	918.6±63.7	920.7±98.2	0.998
APV complement	692.8±49.4	513.3±20.1	419.2±50.8	<0.0001
IL1β	1157.8±66.9	882.0±47.6	916.6±54.6	0.256
IL2	21.5±1.5	16.1±2.9	14.9±1.7	0.439
IL6	1656.2±55.5	1243.9±67.9	1269.7±79.3	0.632
IL8-like	1369.0±74.1	785.8±44.0	689.8±32.2	<0.0001
IFNγ	80.7±4.8	57.3±3.9	52.2±4.0	0.011

Table 4. Mean values ± SD for each descriptive variable of the immune system in the nestlings of the three vulture species sampled in southern and western Spain (control area without antibiotics) and central Spain (nestlings with and without antibiotics in their blood are shown separately). All parameters were significantly higher in nestlings from the control areas than from central Spain (see results). The results (Tukey test) of the a *posteriori* MANOVA test are given for the differences in the immunological parameters for birds with and without antibiotics in central Spain.

The probability of finding circulating antibiotics in nestlings depends on the time elapsed since they were last fed, an event that usually occurs every few days (DONÁZAR, 1993). This probability may also depend on the extent to which parent birds rely on carcasses originating from intensively farmed cattle as opposed to wild carrion, as well as the on the concentration of antibiotics in the carrion last fed to the nestling and differences in the rate at which individual nestlings metabolise and excrete ingested antibiotics (LEMUS *et al.*, 2008). These factors may explain the absence of circulating antibiotics in a proportion of birds in central Spain, despite the fact all that to some degree depend on the carcasses of medicated animals, as the presence of farm animal remains in all nests indicates. The ingestion of antibiotics probably occurs throughout the growth period of nestlings, as the presence of residues circulating in nestlings of all ages (LEMUS *et al.*, 2008, unpublished data) and the remains of stabled animals found in nests at different stages of nestling development would seem to suggest (unpublished data). If we compare our results with those from individuals in control areas that ingest no antibiotics, it is clear that the chronic but discontinuous ingestion of antibiotics leads to generalised immunodepression.

The uncontrolled ingestion of antibiotics may have immediate depressant effects on the immune system for as long as they are circulating (AZUMA *et al.*, 2001; ANTUNEZ *et al.*, 2006; CHIDE & ORISAKWE, 2007). This may explain why birds with antibiotics circulating in their blood have more severe immunodepression than those without, despite the possible chronic but discontinuous ingestion of antibiotics by all vultures in central Spain (LEMUS *et al.*, 2008). Unlike other pollutants that may have an irreversible impact on the immune system, the effects of antibiotics may in fact disappear quickly. Moreover, the developing immune systems of nestlings may recover more quickly than a fully developed immune system (DAVIDSON *et al.*, 2008). This fact suggests that immunodepression may occur immediately after antibiotics are ingested, but that the immune system is capable of partially – but rapidly – recovering after the ingestion ends. This may also explain the generalised immunodepression found in all birds sampled in central Spain (with and without antibiotics) as opposed to birds from the control regions.

The negative impact of antibiotics on the immune system is a complex question given that different mechanisms, immunological subsystems and metabolic routes may be operating simultaneously in the inhibition of immunological functions. These mechanisms include the suppression of the initial proliferation of lymphocytes, the suppression of bone-marrow activity, the inhibition of macrophages and the massive noxious growth of bacteriophages (FORSGREN *et al.*, 1989; AZUMA *et al.*, 2001; CHIDE & ORISAKWE, 2007; COMEAU *et al.*, 2007). All these mechanism may be involved simultaneously in immunodepression as a result of the ingestion of antibiotics, as suggested by the fact that both the cellular and humoral immune systems are affected to varying degrees by the

presence of antibiotics. In fact, the complex mutual relationship between cellular and humoral immunity may explain the patterns observed in the variation in the different immunological parameters given chronic but discontinuous or recent ingestion of antibiotics. In terms of cellular immunity, the lymphocyte subpopulations that organise active defences (CD4+) and those having memory or cytotoxic activity (CD8+) fell most in nestlings with circulating antibiotics in comparison with the subgroup with helper and coordination activities (CD5+). In the case of humoral immunity, IL8-like and, above all, the APV complement system fell in all three vulture species due to the presence of antibiotics. The alternative route of the complement system (APV) is mainly related with specific immunity, as well as with the identification of pathogens by heterophils and macrophages (PARMENTIER *et al.*, 2002). Low APV levels may be inefficient against pathogens and allow them to be acquired and to proliferate. Although we did not evaluate the activity of macrophages, infection by opportunist pathogens such as *Candida albicans* and *Mycobacterium avium* associated with the presence of antibiotics (LEMUS *et al.*, 2008) may be indicative of a scarcity of macrophages and low activity levels. The IL8-like is related to the chemotaxis of the heterophils. This cytokine is produced by the macrophages and endothelial cells in inflamed and infected areas (DAVIDSON *et al.*, 2008). If macrophage activity drops, the expected secretion of IL8-like will be low. The remaining parameters (IL1, IL6 and γIFN) were also found to be low and were associated in some species – but not in others – with the presence of antibiotics. This suggests that the degree of immunodepression due to the presence of antibiotics may vary in accordance with species' genetic variability or differences in their life histories, two questions that require further investigation.

Humoral immunocompetence depends to a large extent on cellular activity in the immune system, above all in developing birds with intense lymphocytic activity (DAVISON *et al.*, 2008). Lymphocytes act as mediators of most of the activation and activity of the molecules in the humoral system when the immune organs and their functions are not fully developed, as in the case of growing nestlings. Thus, macrophages, mast and plasma cells, 'natural killer' cells, lymphocytes, monocytes, heterophils and even endothelial cells are able to activate a number of cytokins, interferon and the complement system (DAVISON *et al.*, 2008). Low observed T-cell levels associated with the presence of antibiotics seem to fit with this activity model. Thus, low T-lymphocyte levels may lead to low levels of cytokine secretion and chemotactic cells may be too scarce to add to the feedback encouraged by the presence of T lymphocytes (DAVISON *et al.*, 2008). Fluoroquinolones may also have a negative impact on primary haematopoyetic tissue such as bone marrow (CHIDE & ORISAKWE, 2007), as suggested by the severe anaemia associated with the presence of antibiotics in individuals of the three vulture species studied (unpublished data).

The close link between antibiotic residues (above all quinolones) and infection by opportunistic pathogens (LEMUS *et al.*, 2008) are probably thus the result of the immunodepressive effects of the antibiotics that temporally reduce the resistance of hosts to opportunistic pathogens. A severely depressed immune system may be unable to control the access of more harmful pathogens, which then may begin to wreak havoc in bird populations. This worrying possibility may have already begun to manifest itself within vulture populations, above all in the form of reduced breeding success – due to an increase in nestling mortality at the end of the growth period in the nest (LEMUS *et al.*, 2008; unpublished data) – and a fall in the number of breeding pairs.

d) Damage to embryos

Quinolone residues present in griffon vulture and red kite eggs collected in Segovia, central Spain, were clearly associated with severe alteration in cartilage and bone development in embryos in fertilised eggs (Table 3). Such deformations may prevent the embryo from moving, thereby hindering normal embryonic development and preventing it from assuming the correct positioning for hatching (COOPER, 1998; JOYNER, 1994; DEEMING, 1995). In contrast, none of the embryos present in the failed eggs collected in control areas in Andalusia and Extremadura had cartilage or bone deformations, their failure to hatch being due to other factors. Thus, both the potential toxic effects of quinolones and their additional harmful effects on embryonic development may lead to breeding failure during incubation.

Eggs with quinolones present had no bacterial growth (Table 3), that is, they were microbiologically sterile as a result of the anti-microbial activity of the quinolones. This is a highly important finding since non-viable eggs in wild birds are normally colonized during incubation by bacteria belonging to the normal flora (COOPER, 1998) and then by

opportunistic saprophytic bacteria if the unviable eggs are abandoned by females after incubation (HOUSTON *et al.*, 1997, this study). Indeed, both the eggs without quinolones collected in central Spain and those from control areas (without quinolone residues) exhibited opportunistic and pathogenic bacterial growth, which can often lead to a failure to hatch (BOARD & FULLER, 1974; BATTISTI *et al.*, 1998; JONES *et al.*, 2002). These results are further evidence of how the elimination of the normal flora by quinolones has a negative impact on the normal development of embryos.

The histopathological examination of failed eggs containing quinolone residues showed severe damage to the embryos' cartilages and tendons, as well as alterations in the growth of the epiphysis of the long bones. These lesions are similar to those described for newborn or embryonic laboratory animals after experimental exposure to quinolones (PATTERSON, 1991; GOUGH *et al.*, 1992; HILDEBRAND *et al.*, 1993; FÖRSTER *et al.*, 1996; SIMONIN *et al.*, 1999; STAHLMANN, 2002; MASLANKA *et al.*, 2003). These effects may cause progressive organisational damage to the chondrocytes during embrionary development. Quinolones act by inhibiting the DNA topoisomerase (α2-gyrase and β2-gyrase) and in some cases by interfering in the synthesis of DNA, collagen and proteoglycans (SENDZIK *et al.*, 2005; CHANNA *et al.*, 2006). The pathogenesis of fluoroquinolones can be explained by the general ability of these drugs to form free radicals and to act as a chelating agent for magnesium, leading to a deficit of functional available magnesium and, subsequently, to irreversible lesions in connecting tissues (FÖRSTER *et al.*, 1996). Fluoroquilones also have harmful side-effects in pregnant women and their use in children can lead to joint damage (PINO *et al.*, 1991; CUKIERSKI *et al.*, 1992; LIPSKY *et al.*, 1999; KIM *et al.*, 2000; GUZMAN *et al.*, 2003; STAHLMANN 2003). In griffon vulture and red kite embryos, our results show the same effect on joints, although much more severely than in the results published to date for pets and laboratory animals, probably due to neonatal and continuous exposure to these drugs in the closed environment of the egg.

In conclusion, fluoroquinolones may cause damage to the joints of the embryos of the avian scavengers that feed on carcasses of animals medicated with these drugs. To our knowledge, our results constitute the first such data describing the effects of veterinary-prescribed pharmaceutical products on the embryos of wild animals and provide some of the keys for explaining the current fall in breeding success occurring within avian scavenger populations over much of Spain.

3.6. The dilemna of extensive animal husbandry and the myth of muladares

The ban on leaving animal carcasses originating from extensive animal husbandry in the wild has had two main effects with implications on the conservation of avian scavengers: firstly, a sudden scarcity of a once-abundant trophic resource has occurred, which has led, secondly, to the obligate concentration of birds at a small number of *muladares* supplied with carrion originating from stabled animals thought not to be a risk in the transmission of BSE. The combined result of these two factors is that the ingestion by avian scavengers of the numerous pharmaceutical products given to stabled cattle has risen dramatically, with severe consequences for birds' health and thus for the dynamics and conservation of their populations. Contamination by pharmaceutical products present in *muladares* – sites that attract birds given the abundance and predictability of food resources – may turn these sites into attractive sinks (DELIBES *et al.*, 2001) and thus function as ecological traps (contamination trap sensu BLANCO *et al.*, 2007a). More implications of this process for the population dynamics and conservation of avian scavengers are discussed elsewhere in this volume and other questions still require further investigation.

Data available from the period before the 'mad-cow' crisis are scarce, but indicate that even then a proportion of birds were ingesting some of these drugs, in particular NSAIDs such as flunixin meglumine and aspirin. Nevertheless, it was not until a number of years after the passing of the new regulations banning the leaving of unstabled cattle carcasses in the wild that the presence of pharmaceutical products in birds (above all, quinolones) began to increase dramatically. This time lapse could have been caused by the delay of a number of years in the application of the regulations by the competent authorities (livestock and environment governmental departments). One particularly serious consequence of the strict application of the regulations is that farmers can be fined for continuing to leave the carcasses of unstabled cattle in the wild, as they had done for centuries, despite a lack of any evidence to suggest that this method of disposal might have negative effects for human health or the environment. Moreover, this sector also suffered the economic consequences of having to pay for the removal and destruction carcasses, which has led

to the creation of companies specialising in carcass elimination. This centuries-old food resource generated by extensive grazing changed overnight from a relatively abundant, spatially and temporarily unpredictable but nutritionally adequate trophic resource to one that was more theoretical than real. Fortunately, the strict application of the regulations has not completely put an end to the appearance in the wild of the carcasses of extensively grazed animals since remote areas cannot be fully monitored by local authorities.

The ban on leaving the carcasses of unstabled cattle in the wild was imposed as a cautionary measure in the event of the possible transmission of BSE by carrion or by the birds that feed on it. Nevertheless, there is no evidence whatsoever of any risk of transmission of BSE from carcasses of unstabled cattle left in the wild (CMIEET, 2001; CROZET & LEHMANN, 2007). No apparent motive thus exists to continue prohibiting this practice in those areas of Europe with populations of avian scavengers. Given that populations of avian scavengers in Spain have depended for centuries on resources gleaned from extensive grazing, and that as a result these populations increased right up to the current century, it would seem logical that efforts in the conservation of these birds be aimed at trying to return to the former situation, that is, the generalised use by avian scavengers and other animals of the carcasses of extensively grazed cattle left in the wild. Our perception that a return to the past situation would create a dilemma for many environmental managers, researchers and non-professional ornithologists and ecologists interested in vulture populations is reflected this volume, much of which is centred on management and the role of *muladares*, and very little on the importance and implications of extensive livestock grazing freely.

What we refer to here as the 'dilemma of extensive animal husbandry' is in fact the (non-existent) controversy regarding different ways of exploiting cattle carcasses as a conservation strategy for avian scavengers. These conflicting management models – the traditional option of abandoning carcasses in the wild as opposed to the creation of feeding stations supplied with carcasses specifically for avian scavengers – are not mutually incompatible in an ideal situation, as we have commented already. Yet, in practice no clear strategy involving both types of management seems to be have been defined. Instead, management and conservation proposals seem to be favouring the ex situ solution that implies the creation and management of *muladares*.

In order to try and resolve this dilemma, it is worth attempting an environmental cost-benefit analysis of both models, which would include aspects related to the characteristics of the trophic resources supplied in each model, the intrinsic nature of the food supplied, conditions at the sites where food is left, the characteristics of the populations of the birds associated with the use of these models, all types of costs and benefits and the social perception of both types of management. Table 5 represents a compilation of a selection of the typical factors associated with these management strategies and some of the possible pros and cons, and is a first step towards a critical evaluation based on both scientific and circumstantial evidence.

As can be seen from Table 5, the practice of supplying carrion of all types to *muladares* as opposed to the abandoning of carcasses in the wild has a number of implications for avian scavenger populations that depend on the nature of the food supplied, the place it is left and its social and environmental consequences. In terms of the costs of each model, the difference is patent (Figure 18): whilst *muladares* as we know them today are a source of environmental contamination, characterised by the presence of pathogens, pharmaceutical residues, drug-resistant micro-organisms, bad smells, and undesired animals such as domestic pests, rodents and dogs (DONÁZAR, 1993; BLANCO *et al.*, 2006, 2007a,b; LEMUS *et al.*, 2008), the abandoning of carcasses in the wild is exempt of all these costs. Among conservation managers and others interested in avian scavengers, concern about this type of environmental contamination seems generally biased towards its negative impact on the health of the very birds that are the object of conservation measures, and some information exists on this question (BLANCO *et al.*, 2006, 2007a,b; BLANCO *et al.*, 2009b; LEMUS *et al.*, 2008; LEMUS *et al.*, 2009; LEMUS & BLANCO, 2009; CARRETE *et al.*, 2009). In complete contrast, however, there is an absence of information on the role *muladares* play in the contamination and infection by pathogenic and/or resistant micro-organisms of aquifers, rivers, soils, cattle and humans, whose impact could in fact be much more generalised and worrying than is thought at present (SWARTZ, 2002; MØLBAK, 2004; SEKERCIOGLU, 2006).

To our knowledge, the economic costs for farmers and administrations of the creation and management of *muladares*, together with the removal and elimination of carcasses in the wild, have never

MULADARES (TIPS)	LEFT IN THE WILD
Trophic resources	
High predictability	Low predictability
Very abundant	Temporarily abundant (pulses)
Frequent availability	Variable availability
Concentrated distribution	Dispersed distribution
Characteristics of food resource	
Junk food (high percentage of saturated fats, low-quality protein, low concentrations of minerals and vitamins)	Food of adequate nutritional content
High levels of pharmaceuticals	Low levels of pharmaceuticals
High pathogen levels, especially dangerous for wild birds in the case of battery chickens	Low pathogen levels and only found in ruminants
Places found	
Few sites	Many sites
Near farms and roads (risk of collision and electrocution)	Areas of pasture, often very remote
Large numbers of decomposing carcasses	No residues
High levels of environmental contamination	No environmental contamination
Proliferation and spatial concentration of unwanted organisms (bacteria, insects, rodents, wolves and dogs)	Temporary abundance of decomposers and necrophage fauna
Characteristics of avian communities present	
Constant presence of avian scavengers	Irregular presence of avian scavengers
Abundance of avian scavengers	Variable pulses in the abundance of avian scavengers
Spatial concentration of avian scavengers	Scattered presence of avian scavengers
Avian scavenger species dominate	Wide range of avian scavenger species
Changes in the trophic ecology (domestication and 'restaurant' effect)	Conservation of strategies involving searching and use of carcasses
Management of animal carcasses	
High cost of removing carcasses (including insurance policies for stock farmers)	No cost
High cost of disposing of carcasses	No cost
High cost of running and managing a *muladar*	No cost
High costs (ideally) of toxicological and veterinary analyses	No cost
Social perception	
Negative perception of the super-abundance and concentration of scavengers at *muladares*	Positive perception: vultures are seen as waste disposers working with farmers
Negative perception of the environmental contamination (bad smells, insects, rodents, etc.)	No cost

Table 5. Critical environmental cost-benefit analysis of the practice of using muladares to eliminate carcasses compared to the traditional method of leaving carcasses originating from extensive animal husbandry in the wild.

been properly calculated, although there is no doubt that these costs are much higher than the non-existent economic costs involved in leaving dead animals for avian scavengers wherever they die. This aspect of the management of the question has largely been ignored by the responsible administrations who could consider channelling the money spent on removing and eliminating carcasses and setting up and managing *muladares* towards management and conservation methods whose effectiveness has been demonstrated by scientific study.

In our opinion, the effectiveness of the use of *muladares* as a general solution for the conservation of avian scavengers should be regarded as a myth given the negative impact their presence has on the health of these birds and thus on the dynamics and conservation of their populations. The effects of *muladares* on concentrations and abundances of avian scavenger species (DONÁZAR *et al.*, 1997; BLANCO *et al.*, 2007a; CARRETE *et al.*, 2006a,b; CARRETE *et al.*, 2009) and their effects on spatial distribution, breeding and survival in avian scavengers (BLANCO *et al.*, 2007a; CARRETE *et al.*, 2006, 2007a,b; GRANDE *et al.*, 2009) are but two of the aspects (discussed elsewhere by other authors) of the consequences of *muladares* for the health of these birds that merely confirm this myth. Other aspects that are beginning to be investigated include the effects *muladares* are having on the numerical dominance of certain species over others (Figure 19), which reduces the diversity and balance within the guild of avian scavengers (HIRALDO *et al.*, 1991; SELVA & FORTUNA, 2007; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2008; SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009) (Figure 20).

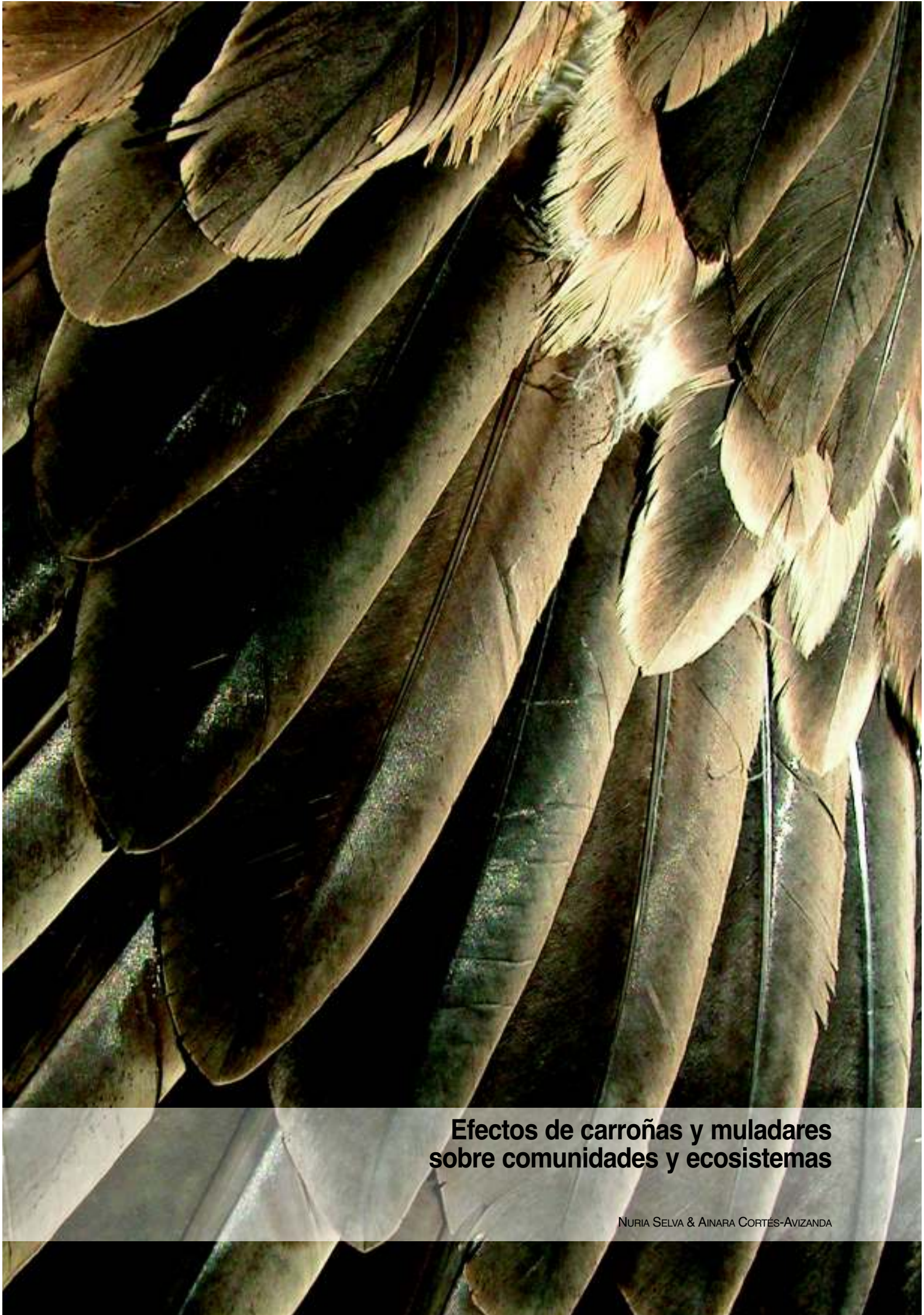
An understanding of this myth does not necessarily rule out the use of *muladares* in certain cases where there is an explicit aim in mind (BENI-

TEZ *et al.*, 2009) backed up by critical scientific evidence (PULLIN *et al.*, 2001, 2004; SUTHERLAND *et al.*, 2004). Nevertheless, awareness of this myth only goes to highlight the crucial importance of prioritising the leaving of animal carcasses in the wild as a conservation strategy that is in accordance with the life history, ecology and evolution of avian scavengers.

4. ACKNOWLEDGEMENTS

We are very grateful to Fernando Polo, Alberto Tejedor, Juan Carlos Rincón, Javier Zalba, Óscar Frías, Noemí Baniandrés and Armando González for their help and frienship during the fieldwork and to Fernando Esperón and Javier Grande for their help with the histopathological and microbiological analyses. Alberto Carreño allowed us to use his excellent photos. Thanks are due also to the forest rangers in Segovia province, in particular to José Antonio Blanco and David Martín for their help when sampling the cinereous vulture population. Permission for sampling was given by the Junta de Castilla-León (regional government). Samples from Madrid were kindly provided by the Parque Natural de Peñalara (Juan Vielva) and the Buitrago de Lozoya rehabilitation centre for protected species (Jesús Montoro). Samples from Andalusia were kindly provided by the Doñana Biological Station (CSIC) and the Junta de Andalucía (regional government). The studies on which this article is based were financed by the project CGL2007-61395/BOS of the Spanish Ministery of Education and Culture. Sincere thanks also go to Fernando Hiraldo for his enthusiastic support over the years, as well as to José Antonio Donázar for his unconditional support and invitation – and gentle persuasion – to form part of this book.

foto/photo: H. Garrido-EBD



Efectos de carroñas y muladares sobre comunidades y ecosistemas

Nuria Selva & Ainara Cortés-Avizanda

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	452-473	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Efectos de carroñas y *muladares* sobre comunidades y ecosistemas

The effects of carcasses and carrion dump sites on communities and ecosystems

PALABRAS CLAVES: pulsos, muladares, estaciones de alimentación suplementaria, agregación, presas alternativas, distribución espacial, carroñeros facultativos, descomponedores, nutrientes, invertebrados.
KEY WORDS: resource pulses, supplementary feeding stations, aggregation, alternative prey, spatial distribution, facultative scavengers, decomposers, nutrients, invertebrates
GAKO-HITZAK: pultsuak, simaurtegiak, elikatze-estazio osagarriak, agregazioa, harrapakin alternatiboak, banaketa espaziala, sarraskijale fakultatiboak, usteltzaileak, mantenugaiak, ornogabeak.

Nuria SELVA[1] & Ainara CORTÉS-AVIZANDA[2]

RESUMEN

En el medio natural la carroña aparece como un recurso pulsado que se distribuye aleatoriamente. Por el contrario, en los *muladares* y estaciones de alimentación suplementaria la disponibilidad de alimento es constante y el recurso se vuelve agregado y predecible en el tiempo y el espacio. Un cadáver representa una importante perturbación local que afecta en gran medida a las distintas comunidades del entorno, modificando su estructura y la red de interacciones directas e indirectas. Supone un pulso de nutrientes para las comunidades edáficas y vegetales y un recurso vital para muchas especies de invertebrados que dependen de la carroña para completar su ciclo. Carroñas y *muladares* tienen también importantes efectos en el comportamiento, densidad y distribución de los vertebrados carroñeros, los cuales tienden a agregarse en su entorno. La agregación de carroñeros facultativos conlleva un aumento de la depredación y/o una menor presencia de presas alternativas en los alrededores del *muladar*. Mientras que las carroñas naturales favorecen la biodiversidad y heterogeneidad espacial, dichos efectos parecen invertirse en el caso de los *muladares* actuales. La concentración permanente de alimento en los *muladares* tiene importantes consecuencias en las comunidades animales y vegetales del entorno. Estos efectos deben ser considerados en el diseño y gestión de las estaciones de alimentación suplementaria, especialmente cuando se ven afectadas especies protegidas o de interés cinegético o en conservación.

ABSTRACT

In the wild the supply of carrion is both irregular and randomly distributed. At traditional *muladares* – carrion dumps, where dead animals are thrown – and modern supplementary feeding stations, however, the supply of food is more constant and the time and place of its appearance becomes predictable. A carcass is a considerable local perturbation that affects the surrounding natural environment by modifying community structure and the network of direct and indirect interactions that take place within. A carcass represents a pulse of nutrients for the soil and plant communities, and a vital resource for many of the invertebrates that rely on carrion to complete their life cycles. *Muladares* and supplementary feeding stations also significantly alter the behaviour, population density and distribution of the vertebrate scavengers that gather around carcasses, to the extent that the presence of groups of facultative scavengers leads to an increase in predation and/or fall in numbers of alternative prey in the vicinity. Whereas natural carrion favours biodiversity and spatial heterogeneity, at the modern feeding stations currently in operation the opposite effect seems to be the rule. The permanent concentration of food supplies present at feeding stations has serious consequences for the plant and animal communities in surrounding areas and this fact must be taken into account when designing and managing such sites, above all when protected and/or game species or of conservation interest are affected.

LABURPENA

Inguru naturalean ausaz banatzen den baliabidea da sarraskia. Aitzitik, hondakindegietan eta elikatzeko geltoki osagarrietan beti dago jatekoa, eta aurreikusteko moduan gertatzen da, nola denboran hala espazioan, baliabide osagarri hau. Hilikiak nabarmen aztoratzen ditu inguruak, eragina du inguruan bizi diren komunitateen baitan, eraldatzen du haien egitura eta zuzeneko eta zeharkako elkarrekintza sareak. Izan ere, hilikia elikagaia da landareentzat eta komunitate edafikoentzat, eta ezinbesteko baliabidea ornogabeen espezie askorentzat, sarraskia behar baitute beren zikloa bururatzeko. Sarraskiek eta hondakindegiek eragin garrantzitsua dute ornodun sarraskijaleen portaeran, dentsitatean eta banaketan, haien inguruetara biltzeko joera izaten baitute. Gizakiek antolatutako hondakindegiek harrapatzeak emendatzea edo/eta hondakindegiaren inguruetan bestelako harrapakinen presentzia urriagoa izatea dakarte berekin batera. Berezko sarraskiek bioaniztasuna eta espazioaren heterogeneotasuna faboratzen dituzten artean, ondorio horiek guztiz bestelakoak dira, antza, egungo hondakindegietan. Hondakindegietan jatekoa ziurtatuta dagoenez, ondorioak zuzenekoak dira inguruko animalien eta landareen komunitateetan. Ondorio hauek oso aintzat hartzekoak dira elikatzeko geltoki osagarriak diseinatzeko eta kudeatzeko garaian, batez ere babestutako espezieak, ehiza interesekoak eta kontserbatu beharrekoak hondakindegien eragin eremura biltzen direnean.

[1] Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences, Mickiewicza 33, 31-120, Kraków, Polonia
[2] Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC, Américo Vespucio s/n, 41092 Sevilla, España

1. INTRODUCCIÓN

Los recursos tróficos pulsados tienen importantes consecuencias en la dinámica poblacional y en la estructura de las comunidades (OSTFELD & KEESING, 2000; SCHMIDT & OSTFELD, 2008; YANG *et al*., 2008). Estos pulsos, definidos como eventos efímeros de superabundancia de recursos alimenticios (YANG, 2004), son fenómenos comunes en la naturaleza y suceden en muchos ecosistemas terrestres. Algunos ejemplos bien conocidos son las fructificaciones masivas de árboles (vecerías), las irrupciones periódicas de insectos, las elevadas producciones primarias tras fuertes lluvias en zonas desérticas, o los aportes de recursos marinos en sistemas costeros. Estos recursos que aparecen de manera pulsada suelen ser explotados por especies generalistas residentes, que adaptan su dieta como respuesta, o bien por especialistas móviles, capaces de viajar largas distancias para explotar dicho recurso (OSTFELD & KEESING, 2000; YANG *et al*., 2008). En este escenario, los consumidores podrán experimentar una respuesta numérica y/o funcional, incluyendo cambios de comportamiento e incrementos en sus tasas de reproducción. Este aumento de la población de consumidores del pulso conlleva una modificación de las interacciones de éstos con sus presas, predadores, competidores y parásitos. Por tanto, las consecuencias en el ecosistema son profundas y los recursos pulsados pueden desencadenar efectos de abajo arriba (*bottom- up control*), que podrán verse acompañados por cascadas tróficas de arriba abajo (*top-down control*), especialmente en la fase de caída del pulso (BEGON *et al*., 2006). Por tanto, dichos eventos no sólo afectan las estrategias de vida y el comportamiento a nivel de consumidores individuales, sino que también provocan respuestas numéricas a nivel poblacional y múltiples efectos indirectos a nivel de comunidad (YANG *et al*., 2008).

La carroña a menudo aparece como un recurso pulsado a nivel de ecosistema. Ejemplos típicos son las mortandades masivas por epizootias, el varamiento de ballenas en las playas, los salmones en su ascenso a los ríos durante el desove y la alta mortalidad de ungulados o de vertebrados acuáticos debido a condiciones ambientales adversas, tales como inviernos extremos o sequías prolongadas, respectivamente (VALVERDE, 1967; HOUSTON, 1979; SINGER *et al*., 1989; LEVY, 1997; WILMERS *et al*., 2003a; SELVA, 2004; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009a). Todos ellos son episodios de gran disponibilidad de carroña, caracterizados por su escasa frecuencia, gran intensidad y corta duración (YANG *et al*., 2008). La única excepción es quizás la carroña suministrada por los grandes predadores, tales como el lobo *Canis lupus* o el león *Panthera leo*, en forma de los restos de sus presas, que es un recurso constante en el tiempo (HOUSTON, 1979; WILMERS *et al*., 2003a; SELVA 2004; SELVA & FORTUNA, 2007). Sin embargo, si pasamos del nivel de ecosistema a escalas espaciales más pequeñas, cualquier cadáver animal que aparece en el campo, independientemente de su origen (depredación o muerte natural), podría considerarse como un pulso a nivel local.

En la actualidad la disponibilidad de carroñas en la naturaleza tiende a tornarse progresivamente más escasa. El declive que han sufrido las poblaciones de los grandes predadores ha traído consigo que en gran parte de los ecosistemas las carroñas asociadas a dicha depredación sean escasas. La disponibilidad de cadáveres de ungulados salvajes, cuyas poblaciones están sometidas a manejo cinegético, también se ha visto restringida (BLÁZQUEZ-ÁLVAREZ & SÁNCHEZ-ZAPATA, 2009). Por otro lado, los cadáveres de animales domésticos derivados de una ganadería tradicional extensiva que, o quedaban en el campo o eran desechados en los *muladares* de los pueblos, están desapareciendo como consecuencia de los cambios en las economías locales y de unas leyes sanitarias cada vez más estrictas (DONÁZAR, 1993; TELLA, 2001; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., datos sin publicar). Esta escasez de recursos ha obligado a implementar diferentes medidas de conservación que suministran carroña a las especies dependientes de la misma. Así, se han diseñado *muladares* modernos, también conocidos como estaciones de alimentación suplementaria, donde se aportan los cadáveres procedentes de la ganadería intensiva.

En este sentido, desde un punto de vista ecológico, podríamos hablar de un gradiente "carroñas naturales" - "*muladares* tradicionales" - "*muladares* modernos", considerando como tales a las estaciones de alimentación suplementaria. Las carroñas naturales, como ya se ha descrito, constituirían un recurso pulsado. Los *muladares* tradicionales representarían un pulso más atenuado (menor intensidad) y con cierta prolongación en el tiempo (mayor duración). En el extremo de este gradiente se situarían los *muladares* modernos o estaciones de alimentación suplementaria, en los que el recurso carroña pierde su carácter pulsado y la disponibilidad pasa a ser prácticamente constante (Figura 1). No sólo se observa un gradiente en la distribución temporal del recurso, sino también en su distribución en el espacio. Mientras que en la mayoría de los sistemas naturales terrestres, las carroñas poseen una distribución aleatoria (WILMERS *et al*., 2003b; SELVA, 2004), en los *muladares* el recurso se concentra en el espacio,

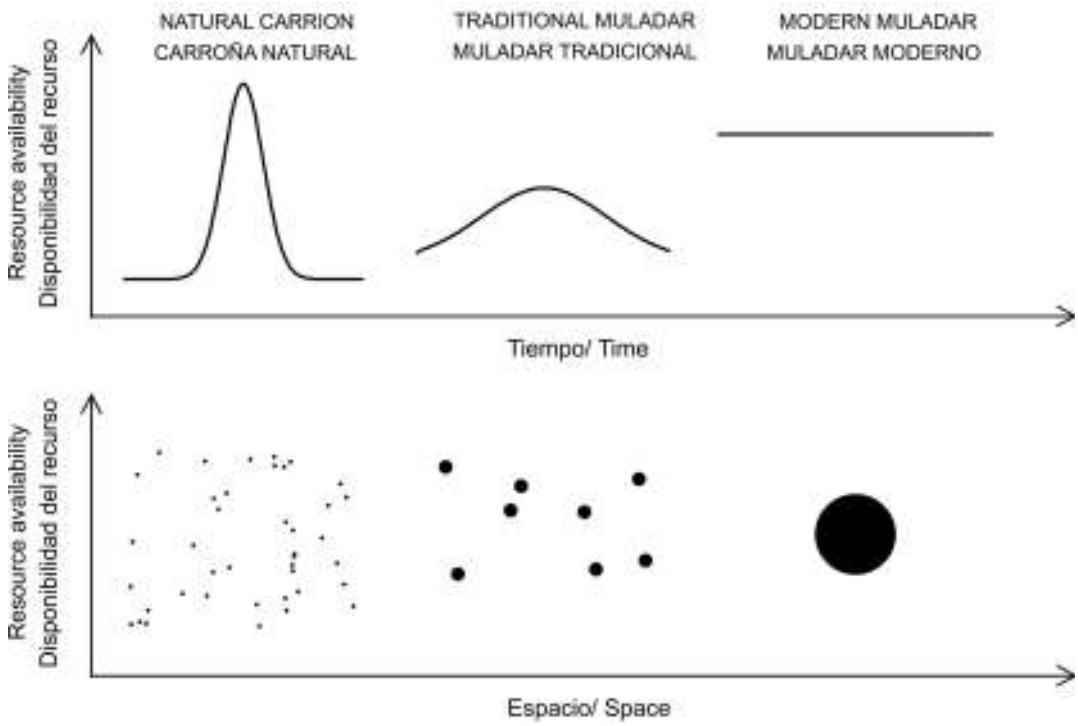


Figura 1. Modelo esquemático de los cambios en la distribución temporal y espacial del recurso carroña en el gradiente carroña en la naturaleza- *muladar* tradicional- *muladar* moderno o estación de alimentación suplementaria. El grosor de los círculos es indicativo de la cantidad de carroña disponible.

Figure 1. *Schematic model of the changes in the temporal and spatial distribution of carrion resources along a gradient 'natural carcass' – 'traditional muladar' – 'modern muladar or supplementary feeding station'. The thickness of the circles indicates the quantity of carrion available.*

mostrando una distribución agregada o contagiosa. Así pues, pasa de estar disponible en numerosos puntos bajo el sistema de *muladares* tradicionales a concentrarse en unos pocos en los *muladares* que existen en la actualidad. Estas diferencias en la distribución espacio-temporal del recurso vienen acompañadas de una predecibilidad diferencial en cada caso. Las carroñas naturales son bastante impredecibles en cuanto al momento y lugar en el que ocurren, mientras que los *muladares* son totalmente predecibles en el espacio. El aporte constante en los *muladares* modernos los hace, además, predecibles en el tiempo (Figura 2).

Al igual que ocurre con otros pulsos, los pulsos de carroña (ya sea a nivel de cadáveres naturales o de *muladar*) se propagan a través de la red trófica, produciendo efectos en varios niveles (Figura 3). Tres grupos principales de organismos hacen uso directo de la carroña: (1) descomponedores (hongos y bacterias), (2) invertebrados detritívoros y (3) vertebrados carroñeros (obligatorios y facultativos). El flujo de biomasa y energía relativo hacia cada uno de los niveles depende de numerosos factores ambientales, entre ellos la temperatura (DEVAULT *et al.*, 2003, 2004). El consumo de carroña por estos tres grupos es una vía esencial del C y N en los ecosistemas terrestres, ya que el C y N que están inmovilizados en un animal no se liberan al sistema hasta que éste muere (CARTER *et al.*, 2007). Algunos de los efectos producidos por los pulsos de carroñas son indirectos y están, por tanto, mediados por alguno de los tres grupos mencionados (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a). Así, la disponibilidad de carroña puede afec-

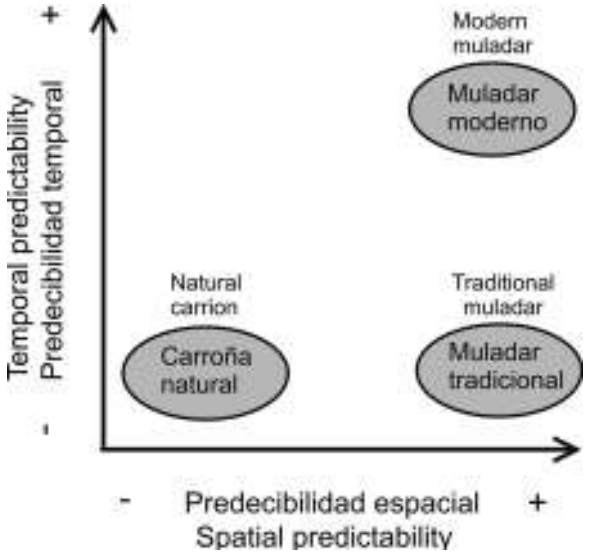


Figura 2. Representación de la distinta predecibilidad en el tiempo y el espacio del recurso carroña en sistemas naturales y bajo sistemas de *muladares* tradicionales y modernos.

Figure 2. *Representation of the predictability over time and space of carrion resources in natural systems, traditional muladares and modern muladares.*

tar a grupos tróficos bastante alejados, como por ejemplo los herbívoros. La red trófica asociada a las carroñas es, pues, más compleja de lo que se viene suponiendo (Figura 3).

Figura 3. Modelo conceptual de la red trófica originada a partir de la carroña. Las flechas indican efectos demostrados de un grupo trófico sobre otro. Las interrogaciones indican efectos hipotéticos que aún no han sido estudiados.

Figure 3. *Conceptual model of the trophic network originating from a carcass. The arrows indicate known effects of one trophic group on another. The question marks indicate hypothetical effects that have never been studied.*

El objetivo de este capítulo es hacer una revisión de los efectos conocidos hasta el momento que las carroñas y *muladares* tienen en distintos componentes del ecosistema, así como destacar, al mismo tiempo, la importancia de que sean considerados en la gestión y manejo de *muladares*. En primer lugar, se analizarán los efectos de la aparición de un cadáver sobre las propiedades del suelo y la estructura de la comunidad vegetal circundante. A continuación, se discutirán distintos aspectos del uso de la carroña por parte de la diversa comunidad de invertebrados. Por último, y puesto que los efectos poblacionales sobre especies de carroñeros obligados están ampliamente tratados en este libro, se abordarán los efectos sobre carroñeros facultativos y sus presas alternativas.

2. EFECTOS EN COMUNIDADES VEGETALES Y EDÁFICAS: PULSOS DE NUTRIENTES

El pulso de nutrientes que un cadáver supone para el suelo circundante y las comunidades vegetales del entorno es uno de los efectos ecológicos de la carroña más llamativos, pero a su vez más ignorados (TOWNE, 2000; CARTER *et al.*, 2007; MELIS *et al.*, 2007). La aparición de una carroña representa una importante alteración natural de las características edáficas y biológicas del medio. Cuando un cadáver se descompone, una gran cantidad de fluidos corporales penetra en el suelo, causando la muerte de la vegetación, lo que produce un área denudada alrededor de la carroña. Son las llamadas "islas de descomposición del cadáver" (cadaver decomposition islands, CARTER *et al.*, 2007), similares a las islas de fertilidad asociadas a la descomposición de recursos vegetales, como la hojarasca, y excrementos de grandes ungulados. Estas islas se caracterizan por un elevado contenido en nutrientes del suelo, una elevada biomasa y actividad de la fauna microbiana edáfica y una gran abundancia de nematodos.

La concentración de nutrientes del suelo (carbono, nitrógeno, nitratos, amonio, fósforo, fosfatos, calcio, sodio, potasio, cloruros, sulfatos, magnesio y manganeso) aumenta en las inmediaciones del cadáver (COE, 1978; TOWNE, 2000; DANELL *et al.*, 2002; CARTER *et al.*, 2007; MELIS *et al.*, 2007). Este efecto es muy local, observándose concentraciones más elevadas de algunos nutrientes hasta 4 metros de distancia del cadáver. Se muestra como un gradiente en el que las concentraciones disminuyen hacia la periferia del cadáver y que persiste al cabo de los años (TOWNE, 2000; DANELL *et al.*, 2002; MELIS *et al.*, 2007, Figura 4). Dicho gradiente se ha podido detectar incluso siete años después de la muerte del animal, especialmente en nutrientes de ciclos lentos, como el calcio.

En el caso de la vegetación circundante al cadáver, dicho efecto no es tan aparente y sólo en el caso de algunos nutrientes la concentración es más elevada en aquellas plantas situadas cerca del

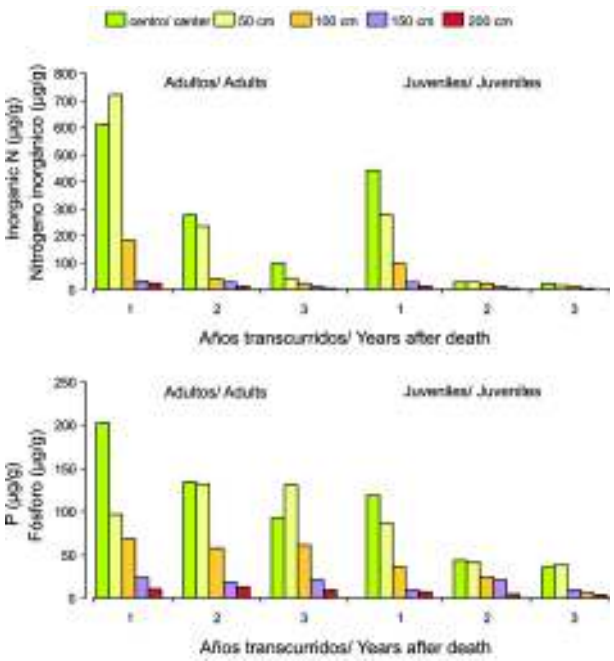


Figura 4. Concentraciones medias de nitrógeno inorgánico (N) y fósforo (P) en el suelo de cadáveres de ungulados adultos y juveniles medidas a intervalos de 50 cm a partir del centro del cadáver y hacia el exterior. Se indican los años transcurridos desde la muerte del animal (Tomada de TOWNE, 2000).

Figure 4. *Average concentrations of inorganic nitrogen (N) and phosphorus (P) in the soils under adult and juvenile carcasses measured at 50-cm intervals starting from the centre of the carcass. The number of years since the death of the animal is indicated (From TOWNE, 2000).*

cadáver (en general hasta dos metros de distancia, DANELL *et al*., 2002; MELIS *et al*., 2007). Sin embargo, los cambios son drásticos a nivel de biomasa vegetal y estructura de la comunidad vegetal. Las "islas de descomposición del cadáver" representan un recurso de gran calidad y escasa competencia, lo que favorece el establecimiento de especies pioneras. A partir del primer año de la aparición del cadáver, la riqueza y diversidad de especies, así como la biomasa y cobertura vegetal aumentan significativamente en las inmediaciones del cadáver (TOWNE, 2000). En sistemas relativamente homogéneos o poco productivos, tales como las praderas norteamericanas (TOWNE, 2000) o la tundra ártica (DANELL *et al*., 2002) respectivamente, se ha visto que la perturbación producida por un cadáver proporciona refugio a ciertas especies de plantas y aumenta la heterogeneidad espacial de la comunidad vegetal y del sistema. Sin embargo, en sistemas más productivos y complejos, como los bosques templados, este patrón no resulta tan evidente (MELIS *et al*., 2007).

La magnitud de estos efectos depende de numerosos factores, tales como el tamaño del cadáver, el tipo de suelo, la temperatura ambiente, la estructura y eficacia de la comunidad de vertebrados carroñeros y las características del ecosistema. La temperatura es de gran importancia, ya que de ella depende el grado de actividad de los organismos descomponedores, mediando de esta forma la competencia entre éstos y los vertebrados carroñeros (DEVAULT *et al*., 2003, 2004; SHIVIK, 2006). TOWNE (2000) observó que los cadáveres de animales de mayor tamaño y que habían perecido en verano producían un parche de perturbación de mayores dimensiones (Figura 4). Es en las épocas cálidas cuando la actividad descomponedora es más intensa y también el pulso local de nutrientes hacia el suelo; el resto del año, principalmente en invierno, los vertebrados consumen la mayor parte de la carroña disponible y dichos efectos se debilitan (DEVAULT *et al*., 2003, 2004; SELVA, 2004; SELVA *et al*., 2003, 2005; MELIS *et al*., 2007). En este sentido, los vertebrados carroñeros juegan un papel fundamental como agentes dispersantes de nutrientes (MELIS *et al*., 2007). Así, en sistemas con una comunidad de carroñeros diversa y eficiente, el gradiente de distribución de nutrientes en suelo y vegetación se hace más irregular. Los carroñeros no sólo consumen y transportan restos del cadáver y nutrientes a grandes distancias, sino que a su vez contribuyen al "pool" de nutrientes en las zonas cercanas al cadáver mediante sus excretas.

Parece lógico asumir que los efectos descritos anteriormente para carroñas individuales se multipliquen en los *muladares*. Así pues, las dimensiones de la zona afectada por la perturbación serán mayores y las concentraciones de nutrientes del suelo mucho más elevadas. El crecimiento de la vegetación puede verse impedido si estas concentraciones alcanzan niveles tóxicos para las especies. Por otro lado, los *muladares* modernos, al evitar el acceso a los mamíferos, limitan la capacidad de los carroñeros para dispersar nutrientes, lo cual contribuirá a aumentar la concentración local de los mismos. Por último, y como se ha observado en basureros, cabe esperar que los lixiviados procedentes de los *muladares* contaminen cursos de agua cercanos. Puesto que los cadáveres son una fuente importante de fósforo y nitrógeno, los *muladares* pueden jugar un papel importante en la eutrofización de masas de agua colindantes. A pesar de que muchas estaciones de alimentación suplementaria poseen balsas de lixiviados, este factor debe ser tenido en cuenta al planificar la ubicación de los *muladares*.

3. EFECTOS EN COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS: MICROCOSMOS DE BIODIVERSIDAD

El grueso de la diversidad y complejidad de las comunidades animales asociadas a la carroña corresponde a los taxones invertebrados (SIKES, 1994). Un cadáver representa un hábitat y recurso alimenticio de gran calidad, especialmente para la comunidad de insectos. Más de 500 especies de artrópodos (y dentro de éstas, 422 especies de insectos) han sido encontradas en cadáveres de cerdo durante las distintas fases de descomposición (PAYNE, 1965). La composición de especies y su sucesión en el cadáver muestran un patrón bastante definido y que varía según la región geográfica y la estación o condiciones ambientales (AMENDT *et al*., 2004). Además, cada estado de descomposición está caracterizado por un grupo particular de organismos. Esta "especialización" de la comunidad de artrópodos en la explotación de cadáveres ha llevado a que sea objeto preferente de estudio, sobre todo por sus aplicaciones forenses.

Dentro de la comunidad de invertebrados asociada a la carroña se pueden distinguir cuatro categorías ecológicas (PAYNE, 1965; AMENDT *et al*., 2004):

(1) las especies necrófagas, que se alimentan sólo de carroña;

(2) predadores y parásitos, que se alimentan de otros artrópodos presentes en el cadáver;

(3) especies omnívoras, que se alimentan tanto del cadáver en sí, como de sus colonizadores; y

(4) especies que utilizan el cadáver como refugio o una extensión más de su hábitat.

Los órdenes coleópteros y dípteros, seguidos de himenópteros y araneidos son los de mayor importancia, y pueden representar el 78% de la fauna artrópoda asociada a cadáveres (PAYNE, 1965). Muchas de estas especies están altamente especializadas en la explotación de carroña, llegando a detectar el cadáver a los pocos minutos de producirse la muerte del animal. Algunas especies, como los escarabajos peloteros (género *Scarabeus*), cuya distribución se ha visto reducida en las últimas décadas, precisan de carroña en determinados momentos de su vida (Figura 5). Otras especies llegan a ser selectivas en relación al tamaño del cadáver, como los coleópteros sílfidos (SCOTT 1998; SMITH & MERRICK, 2001; SIKES & RAITHEL, 2002), o a la parte del cadáver que explotan. Así, por ejemplo, las larvas de las moscas del género *Lucilia*, pertenecientes a la familia Calliphoridae, digieren el colágeno y elastina de huesos y tendones, y los coleópteros derméstidos tienen como dieta principal la queratina de pelos y plumas (BEGON *et al*., 2006).

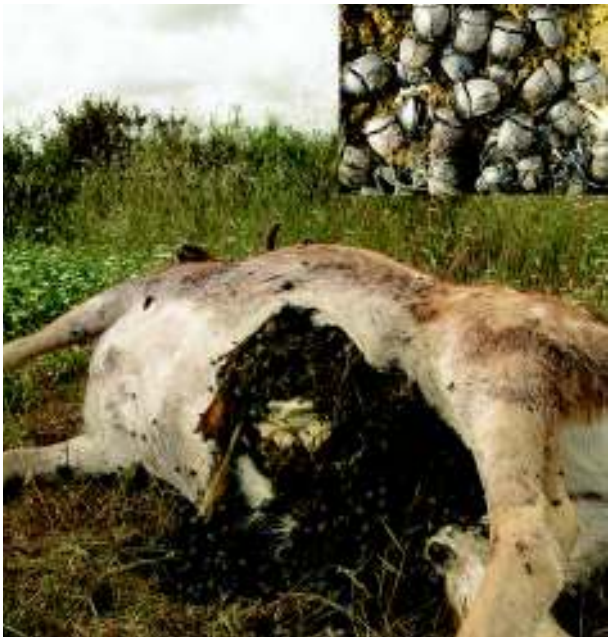


Figura 5. Escarabajos peloteros de las especies *Scarabeus sacer* y *Scarabeus fruticosus* en un cadáver de gamo *Dama dama* en la Reserva Biológica de Doñana. Estas especies de coleópteros precisan alimentarse de carroña durante ciertos momentos de su ciclo vital. Foto: Nuria Selva.

Figure 5. *Dung beetles of the species Scarabeus sacer and S. fruticosus in a fallow deer Dama dama carcass in the Doñana Biological Reserve. These beetle species need to feed on carrion at certain moments in their life cycles. Photo: Nuria Selva.*

Por tanto, no es de extrañar que la disponibilidad de carroña tenga importantes efectos en la dinámica poblacional de muchos artrópodos. Dichos efectos han sido bien documentados en especies que dependen exclusivamente de la carroña para completar su ciclo vital, como los coleópteros del género *Nicrophorus*. Estos escarabajos entierran cadáveres pequeños o bolas de carroña en el suelo, junto a las cuales depositan los huevos y de las que posteriormente alimentarán a su prole (SCOTT, 1998). Parece ser que la escasez de carroña es el principal factor limitante de su reproducción y se ha apuntado como una de las posibles causas de su fuerte declive (SMITH & MERRICK, 2001; SIKES & RAITHEL, 2002). Estas especies dependientes de la carroña, que una vez fueron comunes, están adquiriendo interés en conservación, ya que cada vez son más raras y en la actualidad su distribución se ve restringida a contadas zonas protegidas.

Como ocurre con otros recursos espacial y temporalmente efímeros y discretos, la presencia de un cadáver tiene además efectos drásticos en la riqueza y diversidad de la comunidad de artrópodos. Esta es la conclusión de varios estudios que comparan la comunidad de coleópteros asociada a un cadáver con la de una comunidad control (SIKES, 1994; MELIS *et al*., 2004). La abundancia de coleópteros, la riqueza y la diversidad de especies fueron significativamente mayores en presencia de carroña. En Yellowstone (Estados Unidos), la mayoría de estas especies (entre 37 y 42) estuvieron fuertemente asociadas a la presencia de cadáveres y la diversidad de dicha comunidad fue siempre mayor que la de la comunidad control, con independencia de la disponibilidad de carroña anual (SIKES, 2004). Ambos estudios resaltan el papel de los cadáveres como elemento potenciador de la biodiversidad de los sistemas en general (SIKES, 1994; MELIS *et al*., 2004).

Estos efectos beneficiosos de la carroña para la comunidad de invertebrados en general, parecen serlo sólo para unas pocas especies en el caso de los *muladares* actuales. Cabe esperar que la comunidad de artrópodos que se observa en ellos esté empobrecida. Observaciones preliminares cualitativas apuntan a que dicha comunidad se encuentra dominada por unas pocas especies de dípteros. La concentración de carroñeros obligatorios acaparadores del recurso y las posibles sustancias químicas o tóxicas contenidas en los cadáveres de animales domésticos podrían estar limitando la presencia y reproducción de muchas especies de invertebrados. Es muy posible pues, que el patrón

observado en carroñas naturales se invierta en este caso y la comunidad control sea más rica y diversa que la del *muladar*. En cualquier caso, estos aspectos relacionados con las comunidades de artrópodos en *muladares* requieren ser estudiados en mayor profundidad.

4. EFECTOS EN COMUNIDADES DE VERTEBRADOS: CAMBIOS EN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL, DEPREDACIÓN SOBRE PRESAS ALTERNATIVAS Y CASCADAS TRÓFICAS

Las carroñas representan un recurso universal que explotan un gran número de especies; de hecho la mayoría de los vertebrados terrestres hacen uso de la misma con mayor o menor intensidad. En estudios detallados de la comunidad de carroñeros de algunos ecosistemas se han descrito más de treinta especies, incluyendo aves y mamíferos, que se benefician de este recurso (HOUSTON, 1979; DEVAULT *et al.*, 2003; SELVA, 2004; SELVA & FORTUNA, 2007). Además de las especies denominadas carroñeras obligadas o estrictas, cuya dieta se basa exclusivamente en la carroña, un gran número de especies son carroñeras facultativas. Dentro de este grupo se encuentran todos los predadores, que se alimentan de carroña de manera oportunista y en momentos en los que la disponibilidad de presas es baja. Así, en épocas críticas como al final del invierno, cuando la población de micromamíferos alcanza mínimos, o cuando las condiciones ambientales se endurecen (temperaturas extremadamente bajas o gran espesor de la capa de nieve), los predadores de bosques templados pasan a incrementar significativamente el consumo de carroña (HEINRICH, 1998 JEDRZEJEWSKI *et al.*, 1993; SELVA 2004; SELVA *et al.*, 2005). El hecho de que la disponibilidad natural de las carroñas sea pulsada y en momentos de escasez hace que este recurso tenga relevancia en la diversidad de los ecosistemas y en la dinámica de las poblaciones de consumidores (DE VAULT *et al.*, 2003; ROTH, 2003; MELIS *et al.*, 2004; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a).

Los estudios clásicos sobre el papel de las carroñas en los ecosistemas han sido realizados en regiones cálidas, que albergan gremios con carroñeros obligados o especialistas estrictos, que se agregan en ellas y consumen de manera extremadamente eficiente el recurso (KRUUK, 1967; HOUSTON, 1979; HIRALDO *et al.*, 1991; DONÁZAR, 1993; WALLACE & TEMPLE, 1987; TRAVAINI *et al.*, 1998). Recientemente se ha empezado a considerar la importancia de este recurso para los carroñeros facultativos en latitudes altas (WILMERS *et al.*, 2003a, b; SELVA, 2004; SELVA *et al.*, 2005). Sin embargo, las consecuencias ecológicas de las agregaciones espaciales de las especies facultativas sólo se han empezado a explorar (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a, b). El hecho de que una especie sea facultativa y no obligada supone que no se consumirán las carroñas con tanta eficacia y rapidez como lo harían los especialistas o carroñeros estrictos. Como consecuencia, la presencia prolongada de facultativos explotando el recurso puede incrementar la depredación que ejerzan éstos en el entorno de las carroñas. Los efectos de esta depredación pueden además permear a través de distintos niveles tróficos y causar cambios en la estructura de comunidades (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a, b).

En la actualidad y debido a los cambios en la ganadería tradicional y a las nuevas regulaciones sanitarias, la disponibilidad de carroñas ha pasado a ser mucho más agregada. Ahora los cadáveres se concentran de manera continua y predecible en *muladares* o estaciones de alimentación suplementaria principalmente destinadas a la conservación y recuperación de poblaciones de buitres (también llamados "vulture-restaurants"). Estos *muladares* no sólo concentran buitres, sino que también producen agregaciones de especies facultativas en el entorno de estos lugares. Así pues, cabe esperar que la presión de depredación ejercida por las mismas se vea incrementada. Los cambios en la distribución y disponibilidad de las carroñas pueden estar produciendo una serie de efectos poco explorados sobre las especies no directamente relacionadas con las carroñas vía la agregación en estos puntos de un gran número de carroñeros facultativos y/o potenciales predadores. En un estudio realizado por WILMERS *et al.* (2003b) ya se sugiere que en Yellowstone la acumulación de despojos de caza puede tener importantes implicaciones para la conservación de especies que críen en el entorno. Estos autores afirman que si existen presas alternativas en peligro de extinción o con cierto valor cinegético se deberían evitar situaciones en las que los despojos de caza aparezcan muy agregados tanto en el tiempo como en el espacio. Otros estudios realizados en el desierto de Mojave (Estados Unidos) con cuervos *Corvus corax* han puesto de manifiesto que si la disponibilidad de recursos aumenta, la población crece y, como consecuencia, la depredación sobre otras especies también se incrementa. BOARMAN *et al.* (2006) demostraron cómo un aumento en la disponibilidad de recursos derivados de la actividad humana (basura orgánica, reservorios de agua) ha poten-

ciado el incremento del tamaño de la población de cuervos de manera espectacular (1000% en los últimos 25 años). Sin embargo, dicho aumento ha conllevado al mismo tiempo un incremento en la depredación sobre sus posibles presas, especialmente sobre los juveniles de tortuga del desierto *Gopherus agassizii*. Esto ha aumentado el grado de vulnerabilidad de dicha especie, ya considerada en peligro de extinción, y representa el principal problema para su conservación.

La disponibilidad de alimento incrementa la densidad de las especies y modifica su distribución espacial. En el caso de los subsidios marinos, es decir, recursos alimenticios provenientes del mar que llegan a las costas, se ha visto que producen cambios profundos en la estructura de las comunidades y que son fundamentales en la dinámica de los ecosistemas insulares y costeros. ROSE & POLIS (1998) demostraron que la abundancia de coyotes *Canis latrans* era mayor en las costas de Baja California (Estados Unidos y México), que en las áreas adyacentes del interior. Estas altas densidades eran atribuidas a la disponibilidad de subsidios marinos y se apuntaba a que podrían estar produciéndose cascadas tróficas de arriba abajo, puesto que la tasa de captura de roedores fue menor en las zonas de costa que en las zonas de interior.

A pesar de estos trabajos, pocos estudios investigan a fondo los efectos indirectos de la concentración de manera súper abundante y continua de alimento en ciertos puntos sobre aquellas especies no directamente vinculadas con la explotación del recurso agregado. Esto adquiere especial importancia cuando las especies potencialmente afectadas tienen interés en conservación. Un estudio reciente ha demostrado que la agregación de carroñas en pequeños *muladares* concentra carroñeros facultativos en su entorno, provocando cambios en la distribución espacial de una comunidad homogéneamente distribuida. Este trabajo, realizado por CORTÉS-AVIZANDA *et al*. (2009a), demuestra que durante los fríos inviernos en los bosques templados de Europa la aparición de carroñas produce la agregación de aves y mamíferos carroñeros en su entorno, principalmente cuervos, zorros *Vulpes vulpes* y arrendajos *Garrulus glandarius* (Caja 1, Figura 6). Uno de los resultados más importantes es que como consecuencia de ello, la presencia de presas, como liebres *Lepus europaeus* y ardillas *Sciurus vulgaris* disminuía significativamente en el entorno de las carroñas y *muladares*. Además, en estos lugares el riesgo de depredación, estimado como la probabilidad de co-ocurrencia de los zorros con una de sus presas principales (liebres) también aumentaba. Así, la disminución de las especies presa en el entorno de los *muladares* podría estar causada por un doble efecto, por un lado la evitación del predador por parte de las presas y por otro, por la depredación directa, no sólo por parte de una especie de predador en concreto, sino por el efecto conjunto de toda la comunidad de predadores que acude al *muladar*. De este modo, se concluye que la atracción que ejercen las carroñas sobre muchas especies facultativas provoca efectos indirectos sobre poblaciones de otras especies que no explotan directamente el recurso (Caja 1, Figura 6). Así, se demuestra que las carroñas afectan a niveles tróficos distantes y que sus efectos permean a través de la red trófica.

La agregación de carroñeros facultativos en torno a carroñas y *muladares* también podría estar incrementando la probabilidad de depredación sobre las puestas de las aves que crían en el entorno. En un estudio experimental reciente realizado en Fuerteventura (archipiélago canario) CORTÉS-AVIZANDA *et al*. (2009b) han demostrado que la presión de depredación sobre las puestas de aves que nidifican en el suelo se incrementa en el entorno de las carroñas, observándose este efecto también en el *muladar* que existe en la isla, que ha sido creado como herramienta de conservación del alimoche canario (*Neophron percnopterus majorensis*, Caja 2, Figura 7). El experimento consistió en la colocación de nidos artificiales en líneas a diferentes distancias del *muladar*. Las líneas se revisaban periódicamente y se anotaba la presencia de carroñas frescas, dado que hay rebaños de cabras que pastan libremente por toda la isla. La depredación de nidos fue detectada en el 67% de las líneas, con una frecuencia máxima en las líneas del 92%. La probabilidad de depredación se incrementó significativamente con la presencia de carroña en las inmediaciones de las líneas. Los cuervos fueron los principales predadores y sólo se detectaron grupos grandes de cuervos (hasta 15 individuos) en el entorno del *muladar*. Los autores destacan como estos "comederos de buitres" pueden convertirse en lugares donde los carroñeros facultativos además de alimentarse, acuden a solearse, descansar y socializar; en definitiva, se convierten en áreas muy visitadas y bien conocidas por los individuos, lo que disminuye enormemente la probabilidad de que las puestas situadas en el entorno pasen sin ser descubiertas (Caja 2, Figura 7). Este estudio pone de manifiesto que se debe tener mucha precaución a la hora de ubicar un *muladar* o fuente de alimento disponible y constante, ya que puede

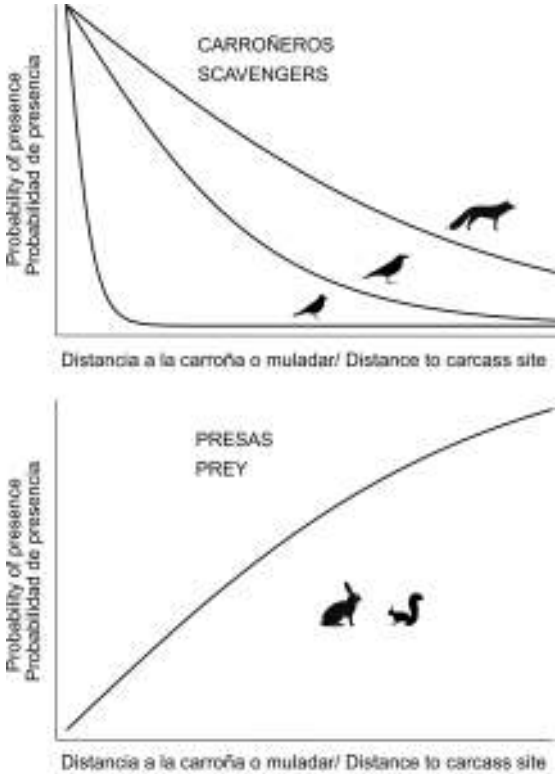


Figura 6a. Modelo conceptual de los efectos de la acumulación de carroñas en *muladares* sobre la distribución espacial de carroñeros facultativos y sus presas. La probabilidad de presencia varió significativamente en función de la distancia a las carroñas para algunas especies de carroñeros (cuervos, zorros y arrendajos) y también de sus presas (liebres, ardillas).

Figure 6a *Conceptual model of the effects of the carrion accumulation in muladares on the spatial distribution of facultative scavengers and their prey. The probability of presence of various scavenger species (ravens, foxes and jays) and their prey (hares and red squirrels) varied significantly in relation to the distance from the carrion.*

foto/photo: Adam Wajral

Figura 6b. Concentración de cuervos en un cadáver natural de bisonte europeo en el bosque de Białowieza

Figure 6b *Concentration of ravens around a European bison carcass in Białowieza forest.*

Caja 1. Cambios en la distribución espacial de carroñeros facultativos y sus presas

El bosque primigenio de Białowieza (Polonia) representa el bosque templado de llanura mejor conservado en Europa. El estudio (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a) se realizó en la parte polaca del bosque (600 km^2), que incluye un área protegida (el Parque Nacional de Białowieza, 100 km^2); el resto del bosque se explota de forma comercial. El bosque de Białowieza está habitado por una rica comunidad animal. Los ungulados están representados por el bisonte europeo *Bison bonasus*, alce *Alces alces*, ciervo *Cervus elaphus*, corzo *Capreolus capreolus* y jabalí *Sus scrofa*. Además, más de cuarenta especies de rapaces y carnívoros, incluyendo el lobo *Canis lupus* y el lince eurasiático *Lynx lynx*, habitan el bosque. El gremio de carroñeros es muy diverso y cuenta con más de 30 especies de aves y mamíferos. Se investigó si los cadáveres de grandes ungulados y pequeños *muladares* producían una respuesta espacial en los carroñeros facultativos y sus presas potenciales. Mediante censos de huellas en la nieve y de observaciones directas se registró la presencia de especies en 77 parcelas de 1 hectárea distribuidas por todo el bosque y siguiendo un diseño radial, con centro en la carroña o *muladar*. También se estimó el riesgo de depredación al que están sometidas las liebres como la probabilidad de que éstas co-ocurrieran con zorros en las parcelas. Los datos se analizaron aplicando modelos lineales generalizados y considerando un coeficiente de autocorrelación espacial. En las inmediaciones de carroñas grandes y *muladares* la presencia de zorros, cuervos y arrendajos fue más probable. Estas especies tendieron a agregarse en las inmediaciones de la carroña. Es más, los grupos grandes de ambas especies de aves se observaron exclusivamente en esos lugares. La abundancia de liebres y otras presas, como la ardilla, disminuyó en las proximidades de las carroñas, probablemente como consecuencia de la depredación directa y/o por la evitación de predadores. Este estudio demuestra que los pulsos de carroña afectan a niveles tróficos distantes, como los herbívoros, y que dichos efectos están mediados por los carroñeros facultativos.

Box 1. Changes in the spatial distribution of facultative scavengers and their prey

Białowieza primeval forest (Poland) is the best preserved lowland temperate forest in Europe. CORTÉS-AVIZANDA et al., (2009a) carried out a study in the Polish part of the forest (600 km^2), which includes the Białowieza National Park (100 km^2); the rest of the forest is exploited commercially. Białowieza is home to rich animal communities. Ungulates are represented by the European bison Bison bonasus, elk Alces alces, red deer Cervus elaphus, roe deer Capreolus capreolus and wild boar Sus scrofa and there are over 40 species of birds of prey and other carnivores, including wolf Canis lupus and Eurasian lynx Lynx lynx. The scavenger guild is very diverse and includes over 30 species of birds and mammals. The aim of the study was to see whether the carcasses of large ungulates and small muladares led to any spatial response in facultative scavengers and their potential prey. By conducting censuses of tracks in the snow and direct observations, species were recorded in 77 one-hectare plots placed throughout the forest following a radial design centred on a carcass or muladar. As well, the risk of predation for hares was estimated as the probability that these mammals would coincide with a fox in a plot. The data were analysed by applying generalised linear models and considering a coefficient of spatial auto-correlation. In the vicinity of large carcasses and muladares the presence of foxes, ravens and jays was more likely and these species tended to congregate around the carrion. Moreover, large groups of jays and ravens were only observed near carcasses. The abundance of hares and other potential prey such as red squirrels decreased around carcasses, probably as a result of direct predation and/or the avoidance of these potentially dangerous sites. This study shows that carrion pulses even affect distant trophic levels such as herbivores and that these effects are mediated by facultative scavengers.

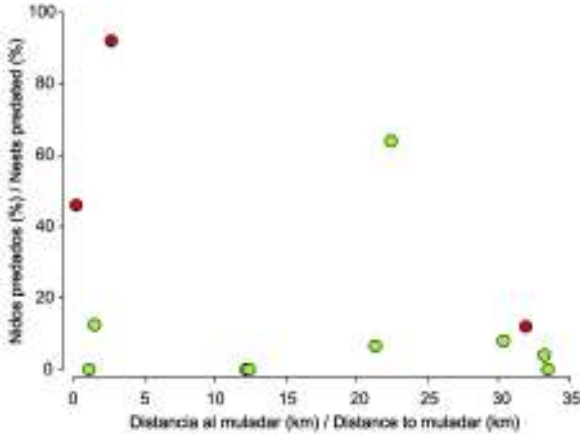


Figura 7a. Porcentaje de depredación de nidos artificiales en función de la distancia al *muladar*. Cada círculo representa una línea; en rojo se indican aquellas en las que además se detectó la presencia de una carroña y en verde el resto.

Figure 7a *Percentage of predation suffered by artificial nests in relation to their distance to the vulture restaurant. Each circle represents a line of nests; red circles indicate the lines in which carrion was detected nearby; green circles indicate that no carrion was found nearby.*

Figura 7b. Estación de alimentación suplementaria creada en Fuerteventura para el alimoche. Foto de los nidos artificiales utilizados en el estudio que simulan las puestas de los paseriformes esteparios de la zona (terreras y corredores). Fotos: José A. Donázar.

Figure 7b *Supplementary feeding station set up in Fuerteventura for Egyptian vultures. Photo of the artificial nests used in the study that simulated the nest and eggs of the steppe birds (lesser short-toed larks and cream-coloured coursers) present in the area. Photos: José A. Donázar.*

Caja 2. Aumento de la depredación de huevos

Este estudio experimental (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009b) se llevó a cabo en Fuerteventura (islas Canarias), donde existe una comunidad relativamente simple, con sólo dos especies de carroñeros facultativos (cuervos y alimoches) y un número considerable de especies de paseriformes. En la isla existe una única estación de alimentación suplementaria o "vulture restaurant", concebido como estrategia de conservación para la población insular de alimoches. Se simularon dos tipos de estructuras de nidos de las principales especies de paseriformes que crían en la zona, la terrera *Calandrella rufescens* y el corredor *Cursorius cursor*. Los nidos artificiales se colocaron en líneas situadas a distancias variables (200 m - 34 km) del *muladar*. Las líneas de huevos eran revisadas diariamente para detectar los huevos depredados y la presencia de carroña aisladas. Los resultados obtenidos indicaron que la depredación se detectó en el 67% de las líneas, llegando en alguna de ellas hasta el 90% de los nidos. Tres de las líneas más cercanas al *muladar* (< 5 km) detectaron los porcentajes más altos de depredación. Entre las líneas alejadas, sólo una situada a 20 km mostró un elevado porcentaje de depredación. El riesgo de que los nidos fueran depredados fue mayor en las líneas situadas cerca de carroñas, ya fuesen dispersas o naturales o en el *muladar*.

Box 2. Increase in egg predation

This experiment (CORTÉS-AVIZANDA et al., 2009b) was carried out in Fuerteventura (Canary Islands), where there is a relatively simple community of facultative scavengers (raven and Egyptian vulture) and good numbers of Passeriformes. On the island there is just one feeding station or 'vulture restaurant', which was set up as a conservation measure to benefit the island's population of Egyptian vulture. We simulated two types of nest structures belonging to the island's commonest ground-nesters, the lesser short-toed lark Calandrella rufescens and the cream-coloured courser Cursorius cursor. These artificial nests were placed in lines located at variable distances from the vulture restaurant (200 m-34 km). Each line of nests and their eggs were checked every day to see which had been predated and to detect the presence of carrion. The results indicate that predation occurred in 67% of the lines and in some cases 90% of nests were predated. The highest predation percentages were detected in three of the lines closest to the vulture restaurant (< 5 km). Of the most distant lines, only one situated 20 km from the vulture restaurant showed a high percentage of predation. The risk that the nests were predated was greater nearer to carrion, independently that it was a 'natural' carrion or supplied at the vulture restaurant.

aparecer un serio dilema en conservación, especialmente si las estaciones de alimentación suplementaria se ubican en áreas donde existan especies presa amenazadas.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Un cadáver representa una importante perturbación en el sistema a escala local que afecta en gran medida a las distintas comunidades del entorno, modificando su estructura y la red de interacciones directas e indirectas. Al ser un recurso efímero, muchos de estos efectos, por ejemplo la agregación de carroñeros facultativos, se desvanecen una vez que cesa el pulso. Sin embargo, otros efectos, tales como los descritos para suelo y vegetación o los efectos poblacionales, pueden perdurar por más tiempo. Si un solo cadáver ya supone una perturbación en el medio, cabe esperar que los *muladares* representen una perturbación de mayores dimensiones y que la magnitud de los efectos se multiplique. Además, se trata de una perturbación que persiste en el medio de manera continuada, por lo que cabe esperar que muchos de los efectos positivos descritos producidos por un cadáver se inviertan y pasen a ser negativos.

Las carroñas naturales, impredecibles y dispersas, favorecen la biodiversidad, incrementan la heterogeneidad espacial y probablemente contribuyen a la estabilidad del ecosistema (SIKES, 1994; TOWNE, 2000; DEVAULT *et al.*, 2003; MELIS *et al.*, 2004). Por el contrario, los efectos positivos de los *muladares* modernos sobre la biodiversidad son bastante cuestionables y precisan ser investigados en mayor profundidad. Así, en los *muladares* actuales las comunidades vegetales y de insectos se ven empobreci-

das. También los cursos de agua cercanos pueden verse afectados. Además, al concentrar carroñeros facultativos, que a su vez son predadores, aumenta el riesgo de depredación sobre presas alternativas en la zona. Esto puede llegar a ser un importante problema para la conservación de especies amenazadas o protegidas que vivan en los alrededores del *muladar* (BOARMAN *et al.*, 2006; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a, b). Procesos tales como la colonización por parte de especies vegetales, la dispersión de nutrientes por vertebrados o la competencia entre descomponedores, artrópodos, aves y mamíferos carroñeros se ven alterados. En resumen, se puede afirmar que los beneficios para la biodiversidad van disminuyendo en un gradiente carroña natural- *muladar* tradicional- *muladar* moderno.

Todos estos factores deben ser tenidos en cuenta en el diseño y planificación de la ubicación de los *muladares* actuales y es imprescindible que se evalúen seriamente en cada caso las consecuencias para las comunidades animales y vegetales del entorno. Por otro lado, el recurso carroña pierde su carácter pulsado en la naturaleza para convertirse en un subsidio espacial en los *muladares*, es decir, zonas que reciben aportes externos de recursos tróficos de forma continua. En este paso, los efectos sobre las comunidades animal y vegetal se amplifican o invierten, lo que altera su dinámica poblacional, composición y diversidad. Por tanto, cuando se adoptan estrategias en materia de alimentación suplementaria, no basta con proporcionar alimento suficiente, sino que además hay que hacerlo de la manera adecuada, es decir, se debe tener en cuenta la dinámica del recurso y simular en la medida de lo posible su disponibilidad espacio-temporal. En este contexto, cabría plantearse si una vuelta al sistema tradicional de *muladares* y cadáveres abandonados no sería más beneficiosa para la conservación de los buitres y el mantenimiento de la biodiversidad, en general.

6. BIBLIOGRAFÍA

AMENDT, J., KRETTEK, R. & ZEHNER, R.
2004 Forensic entomology. *Naturwissenschaften* 91:51–65.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L.
2006 *Ecology: from individuals to ecosystems.* Blackwell Publishing in Malden, MA. USA.

BLÁZQUEZ- ÁLVAREZ, M. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.
2009 El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros. 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. 308-327.

BOARMAN, W.I., PATTEN, M.A. , CAMPC, R.J. & COLLIS, S.J.
2006 Ecology of a population of subsidized predators: common ravens in the central Mojave Desert, California. *Journal of Arid Environments* 67: 248–261.

CARTER, D.O., YELLOWLEES, D. & TIBBETT, M.
2007 Cadaver decomposition in terrestrial ecosystems. *Naturwissenschaften* 94: 12-24.

COE, M.
1978 The decomposition of elephant carcasses in the Tsavo (East) National Park, Kenia. *Journal of Arid Environments* 1: 71-86.

CORTÉS-AVIZANDA, A., SELVA, N., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.
2009a Effects of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic and Applied Ecology* 10: 265-272.

CORTÉS-AVIZANDA, A., CARRETE, M., SERRANO, D. & DONÁZAR, J.A.
2009b Carcasses increase the probability of predation of ground-nesting birds: a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. *Animal Conservation* 12:85-88.

DANELL, K., BERTEAUX, D. & BRAATHEN, K.A.
2002 Effect of muskox carcasses on nitrogen concentration in tundra vegetation. *Arctic* 55: 389–392.

DEVAULT, T.L., RHODES, O.E. & SHIVIK, J.A.
2003 Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos* 102: 225–234.

DEVAULT, T.L., BRISBIN, L. & RHODES, O.E.
2004 Factors influencing the acquisition of rodent carrion by vertebrate scavengers and decomposers. *Canadian Journal of Zoology* 82: 502–509.

DONÁZAR, J.A.
1993 *Los buitres ibéricos: biología y conservación.* J.M. Reyero Ed. Madrid.

HEINRICH, B.
1988 Winter foraging at carcasses by three sympatric corvids, with emphasis on recruitment by the raven, (*Corvus corax*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 23: 141–156.

HIRALDO, F., BLANCO, J.C. & BUSTAMANTE, J.
1991 Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study* 38: 200-207.

HOUSTON, D. C.
1979 The adaptations of scavengers. In: Sinclair, A. R. E & Norton, M. (eds.). *Serengeti: Dynamics of an ecosystem.* University of Chicago Press. Chicago, London. Pp. 263-286.

JEDRZEJEWSKI, W., ZALEWSKI, A. & JEDRZEJEWSKA, B.
1993 Foraging by pine marten (*Martes martes*) in relation to food resources in Białowieza National Park, Poland. *Acta Theriologica* 38: 405-426.

KRUUK, H.
1967 Competition for food between vultures in east Africa. *Ardea* 55: 171-193.

LEVY, S.
1997 Pacific salmon bring it all back home. *Bioscience* 47: 657-660.

MELIS, C., SELVA, N., TEURLINGS, I., SKARPE, C., LINNELL, J.D.C. & ANDERSEN, R.
2007 Soil and vegetation nutrient response to bison carcasses in Białowieza Primeval Forest, Poland. *Ecological Research* 22: 807–813.

MELIS, C., TEURLINGS, J., LINNELL, J. D., ANDERSEN, R. & BORDONI, A.
2004 Influence of a deer carcass on coleopteran diversity in a Scandinavian forest: A preliminary study. *European Journal of Wildlife Research* 50: 146–149.

OSTFELD, R. S. & KEESING, F.
2000 Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 15:232–237.

PAYNE, J.A.
1965 A summer carrion study of the baby pig (*Sus scrofa*, Linnaeus). *Ecology* 46: 592-602.

ROSE, M. D. & POLIS G.A.
1998 The distribution and abundance of coyotes: the effect of allochthonous food subsidies from the sea. *Ecology* 79: 998-1007.

ROTH, J.D.
2003 Variability in marine resources affects arctic fox population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 72: 668-676.

SCHMIDT, K.A. & OSTFELD, R.S.
2008 Numerical and behavioral effects within a pulse-driven system: consequences for shared prey. *Ecology* 89: 635–646.

SCOTT, M.P.
1998 The ecology and behavior of burying beetles. *Annual Review of Entomology* 43: 595-618.

SELVA, N.
2004 *The role of scavenging in the predator community of Białowieza Primeval Forest*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla, Sevilla.

SELVA, N., JEDRZEJEWSKA, B., JEDRZEJEWSKI, W. & WAJRAK, A.
2003 Scavenging on European bison carcasses in Białowieza Primeval Forest (eastern Poland). *Ecoscience* 10: 303–311.

SELVA, N., JEDRZEJEWSKA, B., JEDRZEJEWSKI, W. & WAJRAK, A.
2005 Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1590–1601.

SELVA, N. & FORTUNA, M.A.
2007 The nested structure of a scavenger community. *Proceedings of the Royal Society of London* B 274: 1101–1108.

SHIVIK, J.A.
2006 Are vultures birds, and do snakes have venom, because of macro- and microscavenger conflict? *Bioscience* 56: 819-823.

SIKES, D.S.
1994 *Influence of ungulate carcasses on coleopteran communities in Yellowstone National Park*, USA. MSc Thesis, Montana State University, Montana, USA.

SIKES, D.S. & RAITHEL, C.J.
2002 A review of hypotheses of decline of the endangered American burying beetle (Silphidae: *Nicrophorus americanus* Olivier*). Journal of Insect Conservation* 6: 103–113.

SINGER, F. J., SCHREIER, W., OPPENHEIM, J. & GARTON, E.O.
1989 Drought, fires, and large mammals. *Bioscience* 39: 716-722.

SMITH, R. & MERRICK, M.
2001 Resource availability and population dynamics of *Nicrophorus investigator*, an obligate carrion breeder. *Ecological Entomology* 26: 173-180.

TELLA, J.L.
2001 Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410: 408.

TOWNE E.G.
2000 Prairie vegetation and soil nutrient responses to ungulate carcasses. *Oecologia* 122: 232–239.

TRAVAINI, A., DONÁZAR, J.A., RODRIGUEZ, A., CEBALLOS, O., FUNES, M., DELIBES, M. & HIRALDO, F.
1998 Use of European hare (*Lepus europaeus*) carcasses by an avian scavenging assemblage in Patagonia. *Journal of Zoology (London)* 246: 175-181.

VALVERDE, J. A.
1967 *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.

WALLACE, M.P. & TEMPLE, S.A.
1987 Competitive interactions within and between species in a guild of avian scavengers. *Auk* 104: 290-295.

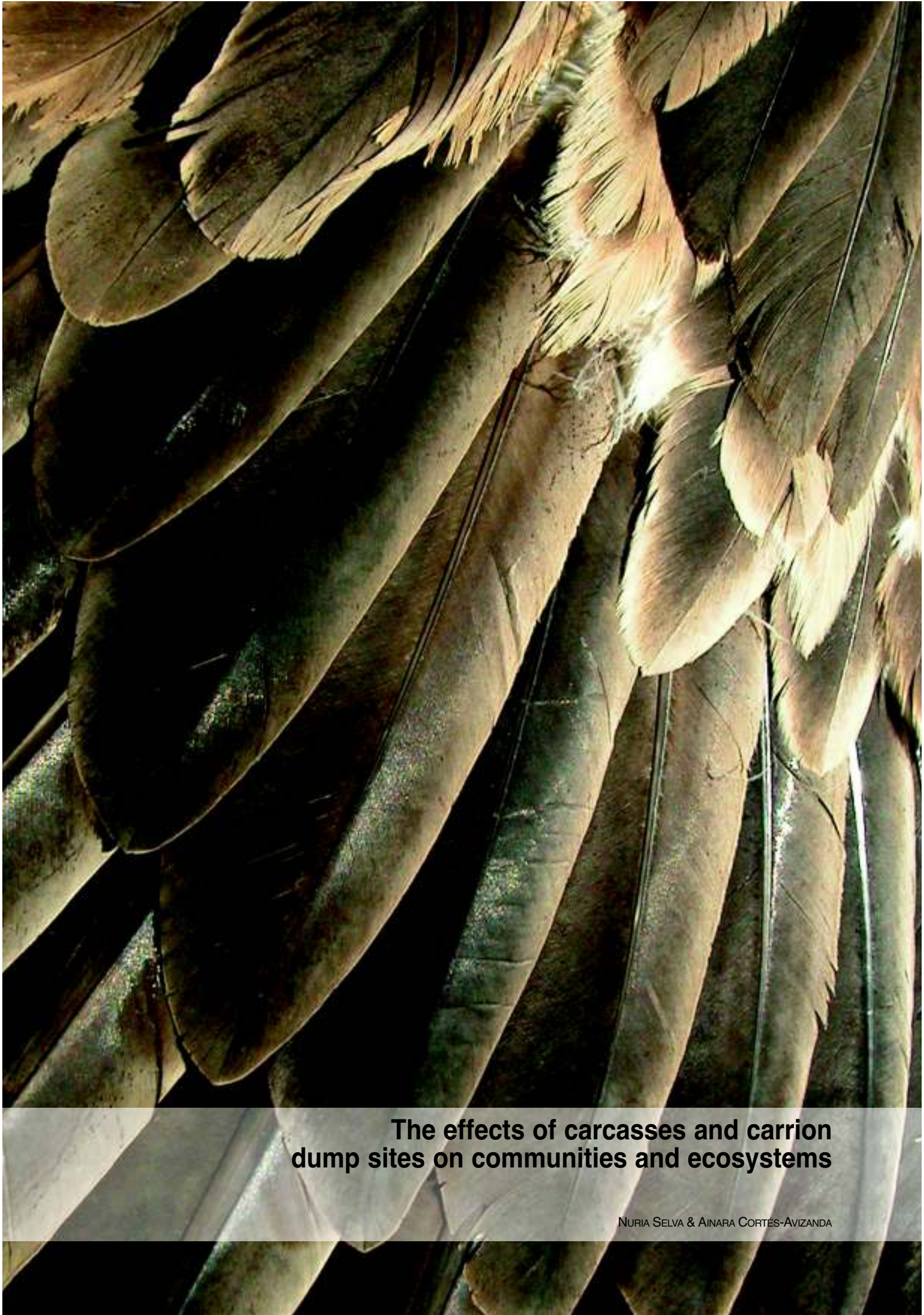
WILMERS, C.C., CRABTREE, R.L. SMITH, D. MURPHY, K.M. & GETZ, W.M.
2003a Trophic facilitation by introduced top predators: gray wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72: 909-916.

WILMERS, C.C., STAHLER, D.R., CRABTREE, R.L., SMITH, D. & GETZ, W.M.
2003b Resource dispersion and consumer dominance: scavenging at wolf and hunter-killed carcasses in Greater Yellowstone, USA. *Ecology Letters* 6: 996–1003.

YANG, L. H.
2004 Periodical cicadas as resource pulses in North American forests. *Science* 306:1565–1567.

YANG, L.H., BASTOW, J.L., SPENCE, K.O. & WRIGHT, A.N.
2008 What can we learn from resource pulses? *Ecology* 89: 621–634.

foto/photo: Jordi Bas



The effects of carcasses and carrion dump sites on communities and ecosystems

Nuria Selva & Ainara Cortés-Avizanda

1. INTRODUCTION

Trophic resource pulses have important consequences for population dynamics and the structure of plant and animal communities (OSTFELD & KEESING 2000; SCHMIDT & OSTFELD 2008; YANG *et al.*, 2008). Such pulses, defined as events of ephemeral resource superabundance (YANG, 2004), are common phenomena in the wild and occur in many terrestrial ecosystems. Well-known examples include tree masting, periodical irruptions of insects, the increase in primary productivity after heavy rains in arid regions, and marine subsidies in coastal areas. These pulsed resources are generally exploited by either resident generalist species, which shift their diets in response to the pulse, or mobile specialist species that will travel large distances to exploit a resource that has suddenly become available (OSTFELD & KEESING, 2000; YANG *et al.*, 2008). Resource consumers may have a numerical and/or functional response, including changes in their behaviour and an increase in reproduction rates. Such an increase in the populations of resource consumers will inevitably modify their interactions with prey, predators, competitors and parasite species. The effects on the ecosystem as a whole are profound and resource pulses may thus trigger bottom-up effects, which may be accompanied by top-down trophic cascades, especially when the pulse weakens (BEGON *et al.*, 2006). Hence, these pulses will not only affect the life strategies and behaviour of individual consumers, but will also provoke a numerical response at the population level and multiple indirect effects at community level (YANG *et al.*, 2008).

Carrion often appears as a resource pulse at ecosystem level. Typical examples include mass mortality caused by epizootic outbreaks, beached whales, spawning salmon, and massive mortality of ungulates and aquatic vertebrates caused by adverse environmental conditions such as harsh winters and prolonged droughts, respectively (VALVERDE, 1967; HOUSTON, 1979; SINGER *et al.*, 1989; LEVY 1997, WILMERS *et al.*, 2003; SELVA, 2004; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009a). All these cases are episodes of large availability of carrion, characterised by their low frequency, great intensity and short duration (YANG *et al.*, 2008). Perhaps the only exception is the carrion supplied by large predators, such as wolves *Canis lupus* or lions *Panthera leo*, in the form of remains from their kills, which is a constant resource over time (HOUSTON, 1979; WILMERS *et al.*, 2003a; SELVA 2004; SELVA & FORTUNA, 2007). Nevertheless, if we descend from ecosystem level to smaller spatial scales, any animal carcass that appears in the wild, independent of its origin (be it the result of predation or a natural death) can be regarded as a resource pulse at the local scale.

Currently, the availability of carrion in the wild tends to decrease progressively. The decline in the populations of large predators has meant that in most ecosystems carrion resulting from their kills is becoming ever scarcer. Wild ungulate populations are subject to hunting management and thus, the number of their carcasses available to scavengers is also decreasing (BLÁZQUEZ- ÁLVAREZ & SÁNCHEZ-ZAPATA, 2009). Furthermore, the carcasses originating from traditional extensive cattle farming, which were once left in situ or thrown on to the village *muladar* (a 'tip' for dead animals, traditionally used in Mediterranean regions to discard carrion), are disappearing as a result of local economic changes and stricter sanitary legislation (DONÁZAR, 1993; TELLA, 2001; CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, unpublished data). This scarcity of carrion resources has made it necessary to implement various conservation measures for scavenger species strictly dependent on carrion: carrion is now provided for those species in modern *muladares* or supplementary feeding stations, which are supplied using carcasses originating from intensive cattle farming.

From an ecological point of view, we could define a gradient 'natural carrion' – 'traditional *muladar*' – 'modern *muladar*' (or supplementary feeding station). As mentioned above, if natural carrion represents a resource pulse, then in comparison traditional *muladares* provide a less intense pulse of greater duration. At the other end of this gradient are the modern *muladares* or supplementary feeding stations, in which the essence of the resource as a pulse is lost and carrion availability becomes constant (Figure 1). As well as this temporal gradient, there is also a spatial gradient in the distribution of the resource. Whilst in most natural terrestrial systems the distribution of carrion is random (WILMERS *et al.*, 2003a; SELVA, 2004), at a *muladar* the resource is concentrated in one place in an aggregated or contagious distribution. Today, this resource is no longer available in numerous sites, as was the case with traditional *muladares*, and is, instead, concentrated in a small number of modern *muladares*. These differences in the spatial-temporal distribution of carrion resources also imply a different degree of predictability: natural carrion is generally very unpredictable in terms of when and where; *muladares*, on the other hand, are spatially totally predictable and the regular supply to modern feeding stations makes them, moreover, temporally predictable (Figure 2).

As in the case of other pulses, the effects of carrion pulses (be they the result of a naturally occu-

rring carcass or a carcass thrown on a *muladar*) spread throughout the trophic web, affecting various levels (Figure 3). Three main groups of organisms use carrion directly: (1) decomposers (fungi and bacteria), (2) detritivore invertebrates and (3) vertebrate scavengers (obligate and facultative). The flux of biomass and relative energy towards each of the trophic levels depends on numerous environmental variables, including temperature (DEVAULT *et al*., 2003, 2004). The consumption of carrion by these three groups is a vital route for C and N in terrestrial ecosystems since the C and N immobilised in an animal is not freed into the system until it dies (CARTER *et al*., 2007). Some of the effects produced by carrion pulses are indirect and are thus mediated by one of the groups mentioned above (CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009a). As a result, carrion availability may affect relatively distant trophic groups such as herbivores. The trophic web associated with carrion is thus much more complex than was once thought (Figure 3).

The aim of this chapter is to review the known effects of carrion and *muladares* on different components of ecosystems and to highlight the need to take these effects into account when tackling the management and running of *muladares*. First, we will analyse the effect a carcass has on the soil and the structure of the surrounding plant communities, and then we will discuss various aspects of the use of carrion by the diverse invertebrate community. Finally, given that the effects at the population level on obligate scavengers are fully discussed elsewhere in this book, we will look at the effects of *muladares* on facultative scavengers and their alternative prey.

2. EFFECTS ON SOILS AND PLANT COMMUNITIES: NUTRIENT PULSES

The nutrient pulse received by surrounding plant communities is both one of the most significant ecological effects of a carcass and one of the least studied (TOWNE, 2000; CARTER *et al*., 2007; MELIS *et al*., 2007). The presence of a carcass represents a significant natural alteration in the edaphic and biological characteristics of the environment. As a carcass decomposes, a large quantity of corporal fluids penetrates the soil, killing the vegetation and causing a vegetation-free bare patch to appear around the carcass. These 'cadaver decomposition islands' (CARTER *et al*., 2007) are similar to the fertile islands associated with the decomposition of litter and dung. These islands are characterised by high levels of soil nutrients, a high biomass and activity of the microbial edaphic fauna and high abundance of nematodes.

Nutrient concentrations in the soil (carbon, nitrogen, nitrates, ammonium, phosphorus, phosphates, calcium, sodium, potassium, chlorides, sulphates, magnesium and manganese) increase in the area around the carcass (COE, 1978; TOWNE, 2000; DANELL *et al*., 2002; CARTER *et al*., 2007; MELIS *et al*., 2007). This effect is very localised; the highest concentrations of some nutrients are found up to four metres from the carcass. Concentrations decrease in a gradient towards the edge of the carcass and persist for a number of years (TOWNE, 2000; DANELL *et al*., 2002; MELIS *et al*., 2007, Figure 4); even up to seven years after the death of an animal, the traces of some nutrients such as calcium, with a slow cycle, still remain.

This gradient is not so apparent in the case of the surrounding vegetation and only in some nutrients are concentrations higher in plants growing near the carcass (in general up to two metres from the carcass, DANELL *et al*., 2002; MELIS *et al*., 2007). Nevertheless, changes are drastic in terms of plant biomass and the structure of plant communities. These 'cadaver decomposition islands' are a high-quality resource where there is little competition and the establishment of pioneer plant species is favoured. From the first year onwards plant species richness and diversity, as well as the overall biomass and plant cover, increase significantly in the immediate area around the carcass (TOWNE, 2000). It has been noted that in relatively homogenous or unproductive systems such as the North American prairies (TOWNE, 2000) or the Arctic tundra (DANELL *et al*., 2002), respectively, the perturbation produced by a carcass acts as a refuge for certain plant species and increases the spatial heterogeneity of the plant community and the system. Nevertheless, in more productive and complex systems such as temperate forests, this pattern is not so evident (MELIS *et al*., 2007).

The magnitude of these effects depends on numerous factors such as the size of the carcass, soil type, environmental temperature, the structure and efficiency of the vertebrate scavenger community and the characteristics of the ecosystem. Temperature is highly important since it determines the rate of activity of the decomposing organisms and thus mediates in the competition between these invertebrates and vertebrate scavengers (DEVAULT *et al*., 2003, 2004; SHIVIK, 2006). TOWNE (2000) observed that the carcasses of the largest animals and those that die in the summer

create larger perturbation patches (Figure 4). In the hottest periods of the year decomposition and the local nutrient pulse towards the soil are more intense; the rest of the year and, above all, in winter, vertebrates consume most of the available carrion and thus the effects on soil and vegetation weaken (DEVAULT *et al.*, 2003, 2004; SELVA, 2004; SELVA *et al.*, 2003, 2005; MELIS *et al.*, 2007). Vertebrate scavengers play a fundamental role as nutrient dispersion agents (MELIS *et al.*, 2007) and in systems with a diverse and efficient scavenger community the distribution gradient of the nutrients in the soil and vegetation is much more irregular. Scavengers not only consume and then transport parts of the carcass and nutrients over great distances, but also contribute with their excrements to the nutrient pool in the immediate area around the carcass.

It would seem logical to assume that the effects described above for isolated or natural carcasses are multiplied in *muladares*. Thus, the dimensions of the area affected by the perturbation will be larger and the concentrations of the nutrients in the soil greater. Plant growth may in fact be impeded if concentrations reach levels that are toxic to plants. Modern feeding stations that prevent mammals from entering limit the capacity of scavengers to spread nutrients, which will contribute to increase local nutrient concentrations. Finally, as has been observed in rubbish tips, it is to be expected that the lixiviates from *muladares* will pollute nearby water courses. Given that carcasses contain high levels of phosphorus and nitrogen, *muladares* may be an important factor in the eutrophication of nearby water bodies. Although many feeding stations are built with lixiviate pools, this factor should still be taken into account when planning the location of *muladares*.

3. EFFECTS ON INVERTEBRATE COMMUNITIES: BIODIVERSITY HOTSPOTS

Most of the diversity and complexity in animal communities associated with carrion is found in invertebrate taxons (SIKES, 1994). A carcass represents a high-quality habitat and food resource, above all for insects. Over 500 species of arthropod (including 422 species of insects) have been found in pig carcasses during its decomposition phases (PAYNE, 1965). The species present and their succession are fairly well defined and vary not only geographically, but also in terms of the season and environmental conditions (AMENDT *et al.*, 2004). Each decomposition stage is characterised by a particular group of organisms and it is this 'specialisation' in the exploitation of carcasses that has meant that arthropod communities are well studied, above all because of their usefulness in forensic science.

Four ecological categories can be identified amongst the invertebrate communities associated with carrion (PAYNE, 1965; AMENDT *et al.*, 2004):

(1) necrophagous species that only feed on carrion;

(2) predators and parasites that feed on the other arthropods present at a carcass;

(3) omnivore species that feed as well on the carcass as on the other species feeding there;

(4) species that used the carcass as a refuge or as a simple extension of their habitat.

The orders Coleoptera and Diptera, followed by Hymenoptera and Araneida, are the most important and can account for up to 78% of the arthropods associated with carcasses (PAYNE, 1965). Many of these species are highly specialised in their exploitation of carcasses and are able to detect the presence of a dead animal just minutes after its death. Some species such as the dung beetles (genus *Scarabeus*), whose distribution has shrunk in recent decades, need carrion at specific moments of their life cycles (Figure 5). Other species such as Silphidae beetles are selective of the size of the carcass (SCOTT 1998; SMITH & MERRICK, 2001; SIKES & RAITHEL, 2002) or of the part of the carcass they exploit. Thus, for example, the larvae of the flies of the genus *Lucilia* (*Calliphoridae*) feed on the collagen and elastin found in bones and tendons, whilst the Dermestidae beetles feed mainly on the keratin in hairs and feathers (BEGON *et al.*, 2006).

Consequently, it is not surprising that carrion availability should have such an important effect on the population dynamics of arthropods; these effects are well documented in species such as the beetles of the genus *Nicrophorus* that depend exclusively on carrion to complete their life cycles. These beetles lay their eggs next to small corpses or pieces of carrion that they have buried in the ground in order to provide food for their offspring when they hatch (SCOTT, 1998). The scarcity of carrion seems to be the main factor limiting reproduction and has been identified as one of the reasons explaining the serious decline of this genus (SMITH & MERRICK, 2001; SIKES & RAITHEL, 2002). Interest in the conservation of these carrion-dependent species, which were once common, is growing as they seem to be ever rarer and currently many are found only in certain protected areas.

As occurs with other spatially and temporally ephemeral and discrete resources, the presence

of a carcass has drastic effects on the species richness and diversity in arthropod communities. This is the conclusion that has been drawn from a number of studies that have compared beetle communities at a carcass with a control community (SIKES, 1994; MELIS *et al*., 2004). Beetle abundance, species richness and diversity were all significantly higher at carcasses. In Yellowstone National Park (United States), most beetle species (between 37 and 42) were significantly associated with carcasses and the diversity was always greater than in control communities, regardless of the annual availability of carrion (SIKES, 2004). Both these studies highlight the role played by carcasses in promoting overall biodiversity in natural systems (SIKES, 1994; MELIS *et al*., 2004).

The beneficial effects of carrion on invertebrate communities in general probably only applies today to a limited number of species found at *muladares*. It seems that arthropod communities found in modern installations are impoverished and preliminary qualitative observations indicate that these communities are currently dominated by just a few species of Diptera. The concentration of obligate scavengers that monopolise the resource and the toxic chemical substances that are sometimes found in domestic animals may be limiting the presence and reproduction of many species of invertebrates. It is highly likely that the patterns observed in natural carcasses may be reversed in feeding stations and that species richness and diversity may actually be greater in control communities. Whatever the situation, it is clear that the arthropod communities of feedings stations should be studied in much greater depth.

4. EFFECTS ON VERTEBRATE COMMUNITIES: CHANGES IN SPATIAL DISTRIBUTION, PREDATION ON ALTERNATIVE PREY ITEMS AND TROPHIC CASCADES

Carrion is a universal resource which is exploited by a large number of species; in fact most terrestrial vertebrates – to a greater or lesser extent – make use of carrion at some stage. In detailed studies of scavenger communities over 30 species including birds and mammals have been described as benefiting from carrion (HOUSTON, 1979; DEVAULT *et al*., 2003; SELVA, 2004; SELVA & FORTUNA, 2007). Aside from the obligate scavengers, whose diets are based exclusively on carrion, a large number of species are facultative scavengers. These include all predators, who will feed on carrion opportunistically or when the availability of their prey is low. Thus, in critical times of the year such as the end of winter, when micro-mammal populations reach a low point or when environmental conditions worsen (extremely low temperatures and/or thick snow), predators in temperate forests significantly increase their consumption of carrion (HEINRICH, 1998; JEDRZEJEWSKI *et al*., 1993; SELVA, 2004; SELVA *et al*., 2005). The fact that the natural availability of carrion occurs as a pulse during moments of scarcity means that this resource plays a very important role in the diversity of ecosystems and in the population dynamics of consumers (DE VAULT *et al*., 2003; ROTH, 2003; MELIS *et al*., 2004; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009a).

The classical studies regarding the importance of carrion in ecosystems have generally been conducted in warm climate areas that are home to guilds of obligate scavengers or strict specialists that congregate at carcasses and consume them in a highly efficient fashion (KRUUK,1967; HOUSTON, 1979; HIRALDO *et al*., 1991; DONÁZAR, 1993; WALLACE & TEMPLE, 1987; TRAVAINI *et al*., 1998;). Recently, the importance of carrion for facultative scavengers at higher latitudes has begun to be studied (WILMERS *et al*., 2003a,b; SELVA, 2004; SELVA *et al*., 2005). Nevertheless, the ecological consequences of the spatial congregations of facultative scavengers have only just started to be explored (CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009a, b). The fact that a species is a facultative and not an obligate feeder means that it will consume a carcass less efficiently and more slowly than the specialists or strict carrion-eaters. As a result, the more prolonged presence of these facultative species as they exploit the resource will increase the predation pressure they put on other species in the area surrounding the carcass. The effects of this predation may permeate through various trophic levels and change the structure of communities (CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009a, b).

Currently, due to changes in traditional cattle farming and new sanitary legislation, carrion availability has become much more concentrated. Today, carcasses are found much more continuously and predictably in feeding stations (also known as 'vulture restaurants') that have been created above all to conserve and strengthen vulture populations. These feeding sites attract vultures as well as large numbers of facultative species, which increase predation pressure on a local scale. Changes in carcass distribution and availability may have provoked a series of yet poorly known effects in species that are not directly related to carrion as a result of the aggregation of large numbers of facultative

scavengers and/or potential predators. A study conducted by WILMERS *et al.*, (2003b) indicates that in Yellowstone the accumulation of remains from animals that have been hunted may be having serious implications for species that breed in the immediate area. These authors suggest that, if other endangered or game species are present in a hunting area, the remains of hunted animals should not always be left in the same place at the same times. Studies carried out in the Mojave Desert (United States) on ravens *Corvus corax*)have revealed that if the availability of resources increases, the local raven population does so as well, which in turn increases predation pressure on other animal species. BOARMAN *et al.* (2006) have shown that an increase in the availability of resources derived from human activities (for example, organic waste matter and water reservoirs) in this area has led to a spectacular rise in raven populations (1000% over the last 25 years), which has increased predation pressure on other prey, above all juvenile desert tortoises *Gopherus agassizii*. The local population of this endangered reptile has become even more vulnerable and the concentrations of ravens are now the principal problem for the conservation of the species.

The availability of food increases species density and modifies spatial distribution. Marine subsidies, that is, shoreline drift of detrital algae and carrion washed up on coasts, can produce profound changes in community structures and play a fundamental role in island and coastal ecosystems. ROSE & POLIS (1998) have shown that the abundance of coyotes *Canis latrans* is greater in coastal areas of Baja California (United States and Mexico) than in neighbouring inland areas. These higher coyote densities are attributable to the availability of marine subsidies and may be causing top-down trophic cascades, thereby explaining why rodent capture rates were lower on the coast than in inland areas in their study.

Nevertheless, few studies ever fully investigate the indirect effects of the continuous hyper-concentration of food resources in certain places on those species that are not directly related to this food supply. This question becomes especially important when the species affected are of conservation concern. CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, (2009a) have shown that the accumulation of carrion in small *muladares* leads to a concentration of facultative scavengers in the surrounding area, which can provoke changes in the spatial distribution of a homogenously distributed community. These authors found that during cold winters in temperate forests in Europe the appearance of a carcass leads to a concentration of scavenger birds and mammals in the immediate area, principally ravens, foxes *Vulpes vulpes* and jays *Garrulus glandarius* (Box 1, Figure 6). As a result, the presence of prey species such as hares *Lepus europaeus* and red squirrels *Sciurus vulgaris* fell significantly near carcasses and *muladares*. Moreover, in these areas the risk of predation, estimated as the probability of foxes coocurring with one of their main prey (hares), also increased. Thus, the fall in numbers of prey species around *muladares* could be the result of two factors – prey will aim to avoid such areas, and those that do not will be preyed upon by not just one specific predator, but by all the other predators that are present at *muladares*. Thus, the attraction felt by many facultative scavengers for carrion dumps has indirect effects on the populations of other species that do not directly exploit this trophic resource (Box 1, Figure 6). Carrion affects distant trophic levels and its effects tend to permeate throughout the food web.

The concentration of facultative scavengers around carcasses and *muladares* may also be affecting the probability of predation on the nests of birds that breed nearby. In an experiment carried out recently in Fuerteventura (Canary Islands) CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, (2009b) have shown that predation of the nests of ground-nesting birds increases near carrion, for example, in the area around the feeding station that was set up on the island as a conservation measure to provide food for the local subspecies of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus majorensis*, Box 2, Figure 7). In their experiment these authors placed artificial nests in lines at different distances from the feeding station. The nests were checked regularly and the presence of fresh carcasses – goat herds pasture freely throughout the whole island – was also noted. Nest predation was found to have taken place in 67% of the lines, with a maximum incidence within the lines of 92%. The predation probability increased significantly when a carcass was present near the line. The main predators were ravens and large groups of these corvids (up to 15) were only observed around the feeding station. The authors remark that these 'vulture restaurants' may also be used by facultative scavengers as places to sunbathe, rest and socialise, thereby converting these *muladares* into highly frequented places well-known to these birds, a fact that will increase enormously the chance that egg clutches in the immediate area will be discovered and predated (Box 2, Figure 7). This study reveals that care must be

taken when locating a feeding station or site with a constant food supply as it may potentially create a serious conservation dilemma, above all if the station is situated in an area inhabited by endangered prey species.

5. DISCUSSION AND CONCLUSIONS

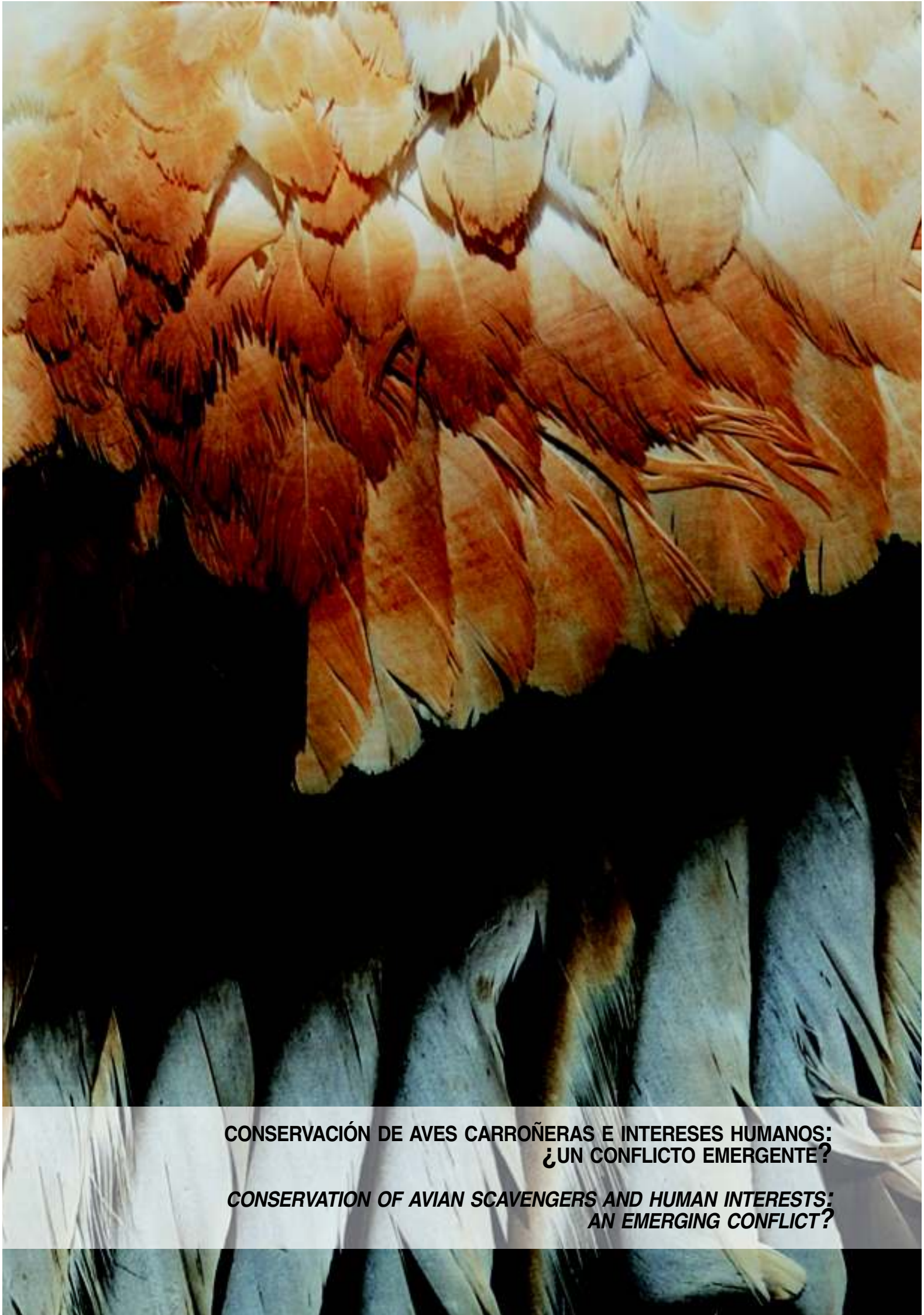
A carcass thus acts as an important perturbation for the system at a local scale and affects the various communities present in the surrounding area, modifying their structure and the network of direct and indirect interactions. As an ephemeral resource, many of these effects – for example, the congregation of facultative scavengers – disappear once the pulse ceases. Nevertheless, other consequences such as those described above for soils and the vegetation, or changes in populations, may last for much longer. If a single carcass is a perturbation for the environment, then it is to be expected that *muladares* represent an even greater perturbation whose effects are multiplied. Moreover, this type of perturbation persists in the wild and so it is to be supposed that many of the positive effects generated by the presence of carcasses will be reversed and overall their presence may in fact be negative for local wildlife.

Carrion in nature is both unpredictable and disperse; it favours biodiversity, increases spatial heterogeneity and probably contributes to the stability of an ecosystem (SIKES, 1994; TOWNE, 2000; DEVAULT *et al*., 2003; MELIS *et al*., 2004). In contrast, the positive effects of supplementary feeding stations for biodiversity are rather questionable and need to be studied in greater depth. In feeding stations, plant and insect communities are impoverished and nearby water courses can also be affected. Furthermore, concentrations of facultative scavengers – that are also predators – increase the risk of predation on alternative prey in the vicinity. This may represent an important problem for the conservation of endangered or protected species that live in the area around the *muladar* (BOARMAN *et al*., 2006; CORTÉS-AVIZANDA *et al*., 2009a,b). Processes such as colonisation by plant species, the dispersal of nutrients by vertebrates and the competition between decomposers, arthropods and scavenging birds and mammals are altered. In short, we can conclude that the benefits for biodiversity may also decrease along a gradient 'natural carcass'– 'traditional *muladar*' – 'feeding station'.

All these factors must be taken into account when planning and designing the location of a modern *muladar* or new feeding station and it is vital to evaluate seriously in each case just what the consequences will be for the plant and animal communities in the vicinity. Carrion as a resource loses its essence as a natural pulse and becomes just a spatial subsidy in a *muladar*, that is, in sites that receive continual supplies of trophic resources. As a result, the effects on plant and animal communities are magnified or even inverted and their population dynamics, composition and diversity are altered. Thus, whenever strategies regarding supplementary feeding are to be adopted, it is not sufficient just to provide enough food: the supply of food must be appropriate, that is, the whole dynamics of the resource must be taken into account and its natural spatial and temporal availability must to some extent be simulated. In this context, we should contemplate the idea that a return to traditional *muladares* and carcasses abandoned in the wild might be more beneficial for the conservation of vulture species and for biodiversity in general.

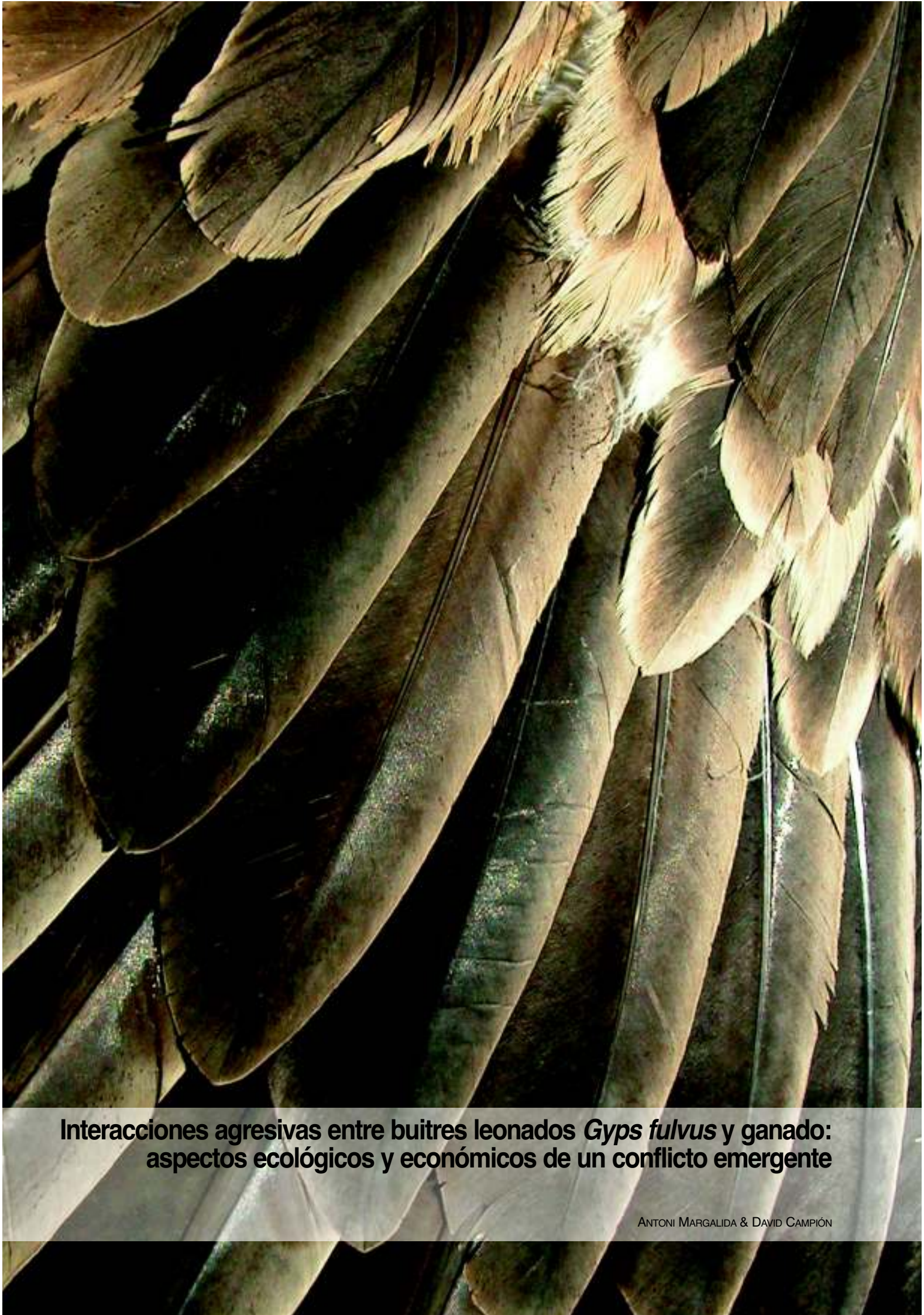
foto/photo: Jordi Bas

foto/photo: Jordi Bas



CONSERVACIÓN DE AVES CARROÑERAS E INTERESES HUMANOS: ¿UN CONFLICTO EMERGENTE?

CONSERVATION OF AVIAN SCAVENGERS AND HUMAN INTERESTS: AN EMERGING CONFLICT?



Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente

Antoni Margalida & David Campión

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	476-491	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente

Aggressive interactions between the Eurasian griffon vultures *Gyps fulvus* and livestock: ecological and economic aspects of an emerging conflict

PALABRAS CLAVES: alimentación suplementaria, ataques, buitre leonado, Cataluña, interacciones agresivas, Navarra.
KEY WORDS: aggressive interactions, attacks, Catalonia, Eurasian griffon vulture, supplementary feeding, Navarra.
GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, erasoak, sai arrea, Katalunia, interakzio oldarkorrak, Nafarroa.

Antoni MARGALIDA[1] & David CAMPIÓN[2]

RESUMEN

En España, durante los últimos 30 años el crecimiento de la población de buitre leonado *Gyps fulvus* se ha producido casi de forma exponencial. Sin embargo, durante los últimos años, el cambio en la gestión y manejo del ganado doméstico y la aplicación de una normativa sanitaria muy estricta a raíz de la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) a finales de los años 90, ha reducido drásticamente la disponibilidad de recursos tróficos en el campo, motivando un conflicto de dimensiones poco conocidas: la atribución de ataques de buitres leonados al ganado. En el presente capítulo se evalúa de forma preliminar dicho fenómeno en dos escenarios diferentes del norte de España (Navarra y Cataluña) en relación a la densidad poblacional de buitre leonado y gestión del ganado doméstico. Los resultados preliminares sugieren que el mayor número de interacciones tiene lugar durante la primavera (abril-junio), en explotaciones en régimen extensivo en los que la vigilancia del ganado es muy baja o nula y asociados al momento del parto, afectando generalmente a crías y madres simultáneamente (vacuno y equino en el caso de Cataluña y ovino en Navarra). El patrón temporal difiere entre ambas zonas. Mientras en Cataluña (y en otras zonas como Aragón, País Vasco o Pirineo francés) se han incrementado de forma significativa los casos de denuncias durante el 2007, en Navarra este patrón ha mostrado una tendencia irregular desde 1996. Los resultados sugieren que el conflicto parece tener una base más mediática y social que biológica. En el futuro sería necesario abordar esta problemática desde una perspectiva espacial más amplia para evaluar con mayor objetividad la problemática y dimensiones reales de este fenómeno emergente. La propuesta de soluciones debería ser consensuada entre los agentes implicados y tras la obtención de información robusta que permita aproximaciones técnico-científicas al problema. En este sentido, ganaderos, administraciones, científicos y conservacionistas deberían participar para abordar y diseñar la estrategia futura de manejo de las carroñas y la conservación de los buitres.

ABSTRACT

In Spain, over the last 30 years, the Eurasian griffon vulture *Gyps fulvus* population has grown exponentially. However, over the last few years, the change in the management and handling of domestic livestock and the application of a very strict public health regulation following the appearance of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) at the end of the 1990s, have drastically reduced the availability of trophic resources in the field. This has led to a conflict of unknown dimensions: the attribution of attacks on domestic livestock to griffon vultures. This chapter provides a preliminary assessment of this phenomenon in two different scenarios in northern Spain (Navarra and Catalonia), with regards the population density of the griffon vultures and the management of domestic livestock. Preliminary results suggest that most of these interactions take place during the spring (April-June), in exploitations of extensively-reared livestock where surveillance of the livestock is minimal or non-existent, and that they are associated with birthing times, generally affecting young animals and mothers simultaneously (cows and horses in the case of Catalonia and sheep in Navarra). The temporal pattern in these zones is not the same. Whilst in Catalonia (and in other areas such as Aragón, the Basque Country and the French Pyrenees), the number of complaints lodged increased significantly in 2007, in Navarra this pattern has presented an irregular trend since 1996. The results suggest that the conflict seems to have a social and media basis rather than a biological one. In the future, it will be necessary to tackle this problem from a broader spatial perspective in order to evaluate the problems and the real dimensions of this emerging phenomenon more objectively. Possible solutions should be agreed on by all stakeholders involved after sound information, allowing technical and scientific approaches to be adopted to solve the problem, has been obtained. In this regard, livestock farmers, authorities, scientists and conservation groups should all participate in order to design and implement the future strategy for managing carcasses and conserving vultures.

LABURPENA

Espainian, azken 30 urteetan, esponentziala izan da sai arrearen *Gyps fulvus* populazioaren hazkundea. Hala eta guztiz ere, azken urteetan etxeabereak gobernatzeko eta kudeatzeko garaian izandako aldaketak eta 90ko hamarkadaren amaieran azaldutako Behi entzefalopatia espongiformearen ondorioz ezarririko osasun araudi zorrotzaren aplikazioak guztiz murriztu du landa eremuko elikagaien baliabideen eskuragarritasuna, eta ezagutzen ez genituen moduko arazoak sorrarazi: sai arreek etxe-abereak eraso dituzte. Kapitulu honetan fenomeno honen aurreko lehen ebaluazio bat egiten dugu Espainiaren iparraldeko lurralde bitan (Nafarroan eta Katalunian), sai arrearen populazioaren dentsitateari eta etxe-abereen kudeaketari dagokienez. Lehen emaitzek iradokitzen dute elkarrekintza kopururik handiena udaberrian (apirila-ekaina) izaten dela, eredu estentsiboko ustiategietan, non abelgorriak ez diren gertutik apenas zaintzen, eskuarki umeak egiteko garaian, eta gehienetan umeei eta amei eragiten zaizkiela kalteak (behiak eta zaldiak Katalunian eta ardiaren familiakoak Nafarroan). Denboraren ereduak ez du berdin jokatzen alde bietan. 2007. urtean Katalunian (eta Aragoi, Euskadi eta Frantzia aldeko Pirinioak bezalako lekuetan) salaketen kopuruak nabarmenki gora egin duten artean, Nafarroan irregularra da joera 1996. urteaz geroztik. Emaitzek iradokitzen dutenez, arazoak biologikoa baino oinarri mediatikoagoa eta sozialagoa duela ematen du. Etorkizunean ikuspegi espazial zabalago batetik ekin beharko zaio arazoari, gero eta indar handiagoa duen fenomeno honen arazoa eta bere benetako munta objetibotasun handiago batez ebaluatuko bada. Soluzioen proposamena inplikatutako agenteen artean adostu beharko litzateke, arazoari ikuspuntu tekniko-zientifiko batetik heltzeko modua eskain dezakeen informazio ziurra lortu eta gero. Ildo honetatik, abeltzainek, administrazioek, zientzialariek eta kontserbazio zaleek parte hartu beharko lukete sarraskiak gobernatzeko eta saiak kontserbatzeko etorkizuneko estrategia aztertzeko eta diseinatzeko xedean.

[1] Grupo de Estudio y Protección del Quebrantahuesos. Apdo. 43. 25520 El Pont de Suert (Lleida)
[2] Gestión Ambiental de Navarra. Área de Biodiversidad. Pamplona

1. INTRODUCCIÓN

Desde tiempos históricos, la evolución de las poblaciones de buitres en la Península Ibérica ha estado ligada a la presencia de ganadería extensiva (DONÁZAR, 1993). Las bajas producidas en la cabaña ganadera han sido desde siempre la fuente alimenticia del gremio de carroñeros especialistas y facultativos. Durante los últimos 30 años, la disminución de la mortalidad por persecución directa, la protección de las zonas de cría, el mantenimiento de una cabaña ganadera importante, la creación de *muladares* y, en menor medida, el incremento de las poblaciones de ungulados salvajes (véase DONÁZAR, 1993; BLÁZQUEZ & SÁNCHEZ-ZAPATA, 2009) han permitido una lenta recuperación de las poblaciones en el conjunto de la Península Ibérica. Ello se ha traducido en que, en la actualidad, España es el país de la Unión Europea que cuenta con las mejores poblaciones de aves carroñeras en general (véase TELLA, 2001), y de buitre leonado *Gyps fulvus* en particular (DEL MORAL & MARTI, 2001).

La aparición de la Encefalopatia Espongiforme Bovina (EEB) más conocida como enfermedad de las vacas locas, marcó un punto de inflexión importante en la conservación de las aves carroñeras (véase TELLA, 2001; GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). Para controlar esta enfermedad la UE promulgó unas normativas muy estrictas referente al control de las bajas o muertes de animales, así como el seguimiento y control de los animales que entran en los mataderos y de los productos que de ellos salen (fundamentalmente el Reglamento 1774/2002 y otros relacionados). El desarrollo posterior de esta legislación a nivel local en algunos casos ha supuesto un mayor endurecimiento de las normas sanitarias redactadas en Bruselas (véase GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). Las implicaciones derivadas de la aplicación de esta normativa en la comunidad de carroñeras radica en la disminución de la disponibilidad trófica que puede afectar a la dinámica poblacional positiva observada hasta ahora (véase por ejemplo DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1990; PARRA & TELLERÍA, 2004) y la conservación de sus poblaciones. Así, la prohibición de abandonar en el campo o en los denominados puntos de alimentación suplementaria (*muladares* o comederos) cualquier cadáver o parte del mismo, de las especies de bovino, ovino y caprino, supuso una importante reducción de los recursos tróficos disponibles en el campo. Por otro lado, a esta circunstancia cabe añadir el mayor control de las granjas intensivas avícolas y de porcino, que muy a menudo utilizaban a las carroñeras como mecanismo de eliminación de cadáveres.

Puesto que dicho escenario entraba en contradicción con las normativas europeas que obligaban a los estados miembros a proteger las poblaciones de buitres, para solucionar este problema, se crearon unas normas específicas para los estados miembros con poblaciones de buitres como España, Portugal, Grecia, Francia e Italia (Decisión 2003/322/CE y sus posteriores modificaciones). Pese a ello, el cierre de comederos y la retirada de cadáveres por parte de empresas autorizadas se han incrementado en los últimos años, motivando una reducción de la disponibilidad de comida para los carroñeros todavía escasamente cuantificada (véase CAMIÑA & MONTELÍO, 2006).

Durante la última década, uno de los fenómenos que mayor discusión y alarma social ha motivado entre ganaderos, administraciones y conservacionistas ha sido el incremento en el número de interacciones entre buitres y ganado. Los primeros casos de denuncias de ataques de buitres leonados *Gyps fulvus* a ganado vivo se remontan a mediados de los años 90 en Navarra, pero no fue hasta el año 2000 cuando el número de casos se ha ido generalizando en toda la Península Ibérica. Si bien son conocidos los casos oportunistas de dar muerte a presas vivas por parte del alimoche *Neophron percnopterus* (DONÁZAR & CEBALLOS, 1988) y más raramente del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* (GARCET-LACOSTE, 2002), no existían atribuciones a este tipo de interacciones en el buitre leonado (véanse revisiones de ELOSEGI, 1989; DONÁZAR, 1993).

Pese a haberse especulado sobre la relación causa-efecto entre el incremento de denuncias de ataques de buitres a ganado vivo y la reducción de disponibilidad de comida, no existe evaluación alguna que asocie ambas variables. En este sentido, en circunstancias normales los buitres acostumbraban a comerse los animales muertos o restos tras los partos sin interaccionar con el ganado vivo. En la actualidad, la prensa recoge regularmente denuncias de ataques por parte del sector ganadero, cada vez con mayor frecuencia, si bien los casos documentados en la literatura científica son anecdóticos (CAMIÑA *et al.*, 1995). Sólo en el caso de buitres del Nuevo Mundo algunos autores han sugerido una mayor plasticidad trófica y una mayor capacidad de aprendizaje para cambiar el papel de carroñero a depredador estimulado por la presencia (en las carroñas) de competidores dominantes, que limitarían el consumo de carcasas a los buitres (PAVÉS *et al.*, 2008). Una baja disponibilidad de comida propiciaría algunos ataques a presas vivas (BARROS, 1962; PAVÉS *et al.*, 2008), comportamiento alimenticio que también se ha documentado en el buitre africano *Gyps africanus* y el buitre moteado *Gyps ruppellii* (HOUSTON, 1974).

Ante la alarma social que últimamente se ha creado con los ataques atribuidos a los buitres al ganado vivo, es necesaria una evaluación objetiva de esta problemática por las importantes implicaciones que tiene para el manejo y futuro de los carroñeros, y las repercusiones que en materia de conservación de sus poblaciones puede tener.

Los objetivos del presente capítulo son 1) describir los casos de interacciones entre buitres y ganado recopilados en dos regiones estudio del norte de España 2) analizar el patrón temporal (anual y estacional) de los casos denunciados y de las especies de ganado afectadas así como su posible relación con factores como la disponibilidad trófica y densidad poblacional de buitre leonado 3) cuantificar los costes que las indemnizaciones suponen y sobre esa base sugerir recomendaciones de manejo.

2. MÉTODOS

2.1. La especie: estatus y distribución en el área de estudio

El buitre leonado es una especie colonial que cría en grandes cortados rocosos y basa su alimentación en los restos de los cadáveres, generalmente aquellos que su peso supera los 5 kg (DONÁZAR, 1993). En Cataluña la especie ha incrementado progresivamente sus efectivos pasando de 40 parejas censadas en 1979 a 431 en 1999 (véase GARCÍA & MARGALIDA, 2009). Paralelamente su distribución se ha ampliado hacia el E, observándose recolonizaciones en el norte del área de estudio. En Navarra el crecimiento poblacional ha sido similar con un incremento de 312 parejas censadas en 1979 a las 2751 parejas estimadas en 2006, habiendo colonizado pequeños cortados del sur de la región (CAMPIÓN, 2009).

El área de estudio comprende dos regiones del N de España (Figura 1) situados en ambos extremos de la cadena pirenaica y valle del Ebro. En Cataluña (32.000 km^2) las comarcas estudiadas se caracterizan por albergar una abundante cabaña ganadera (principalmente bovino y ovino) y explotaciones de intensivo (porcino) que proporcionan abundante alimento y condicionan la diferente densidad poblacional (véase MARGALIDA *et al.*, 2007). Las áreas de nidificación del buitre leonado se ubican en zonas de montaña media con presencia de abundantes cortados rocosos a altitudes comprendidas entre los 600 y 1900 m. La zona no cuenta con *muladares* específicos para buitres y generalmente los cadáveres, hasta la aplicación de la recogida selectiva en 2006, eran arrojados en lugares cercanos a las granjas donde eran aprovechados por los buitres.

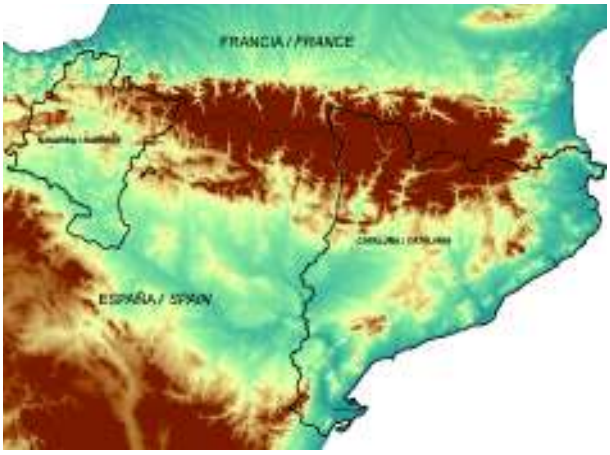


Figura 1. Situación geográfica de las dos áreas de estudio.
Figure 1. *Geographical situation of the two study areas.*

En Navarra (10.000 km^2) las colonias de buitres se distribuyen espacialmente por la mitad norte, donde son abundantes los cortados adecuados para nidificar. Por toda la región se encuentran amplias zonas de ganadería extensiva (fundamentalmente ovino, bovino y equino) y como en el caso de Cataluña también abundantes explotaciones intensivas de porcino. La mayor abundancia de éstas últimas en el sur de Navarra provoca una presencia continua de buitres no reproductores ligados a muladares y granjas que vertían cadáveres antes del endurecimiento de las normativas. Las fuentes de alimento salvajes son muy escasas ya que sólo el jabalí Sus scrofa pudiera ser una fuente de alimento significativa, pero se trata de una especie muy forestal.

2.2. Recopilación y análisis de los datos

Los datos analizados en el presente capítulo incluyen todas las denuncias tramitadas en las oficinas de las administraciones responsables de la gestión ganadera y fauna salvaje de Cataluña y Navarra durante el período 1996-2007. Los expedientes de las denuncias han sido gestionados a través de técnicos y veterinarios de dichas comunidades. El proceso suele ser el aviso por parte del ganadero de una res muerta y la presencia de buitres, lugar en el que se persona personal de la administración (técnicos y/o Agentes forestales) para evaluar los daños y tramitar la denuncia correspondiente. Generalmente todos los casos recogidos han sido comunicados por Agentes forestales a sus respectivas administraciones y raramente pueden no haber sido comunicadas las bajas relacionadas con buitres leonados.

Para evaluar la posible relación entre ataques y disponibilidad trófica o densidad poblacional de buitres leonados, se analizaron los datos obteni-

dos en Cataluña distribuidos por comarcas (véase MARGALIDA *et al.*, 2007) en los que previamente se había cuantificado la biomasa trófica disponible y la densidad de buitres leonados. Las relaciones se testaron con la correlación de rangos de Spearman y la proporción de especies atacadas y su edad con el test chi-cuadrado.

3. RESULTADOS

3.1. Cataluña

Entre 1996 y 2007 se recopilaron 69 casos de denuncias de ataques de buitres leonados a ganado. En todas las denuncias generalmente habían transcurrido varias horas entre la observación del animal vivo y la documentación de su muerte y de la presencia de buitres leonados. Sólo en cuatro ocasiones el ganadero aseguraba haber visto vivo al animal cuando los buitres presuntamente le atacaban. En dos de estas ocasiones el animal estaba vivo y mostraba signos de haber sido ingerido parcialmente (región anal).

El 71% de las denuncias (n = 69) han tenido lugar en 2007 y el 87% durante los cuatro últimos años (Figura 2). Con respecto al patrón temporal de casos denunciados (Figura 3), la mayor parte de las denuncias se produjo en los meses de abril y mayo (47.4% y 36.8%, respectivamente).

No hubo correlación entre la densidad de buitres presentes en una comarca y el número de denuncias de ataques (r = 0.12, $P > 0.05$, n = 14) (Figura 4). Estos resultados sugieren que la densidad poblacional de buitres en una comarca no explica que ésta tenga que sufrir más ataques, máxime si tenemos en cuenta que en alguna de ellas (Val d'Aran, Osona y Ripollés) la especie no es reproductora.

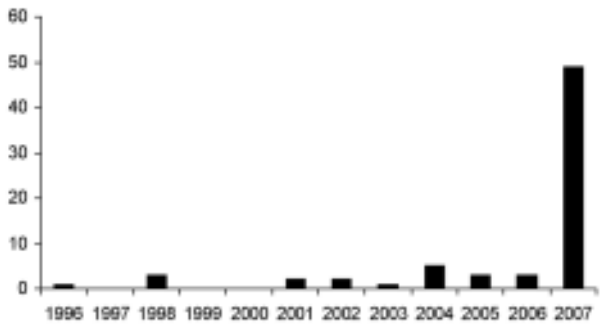


Figura 2. Distribución anual del número de denuncias de ataques de buitres leonados a ganado en Cataluña durante el período 1996-2007.

Figure 2. *Annual distribution of the number of reported griffon vulture attacks on livestock in Catalonia during the period 1996-2007.*

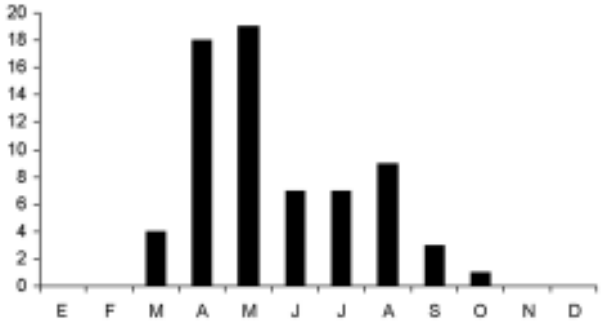


Figura 3. Distribución estacional del número de denuncias de ataques de buitres leonados a ganado en Cataluña durante el período 1996-2007.

Figure 3. *Seasonal distribution of the number of reported griffon vulture attacks on livestock in Catalonia during the period 1996-2007.*

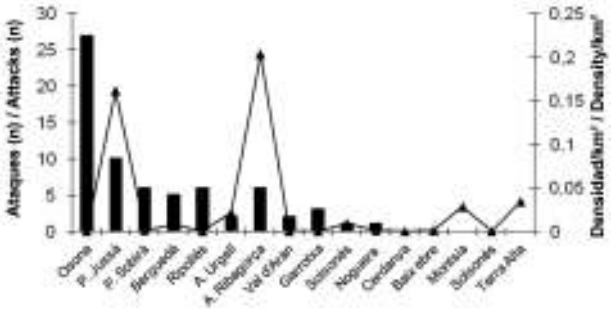


Figura 4. Relación entre el número de denuncias emitidas (columnas) por ataques y la densidad de buitres leonados (triángulos) en las comarcas de Cataluña estudiadas.

Figure 4. *Correlation between the number of complaints lodged (columns) per attack, and the density of griffon vulture populations (triangles) in the regions of Catalonia studied.*

Puesto que la densidad no parece asociarse a la frecuencia de ataques, una posible explicación podría ser la reducción de comida. Como muestra la Figura 5, no parece existir relación alguna entre el número de ataques denunciados y la disponibilidad trófica teórica (r = -0.04, $P > 0.05$, n = 14), de manera que las comarcas con mayor déficit cuantitativo de comida no son las que obtienen mayor número de denuncias.

En cuanto al número de casos y animales afectados, como muestra la Figura 6 el ganado vacuno es el que sufre mayor número casos (72% de los casos denunciados, n = 100 y 61% de los animales afectados, n = 100), seguido del equino (15% de los casos denunciados y 21% de los animales afectados) y ovino (13% de los casos denunciados y 18% de los animales afectados). El 69% de los animales afectados fueron individuos juveniles generalmente muertos tras el parto. Aunque la proporción de individuos juveniles muertos fue mayor en

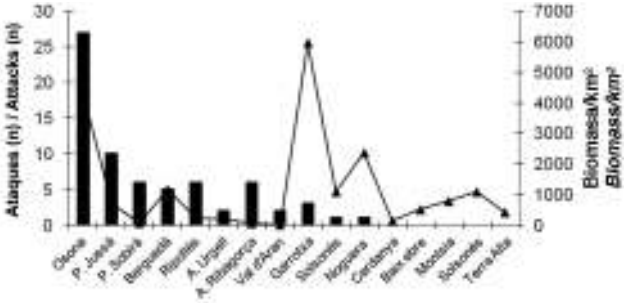


Figura 5. Relación entre el número de denuncias emitidas (columnas) y la disponibilidad trófica (triángulos) presente en cada comarca calculada antes de la recogida selectiva de cadáveres.

Figure 5. *Correlation between the number of complaints lodged (columns) and the trophic availability (triangles) in each region, calculated before the selective removal of carcasses.*

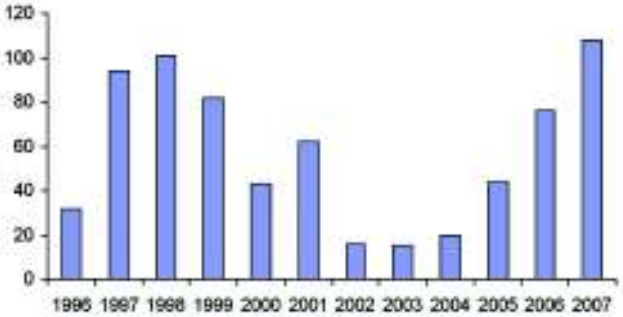


Figura 7. Distribución anual del número de denuncias de ataques de buitres leonados a ganado doméstico en Navarra durante el período 1996-2007.

Figure 7 *Annual distribution of the number of reported griffon vulture attacks on domestic livestock in Navarra during the period 1996-2007.*

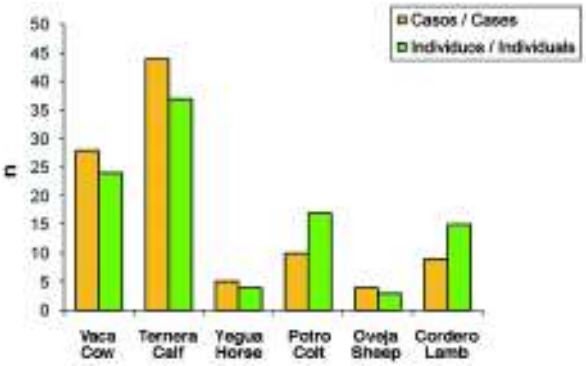


Figura 6. Especies atacadas (n) por parte de buitres leonados y número de casos ocurridos en Cataluña durante el período 1996-2007.

Figure 6 *Species attacked (n) by griffon vultures and the number of cases in Catalonia during the period 1996-2007.*

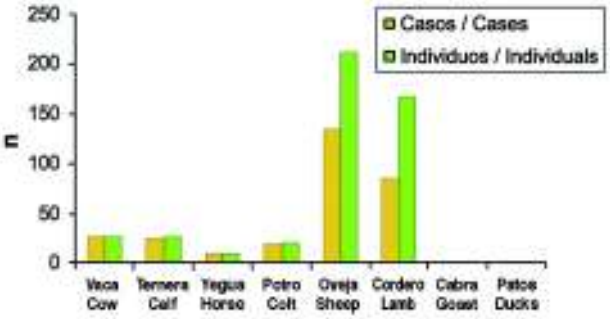


Figura 8. Especies atacadas (n) por buitres leonados y número de casos ocurridos en Navarra durante el período 1996-2007.

Figure 8 *Species attacked (n) by griffon vultures and the number of cases in Navarra during the period 1996-2007.*

las categorías ovino y equino, las diferencias no fueron estadísticamente significativas (χ^2_3 = 5.12, g.l. = 2, P = 0.077).

El coste económico que suponen las indemnizaciones a la administración catalana se evaluó en 2007. Durante este año se produjo el mayor número de denuncias emitidas, tramitándose un total de 15 denuncias de las cuales 11 (73.3%) tuvieron informe favorable. El total indemnizado ascendió a 13.308 €

3.2. Navarra

En Navarra se recopilaron un total de 693 denuncias entre 1996 y 2007. Como muestra la Figura 7, la tendencia en el número de denuncias emitidas muestra un patrón irregular con un pico máximo en 1998 (101 denuncias) que desciende progresivamente hasta 2003, año a partir del cual el incremento es progresivo hasta alcanzar un pico máximo de 108 denuncias en 2007.

En cuanto a las especies denunciadas, el ovino fue el ganado más afectado (73% de los casos denunciados, n = 301 y 82% de los animales afectados, n = 463). El 46% de los animales afectados fueron individuos neonatos (Figura 8) y la mayor parte de los incidentes con animales adultos se circunscribe al momento del parto.

La distribución estacional de las denuncias recibidas durante 2004-2007 (Figura 9) muestra cómo los meses de mayo y junio con el 23.9% y 23.1%, respectivamente, son los meses en los que

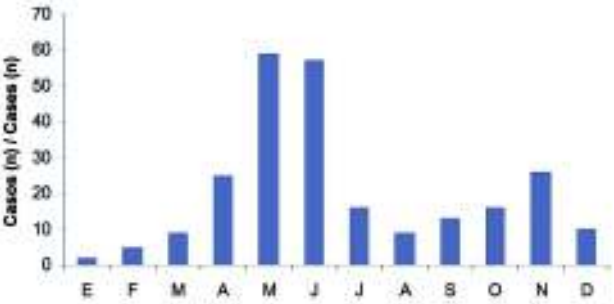


Figura 9. Distribución estacional del número de denuncias de ataques de buitres leonados a ganado doméstico en Navarra durante el período 1996-2007.

Figure 9 *Seasonal distribution of the number of reported griffon vulture attacks on domestic livestock in Navarra during the period 1996-2007.*

mayor número de denuncias fueron tramitadas. Tanto en estos meses como en los de octubre-noviembre es cuando se produce la mayor concentración de partos de ovino.

En cuanto al coste económico que han supuesto las denuncias, en 2006 de 74 reclamaciones recibidas se indemnizaron 20 (27,03%) ascendiendo a 6772 € el coste que supuso a la administración cubrir los gastos derivados de las interacciones de buitres leonados con ganado doméstico.

4. DISCUSIÓN

Pese a tratarse de resultados preliminares basados en el análisis de dos zonas piloto en las que se ha estudiado con detalle este tipo de interacciones, los resultados obtenidos permiten una primera aproximación a la problemática a tener en cuenta de cara al futuro.

Existe una casuística que se produce en ambas zonas: 1) un mayor número de interacciones durante la primavera (abril-junio), 2) la mayor parte de las interacciones tienen lugar en explotaciones en régimen extensivo en los que la vigilancia del ganado es muy baja o nula y 3) la mayoría de los casos aparecen asociados al momento del parto, afectando generalmente a crías y madres simultáneamente (vacuno y equino en el caso de Cataluña y ovino en Navarra). Sin embargo, el patrón temporal difiere entre ambas zonas. Mientras en Cataluña (y en otras zonas como Aragón y País Vasco, autores datos no publicados) se han incrementado de forma significativa los casos de denuncias durante el 2007, en Navarra el patrón ha mostrado una tendencia irregular desde 1996, con picos a finales de los 90 seguido de un descenso que vuelve a incrementarse a partir de 2004.

En los únicos datos documentados en especies de buitres que atacan con mayor frecuencia (zopilote común *Coragyps atratus* y el aura gallipavo *Cathartes aura*) se ha sugerido que la escasa disponibilidad trófica y la presencia de competidores más dominantes en las carroñas (como los perros), pueden estimular un comportamiento depredador (PAVÉS *et al.*, 2008). Los resultados obtenidos en Cataluña sugieren que no existe relación alguna entre la menor disponibilidad trófica presente en una comarca y/o la densidad poblacional de buitres y la frecuencia de denuncias por presuntos ataques, de manera que ninguna de estas dos variables explicaría el fenómeno de los ataques (al menos hasta 2006, período en el que se aplica la retirada de animales del campo). De la misma manera, es difícil atribuir a la escasez de alimento los presuntos ataques denunciados en Navarra desde diez años antes que comenzara la retirada de cadáveres. De hecho, además de repetirse la falta de relación entre densidad de buitres comarcal y frecuencia de denuncias, durante ese decenio (1996-2006) la población de buitres continuó mostrando un fuerte crecimiento demográfico sin reducción significativa del éxito reproductor (FERNÁNDEZ, 2004).

En este sentido, cabe destacar que en la mayor parte de las denuncias no se ha podido comprobar la interacción directa entre los buitres y el animal presuntamente atacado. Es decir, el hecho de haber encontrado al animal muerto y consumido por los buitres no implica que éstos hayan sido los responsables de su muerte. En el caso de Cataluña, del total de denuncias tramitadas sólo en cuatro ocasiones el propietario aseguraba haber visto comerse al animal aún estando vivo (reconociendo que estaba debilitado o moribundo). En este sentido, los resultados obtenidos en Navarra sugieren algo similar, en un elevado porcentaje de casos denunciados (90%) la necropsia realizada por un veterinario forense descartaba al buitre como causante de la muerte o lesiones del ganado y en un 61% de las ocasiones la res estaba ya muerta cuando fue consumida por los buitres. Por tanto, el número de casos reales en los que la ingesta de un animal moribundo o debilitado tiene lugar es mucho menor de lo que se le atribuye.

Uno de los aspectos que puede estar incrementando la alarma social por el incremento en el número de interacciones denunciadas es la aplicación de la normativa sanitaria tras la aparición de la encefalopatía espongiforme bovina más conocida como enfermedad de las vacas locas. El incremento de denuncias también ha tenido lugar de forma notable en el País Vasco (J. CARRERAS, I. MENDIOLA com. pers.), Aragón (M. ALCÁNTARA, com. pers.), Pirineo francés (M. RAZIN, com. pers.) y Comunidad Valenciana (J. JIMÉNEZ, com. pers.) entre otros. Una posible explicación del aumento de denuncias puede estar relacionada con el incremento del carácter oportunista del buitre leonado para la obtención de alimento. Los partos proporcionan restos (placentas) y cadáveres (madre y cría pueden morir) que son consumidos por los buitres. Cuando la disponibilidad trófica abundaba, quizá este recurso no era seleccionado tan fuertemente porque la abundancia de cadáveres suplía con creces los requerimientos energéticos de los buitres. Sin embargo, a raíz de la reducción de presencia de carroña en el campo tras la recogida selectiva de cadáveres, éste ha pasado a ser una fuente de

alimento predecible (asociada a la presencia de ganado extensivo en el campo) que los buitres han detectado y cada vez explotan con mayor frecuencia. Esto ocurre en una época del año en la que los requerimientos energéticos de los buitres son mayores (crianza de los pollos, véase HOUSTON, 1976; DONÁZAR, 1993) y el aumento de la presencia de ganado extensivo en pastos de montaña coincidiendo con el momento de los partos, proporciona un recurso que ha pasado a ser muy importante para la especie al desaparecer otras fuentes predecibles de alimento de las que se surtían (*muladares*). Sin embargo, si bien este escenario podría explicar la tendencia observada en Cataluña y otras regiones en las que el incremento de denuncias es una realidad (Aragón, País Vasco, autores datos no publicados), no ocurriría lo mismo con el caso de Navarra en el que como hemos visto, desde mediados de los años 90 el número de denuncias ha ido fluctuando de forma irregular.

También puede haber contribuído a las tendencias observadas el que el tiempo que transcurre entre la muerte del animal y la llegada de los buitres se haya reducido en gran medida debido a una menor disponibilidad de comida. Si este hecho es cierto, en el pasado el propietario del ganado tenía más tiempo para verificar que su res estaba muerta por cualquier motivo y después llegaban los buitres a consumirla. Si el tiempo de llegada de los buitres se ha reducido puede ocurrir que éstos acudan antes de que el ganadero certifique la muerte natural de su ganado. Incluso que los buitres asocien el momento del parto a la posibilidad de comida y que "esperen" en las inmediaciones de las zonas de partos, causando una impresión de predación.

Debe estudiarse el efecto de los cambios habidos en el manejo ganadero ya que cuando se habla de "ganado extensivo" englobamos muy diferentes tipos de manejo. En lo que se refiere a la problemática época de partos, el ganado puede estar o no vigilado, puede parir en el monte o en praderas de valle, a cielo abierto o en corralizas. Otros factores igualmente importantes son la dedicación real al sector del ganadero, la utilización de razas rústicas o productivas (más delicadas) o el estado fisiológico de las reses, entre otros.

En todo caso, las implicaciones económicas que dicho fenómeno tienen son ridículas si las extrapolamos con los costes que otras especies provocan en la agricultura-ganadería. Por ejemplo en 2007 el conejo *Oryctolagus cuniculus* causó daños tasados en 510.000 € en Navarra. Por otra parte, tanto en Navarra como en Cataluña los ataques de perros asilvestrados a ganado ovino, aunque considerados ocasionales, han provocado en esta década bajas de cientos de cabezas siendo los costes de un ataque mucho más graves.

Concluyendo, el conflicto existente entre buitres leonados y ganaderos no parece tener una base biológica robusta. Que una especie carroñera que morfológicamente no está adaptada para predar cambie repentinamente su comportamiento no parece muy plausible. De hecho, las observaciones directas de la interacción son casi anecdóticas y se basan más en interpretaciones realizadas a distancia. Sin embargo, el hecho de que se haya documentado la ingesta de la región anal o la matriz de un animal debilitado y que todavía está vivo (por sufrir hipocalcemia o tratarse de un primer parto) y el cierre repentino de *muladares* y la posterior recogida selectiva de cadáveres, probablemente hayan incrementado la alarma social y percepción de que existe un conflicto real. En este sentido, el componente social no es despreciable y la problemática se ha magnificado por la gran repercusión mediática que ha tenido el fenómeno más que por la dimensión real que supone dicho conflicto, tanto desde el punto de vista ganadero como de la administración. Hasta no disponer de más datos objetivos, las valoraciones y recomendaciones preliminares que pueden hacerse sobre este conflicto son las siguientes: 1) Debería profundizarse en este tipo de interacciones obteniendo datos más objetivos sobre el comportamiento de las especies, ya que la mayor parte de las denuncias se basan en la localización de animales encontrados muertos y consumidos. El seguimiento focal de algunas explotaciones de extensivo puede arrojar luz a la problemática real porque pocos son los casos en los que se ha documentado directamente el proceso de la interacción, muchas veces sometido a interpretaciones poco rigurosas. En este sentido, el seguimiento debería focalizarse durante los meses de abril-junio. La información obtenida in situ puede arrojar información muy valiosa sobre el patrón comportamental de los buitres y la secuencia de interacción con el ganado, información básica para comprender mejor la magnitud del fenómeno para su posterior manejo. 2) Una mayor vigilancia del ganado que esté a punto de parir, principalmente durante la primavera, puede permitir reducir los casos de interacciones a la vez que obtener información objetiva de lo que acontece. 3) Ante cualquier caso de interacciones buitres-ganado, debería avisarse a la guardería y técnicos y veterinarios especializados para poder realizar una inspección visual y documentar el caso con la mayor brevedad posible.

En el futuro sería necesario abordar esta problemática desde una perspectiva espacial más amplia para evaluar con mayor objetividad la problemática y dimensiones reales de este conflicto. La propuesta de soluciones debería ser consensuada entre los agentes implicados tras la obtención de información robusta que permita aproximaciones técnico-científicas al problema. En este sentido, ganaderos, administraciones, científicos y conservacionistas deberían participar para abordar y diseñar la estrategia futura de manejo de las carroñas y la conservación de los buitres.

5. AGRADECIMIENTOS

Agradecer a Diego García y Jordi Ruiz-Olmo (Generalitat de Catalunya) y Gonzalo Martínez (Gobierno de Navarra) por los datos proporcionados para la redacción de este capítulo. Joseba Carreras, Iñigo Mendiola, Mikel Olano y Manuel Alcántara proporcionaron datos adicionales sobre casos en el País Vasco y Aragón. A José Antonio Donázar por la revisión de una primera versión de este capítulo.

6. BIBLIOGRAFÍA

BARROS, R.
1962 Anotaciones sobre el Jote y el Gallinazo. *Revista Universitaria* 47: 155-166.

BLÁZQUEZ, M. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.
2009 El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros. 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. 308-327.

CAMIÑA, A., HONRUBIA, A. & SENOSIAIN, A.
1995 Attacks on livestock by Eurasian Griffons in Northern Spain. *Journal of Raptor Research* 29: 214.

CAMIÑA, A. & MONTELÍO, E.
2006 Griffon vulture *Gyps fulvus* food shortage in the Ebro Valley (NE Spain) caused by regulations against Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE). *Acta Ornithologica* 41: 3-17.

CAMPIÓN, D.
2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Navarra. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación.* Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 66-87.

DONÁZAR, J.A. & CEBALLOS, O.
1988 Alimentación y tasas reproductoras del alimoche (*Neoprhon percnopterus*) en Navarra. *Ardeola* 35: 3-14.

DEL MORAL, J.C. & MARTI, R. (Eds).
2001 *El Buitre Leonado en la Península Ibérica. III Censo Nacional y I Censo Ibérico coordinado, 1999.* Monografía 7. SEO/Birdlife. Madrid.

DONÁZAR, J.A.
1993 *Los buitres ibéricos: biología y conservación.* J.M. Reyero Editor. Madrid.

DONÁZAR, J.A. & FERNÁNDEZ, C.
1990 Population trends of the Griffon Vulture *Gyps fulvus* in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conservation* 53: 83-91.

ELOSEGI, I.
1989 *Vautour fauve* (Gyps fulvus), *Gypaète barbu* (Gypaetus barbatus), *Percnoptère d'Egypte* (Neophron percnopterus): *synthèse bibliographique et recherches.* C.B.E.A., U.P.P.A. Pau.

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

GARCET-LACOSTE, J.J.
2002 Prédation du gypaète barbu *Gypaetus barbatus* sur un jeune de faucon crécerelle *Falco tinnunculus. Alauda* 70: 450.

GARCÍA, D. & MARGALIDA, A.
2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Cataluña. 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.116-135.

GARCÍA DE FRANCISCO, J.M. & MORENO-OPO, R.
2009 La gestión de los cadáveres de animales domésticos, ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias? 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. 492-509.

HOUSTON, D.C.
1974 The role of griffon vultures *Gyps africanus* and *Gyps ruppellii* as scavengers. *Journal of Zoology* 227: 367-383.

HOUSTON, D.C.
1976 Breeding of the white-backed and Ruppell's griffon vultures, *Gyps africanus* and *G. rueppellii. Ibis* 118: 14-40.

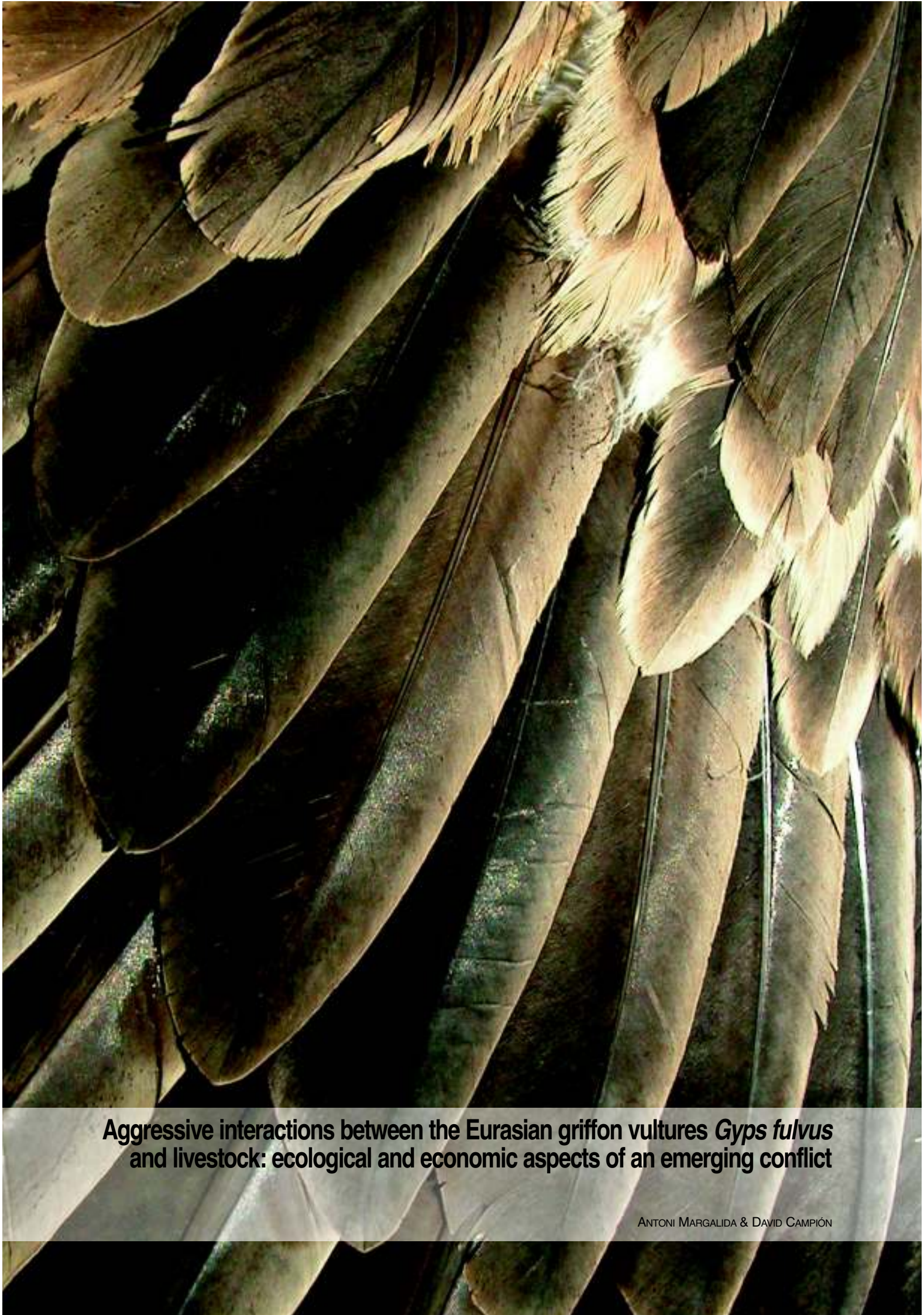
MARGALIDA, A., GARCÍA, D. & CORTÉS-AVIZANDA, A.
2007 Factors influencing breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity & Conservation* 42: 189-200.

PARRA, J. & TELLERIA, J.L.
2004 The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

PAVÉS, H.J., SCHLATTER, R.P. & ESPINOZA, C.I.
2008 Scavenging and predation by Black Vultures *Coragyps atratus* at a South American sea lion breeding colony. *Vulture News* 58: 4-15.

TELLA, J.L.
2001 Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410: 408.

foto/photo: Jordi Bas



Aggressive interactions between the Eurasian griffon vultures *Gyps fulvus* and livestock: ecological and economic aspects of an emerging conflict

Antoni Margalida & David Campión

1. INTRODUCTION

Since ancient times, the evolution of vulture populations in the Iberian Peninsula has been linked to the presence of extensively-reared livestock (DONÁZAR, 1993). Dead livestock have always been used as a source of food for the guild of specialist and facultative scavengers. For the last 30 years, the decrease in mortality due to direct persecution, the protection of breeding areas and the maintenance of large quantities of livestock, the creation of *muladares* [designated carcass dumps] and, to a lesser degree, the increase in the populations of wild ungulates (see DONÁZAR, 1993; BLÁZQUEZ & SÁNCHEZ-ZAPATA, 2009) have allowed for a slow recovery in the populations in the Iberian Peninsula as a whole. As a result, today Spain has the largest populations of scavenger birds in general in the European Union (see TELLA, 2001), and of Eurasian griffon vulture (*Gyps fulvus*) in particular (DEL MORAL & MARTI, 2001).

The appearance of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE), better known as *mad cow disease*, marked an important turning point in the conservation of scavenger birds (see TELLA 2001; GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). In order to control this disease, the EU promulgated very strict regulations regarding the control of animal deaths, as well as the monitoring and control of animals entering slaughterhouses and the products coming out of them (basically Regulation [CE] No, 1774/2002 and other related documents). The later development of this legislation in some cases has led to the tightening up of the public health regulations drawn up in Brussels (see GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). The implications derived from the application of this regulation on the scavenger community include a decrease in trophic availability, which may affect the positive population dynamics observed to date (see for example DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1990; PARRA & TELLERÍA, 2004) and the conservation of their populations. Thus, the banning of dumping carcasses or any part of the carcass of a cow, sheep or goat in the field, or even at designated supplementary feeding points (*muladares* or feeding stations), led to a significant reduction in the trophic resources available in the field. Moreover, stricter control measures have been applied to intensive poultry or pig farms, which often used scavengers as a means of disposing of unwanted carcasses.

Since this scenario conflicted with the European regulations that forced Member States to protect vulture populations, in order to solve the problem, specific regulations were established for Member States such as Spain, Portugal, Greece, France and Italy, which had vulture populations (Decision No. 2003/322/EC and later amendments). Despite this, the closing of feeding stations and the removal of carcasses by authorised companies have increased over the last few years, leading to a reduction in the amount of food available to scavengers (see CAMIÑA & MONTELÍO, 2006).

In the last decade, one of the phenomena that has generated the greatest amount of discussion and public outcry among livestock farmers, authorities and conservation groups has been the increase in the number of interactions between griffon vultures *Gyps fulvus* and domestic livestock. The first cases of reports of attacks by griffon vultures on livestock date back to the mid 1990s in Navarra. However, it was not until 2000 that the number of cases became generalised across the whole Iberian Peninsula. Although some cases of opportunistic killings of live prey by the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* (DONÁZAR & CEBALLOS, 1988) and more rarely the bearded vulture *Gypaetus barbatus* (GARCET-LACOSTE, 2002) have been documented, no cases of this type of interaction had been recorded before in the griffon vulture (see ELOSEGI, 1989; DONÁZAR, 1993).

Despite speculation about the cause-and-effect relationship between the increase in the number of reports of attacks by vultures on livestock and the reduction in the availability of food, no assessment has been carried out that associated these two variables. In this regard, under normal circumstances vultures used to eat dead animals or remains left after birthing, without any interaction with living livestock. Today, the press regularly publishes complaints of attacks lodged by the livestock-rearing sector. This is occurring increasingly frequently, although the cases documented in the scientific literature are anecdotal (CAMIÑA *et al.*, 1995). Only in the case of the New World vultures have some authors suggested a greater trophic plasticity and a scavenger's greater capacity for learning to change their role into a that of a predator, stimulated by the presence (at the carcasses) of dominant competitors, which could limit the vultures' consumption of carcasses (PAVÉS *et al.*, 2008). A low availability of food could lead to some attacks on live prey (BARROS, 1962; PAVÉS *et al.*, 2008), feeding behaviour that has also been documented in the white-backed *Gyps africanus* and Ruppell's griffon *Gyps ruppellii* vultures (HOUSTON, 1974).

In the face of the public outcry that has recently been generated by the attacks on livestock attributed to vultures, there is a need for an objective assessment of this problem due to the important implications it has for the management and future of scavengers, and the repercussions this may have on the conservation of their populations.

The objectives of this chapter are: 1) to describe the cases of interactions between domestic livestock and vultures, which were documented in two study regions in the north of Spain; 2) to analyse the temporal pattern (annual and seasonal) of the cases reported and the livestock species affected, and their possible relation with factors such as trophic availability for the griffon vulture and this species' population density; and 3) to quantify the costs that compensation claims entail in order to put forward management recommendations.

2. METHODS

2.1. The species: status and distribution in the study area

The Eurasian griffon vulture is a colonial species, which breeds on large rocky cliff ledges. Its diet is based on the remains of carcasses, generally those weighing over 5 kg (DONÁZAR, 1993). In Catalonia, the species' population has increased, with 40 pairs being recorded in 1979 and 431 in 1999 (GARCÍA & MARGALIDA, 2009). At the same time, its range has expanded eastwards, with recolonisations being observed in the north of the study area. In Navarra, the population growth has been similar, rising from 312 pairs recorded in 1979 to an estimated 2951 pairs in 2006, with the species having colonised small cliff ledges in the south of the region where it currently breeds (CAMPIÓN, 2009).

The study area is made up of two regions of northern Spain (Figure 1), situated at both ends of the Pyrenees and the Ebro Valley. In Catalonia (32,000 km^2), the regions studied are characterised by the fact that they contain a large quantity of livestock (mainly cows and sheep), and intensive breeding exploitations (pig), which provide food and conditions the different population density (see MARGALIDA *et al.*, 2007). The griffon vulture's breeding areas are situated in mid-mountain zones, where there are a large number of rocky ledges at altitudes of 600-1900 m. The area does not contain specific *muladares* for vultures and, until the application of the regulation concerning the selective removal of carcasses in 2006, carcasses were generally dumped in areas near to farms, where they were eaten by the vultures.

In Navarra (10,000 km^2) the vulture colonies are mainly found in the north of the province, an area with a large number of rocky ledges that they can use for nesting. Across the entire region, there are large areas given over to extensive livestock rearing (mainly sheep, cow and horse), and, as in Catalonia, there are also many intensive pig farms. The larger number of pig farms in the south of Navarra leads to the continuous presence of non-breeding vultures linked to *muladares* and farms that used to dump carcasses before the regulations were tightened up. The sources of wild prey items are very scarce, since only the wild boar *Sus scrofa* could constitute a significant source of food, and this is primarily a forest-dwelling species.

2.2. Data collection and analysis

The data analysed in this chapter include all the complaints lodged with the authorities responsible for the management of livestock and wild fauna in Catalonia and Navarra during the period 1996-2007. The complaint reports were processed by technical experts and veterinary surgeons in these two autonomous communities. The process usually consists of the livestock farmer reporting a dead animal and the presence of vultures. The authorities then send administrative staff (technical experts and/or forest rangers) to evaluate the damage and deal with the corresponding complaint. Cases are generally reported by forest rangers to the corresponding authorities and it is very rare that losses related to griffon vultures are not communicated.

In order to assess the possible connection between attacks and trophic availability or the griffon vulture's population density, data obtained in Catalonia were analysed region by region (see MARGALIDA *et al.*, 2007). Before this analysis was carried out, the available trophic biomass and the density of the griffon vulture populations were quantified. The relations were studied using the Spearman rank correlation test and the proportion of species attacked and their age using the chi-squared test.

3. RESULTS

3.1. Catalonia

Between 1996 and 2007, a total of 69 cases of griffon vulture attacks on domestic livestock were reported. In all these complaints, several hours had passed between the observation of the live animal and the documentation of its death and the presence of griffon vultures. Only on four occasions did the livestock farmer insist the animal was alive when the vultures allegedly attacked it. In two of these cases, the animal was alive and showed signs of having been being partially eaten (anal region).

71% of the complaints (n = 69) were made in 2007 and 87% in the last four years (Figure 2). As

for the temporal pattern of the complaints (Figure 3), most were made in the months of April and May (47.4% and 36.8%, respectively).

There was no association between the density of vultures in a region and the number of reported attacks (r = 0.12, $P > 0.05$, $n = 14$) (Figure 4). These results suggest that the population density of vultures in a region is not linked to the number of attacks, especially if we bear in mind that is some of them (Val d'Aran, Osona and the Ripollés) the species does not breed.

Given that population density does not appear to be associated with the frequency of attacks, one possible explanation could be the reduction in the amount of food available to the vultures. As shown in Figure 5, there does not seem to be any relation between the number of attacks reported and the theoretical trophic availability (r = -0.04, $P > 0.05$, $n = 14$), so that the regions with the greatest quantitative food shortages are not those in which the largest number of complaints are lodged.

As for the number of cases and animals affected, Figure 6 shows that the majority of complaints lodged about interactions with griffon vultures involve cows (72% of the cases reported, $n = 100$ and 61% of the animals affected, $n = 100$), followed by horses (15% of the cases reported and 21% of the animals affected) and lastly sheep (13% of the cases reported and 18% of the animals affected). 69% of the animals affected were young individuals, generally those that had died after birth. Although the number of young individuals killed was greater in the sheep and horse categories, the differences were not statistically significant ($\chi^2_3 = 5.12$, d.f. = 2, $P = 0.077$).

The economic cost of the compensation for the Catalan authorities was assessed in 2007. The largest number of complaints were lodged in this year, with a total of 15 complaints of which 11 (73.3%) were accepted. The total amount of compensation paid was 13,308 €.

3.2. Navarra

In Navarra, a total of 693 complaints were lodged between 1996 and 2007. As shown in Figure 7, the trend in the number of complaints lodged presented an irregular pattern, reaching a peak in 1998 (101 complaints), which decreased progressively until 2003, after which there was a progressive rise until a maximum of 108 complaints were recorded in 2007.

With regard to the species reported, the sheep was the livestock species affected most, (73% of the cases reported, $n = 301$ and 82% of the animals affected, $n = 463$). 46% of the animals affected were newborns (Figure 8) and most of the incidents with adult animals occurred at the time a mother was giving birth.

The seasonal distribution of the complaints received in the period 2004-2007 (Figure 9) shows that the months of May and June with 23.9% and 23.1%, respectively, are those when the largest number of complaints were lodged. Most sheep give birth during these months and also in October-November.

As for the economic cost of the complaints, in 2006 of 74 complaints lodged, a total of 20 (27.03%) were compensated, with a total cost of 6,772 € for the authorities covering the expenses derived from interactions between domestic livestock and griffon vultures.

4. DISCUSSION

Despite only having preliminary results based on the analysis of two pilot zones in which this type of interaction has been studied in detail, the results obtained allow for an initial estimate of the problems, which should be borne in mind in future.

There is a case-based reasoning in both zones: 1) a greater number of interactions in the spring (April-June), 2) most of the interactions occur in extensive livestock-rearing exploitations in which the supervision of the livestock is scant or non-existent 3) most of the cases appear to be associated with birthing, generally affecting both mothers and young simultaneously (cows and horses in the case of Catalonia and sheep in Navarra). However, the temporal pattern in these zones is not the same. Whilst in Catalonia (and in other zones such as Aragón and the Basque Country, authors' unpublished data) the number of complaints increased in 2007, in Navarrra the trend has been irregular since 1996, peaking at the end of 1990 followed by a decrease before numbers rose again after 2004.

The only data documented in vulture species that carry out attacks more frequently (black vulture *Coragyps atratus* and Turkey vultures *Cathartes aura*), suggest that low trophic availability and the presence of more dominant competitors at the carcasses (such as dogs), can stimulate predatory behaviour (PAVÉS *et al.*, 2008). The results obtained in Catalonia suggest that there is no relation between the low trophic availability in one region and/or the population density of vultures and the frequency of complaints of alleged attacks. So,

neither of these two variables would appear to explain the phenomenon of the attacks (at least until 2006, when the regulation concerning the removal of animals in the field was applied). Likewise, it is hard to blame the alleged attacks reported in Navarra on a shortage of food, since this behaviour started ten years before the carcass removal regulation was applied. In fact, in addition to the repeated lack of correlation between regional vulture population density and the frequency of complaints, during this decade (1996-2006), there was a sharp rise in the size of the vulture population without a significant decrease in its breeding success (FERNÁNDEZ, 2004).

In this respect, it should be noted that in the case of most of the complaints it has been impossible to prove that there was direct interaction between the vultures and the animal that was allegedly attacked. In other words, the fact is that when an animal is found dead and eaten by vultures, this does not mean that the latter were responsible for its death. In the case of Catalonia, of all the complaints lodged, only on four occasions did the livestock owner declare that he had seen the vultures eating the animal whilst the latter was still alive (admitting that it was weak or dying). In this regard, the results obtained in Navarra suggest something similar. In a high percentage of the reported complaints (90%), the necropsy carried out by a forensic vet ruled out the possibility that a vulture had caused the death of or injuries to the livestock, and in 61% of the cases, the animal was deemed to have died before the vultures started to eat it. Therefore, the number of actual cases of a dying or weak animal being eaten is far lower than claimed.

One factor that might be responsible for the increased public outcry at the rise in the number of interactions reported, is the application of the public health regulation after the appearance of bovine spongiform encephalopathy (BSE). There has also been a substantial rise in the number of complaints lodged in the Autonomous Community of the Basque Country (J. CARRERAS and I. MENDIOLA, pers. comm.), the Autonomous Community of Aragón (M. ALCÁNTARA, pers. comm.), the French Pyrenees (M. RAZIN, pers. comm.) and the Autonomous Community of Valencia (J. JIMÉNEZ, pers. comm.). One possible explanation for the rise in the number of complaints may be the increase in the griffon vulture's opportunistic foraging behaviour. When livestock give birth the remains (placentas) and carcasses (if the young die during the birth or both the mother and young die) are consumed by vultures. When a large amount of food was available, this resource may not have been used as often, because the abundance of carcasses more than satisfied the vultures' energy requirements. However, as a result of the reduction in the amount of carrion in the field, after the selective removal of carcasses, the placentas and young animals became a predictable source of food (associated with the presence of extensively-reared livestock in the field), which the vultures have discovered and are exploiting increasingly frequently. This occurs at a time of the year when the vultures' energy requirements are greater (chick rearing, see HOUSTON, 1976; DONÁZAR, 1993) and the increase in the presence of extensively-reared livestock in mountain pastures, coinciding with the birth of the young, provides a resource that has become very important for the vultures since other predictable sources of food have disappeared (*muladares*). However, although this scenario could explain the trend observed in Catalonia and other regions in which the increase in the number of complaints is a reality (Aragón, the Basque Country, authors' unpublished data), the same is not the case for Navarra where, as we have seen, since the mid 1990s, the number of complaints lodged has fluctuated irregularly.

A reduction in the availability of food could also have contributed to the observed trend whereby the time that elapses between the death of the animal and the arrival of the vultures is becoming increasingly short. If this is indeed true, in the past, the livestock owner had more time to check how his animal had died before the vultures arrived to eat it. If the time the vultures take to arrive has shortened, it may be that they arrive before the livestock farmer has certified the natural death of his animal. Since the vultures associate birthing with the possibility of food and they "wait" around the area where the animals are giving birth, this may give the impression that they are predators.

The effect that the changes in livestock management have had should be studied, since the term "extensively-reared livestock", is applied to a variety of different types of management. With regard to the problem of the birthing period, the livestock may or may not be monitored. They can give birth in the hills or in meadows in valleys, in the open air or in indoor pens. Other, equally important factors are, for example, the farmer's real dedication to the livestock sector, the use of

rustic or productive (more delicate) breeds and the physiological state of the animals.

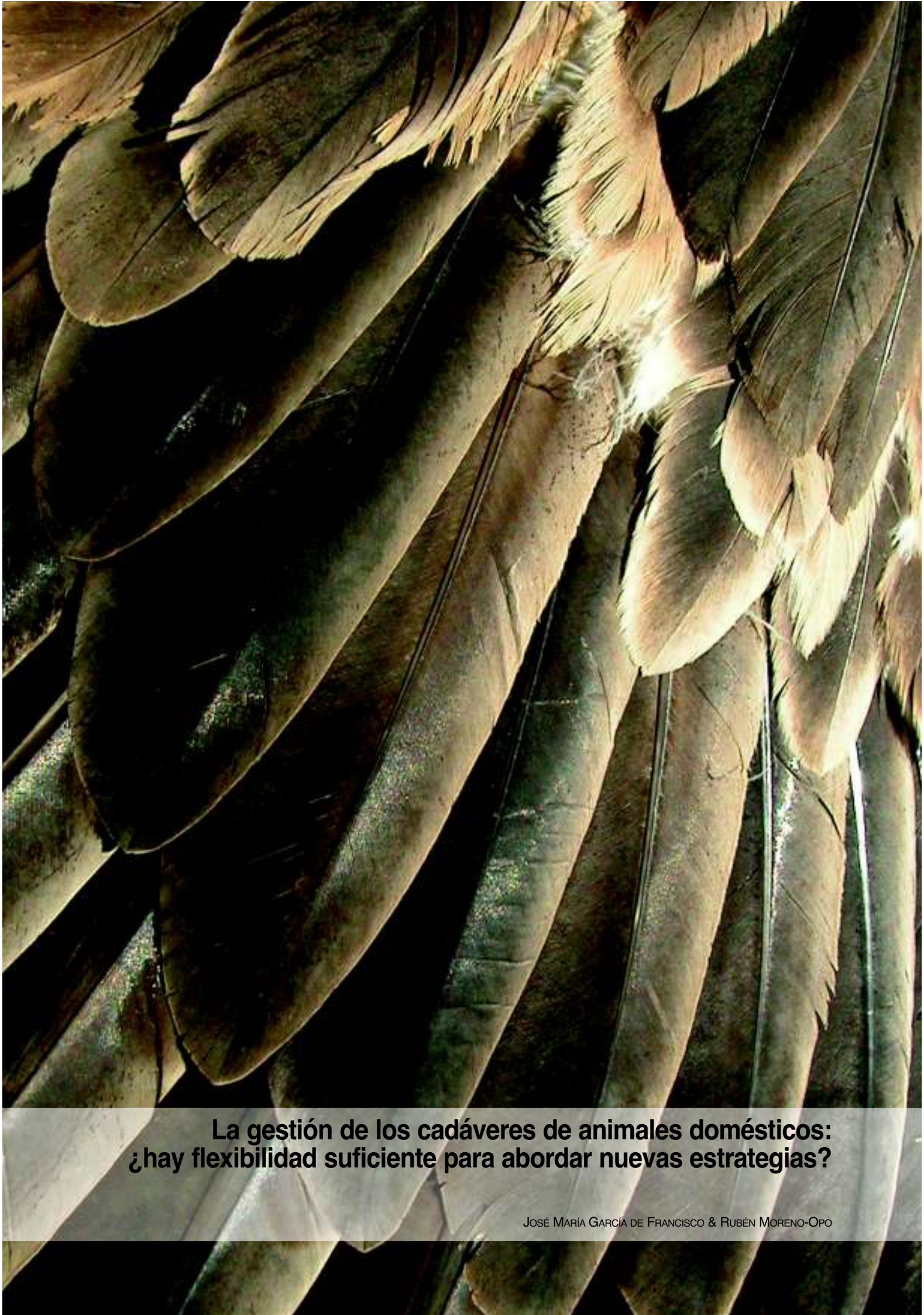
In any case, the economic implications of this phenomenon are ridiculous if we extrapolate them with the costs incurred by other farmed species. For example, in 2007 the European rabbit *Oryctolagus cuniculus* caused damages estimated at 510,000 € in Navarra. Moreover, both in Navarra and in Catalonia, attacks on sheep by feral dogs, although considered occasional, have led to the loss of hundreds of head of livestock over the last decade, with the costs of an attack being far more serious.

In conclusion, the existing conflict between griffon vultures and livestock farmers does not appear to have a sound biological basis. It does not seem very plausible that a carrion-eating species, which morphologically is not adapted to predation, can suddenly change its behaviour. In fact, direct observations of this interaction are almost anecdotal, and are mainly based on interpretations carried out at a distance. However, the documentation of the ingestion of the anal part or the placenta of a weakened animal that is still alive (due to hypocalcaemia or after giving birth for the first time), and the sudden closing of *muladares* and the subsequent selective removal of carcasses, has probably increased the public outcry and the perception that there is a real conflict. In this regard, the social component is significant, and the problem has probably been magnified more due to the great media interest in the phenomenon, rather than to the true gravity of this conflict, from both the farmers' and the authorities' points of view. Until more objective data become available, the following preliminary assessments and recommendations can be made with regard to this conflict: 1) In-depth studies should be carried out on this type of interaction, with more objective data being obtained on the behaviour of the livestock and the vultures during the interactions, since most of the complaints concern animals that have been found dead and eaten. The focal monitoring of some extensively-reared livestock exploitations may shed light on the real problem because only a few cases have documented the interaction process directly, and these have often been subject to rather vague interpretations. In this respect, the monitoring should be carried out during the months of April-June in particular. The information obtained *in situ* may shed light on more valuable information on the vultures' behavioural pattern and the sequence of the interactions with livestock. This is basic information that is required in order to gain a better understanding of the magnitude of the phenomenon for its subsequent management. 2) Closer surveillance of livestock that are about to give birth, especially during the spring, might reduce the number of cases of interactions and also provide objective information about what actually happens. 3) In the event of any case of vulture-livestock interaction, rangers, technical experts and specialised vets should be called in so as to carry out a visual inspection and document the case as quickly as possible.

In the future, it will be necessary to tackle this problem from a broader spatial perspective in order to evaluate the problems and the real dimensions of this phenomenon more objectively. Possible solutions should be agreed on by all stakeholders involved after sound information, allowing technical and scientific approaches to be adopted to solve the problem, has been obtained. In this regard, livestock farmers, authorities, scientists and conservation groups should participate in order to design and implement the future strategy for managing carcasses and conserving vultures.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the authorities in Catalonia (Diego García and Jordi Ruiz-Olmo) and in Navarra (Gonzalo Martínez) for providing data required to write this chapter. Joseba Carreras, Iñigo Mendiola, Mikel Olano and Manuel Alcántara also supplied data from other autonomous communities. Thanks also go to José Antonio Donázar for revising this chapter and for his suggestions about ways to improve it.



La gestión de los cadáveres de animales domésticos: ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias?

José María García de Francisco & Rubén Moreno-Opo

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	492-509	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

La gestión de los cadáveres de animales domésticos: ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias?

The cattle carcasses management today: is there enough flexibility to deal new conservation strategies?

PALABRAS CLAVES: Aves necrófagas, EEB, falta de alimento, muladar, Reglamento CE 1774/2002.
KEY WORDS: BSE, lack of food, avian scavengers, Regulation CE 1774/2002, vulture restaurant.
GAKO-HITZAK: Hegazti nekrofagoak, BEE, elikadurarik eza, simaurtegia, EB 1774/2002 Arautegia.

José María GARCÍA DE FRANCISCO[1] & Rubén MORENO-OPO[2]

RESUMEN

La aplicación del control sanitario de los subproductos animales no destinados a consumo humano, principalmente el Reglamento (CE) 1774/2002, ha provocado una reducción significativa en la disponibilidad de alimento de las aves necrófagas. Entre las consecuencias detectadas se han percibido cambios en la dinámica de algunas poblaciones, alteraciones en variables reproductivas y en interacciones inter/intraespecíficas. Afecta también aspectos socioeconómicos de las personas que cohabitan con las rapaces carroñeras. Las posibilidades legales de actuación son limitadas e insuficientes para solucionar de forma definitiva el conflicto. Resulta necesario poner en marcha soluciones, que valoren los objetivos de conservación para la posterior ejecución de medidas ambiental y ecológicamente sostenibles. Se debe resolver un problema de falta de alimento de uno de los grupos de fauna más amenazados en España, compatibilizándolo al mismo tiempo con políticas de seguridad alimentaria y de gestión ganadera. En este artículo se describen los orígenes de la falta de carroñas de ganado en los ecosistemas españoles. También se analiza el Reglamento SANDACH, detallando las posibilidades reales para procurar la presencia de carroñas así como algunas propuestas de modificación al texto de ese reglamento. Por último, se destaca el valor de la ganadería extensiva como elemento productor de biodiversidad.

ABSTRACT

The implementation of health control of animal by-products, mainly by Regulation (EC) 1774/2002, has caused a significant reduction in the availability of food for necrophagous birds. The main consequences detected are changes in the population dynamics of some species, changes in reproductive variables and interspecific and intraspecific interacions. It also affects socio-economic aspects of people cohabit necrophagous raptors areas. The legal possibilities for action are limited and insufficient to solve the conflict in a long-term perspective. It is necessary to implement solutions, in order to assess the conservation objectives for the subsequent implementation of ecological and environmentally sustainable measures. We must solve a problem of lack of food in one of the most threatened wildlife groups in Spain this way, at the same time compatible with food security policies and livestock management. This article describes the origins of the lack of carrion of livestock on Spanish ecosystems. It also examines the animal by-products regulation, detailing the real possibilities to ensure the presence of carrion as well as some proposed amendments to the text of the regulations. Finally, it stresses the value of extensive cattle management as producer of biodiversity.

LABURPENA

Gizakien kontsumorako ez diren abereen azpi-produktuen osasun kontrolaren aplikazioak, nagusiki 1774/2002 Araudiak (EK), murrizketa nabaria ekarri dio hegazti sarraskijaleentzako elikagaien eskuragarritasunari. Hautemandako ondorioen artean, aldaketa batzuk antzeman dira talde batzuen dinamikan, aldaketak ugalketan eta kanpo/barne elkarrekintza zehatzen aldagaietan. Araudi horrek, era berean, eragina du hegazti sarraskijaleak bizikide dituzten pertsonen alderdi sozio-ekonomikoetan. Jarduteko legezko aukerak mugatuak dira, eta ez dira nahikoak arazo hau behinbetikoz konpontzeko. Kontserbatzeko helburuak aintzat hartzen dituzten soluzioak abiarazi behar dira, geroago ingurumen izaerako neurriak, ekologikoki iraunkorrak, aplikatzeko. Espainian fauna talde mehatxatuenetako bat denarentzako elikagaien gabeziari soluzioa eman behar zaio, elikagaien aurreko segurtasun politikekin eta abelazkuntza kudeatzeko politikekin bat eginez. Artikulu honetan Espainiako ekosistemetan abelazkuntzatik etorritako sarraskien gabeziaren jatorriak deskribatzen dira. Era berean, SANDACH Araudia aztertzen da, sarraskien presentzia errazteko benetako aukeren berri ematen da, eta araudi horren testuan aldaketa batzuk egiteko proposamenak egiten dira. Azkenik, abelazkuntza estentsiboak bioaniaztasunaren elementu sortzaile gisa duen balioa azpimarratzen da.

1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

Para poder comprender la actual escasez de carroñas en nuestro país y su negativo efecto sobre las poblaciones de aves necrófagas debemos remontarnos al origen de la situación, ya que solo desde la comprensión de las causas y desde una perspectiva amplia y multidisciplinar podremos avanzar en el diseño de una estrategia sólida que persiga la búsqueda de soluciones eficaces y adecuadas. La conservación de la biodiversidad, la salud pública y la sanidad animal, son cuestiones

[1] Consejero Técnico. Ministerio de Medio Ambiente y del Medio Rural y Marino. Pza. Infanta Isabel 1. 28071. Madrid. jmgarcia@mapa.es
[2] Fundación CBD-Hábitat. C/ Nieremberg 8, bajo A. 28002. Madrid.
Área de Vida Silvestre. TRAGSEGA. C/ Julián Camarillo 6A. 28037. Madrid. rmoreno3@tragsa.es

que afectan al interés general y corresponde, por lo tanto, a las administraciones públicas, tanto comunitarias, como estatales y autonómicas, garantizar el cumplimiento de esos objetivos. Por este motivo se establecen políticas nacionales y comunitarias que utilizan como herramientas instrumentos normativos (reglamentos, decisiones, reales decretos) que son de obligado cumplimiento. En este sentido la conservación de las aves necrófagas y la falta de carroñas en su hábitat representan un desafío que obliga a buscar soluciones satisfactorias desde todos los ámbitos del interés público afectados.

En los años 1996 y 2000 se produjeron las crisis sanitarias, mediáticas y políticas más importantes en materia de seguridad alimentaria que se han vivido en la Unión Europea y probablemente en el mundo. La Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) fue popularmente conocida como enfermedad de las *vacas locas*. El fuerte impacto social se debió a una serie de factores concurrentes que, aunque en menor medida, aun hoy siguen actuando. El mensaje fue transmitido de forma alarmante hasta la saciedad, se trataba de una enfermedad degenerativa y mortal que se transmite al hombre por el consumo de carne de vacuno y para la que no existe cura posible. Igualmente existía una gran incertidumbre científica y técnica en relación a cuestiones tan importantes como los métodos de diagnóstico, la prevalencia de la enfermedad en la cabaña ganadera, la eficacia de las diferentes medidas sanitarias propuestas o la posible magnitud de la epidemia en la población humana. En la actualidad la situación es diferente dado que en estos años se ha avanzado mucho en el conocimiento y lucha contra la enfermedad.

La *crisis de las vacas* locas fue el factor detonante, junto con otros, como la contaminación de alimentos con dioxinas o la epizootia de fiebre aftosa en el Reino Unido, del nuevo enfoque que se dio a la política de seguridad alimentaria en la Unión Europea y que se plasmó en un documento de la Comisión del año 2000, *El libro blanco sobre la seguridad alimentaria*. El documento incorporó principios tales como un enfoque global e integrado aplicado a toda la cadena alimentaria; la rastreabilidad de los alimentos destinados a los animales y al hombre; el análisis de los riesgos, incluida la evaluación, la gestión y la comunicación de esos riesgos; la independencia, la excelencia y la transparencia de los dictámenes científicos; así como la aplicación del principio de precaución a la gestión de los riesgos.

El libro blanco sobre la seguridad alimentaria incluía como anexo un *Plan de Acción* que detallaba 84 medidas que debían ser adoptadas con el fin de alcanzar los objetivos propuestos para esa nueva política sanitaria. La medida 30 se refería a los s*ubproductos animales no destinados al consumo humano*, indicando la necesidad de elaborar una nueva normativa que refundiera las anteriores y que hiciera hincapié en aclarar responsabilidades, en la rastreabilidad de los subproductos y en los controles oficiales. Esa medida 30 fue el origen del actual Reglamento 1774/2002 *por el que se establecen normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano* (SANDACH), que fue publicado en octubre de 2002. Uno de los efectos colaterales del Reglamento SANDACH es la actual falta de carroñas de ganado en el territorio español y el impacto negativo que ello tiene en la conservación de las poblaciones de aves necrófagas.

Con el objeto de facilitar la aplicación en España del complejo reglamento comunitario, se promulgó, en noviembre de 2003, el Real Decreto 1429/2003. Por medio de esa norma se creó la *Comisión nacional de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano*, conocida como *Comisión SANDACH*. Se trata de un órgano colegiado de carácter interministerial y multidisciplinar adscrito al anterior *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación* (MAPA), hoy *Ministerio de Medio Ambiente y, del Medio Rural y Marino* (MARM), e integrada por representantes de las administraciones estatal, autonómica y local, cuyo objetivo es hacer un seguimiento de la aplicación del Reglamento, así como asesorar, elevar propuestas o recabar información. Entre las funciones de la Comisión se incluye la elaboración de un *Plan Nacional Integral SANDACH*, que trata de dar una respuesta global a la problemática que plantea la gestión de los SANDACH en todos los eslabones de su producción transformación, valorización o destrucción.

En el seno de la Comisión se crearon 11 grupos de trabajo al objeto de analizar en profundidad la realidad de los SANDACH en España. En los grupos de trabajo participaron tanto las Administraciones públicas como los representantes de los sectores afectados. Uno de los grupos de trabajo se dedicó a analizar el impacto de la retirada de los cadáveres de las explotaciones ganaderas. Fruto de ese análisis fue la elaboración de un extenso documento, *el Libro blanco de los SANDACH*, que el MAPA publicó en 2007. Se trata de un documento necesario para poder conocer en profundidad la situación de la gestión de los SANDACH en España. Finalmente ese Libro blanco sirvió de base para la redacción del *Plan Nacional Integral de los SANDACH*, que fue aprobado por Acuerdo del Consejo de Ministros y publicado en el BOE del 27 de febrero de 2008.

2. OBLIGACIONES EN LA GESTIÓN DE CADÁVERES Y POSIBILIDADES DE ACTUACIÓN LEGALES

Desde la entrada en vigor, hace ya seis años, del Reglamento (CE) 1774/2002, todos los animales muertos en las explotaciones ganaderas deben ser retirados, en vehículos especiales autorizados, para su transformación o destrucción en plantas autorizadas. Esa norma define tres categorías para los subproductos en función del riesgo potencial para la salud pública y la sanidad animal. De esta manera, y dependiendo de la edad, los cadáveres de rumiantes domésticos (vacas *Bos taurus,* cabras *Capra hircus* y ovejas *Ovis aries*) se clasifican en su mayoría como materiales de categoría I, la de mayor riesgo. Mientras que los cadáveres de monogástricos como caballos *Equus caballus*, burros, mulas, cerdos *Sus scrofa* var. dom. o aves, pertenecen a una categoría de riesgo menor (materiales de categoría II). Por último, los materiales de categoría III, son aquellos aptos para el consumo humano pero que, por razones de diversa índole, no se destinan a este fin.

El Reglamento contempla como una excepción, en el artículo 23.2., la posibilidad de destinar SANDACH de las categorías II y III a la alimentación de animales salvajes (art. 23.2.c. v.) y, en el caso de las aves necrófagas, permite además la alimentación con cadáveres considerados material de categoría I (animales de las especies bovina, ovina y caprina). Para la alimentación de las aves necrófagas el Reglamento SANDACH y las posteriores Decisiones de la Comisión Europea permiten la utilización de cadáveres de rumiantes (material de categoría I) cuando proceden de animales menores de 24 meses, en el caso de las vacas, y menores de 18 meses en el caso de ovejas y cabras. Los cadáveres procedentes de animales mayores necesitan una prueba de diagnóstico (test rápido) del cadáver, realizada en un laboratorio oficial, en el caso de vacas, o de un muestreo del 4% de los animales en la explotación de origen, en el caso de ovejas y cabras.

La excepción prevista para las aves necrófagas ha sido posteriormente desarrollada, por el procedimiento de comitología, mediante la publicación de dos Decisiones de la Comisión Europea (años 2003 y 2005), tras conocerse un dictamen, emitido en noviembre de 2002, por el Comité científico director. En España, en base a esas dos Decisiones de la Comisión, se promulgó el Real Decreto 664/2007, que regula el uso de los SANDACH para la alimentación de aves rapaces necrófagas. Esta norma fue bien acogida por ONGs conservacionistas como WWF/ Adena y SEO/Bird life que, el 6 de junio de 2007, emitieron un comunicado conjunto por el que celebraban la publicación del nuevo Real Decreto, a la vez que pedían medidas específicas para el oso pardo *Ursus arctos.*

El uso de esta excepción no requiere de una autorización previa, caso a caso, por parte de la Comisión Europea, aunque sí es necesario informar a la Institución comunitaria del uso que los Estados miembros están haciendo de la excepción, incluyendo una descripción de las medidas de control adoptadas. En este sentido la Comisión podría programar una visita de inspección de la FVO (Oficina Veterinaria y Alimentaria de la Comisión Europea) para comprobar sobre el terreno la eficacia de los controles oficiales. Corresponde, por lo tanto, a las Comunidades Autónomas decidir acogerse a la excepción, dado que tienen transferidas las competencias en materia de sanidad animal, salud pública y conservación de la naturaleza. Al *Ministerio de Medio Ambiente y del Medio Rural y Marino* (MARM) le corresponde notificar a la Comisión Europea que España está haciendo uso de la excepción prevista para las aves necrófagas.

Conviene destacar que el Reglamento SANDACH prevé otras excepciones, en el artículo 24, a la retirada de cadáveres de las explotaciones para su destrucción en una planta de transformación. Éstos deberán ser incinerados o enterrados *in situ*, bajo control oficial. Esas excepciones afectan: a los cadáveres de animales de compañía, a los de ganado procedente de zonas remotas (ver abajo) y a los del ganado muerto o sacrificado por una enfermedad grave, cuando existe riesgo de difusión.

Como vemos se prevén excepciones a la retirada de los cadáveres de las explotaciones cuando éstos proceden de zonas remotas. Entendiendo por éstas, aquellas zonas *donde la población animal es tan reducida y donde los servicios se encuentran tan alejados, que las disposiciones necesarias para la recogida y el transporte resultarían excesivamente costosas en comparación con la eliminación in situ*. No obstante, en estos casos el destino de los cadáveres es la incineración y el enterramiento bajo control oficial. Se trata por lo tanto de una biomasa no aprovechable por la fauna de hábitos carroñeros. La declaración de zonas remotas ha sido incorrectamente considerada por sectores conservacionistas como una posible solución a los problemas de las aves necrófagas y del oso, dado que las carroñas deben ser incineradas o enterradas.

3. EFECTOS SOBRE LAS AVES NECRÓFAGAS: IDONEIDAD DE LAS ACTUACIONES EN EL MARCO LEGAL ACTUAL

La aplicación de la normativa mencionada ha provocado una reducción del número de cadáveres de las especies bovina, ovina y caprina que quedan en el campo para su potencial consumo por parte de las aves necrófagas. Desde la entrada en vigor de los programas de retirada de cadáveres, se ha reducido en más del 80% el número de cadáveres de ovejas y cabras que podrían de forma potencial ser consumidos por las aves necrófagas y alrededor de un 100% el de vacas (ENTIDAD ESTATAL DE SEGUROS AGRARIOS, 2007; MORENO-OPO *et al.*, 2007).

Distintos autores han mostrado afecciones sobre variables poblacionales y ecológicas de las aves necrófagas, como consecuencia de la falta de alimento (Figura 1). Entre las más importantes se encuentra el aumento del número de ingresos de ejemplares desnutridos en los centros de recuperación, que se ha elevado alarmantemente en los últimos años en todas las regiones. Considerando conjuntamente a buitres negros *Aegypius monachus* y buitres leonados *Gyps fulvus,* en 2006 aumentó un 150% los ejemplares ingresados respecto a 2005 en los centros oficiales de Aragón, Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana y Extremadura (SEO/BIRDLIFE, 2007; Junta de Extremadura). En algunas colonias de cría de buitre leonado del centro, norte y noreste de la Península Ibérica se han producido descensos de la productividad o incluso la desaparición de pequeños núcleos de cría (FERNÁNDEZ, 2007; PÉREZ DE ANA, 2007; SEO/BIRDLIFE, 2007). De igual forma, se ha detectado una reducción del éxito reproductivo en el buitre negro en el último censo nacional (DE LA PUENTE *et al.*, 2007). La causa de esta regresión reside en la escasez de alimento, puesto que no se han advertido otras variables ambientales o humanas que pudieran tener efecto negativo general sobre los parámetros mencionados en estas especies.

Por otro lado, se ha constatado un aumento del número de denuncias de ataques a ganado vivo por parte de buitres (véase MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). Se han realizado evaluaciones sobre la veracidad de los ataques, comprobando

Figura 1. Buitres leonados alimentándose de pequeños restos proporcionados en un punto de alimentación suplementaria (Foto: Antoni Margalida).
Figure 1. *Eurasian griffon vulture feeds on small remains provided in a supplementary feeding.*

la existencia de algunos intentos de predación sobre animales debilitados. El número de reclamaciones de daños a las autoridades, por ataques de buitres, ha aumentado de forma espectacular, pasando de unos 60 en 2004 a más de 300 en 2007 (GONZÁLEZ & MORENO-OPO, 2008). Además, se han generalizado las observaciones de buitres negros y leonados fuera de sus áreas de distribución tradicionales (buitres leonados en el centro de Europa y buitres negros en el norte de España), que podrían ser causados, en parte, por desplazamientos en busca de áreas con mayor disponibilidad de alimento.

Las consecuencias que actualmente padecen las aves necrófagas por la falta de alimento tienen una importante trascendencia en el tipo de estrategias de conservación a desarrollar. Una de las especies más afectadas es el buitre leonado, que ha experimentado un espectacular aumento poblacional en los últimos 25 años en España, alcanzando más de 22.000 parejas (DEL MORAL & MARTÍ, 2001). Este incremento ha estado en parte asociado a la protección de las áreas de cría y, principalmente, a la proliferación de fuentes abundantes y predecibles de alimento en determinadas zonas del norte y centro de la península Ibérica, sobre todo en muladares de explotaciones ganaderas intensivas (PARRA & TELLERÍA, 2004). Por otro lado, la escasez de carroñas está también afectando a otras aves necrófagas, que se encuentran en un estado desfavorable de conservación. Por ello, se está trabajando en un escenario en el que existe una especie con poblaciones muy abundantes en amplias regiones de España y que tiene unas necesidades tróficas muy cuantiosas, y otras especies más amenazadas y localizadas geográficamente que comparten de forma general el tipo de presa con el buitre leonado, aunque con diferencias en la selección de los tipos de restos (DONÁZAR, 1993). A grandes rasgos, esta situación requiere la aplicación de medidas genéricas para el problema en su conjunto, pero selectivas y muy detalladas cuando se trata de priorizar los esfuerzos de conservación hacia las especies que más lo necesitan.

Las soluciones para paliar el problema expuesto han de cumplir la legislación vigente. Todas las excepciones legales se dirigen a eximir de la retirada obligatoria de cadáveres ciertos subproductos, una vez que se cumplan determinadas condiciones. Algunas de estas condiciones son potencialmente sencillas de ejecutar, como pueden ser la obtención de permisos de las autoridades competentes, el registro de los cadáveres o la construcción de un muladar. Otras condiciones pueden resultar más complejas, como la realización de análisis de presencia de EET en laboratorios oficiales cuando se quieran aportar determinados subproductos.

Una condición ineludible en todas las soluciones legales vigentes es que el aporte ha de realizarse en recintos vallados. La alimentación de las necrófagas a través de muladares tiene aspectos favorables y desfavorables para la gestión del medio natural y de las propias aves necrófagas. En principio, éste es un buen sistema para evitar problemas sanitarios causados por la ingestión de los cadáveres por parte de animales vectores de enfermedades, como carnívoros generalistas. Este concepto parte de la premisa de que los subproductos aportados a los muladares pueden ser potencialmente material sanitario de riesgo. Además, el funcionamiento correcto de un muladar, con un plan de gestión adecuado, constituye una importante herramienta de conservación. Así, se podría favorecer a individuos de núcleos poblacionales concretos, a grupos de edad determinados o en épocas de mayor escasez, de forma que se aumenta la supervivencia o la productividad (PIPER, 2005; CAMIÑA & MONTELÍO, 2006; BIRDLIFE, 2008; BOLONIO, 2008), de igual forma que ocurre con la alimentación suplementaria de otras especies amenazadas (GONZÁLEZ *et al.*, 2006; LÓPEZ-BAO *et al.*, 2008). Las redes de muladares, además, han supuesto un avance en la resolución del conflicto de falta de alimento, sobre todo en las primeras fases de detección del problema. Pero la alimentación únicamente a través de muladares tiene numerosos aspectos negativos. En primer lugar, el número de muladares donde las aves necrófagas podrían obtener su alimento siempre será limitado. En general, el sistema propuesto se dirige hacia la creación de una red de muladares comunales, en los que se aportan restos de forma controlada, continuada y abundante. Ello genera que el hallazgo de alimento se convierta en predecible y localizado, interfiriendo en la dinámica de la distribución y campeo de las poblaciones de algunas especies e incrementando interacciones negativas entre individuos (CARRETE *et al.*, 2006; MARGALIDA *et al.*, 2007) que pueden llegar a afectar a la fecundidad y frenar la expansión geográfica (MARGALIDA *et al.*, 2008). La presencia continuada de aves en torno a unos determinados puntos puede provocar desplazamientos de otras especies y un cambio negativo de la percepción social de estas aves como aliados de la gestión sanitaria de los cadáveres. Existen potenciales consecuencias negativas al concentrar a muchas

aves en muy pocos emplazamientos, derivadas de la ingesta de comida que se encuentra en malas condiciones sanitarias (toxicidad y envenenamientos intencionados). Además, resultaría muy complicado suministrar todo el alimento necesario para las especies necrófagas en muladares. Existen estimaciones según las cuáles sería necesario construir unos 3000 puntos de alimentación en España (SEO/BIRDLIFE, 2007), en lugares adecuados distribuidos de forma correcta en las áreas de presencia de las distintas especies. Actualmente, el listado de muladares autorizados registrados en la Comisión SANDACH no alcanza las 200 unidades. Ello conlleva que la alimentación exclusiva en muladares pueda no ser alcanzable ni siquiera a medio plazo, para aportar las aproximadas 20.000 toneladas de biomasa neta que precisan las distintas especies de aves necrófagas cada año. Algunas soluciones en marcha intentan compatibilizar el tipo de alimentación natural de las aves necrófagas y el cumplimiento de las prescripciones legales de suministro de carroña; es el caso de los *muladares de explotación*, en los que se realizan aportes de cadáveres del ganado extensivo existente en una explotación agropecuaria, tras pasar los controles precisos, en un muladar construido en la propia explotación, y que recibe únicamente los subproductos generados en ésta. Pero cuenta con el hándicap de las diferencias en el tipo de propiedad existente en gran parte de España; en la mitad sur y occidental resulta viable esta práctica, pero donde no existen explotaciones ganaderas que acojan en un territorio concreto el ganado durante gran parte del año esta medida resulta impracticable. Es preciso, además, evaluar la idoneidad de "obligar" a un grupo de animales silvestres tan representativos y valiosos de nuestro patrimonio natural a depender de estructuras artificiales manejadas por el hombre para poder satisfacer una parte tan importante de su ciclo vital como es la alimentación. En consecuencia, la legislación actual resulta insuficiente para abordar de forma definitiva la resolución del problema de falta de alimento. Se requiere establecer una planificación importante para resolver el conflicto a largo plazo, de forma que las políticas europeas y nacionales de conservación de la naturaleza y que garantizan la sanidad pública y ganadera no entren en conflicto entre sí.

4. PROPUESTAS Y DIRECTRICES DE ACTUACIÓN

Las posibilidades legales actuales se presentan como insuficientes para resolver la problemática generada. El enfoque paliativo de la alimentación de las aves necrófagas a través de una estricta regulación geográfica, de cantidades y de tipos de alimento, únicamente en muladares vallados, se contempla como perjudicial para la dinámica natural de sus poblaciones. Este particular ya ha sido advertido por las administraciones responsables en diversas ocasiones. En una reunión monográfica celebrada en Valencia en junio de 2007, el Comité de Flora y Fauna Silvestres elaboró una serie de conclusiones relativas a las necesidades de trabajo futuras para la resolución de este conflicto. Por otro lado, el Consejo de Ministros de Medio Ambiente de la Unión Europea, en reunión de octubre de 2007, trató en su orden del día el problema de las aves necrófagas de España en relación a la falta de alimento. En ambos foros, se establecieron unas prioridades de trabajo, que de forma general están aún por desarrollar, bajo la coordinación del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. No obstante, a escala regional se han puesto en marcha algunas medidas relativas a las prioridades de actuación futura, más allá de las permitidas en el marco legal actual.

Se emiten una serie de propuestas de actuación, que acogen en general lo expuesto en distintas reuniones celebradas por expertos en la materia. Para su implementación se precisa una coordinación efectiva entre las diferentes administraciones competentes y agentes afectados, que incluyen ganaderos y ONGs.

A) Elaboración de unas directrices orientadoras para la conservación y gestión de las poblaciones de aves necrófagas en España. Este documento habría de dotarse de un refrendo legal en el seno de los grupos oficiales de trabajo existentes (Comité de Flora y Fauna Silvestres y Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza), en forma de *Estrategia para la conservación de las aves necrófagas*.

B) **Modificación del Reglamento SANDACH**, R(CE) 1774/2002, con el objetivo de aumentar las posibilidades de alimentación de las aves necrófagas. Se propone un cambio en la consideración del nivel de riesgo del ganado ovino y caprino respecto a la alimentación de las especies prioritarias de aves necrófagas. La ingente vigilancia epidemiológica realizada en los últimos años permite descartar el riesgo de transmisión del prión de la EEB a través de estas especies.

C) Diseño y aprobación de una **red territorial de áreas importantes para la alimentación de aves necrófagas** en España, según criterios

científicos. En estas zonas se debería permitir la presencia de carroñas en el territorio de cualquiera de las especies animales, exceptuando los bovinos mayores de 36 meses, pero principalmente permitiendo las carroñas de ganado ovino, caprino, equino y porcino ibérico, sin necesidad de un muladar con cierre perimetral. Es preciso acompañar esta medida de un plan oficial de seguimiento sanitario de las explotaciones acogidas a esta excepción. Estas áreas podrían estar incluidas en la Red Natura 2000.

D) **Incremento y potenciación en el cumplimiento de la legislación vigente**. Existen posibilidades de trabajo no desarrolladas aún, y que habrían de ser implantadas por las administraciones autonómicas. Resulta recomendable imitar la alimentación de las necrófagas a una situación lo más natural posible. De esta forma se reducirían los efectos perniciosos de competencia inter o intraespecífica, densodependencia negativa o ingestión de alimento en mal estado que pudiera acarrear inmunodepresión en las aves. Parece recomendable el **establecimiento de redes de muladares ampliamente distribuidas en el espacio**, con muchos puntos de alimentación. Asimismo parece recomendable potenciar la figura del ***muladar de explotación extensiva***. Esto es, un muladar que recoja exclusivamente los cadáveres de los animales de la explotación en la que está ubicado. Se trata de explotaciones extensivas sobre una amplia base territorial, muy abundantes en el suroeste y centro peninsular y de gran importancia para la conservación de especies como el águila imperial ibérica o el buitre negro.

E) **Las actuaciones deben ser implementadas y evaluadas sobre evidencias científicas**. Se necesita predecir mediante métodos científicos los efectos de la falta de alimento sobre las poblaciones de aves necrófagas, los procedimientos más eficientes para llevar a cabo los programas de actuación al respecto, evaluar los requerimientos y necesidades de cada una de las especies y valorar de forma rigurosa las posibles repercusiones sanitarias de determinados tipos de aportes a muladares.

La modificación del Reglamento SANDACH supone un procedimiento complejo, puesto que requiere la aprobación tanto del Parlamento Europeo como del Consejo, mientras que la iniciativa legislativa, es decir la redacción de los textos con las propuestas de modificación, corresponden a la Comisión Europea. En este sentido conviene destacar que en 2008 se inició el procedimiento de redacción de un nuevo texto de Reglamento del Consejo y del Parlamento Europeo, que sustituirá al reglamento SANDACH de 2002, actualmente en vigor. En abril de 2009 el Parlamento Europeo aprobó un texto para el nuevo Reglamento que flexibiliza las unidades previstas para la alimentación de las especies protegidas de fauna necrófaga, permitiendo la presencia de carroñas en el territorio. Ello cuando está justficado por la conservación de las especies necrófagas y mediante determinadas condiciones sanitarias que deberán ser establecidas en un Reglamento de la Comisión Europea, que desarrollará en detalle lo establecido por el nuevo Reglamento SANDACH. Es el momento, por tanto, de presentar propuestas concretas que puedan solucionar los problemas de implementación que siempre ha tenido esta normativa.

Para modificar el reglamento es necesario disponer de evidencias que permitan dar garantías de que los cambios propuestos no suponen la aparición de nuevos riesgos en la cadena alimentaria. Las medidas que se adopten para garantizar los niveles de salud pública y sanidad animal deben ser proporcionales a los riesgos que existan. En este sentido resulta muy esperanzadora la satisfactoria evolución descendente de los casos de EEB en nuestro país, que demuestra lo eficaz que ha resultado la prohibición del uso de harinas de carne en la alimentación de los rumiantes, una medida que adoptó la Unión Europea en 2001. De esta manera, tras alcanzarse en 2003 la cifra máxima anual de casos positivos de EEB, con 167 casos, todos los años se han producido descensos significativos en los casos detectados, hasta los 24 casos de 2008. Hasta el 31 de julio de 2009 tan solo se han declarado 11 casos de EEB. Según datos de la Red de Alerta Sanitaria Veterinaria (RASVE). Las previsiones apuntan a la práctica desaparición total de casos de EEB en la cabaña ganadera española en los próximos años. Ante estas optimistas previsiones del fin de la EEB conviene recordar que otro principio de la legislación comunitaria indica que las medidas adoptadas deben ser proporcionales al riesgo que existe. En este caso el riesgo es despreciable, no sólo por la previsible ausencia total de enfermedad en unos pocos años, sino también por la nula posibilidad de que los priones de la EEB pasen al ser humano por las aves necrófagas, dado que los buitres no forman parte de nuestra dieta. Por ello parece razonable avanzar hacia la flexibilización de las medidas excepcionales, por el efecto negativo que el Reglamento SANDACH tiene para la conservación de la biodiversidad.

Por último, resulta importante resaltar el papel que la ganadería extensiva ha tenido y debe seguir teniendo en el mantenimiento y conservación de la naturaleza. Una vez más, se demuestra que el valor del régimen de explotación extensivo no se puede cuantificar exclusivamente mediante su aportación a la Producción Final Ganadera. Existen otras aportaciones menos tangibles pero igualmente importantes, una de ellas es la producción de alimento para el oso pardo y las aves necrófagas en forma de *biomasa-carroña*, pero hay otras, como la prevención de incendios mediante un pastoreo a diente que evita la matorralización del campo, la creación de paisajes singulares como las dehesas y los pastos de montaña, la fijación en el medio de la población rural, la producción de alimentos de calidad, la conservación de los recursos zoogenéticos mediante el mantenimiento de razas autóctonas, el aprovechamiento de recursos pastables como las rastrojeras, cuyo valor de otra manera se perdería, el abonado de la tierra mediante deyecciones o el mantenimiento de las vías pecuarias. De forma complementaria, el papel del ganadero como productor de alimentos, paisaje y biodiversidad deber ser puesto en valor y dado a conocer al conjunto de la sociedad.

5. AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer los valiosos comentarios realizados por Antonio Arregui, Nacho Atance y Pablo Bernardos, que mejoraron la calidad del artículo. Borja Heredia, Marta García, Juan José Areces y Luís Mariano González coordinan las propuestas de actuación para la conservación de las aves necrófagas en la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (MARM). A Emilio García Muro Subdirector General Adjunto de Sanidad de la Producción Primaria. Las opiniones expresadas no representan necesariamente posiciones oficiales.

6. BIBLIOGRAFÍA

BIRDLIFE INTERNACIONAL.
2008 *Action plan for the Egyptian Vulture Neophron percnopterus in the European Union*. BirdLife International.

BOLONIO, L.
2008 *Tendencias poblacionales y cambios en la productividad, en el comportamiento trófico y en los ingresos en centros de recuperación de las poblaciones de aves necrófagas en la provincia de Guadalajara, a raíz de la aplicación de las medidas puestas en marcha por la Unión Europea con el objetivo de garantizar la salud pública e impedir la proliferación de las encefalopatías espongiformes transmisibles*. Informe inédicto. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Guadalajara.

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: 7-13.

CARRETE, M., DONÁZAR, J. A. & MARGALIDA. A.
2006 Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

DE LA PUENTE, J., MORENO-OPO, R. & DEL MORAL, J. C.
2007 *El buitre negro en España. Censo nacional (2006)*. SEO/BirdLife. Madrid.

DEL MORAL, J. C. & MARTÍ, R. (eds.)
2001 *El buitre leonado en la península Ibérica. III censo nacional y I censo coordinado, 1999*. Monografía 7. SEO/BirdLife. Madrid.

DONÁZAR, J. A.
1993 *Los buitres ibéricos*. (Ed.). Reyero, J.M. Madrid.

ENTIDAD ESTATAL DE SEGUROS AGRARIOS.
2007 Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 2007. Informe inédito.

FERNÁNDEZ, F. J.
2007 Bajón en el censo de pollos de buitre leonado en las hoces del Riaza. *Quercus* 261: 33-34.

GONZÁLEZ, L. M., MARGALIDA, A., SÁNCHEZ, R. & ORIA, J.
2006 Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success on Spanish imperial eagle *(Aquila adalberti). Biological Conservation* 129: 477-486.

GONZÁLEZ, L. M. & MORENO-OPO, R.
2008 Impacto de la falta de alimento en las aves necrófagas. *Ambienta* 73: 48-55.

LÓPEZ-BAO, J. V., RODRÍGUEZ, A. & PALOMARES, F.
2008 Behavioural response of a trophic specialist, the Iberian lynx, to supplementary food: patterns of food use and implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 1857-1867.

MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D.
2009 Interacciones agresivas 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. 476-491.

MARGALIDA, A., DONÁZAR, J.A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F. & ROMERO-PUJANTE, M.
2008 Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus Barbatus*: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150: 242-249.

MARGALIDA, A., GARCÍA, D. & CORTÉS-AVIZANDA, A.
2007 Factors influencing breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications. *Animal Biodiversity & Conservation* 42: 189-200.

MORENO-OPO, R., SAN MIGUEL, A. & CAMIÑA, A.

2007 Ganadería y buitre negro. In: Moreno-Opo, R. & Guil, F. (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp. 200-224.

PARRA, J. & TELLERÍA, J.L.

2004 The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989–1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

PÉREZ DE ANA, J. M.

2007 Los buitres de Sierra Salvada sufren la recogida de ganado muerto. *Quercus* 261: 30-32.

PIPER, S. E.

2005 Supplementary feeding programs: how necessary are the for the maintenance of numerous and healthy vulture populations. In: Houston, D. C. & Piper, S. E. (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*, 14-16 November 2005, Thessaloniki, Greece. Pp. 41-50.

SEO/BIRDLIFE.

2007 *Efectos del Reglamento CE 1774/2002 y las decisiones adoptadas por la Comisión Europea en 2003 y 2005 sobre las aves necrófagas en la península Ibérica y sus posibles soluciones*. Informe técnico. SEO/BirdLife.

Comunitaria

- Decisión 2005/830/CE, que modifica la Decisión 2003/322/CE
- Decisión de la Comisión Europea 2003/322/CE, *sobre la aplicación de las disposiciones del Reglamento CE 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo relativas a la alimentación de las especies de aves necrófagas con determinados materiales de la categoría 1.*

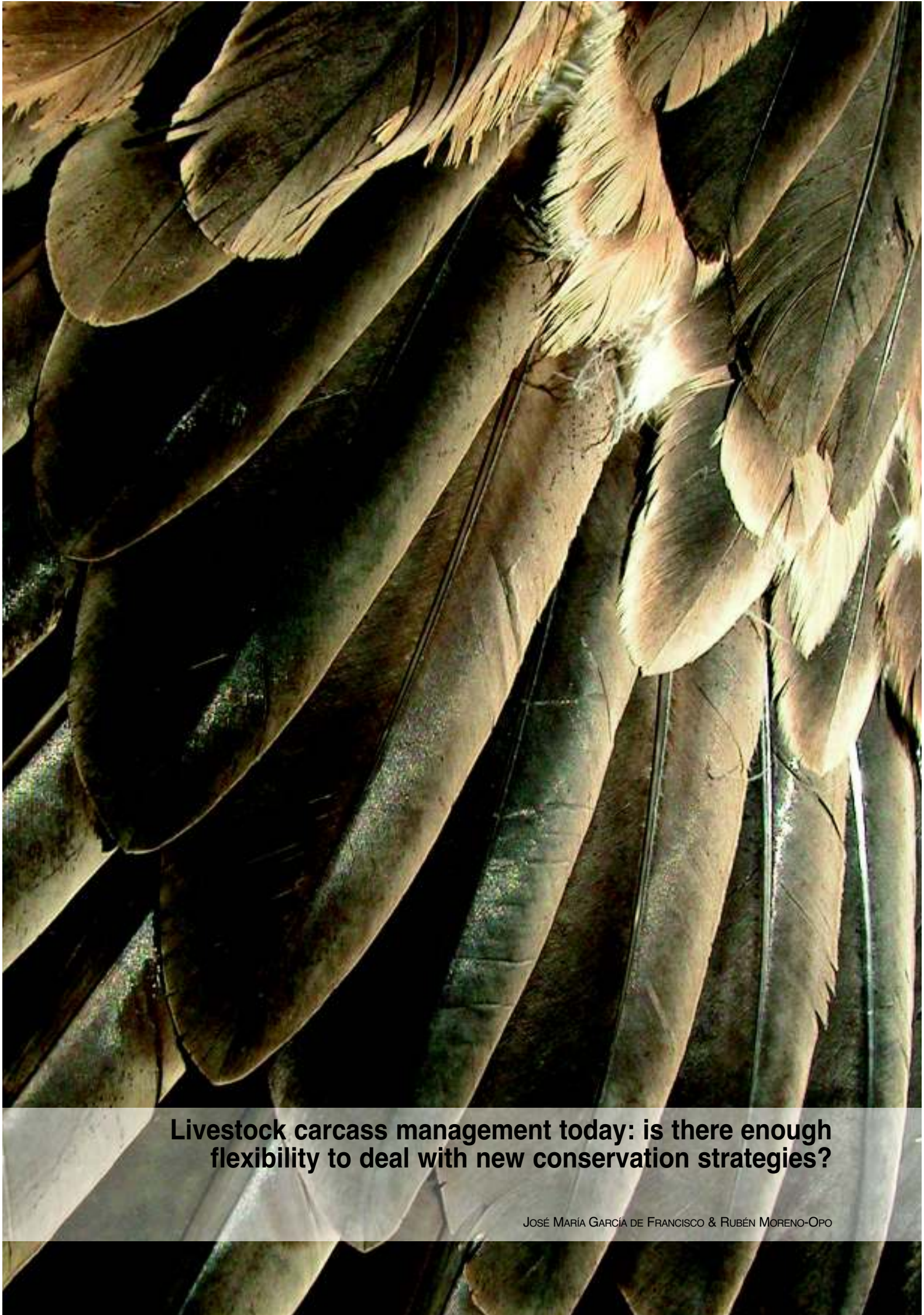
Estatal

- Real Decreto 664/2007 de 25 de mayo, *por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano.*
- Reglamento CE 1774/2002 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.
- Reglamento (CE) 999/2001, de 22 de mayo de 2001, por el que se establecen disposiciones para la prevención, el control y la erradicación de determinadas encefalopatías espongiformes transmisibles
- Real Decreto 1429/2003, *por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.*
- Reglamento CE 808/2003 *por el que se modifica el Reglamento CE 1774/2002 (...).*
- Real Decreto 1911/2000, *por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles.*

Autonómica

- Decreto 108/2006, de la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha
- Decreto 102/2009, del Gobierno de Aragón
- Orden de 10 de diciembre de 2004, de la Consejería de Agricultura y Pesca de Andalucía
- Orden de 1 de octubre de 2001, de la Conselleria de Medio Ambiente, de la Generalitat Valenciana.
- Orden Foral de 30 de abril de 2001, del Consejero de Agricultura, Ganadería y Alimentación de Navarra, y Orden Foral de 27 de junio de 2006
- Orden 7/2001 de 8 de marzo, del Consejero de Turismo y Medio Ambiente de La Rioja
- Decreto 230/2005, *de control sanitario de las especies de caza silvestre*, de la Consejería de Sanidad y Consumo de la Junta de Extremadura

Anexo. Principal legislación sobre el tema



Livestock carcass management today: is there enough flexibility to deal with new conservation strategies?

José María García de Francisco & Rubén Moreno-Opo

1. INTRODUCTION AND BACKGROUND

In order to understand the current lack of carcasses in Spain, and the negative impact this has on necrophagous birds, we need to go back to the origin of the situation. Since, it is only by understanding the causes and with a broader, multidisciplinary perspective, that we can move towards the design of a solid strategy to find efficient and suitable solutions to this problem. Biodiversity conservation, and public and animal health, are issues that affect the general public and, therefore, should be dealt with by the public administrations, at Community, State and regional levels, in order to guarantee that these objectives are achieved. Therefore, it is national and Community policies that are established, and these use enforceable regulatory tools (regulations, decisions, royal decrees). In this regard, the conservation of necrophagous birds and the lack of carcasses in their habitat constitute a challenge, which requires satisfactory solutions to be found for all the affected areas of public interest.

The years 1996 and 2000 witnessed the most serious public health, media and political crises with regard to food safety that had ever been experienced in the European Union or probably even the world. The Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) problem was commonly known as *mad cow disease*. It had a major social impact due to a series of concurrent factors that are still present today, albeit to a lesser degree. The message was transmitted in an alarming manner ad nauseam. This was a fatal, degenerative disease that could be spread to humans via the consumption of beef, and for which these was no possible cure. Likewise, there was great scientific and technical uncertainty with regard to issues as important as diagnostic methods, the prevalence of the disease in livestock, the effectiveness of the different public health measures proposed and the potential magnitude of the epidemic in the human population. At present, the situation is different, given that in the last few years much progress has been made in terms of the knowledge about and the fight to eradicate this disease.

The *mad cow disease* crisis was one of the factors, alongside the dioxin contamination of food and the epizootic foot-and-mouth disease in the UK, which led to the EU food safety policy acquiring a new focus. This led to the European Commission document published in 2000, the *White Paper on Food Safety*. The document included principles such as a global and integrated approach applied to the entire food chain; the traceability of food intended for animals and humans; risk analysis, including the assessment, management and communication of these risks; the independence, excellence and transparency of the scientific reports; as well as the application of the precautionary principle to the management of these risks.

The *White Paper on Food Safety* included as an annex an *Action Plan*, which listed 84 legislative proposals that had to be adopted in order to achieve the objectives proposed for this new public health policy. Measure 30 referred to *animal by-products not intended for human consumption,* indicating the need to create new legislation that would recast existing measures and clarify responsibilities in terms on the traceability of by-products and tighten up official controls. This Measure 30 gave rise to the current Regulation No. 1774/220, published in October 2000, *through which the public health measures are established, which are applicable to animal by-products not intended for human consumption* (ABPs). One of the collateral effects of the ABPs Regulation is the current lack of livestock carcasses in Spain and the negative impact this has on the conservation of necrophagous bird populations.

In Spain, in order to facilitate the application of this complex Community regulation, in November 2003, the Real Decreto [Spanish Royal Decree] No. 1429/2003 was promulgated. Through this regulation the *Comisión nacional de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano* [National commission for animal by-products not intended for human consumption], was created, usually known as the *Comisión* SANDACH [Commission for ABPs]. This is an interministerial, multidisciplinary body attached to the former *Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación* [Ministry of Agriculture, Food and Fisheries] (MAPA), which is now the *Ministerio de Medio Ambiente y, del Medio Rural y Marino* [Ministry of the Environment, and Rural and Marine Affairs] (MARM), and made up of representatives of State, regional and local authorities, whose objective is to monitor the application of the Regulation, as well as to advise, submit proposals and collect information. The Commission's functions include the drawing up of a *Plan Nacional Integral SANDACH* [National Integral ABP Plan], in order to attempt to find a global response to the problem of managing ABPs at all stages of their production, transformation, assessment or destruction.

Within the Commission, 11 working groups were created in order to carry out an in-depth analysis of the reality of ABPs in Spain. Both public authorities and representatives of the affected sectors participated in the working groups. One of the working groups focused on analysing the impact of the removal of carcasses from livestock exploitations. A result of this analysis was the creation of an extensive document, the *Libro blanco de los SANDACH* [ABP White Paper], which MAPA published in 2007. It is an essential docu-

ment for gaining in-depth knowledge about the ABP management situation in Spain. Finally, this White Paper was used as the basis for drawing up the *Plan Nacional Integral de los SANDACH* [National Integral ABP Plan], which was approved by the Council of Ministers and published in the BOE [Spanish Official State Gazette] on 27 February 2008.

2. CARCASS MANAGEMENT OBLIGATIONS AND POSSIBILITIES OF LEGAL ACTION

Since Regulation (EC) No. 1774/2002 came into force six years ago, all dead animals in livestock exploitations have had to be removed, using specially authorised vehicles, in order to be transformed or destroyed at approved, designated plants. This regulation classifies the by-products into three categories, in accordance with their potential risk to public and animal health. Thus, depending on their age, the carcasses of domestic ruminants (cows *Bos taurus,* goats *Capra hircus* and sheep *Ovis aries*) are mainly classified as belonging to Category 1, which represents very high-risk material. Meanwhile, the carcasses of monogastric species such as horses, donkeys, mules, pigs or birds, belong to a lower risk category (Category 2 materials). Finally, Category 3 materials are those intended for human consumption but which, for various reasons, are not used for this purpose.

In Article 23.2, the Regulation considers as an exception the possibility of authorising ABPs in Categories 2 and 3 for the feeding of wild animals [Art. 23 (2) (c) (v)] and, in the case of necrophagous birds, also authorises the feeding of carcasses that are classed as Category 1 materials (cows, goats and sheep). The ABP Regulation and subsequent EC Decisions allow ruminant carcasses (Category 1 materials) to be used for feeding necrophagous birds, as long as these carcasses come from animals under 24 months' old in the case of cows, and under 18 months' old in the case of sheep and goats. Carcasses of older animals need to undergo a diagnostic test for TSE (rapid test), carried out in an official laboratory, in the case of cows. In the case of sheep of goats, a sample from 4% of animals must be taken in the exploitation itself.

The derogation intended for necrophagous birds was later developed, through the comitology procedure, via the publication of the EC Decisions (2003 and 2005), after the ruling was made public, which was delivered in November 2002 by the Scientific Steering Committee (SSC). In Spain, based on these EC Decisions, the Royal Decree No. 664/2007 was promulgated, regulating the use of ABPs for the feeding of necrophagous raptors. This regulation was well received by conservation NGOs such as WWF/Adena and SEO/BirdLife. On 6 June 2007, they made a joint announcement in which they welcomed the publication of the new Royal Decree and, at the same time, requested specific measures for the brown bear *Ursus arctos*.

Although the use of this derogation does not require advance authorisation, on a case-by-case basis, by the European Commission, it is necessary to inform the Community Institution of the use that the Member States are making of the derogation, including a description of the control measures adopted. In this regard, the Commission can programme an inspection visit by the European Commission Food and Veterinary Office (FVO) in order to check the efficacy of the official control measures *in situ*. Thus, it is up to the Autonomous Communities whether to decide to make use of the derogation, given that each community has legislative and executive autonomy for matters regarding public and animal health and nature conservation in their area. The *Ministerio de Medio Ambiente y, del Medio Rural y Marino* [Ministry of the Environment, and Rural and Marine Affairs] (MARM) is responsible for notifying the European Commission that Spain is using the derogation intended for necrophagous birds.

It should be noted that the ABP Regulation lists other derogations, in Article 24, regarding the disposal of carcasses from exploitations and their transformation and destruction in an approved plant. These carcasses should be incinerated or buried *in situ*, with official authorisation and supervision. These derogations apply to: dead pet animals, livestock originating in remote areas (see below) and livestock that died or were sacrificed due to the outbreak of a serious disease, because of the danger of the propagation of health risks.

As can be seen, there are derogations applicable to the disposal of carcasses in exploitations if these originate from remote areas. These 'remote areas' are zones *where the size of the animal population is so small, and where facilities are so far away, that the arrangements necessary for collection and transportation would be unacceptably onerous compared to local disposal*. Nevertheless, in these cases the carcasses must be incinerated or buried with official supervision, and therefore constitute biomass that cannot be fed to scavengers. Given that the dead animals must be incinerated or buried, the declaration of remote areas has been incorrectly considered by conservation sectors as a possible solution to the problems concerning necrophagous birds and the brown bear.

3. EFFECTS ON AVIAN SCAVENGERS: SUITABILITY OF THE ACTIONS WITHIN THE CURRENT LEGAL FRAMEWORK

The application of the abovementioned regulation has led to a reduction in the number of cow, sheep and goat carcasses that remain in the field and can potentially be consumed by necrophagous birds. Since the carcass disposal programmes came into force, the number of sheep and goat carcasses that could potentially be consumed by necrophagous birds has decreased by over 80%, and the number of cow carcasses has declined by around 100% (*Entidad Estatal de Seguros Agrarios* [State Agrarian Insurance Body] 2007, MORENO-OPO *et al*., 2007).

Different authors have discussed the impact of the lack of food on the population and ecological variables of necrophagous birds (Figure 1). One of the most important effects is the increase in the number of malnourished birds being taken to wildlife recovery centres. This number has risen alarmingly in recent years in all regions. Taking both the cinereous and the European griffon vulture together, in 2006 there was a 150% increase in the numbers taken in to wildlife recovery centres in comparison with 2005 in Aragón, Castilla-La Mancha, the Comunidad Valenciana and Extremadura (SEO/BIRDLIFE 2007; Junta de Extremadura). In some griffon vulture *Gyps fulvus* breeding colonies in the centre, north and northeast of the Iberian Peninsula, there has been a decrease in productivity and some small breeding nuclei have even disappeared (FERNÁNDEZ 2007; PÉREZ DE ANA, 2007; SEO/BIRDLIFE, 2007). Similarly, a reduction in the breeding success of the cinereous vulture *Aegypius monachus* was observed in the last national census (DE LA PUENTE *et al*., 2007). The cause of this decline is a lack of food, since there is no sign of other environmental or human variables that could have a general negative impact on the abovementioned parameters in these species.

Moreover, there has been an increase in the number of reports of attacks by vultures on livestock (MARGALIDA & CAMPIÓN 2009). The veracity of these attacks has been studied, and checks have been carried out to see whether any predation attempts have been made on weak animals. The number of damages claims submitted to the authorities regarding vulture attacks has risen dramatically, from around 60 in 2004 to over 300 in 2007 (GONZÁLEZ & MORENO-OPO, 2008). Moreover, the observations of cinereous and griffon vultures outside their traditional distribution ranges have become generalised (griffon vultures in central Europe and cinereous vultures in northern Spain). This could, in part, be caused by the birds' movements in search of areas with a higher availability of food.

The consequences that necrophagous birds are currently suffering due to a lack of food have a great impact on the type of conservation strategies that should be developed. One of the species most affected is the griffon vulture, whose population has increased spectacularly over the last 25 years in Spain, reaching a total or over 22,000 pairs (DEL MORAL & MARTÍ, 2001). This increase has in part been associated with the protection of breeding areas and, principally, to the proliferation of plentiful and predictable sources of food in certain parts of the north and centre of the Iberian Peninsula, especially in *muladares* [designated carcass dumps] in exploitations of intensively reared livestock (PARRA & TELLERÍA, 2004). Moreover, the scarcity of carrion is also affecting other necrophagous birds, whose conservation status is unfavourable. Thus, work is being carried out in a scenario in which there is one species with very large populations across extensive regions of Spain, and has very high trophic requirements. Then there other, more threatened and geographically localised species, which share the same general prey type with the griffon vulture, although they differ in the type of animal remains they prefer (DONÁZAR, 1993). Broadly speaking, this situation requires the application of generic measures to address the whole problem, but selective and very detailed measures when it comes to prioritising the conservation efforts to help the species that need them most.

The solutions to the abovementioned problem must comply with the legislation currently in force. All the legal derogations are aimed at granting exemption from removing certain animal by-products from the carcasses, once a series of specific conditions have been met. Some of these conditions are potentially simple to implement. These include the obtaining of permits from the competent authorities, the registering of the animal by-products or the construction of a muladar [designated carcass dump]. Other conditions may be more complicated, such as analyses carried out in official laboratories to check for the presence of TSEs before using certain by-products.

Another obligatory condition of all the legal solutions currently in force is that the animal by-products have to be made available to animals within fenced-in sites. The feeding of necrophagous birds via *muladares* has positive and negative aspects for the management of the environment and the necrophagous birds themselves. In theory, this is a

good system for avoiding public health problems caused by the ingestion of carcasses of animals that can be vectors for the spread of disease, such as generalist carnivores. This concept is based on the premise that the by-products taken to *muladares* can potentially be material that constitutes a risk to animal and human health. Moreover, the correct operation of a *muladar*, with a suitable management plan, constitutes an important conservation tool. Thus, it is possible to favour certain individuals or population nuclei with specific age groups or at times of greater food scarcity, in order to increase survival or productivity levels (PIPER, 2005; CAMIÑA & MONTELÍO 2006; BIRDLIFE, 2008; BOLONIO, 2008), as occurs with the supplementary feeding of other threatened species (GONZÁLEZ, *et al.*, 2006; LÓPEZ-BAO *et al.*, 2008). Moreover, the *muladar* networks constitute a step forward towards solving the lack of food conflict, especially in the initial phases of the detection of the problem. However, feeding birds solely via *muladares* has several negative aspects. Firstly, the number of muladares at which necrophagous birds can obtain food will always be limited. In general, the proposed system is aimed at creating a network of communal *muladares*, where animal by-products can be disposed of in a controlled, continuous and plentiful manner. This means that the birds can find food in a predictable and localised manner, but this interferes with the dynamics of the distribution and home ranges of the populations of some species and causes negative interactions between individuals to increase (CARRETE *et al.*, 2006; MARGALIDA *et al.*, 2007). This can have an impact on fertility and curb geographic expansion (MARGALIDA *et al.*, 2008). The continuous presence of birds at certain points can lead to the displacement of other species and have a negative impact on the social perception of these birds as allies of the public health management of carcasses. Concentrating a large number of birds in a limited number of sites can potentially have negative effects, especially those linked to the ingestion of food in poor sanitary conditions (toxicity and intentional poisoning). Moreover, it would be very complicated to provide all the food needed by these necrophagous species in *muladares*. Some estimates suggest that it would be necessary to create around 3,000 feeding stations in Spain (SEO/BIRDLIFE, 2007), in suitable locations distributed properly across the different species' ranges. At present, there are fewer than 200 authorised *muladares* on the list registered with the Commission for ABPs. This means that the provision, even in the medium term, of the approximately 20,000 tonnes net biomass required by the different species of necrophagous birds each year, exclusively via *muladares*, is not possible. Some solutions currently being attempted include making the necrophagous birds' natural food compatible with the compliance with the legal prescriptions with regard to the provision of carrion. This is the case of *muladares* de explotación [designated carcass dumps in exploitations]. Here by-products from extensively reared livestock in a exploitation are dumped in the *muladar* within the exploitation itself, after the necessary controls have been carried out. This type of *muladar* is only used for animal by-products originating in the exploitation in which it is located. However, the problem here is that there are great differences in the type of properties found in Spain. In the south and west, this practice might be viable. But, where there are no livestock exploitations that contain livestock in a specific area for most of the year, this measure would be impracticable. Moreover, it is essential to assess how suitable it is "to force" a group of wild animals that is so representative and of such great value to our natural heritage, to depend on artificial, man-managed structures, in order to satisfy such a major part of their life cycle as feeding. As a result, the current legislation is insufficient to solve the problem of lack of food definitively. There is a need for extensive planning to take place to solve the conflict in the long term, in order to ensure that European and national nature conservation policies that protect public and animal health are compatible.

4. PROPOSALS AND GUIDELINES FOR ACTION

The current legal possibilities are insufficient to solve the problems at hand. The palliative focus on feeding necrophagous birds through a strict regulation of locations, amounts and types of food, only leaving the animal by-products in fenced off *muladares*, is seen as harmful for the natural dynamics of their populations. This has already been reported by the relevant authorities on several occasions. In a monographic meeting held in Valencia in June 2007, the *Comité de Flora y Fauna Silvestres* [Wild Flora and Fauna Committee] drew up a series of conclusions regarding the need for future work to resolve this conflict. Furthermore, in a meeting held in October 2007, the Environment Ministers of EU Member States tackled the problems facing necrophagous birds in Spain due to a lack of natural food. In both fora, working priorities were set up, which in general have still to be developed, coordinated by Spain's *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino* [Ministry of the Environment, and

Rural and Marine Affairs]. However, on a regional scale, several measures regarding the priorities for future action have been implemented, beyond those permitted by current legislation.

A series of proposals for action have been put forward. In general, they include details about what was discussed at different meetings held by experts in this subject. In order to implement these proposals, effective coordination between the different competent authorities and agents involved, including livestock farmers and NGOs, is required.

A. The drawing up of guidelines for the conservation and management of populations of necrophagous birds in Spain. This document should be given legal ratification within the existing official working groups (*Comité de Flora y Fauna Silvestres* [Wild Flora and Fauna Committee] and the *Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza* [National Nature Protection Commission]), in the form of a *strategy for the conservation of necrophagous birds*.

B. **Modification of Regulation (CE)** No. 1774/2002 on the means of disposal and uses of animal by-products, in order to increase the possibilities of feeding necrophagous birds. A change has been proposed in the consideration of the level of risk of sheep and goats with regard to the feeding of priority species of necrophagous birds. The enormous amount of epidemiological surveillance carried out in recent years makes it possible to rule out the risk of transmitting the TSE prion through these species.

C. Design and approval of a **network of important areas for the feeding of necrophagous birds** in Spain, following scientific criteria. In these areas the presence of carcasses from any animal species, except cows over 36 months' old should be allowed. However, mainly carrion from sheep, goats or Iberian pigs should be permitted, without the need for a fenced-in *muladar*. This measure should be accompanied by an official public health monitoring plan for the exploitations that have been granted this derogation. These areas could be included in the Natura 2000 Network.

D. **Increase in and reinforcement of compliance with current legislation**. There are possible measures that have not yet been developed, which should be implemented by the regional authorities. It is advisable to try to copy the necrophagous birds' natural feeding habits as far as possible. This would help reduce the pernicious effects of inter- or intraspecific competition, negative density dependence or the ingestion of food in poor conditions, which could lead to the birds becoming immunocompromised. It appears advisable for the **networks of *muladares* to be well spaced out**, and include a large number of feeding points. Likewise, it appears advisable to promote ***muladares* in exploitations with extensively-reared livestock**. These are *muladares* that are only used for animal by-products originating in the exploitation in which they are located. These are exploitations of livestock reared extensively, of which there is a large number in the southwest and centre of the Iberian Peninsula. They are of great importance for the conservation of species such as the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* and the cinereous vulture.

E. **The actions must be implemented and assessed on the basis of scientific evidence**. Scientific methods should be used to predict the effect of the lack of food on populations of necrophagous birds. The most efficient procedures for carrying out action programmes should be implemented, the requirements and needs of each species should be evaluated and a rigorous assessment made of the possible repercussions on public health of certain types of animal by-products being disposed of in muladares.

The modification to the ABP Regulation involves a complex procedure, since it requires the approval of both the European Parliament and the European Council, whilst the European Commission is responsible for the legislative initiative, in other words the writing of the texts containing the modification proposals. In this respect, it should be noted that the European Commission is reviewing the legal framework of ABPs and it is possible that a thorough modification of the regulation may occur during the second half of 2008, under the French presidency of the European Union. This is the time, therefore, to present specific proposals that may solve the implementation problems that this regulation has always suffered from.

In order to modify the regulation, evidence is required that provides a guarantee that the proposed changes will not lead to the appearance of new risks in the food chain. The measures adopted to guarantee public and animal health, should be proportional to the existing risks. In this respect, the satisfactory decrease in the cases of TSE in our country is good sign, which proves the effectiveness of the banning of the feeding of meat and bone meal to ruminant species, a measure adopted by the European Union in 2001. Thus, after the

maximum annual number of positive cases of TSE was reached in 2003, with 167 cases, each year there has been a significant decrease in the number of cases detected, with a total of 39 cases being recorded in 2007. Up to 1 September 2008, only 15 cases of TSE had been recorded in Europe. In practice, predictions indicate the total disappearance of TSE cases in Spanish livestock in the next few years. In the face of these optimistic predictions of the end of TSE, it should be borne in mind that another principle of the Community legislation indicates that the measures adopted should be proportional to the existing risks. In this case, the risk is negligible, not only due to the foreseeable total absence of the disease in a few years time, but also due to the fact that it is impossible for TSE prions to be transmitted to humans via necrophagous birds, since vultures do not form part of our diet. For this reason it seems reasonable to progress towards making the exceptional measures more flexible, due to the negative impact of the ABP Regulation on biodiversity conservation.

Finally, the role that extensively reared livestock has played and must continue to play in the maintenance and conservation of nature should be highlighted. Once again, this shows that the value of extensive exploitation regimes cannot be quantified exclusively by their final contribution to the Total Livestock Production. There are other, less tangible, but equally important contributions. One of them is the production of food for the brown bear and necrophagous birds in the form of *carrion-biomass*. However, there are others, such as the prevention of fire through close grazing, which prevents the ingress of scrub vegetation in fields, the creation of unique landscapes such as *dehesas* [pastureland with holm and evergreen cork oaks, grazed by livestock] and mountain pastures, the establishment of human settlements in this rural environment, the production of high-quality food, the conservation of animal genetic resources through the maintenance of indigenous races, the use of grazing resources such as stubble fields, whose value would be lost otherwise, the fertilising of the land using manure and the upkeep of livestock tracks. Moreover, the role of the farmer as a producer of food, landscape and biodiversity should be highlighted and society as a whole should be made aware of this.

4. ACKNOWLEDGEMENTS

We are very grateful to the valuable comments made by Antonio Arregui, Nacho Atance and Pablo Bernardos, which helped improve the quality of the article. Borja Heredia, Marta García, Juan José Areces and Luís Mariano González coordinated the proposals for action to conserve necrophagous birds at the *Dirección General de Medio Natural y Política Forestal del MARM* [General Directorate of the Ministry of the Environment, and Rural and Marine Affairs]. Emilio García Muro, Subdirector Adjunto de Sanidad de la Producción Primaria. The opinions expressed here are not necessarily representative of official positions.

Community

- Decision No. 2005/830/EC, amending Decision No. 2003/322/EC
- European Commission Decision No. 2003/322/EC, *implementing Regulation (EC) No. 1774/2002 of the European Parliament and of the Council as regards the feeding of certain necrophagous birds with certain category 1 materials.*

State

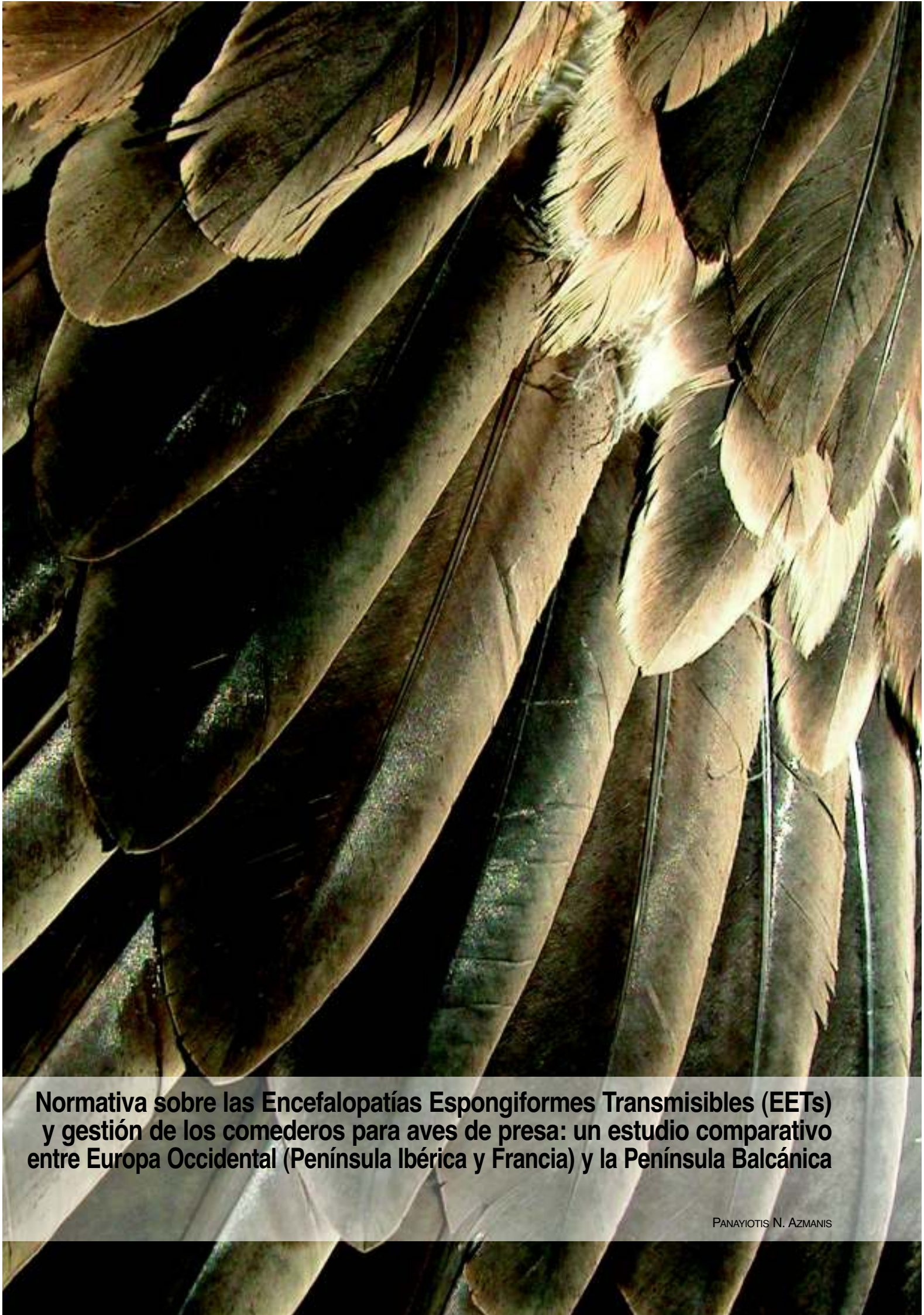
- Real Decreto [Spanish Royal Decree] No. 664/2007 of May 25, regulating the feeding of necrophagous raptors with animal by-products not intended for human consumption.
- Regulation (EC) No. 1774/2002 *laying down health rules for animal by-products not intended for human consumption.*
- Regulation (EC) No. 999/2001, of May 22, 2001, laying down the rules for the prevention, control and eradication of certain transmissible spongiform encephalopathies.
- Real Decreto [Spanish Royal Decree] No. 1429/2003, *regulating the implementation of the Community regulations regarding animal by-products not intended for human consumption.*
- Regulation (EC) No. 808/2003 *amending Regulation (EC) No. 1774/2002 (...).*
- Real Decreto [Spanish Royal Decree] No. 1911/2000, *regulating the destruction of specified risk materials with regard to transmissible spongiform encephalopathies.*

Regional

- Decreto [Regional Decree] No. 108/2006, by the Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha [The Regional Ministry of the Environment and Rural Development of The Autonomous Government of Castilla-La Mancha]
- Decreto [Regional Decree] No. 102/2009, by the Gobierno de Aragón [Autonomous Government of Aragón]
- Orden [Regional Order] of December 10, 2004, by the Consejería de Agricultura y Pesca de Andalucía [Regional Ministry of Agriculture and Fisheries of the Autonomous Government of Andalucía]
- Orden [Regional Order] of October 1, 2001, by the Conselleria de Medio Ambiente, de la Generalitat Valenciana [Regional Ministry of the Environment of the Autonomous Government of Valencia].
- Orden Foral [Regional Order] of April 30, 2001, by the Consejero de Agricultura, Ganadería y Alimentación de Navarra [Regional Ministry of Agriculture, Livestock Farming and Food of the Autonomous Government of Navarra], and Orden Foral [Regional Order] of June 27. 2006
- Orden [Regional Order] No. 7/2001 of March 8, 2001, by the Consejero de Turismo y Medio Ambiente de La Rioja [Regional Ministry of Tourism and the Environment of the Autonomous Government of La Rioja]
- Decreto [Regional Decree] No. 230/2005, *on public health regulations for game species*, by the Consejería de Sanidad y Consumo de la Junta de Extremadura [Regional Ministry of Health and Consumer Affairs of the Autonomous Government of Extremadura]

Appendix. Main legislation on the subject

foto/photo: Jordi Bas



Normativa sobre las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles (EETs) y gestión de los comederos para aves de presa: un estudio comparativo entre Europa Occidental (Península Ibérica y Francia) y la Península Balcánica

Panayiotis N. Azmanis

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	510-525	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Normativa sobre las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles (EETs) y gestión de los comederos para aves de presa: un estudio comparativo entre Europa Occidental (Península Ibérica y Francia) y la Península Balcánica

Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: a comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula

PALABRAS CLAVES: alimentación suplementaria, basureros, productividad, Balcanes, rapaces necrófagas.
KEY WORDS: supplementary feeding, rubbish dumps, productivity, Balkans, scavenger species.
GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, zabortegiak, produktibitatea, Balkanak, harrapari nekrofagoak.

Panayiotis N. AZMANIS[1]

RESUMEN

Las actuales medidas de vigilancia de las EETs, aunque con excepciones, han causado un importante impacto en las poblaciones ibéricas de buitres, principalmente a causa de su poco práctica aplicación y el cierre radical de los vertederos tradicionales de animales muertos/ muladares. La disminución de la productividad detectada en poblaciones salvajes de aves carroñeras, el aumento en la tasa de ingresos en centros de recuperación y los ataques al ganado constituyeron las principales señales de alarma. No se han registrado hechos similares en la Península Balcánica, posiblemente debido a que las poblaciones son considerablemente más reducidas y poseen una distribución limitada, lo facilita su gestión intensiva. También, las poblaciones de buitres, especialmente las de buitre leonado *Gyps fulvus* que comienzan a prosperar en los últimos años, se encuentran en islas epidemiológicamente aisladas (Archipiélago de Kvarner, Creta y el Mar Egeo). Además, la productividad parece estable o mayor en las poblaciones balcánicas. Durante la última década también se detectó una diferencia importante entre el número de casos de EETs en los países mediterráneos occidentales y los orientales. En la península ibérica y Francia la EEB presentó una incidencia constante que tardó en reducirse, mientras que por el contrario en los Balcanes y en otros países que albergan poblaciones de buitres (por e.j. Israel, E.E.U.U), su presencia fue fortuíta (un único caso) y por lo tanto epidemiológicamente insignificante. Sin embargo, los Balcanes albergan enfermedades infecciosas que muestran una incidencia limitada en la Península Ibérica, por lo que es posible que las actuales poblaciones de buitres sólo sean viables si se aplica una gestión a largo plazo. En los últimos años, varias sociedades ornitológicas nacionales, y finalmente Birdlife International, han propuesto una solución equilibrada compuesta por un conjunto de medidas alternativas debidamente documentadas. Los hechos ya citados y las condiciones locales de la Península Balcánica deberían ser tenidos en cuenta a la hora de llevar a cabo medidas oficiales de presión colectivas y formular propuestas, para así poder favorecer a ambas sub-poblaciones. Aquí presentamos un primer intento de combinar y ampliar las propuestas actuales con el fin de tratar y predecir todas las situaciones posibles de alimentación suplementaria de aves carroñeras y Accipítridos en general.

ABSTRACT

Current measures of transmissible spongiform encephalopathy (TSE) surveillance, with some exceptions, have had a significant impact on Iberian vulture populations, mainly through impractical application and the radical closure of the traditional livestock disposal areas, or "muladares". Lower productivity, increased admissions to rescue centers and livestock attacks were the main signals indicating negative impacts to populations. Similar occurrences have not been recorded in the Balkan Peninsula, perhaps due to significantly smaller populations and limited distribution and therefore more easily and intensively managed populations. Currently flourishing vulture populations, specially of griffon vulture *Gyps fulvus*, are also located on epidemiologically isolated islands (Kvarner Archipelago, Crete and Aegean Sea). Productivity on these islands appears more stable or higher in respect to the Balkan populations. An important difference in TSE caseload between western and eastern Mediterranean countries was also detectable over the last decade. In the Iberian Peninsula and France, bovine spongiform encephalopathy (BSE) had a constant, and more recently decreasing, rate of occurrence, while its presence was incidental (a single case) and therefore epidemiologically insignificant in the Balkans and other countries in which vulture populations exist (e.g. Israel, USA). On the other hand, the Balkans harbor infectious diseases, which show limited occurrence in Iberia, and the current vulture populations are possibly viable only through long-term management. In recent years national ornithological societies and Birdlife International have proposed a balanced solution, through a well-documented suite of alternative measures. The aforementioned facts and local conditions in the Balkan Peninsula should be taken into consideration in official collective lobbying actions and proposal formulation aimed at aiding both sub-populations. Here, a first attempt to merge and extend the current proposals is made, in order to predict all possible scenarios of the effect of supportive feeding for scavenger birds and, in general, Accipitridae species.

[1] DVM, cand DrMedVet - *Clinic for Exotic Pets, Zoo Animals and Wildlife, Vetsuisse Faculty, Switzerland - Hellenic Ornithological Society, Kastritsiou 8, Thessaloniki, Greece*. E-mail: azm_pan@hotmail.com

LABURPENA

Behi entzefalopatia espongiforme kutsagarriak kontrolatzeko egungo neurriek, salbuespenak salbuespen, eragin handia izan dute saien populazio iberiarren artean, batez ere ez direlako behar bezala aplikatu eta hildako animalien zabortegi eta hondakindegi tradizionalak behin betiko itxi direlako. Hala, produktibitateak behera egin du, sendatzeko zentroetara eramandako hegazti kopuruak gora egin du eta ganaduarekiko erasoak areagotu egin dira. Penintsula Balkanikoan ez da horrelakorik gertatu, beharbada populazioak askoz txikiagoak direlako eta antolamendu mugatua dutelako eta, ondorioz, populazio horien kudeaketa intentsibo bat egitea errazagoa delako. Halaber, gora egiten ari diren sai populazioak epidemiologikoki isolatutako irletan daude (Kvarnerreko uhartedia, Kreta eta Egeoa). Horrez gain, produktibitatea egonkorra edo handiagoa dirudi populazio balkanikoetan. Azken hamarkadan, alde handia atzeman zen behi entzefalopatia espongiforme kutsagarri kasu kopuruaren artean, mendebaldeko eta ekialdeko herri mediterraneoetan. Iberiar penintsulan eta Frantzian gaixotasun hori etengabekoa eta murrizteko zaila izan zen; aitzitik, Balkanetan eta sai populazioak dituzten beste herrialde batzuetan (adibidez, Israelen eta Ameriketako Estatu Batuetan) kasu bakarra atzeman zen; hau da, esan daiteke datu hori epidemiologikoki ezdeusa dela. Alabaina, Balkanetan badira Iberiar Penintsulan nekez aurki daitezkeen gaixotasun infekziosoak, hortaz, egun dauden sai populazioak bideragarriak izateko beharrezkoa da kudeaketa bat epe luzera aplikatzea. Azken urteetan, elkarte ornitologiko nazional batzuek eta azkenik Birdlife International erakundeak behar bezala dokumentatutako neurri alternatiboak proposatu dituzte, arazoari irtenbide orekatu bat ematearren. Aipatutako gertaerak eta Penintsula Balkanikoaren baldintza lokalak kontuan hartu beharko lirateke presio neurri ofizial kolektiboak abian jartzeko eta proposamenak egiteko orduan, bi azpi-populazioei lagundu ahal izateko. Horiek horrela, egungo proposamenak uztartu eta zabaldu nahi ditugu, akzipitridoak modu osagarrian elikatzeko eta egoera posible guztiak aztertzeko eta aurreikusteko.

1. INTRODUCCIÓN

El aporte suplementario de alimento a Accipítridos (buitres y rapaces diurnas) ha sido durante los últimos treinta años una herramienta de conservación muy común para la gestión urgente y a medio plazo de las poblaciones en constante declive (PIPER & SEGAL, 2002). Antiguamente en la Comunidad Europea, esta medida de conservación sólo estaba legalmente amparada por las leyes de protección ambiental o de especies, y debía contar con el consentimiento de las autoridades veterinarias locales para llevarse a cabo, ya que por aquel entonces no existían antecedentes legales y el abandono de cadáveres de animales estaba prohibido. Además, la crisis de la EEB en 1998 impuso una normativa más estricta que aumentó el escepticismo de los oficiales veterinarios estatales respecto a la eliminación de sub-productos animales y el funcionamiento de los comederos para buitres o puntos de alimentación suplementaria o P.A.S.A.P. (Puntos de Alimentación Suplementaria para Aves de Presa). Estas nuevas disposiciones han complicado la existencia y función de los puntos de alimentación suplementaria, enfrentándose a la esencia de las leyes ambientales (CAMIÑA, 2004; AZMANIS, 2006; BIRDLIFE, 2007) y planteando un obstáculo adicional en la conservación aplicada de las aves (TELLA, 2001).

En este informe se presenta un resumen del problema, haciendo hincapié en las posibles diferencias entre los países mediterráneos occidentales (concretamente Portugal, España y Francia) y los orientales (haciendo referencia a Grecia, Bulgaria, Macedonia, Serbia y Croacia únicamente). Así, queremos evidenciar que la situación en las dos regiones no se ve influída por los mismos factores, por lo que es necesario integrar soluciones legales específicas para ambas regiones de cara a futuras estrategias de modificación de la normativa veterinaria vigente en la Unión Europea. Este trabajo se originó a partir de un estudio más amplio dirigido a investigar el papel epidemiológico de las especies de aves necrófagas en la propagación y transmisión de enfermedades (incluyendo las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles EETs) cuyo objetivo era emplear los resultados como "material de apoyo" para impulsar la creación de puntos de alimentación suplementaria legales en Grecia, autorizados por el Ministerio de Desarrollo Rural (Dirección General de Servicios Veterinarios). Este esfuerzo a nivel nacional comenzó antes de que se declarara la decisión 2003/322/CE. Por último, se consideró que una revisión sobre la alimentación suplementaria en todo el mundo aportaría material para que todas las ONGs europeas y no europeas interesadas puedan seguir presionando sobre este tema a nivel nacional o internacional.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos se recopilaron a lo largo de un período de 6 años (2001-2006) por medio de búsquedas en internet (bases de datos electrónicas, listas de correo sobre rapaces, foros), bibliotecas e investigadores, generando finalmente cerca de 140 fuentes interdisciplinarias. Más tarde, éstas fueron analizadas y re-elaboradas en cooperación con la Dirección General de Servicios Veterinarios (DGSV), microbiólogos-epidemiologistas veterinarios, el Laboratorio Nacional de Referencia (LNR) de EETs y expertos en buitres de la Sociedad Helénica de Ornitología (SHO). El continuo intercambio de información y opiniones con expertos de las sociedades ornitológicas españolas (SEO) y francesas (LPO) fue fluído y resultó de gran ayuda. La consistencia de los datos (calidad, cantidad y campo científico) se muestra en las Figuras 1 y 2. Puesto que el propósito de este artículo no consistía en presentar estos datos veterinarios de forma detallada, se decidió hacer uso sobre todo de los informes

colectivos no publicados (y algunas publicaciones clave) y centrarnos en los temas de valor ornitológico y práctico.

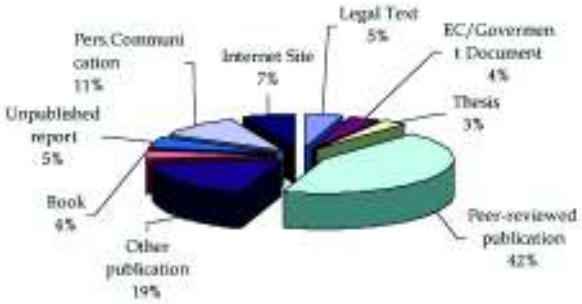


Figura 1. Cantidad y fiabilidad de los datos
Figure 1. *Data quantity and reliability*

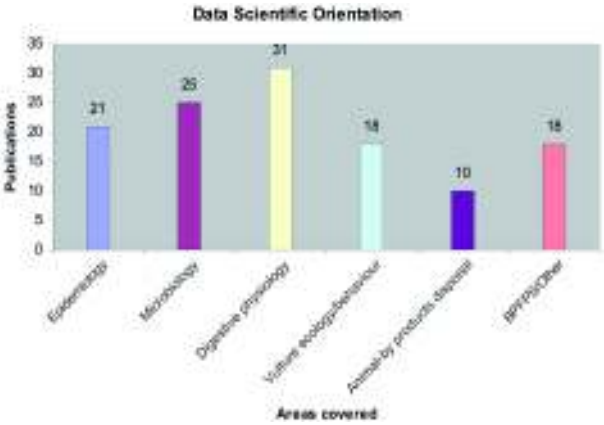


Figura 2. Datos interdisciplinarios recogidos (cantidad/campo)
Figure 2. *Interdisciplinary data collected (quantity/field)*

3. RESULTADOS

3.1. Alimentación suplementaria para aves de presa

El aporte de alimento suplementario está muy extendido y se realiza de forma periódica en toda el área de distribución (4 continentes) de las especies de buitres (PIPER & SEGAL , 2002) (Figura 3). La mayoría de las especies están amenazadas a escala global o local (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008). Aparte, en el norte de Europa, donde los buitres no están presentes, la alimentación suplementaria se lleva a cabo en beneficio de las rapaces diurnas, especialmente para el águila real *Aquila chrysaetos* y el pigargo europeo *Haliaeetus albicilla*, pero también para el milano real *Milvus milvus* en el Reino Unido, como parte de un proyecto de reintroducción (AZMANIS, 2006). Puesto que existen diferencias concretas en la fisiología digestiva (especialmente en el nivel del pH) y en el comportamiento ecológico, por ejemplo, en cuanto al grado de dependencia de la carroña o el comportamiento de campeo y post-alimentación (véase DUKE *et al.*, 1974, HOUSTON, 1974; HOUSTON & COOPER, 1975; NATORP, 1986; CHASSAGNE, 1998; KLAPHAKE & CLANCY, 2005) estos dos grupos de aves deberían ser tratados por separado en lo referente a la epidemiología y a las bases técnicas para el establecimiento de los puntos de alimentación suplementaria.

Figura 3. Países con puntos de alimentación suplementaria. Naranja: lugares donde la alimentación de accipítridos está establecida Azul: lugares donde la alimentación de accipítridos posiblemente se lleve a cabo

Figure 3. *Countries with supplementary feeding sites. Orange: Accipitridae feeding is established. Blue: Accipitridae feeding possibly takes place.*

3.2. Incidencia de la Encefalopatía Espongiforme Bovina en la Unión Europea

La formulación de una normativa veterinaria específica sólo tuvo lugar en la Comunidad Europea a raiz de la crisis de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) (Figura 4), mientras que en la mayor

Figura 4. Comunidad Europea (CE) y estatus legal de los puntos de alimentación suplementaria. Rojo: países donde la decisión 2003/322/CE permite la alimentación de buitres. Amarillo: miembros de la CE no incluidos en la decisión 2003/322/CE. Verde: países candidatos a la CE que llevan a cabo actividades de alimentación. Gris: otros países de la región con presencia de buitres (independientemente de su actividad de alimentación)

Figure 4. *European Community (EC) & Supplementary feeding sites. Legal Status. Red: EC Countries where the DE/322/2003 allows vulture feeding Yellow: EC members not included in the DE/322/2003. Green: EC Candidate Countries with vulture feeding activity. Grey: other countries of the broader region with vulture presence (regardless of feeding activity)*

parte del resto de países la principal normativa sanitaria/de salud pública continuó igual que estaba o fue ligeramente modificada. En estos momentos, el Reglamento (CE) 1774/2002 establece la normativa principal para el control de la EEB. La creación de puntos de alimentación suplementaria se describe en la decisión 2003/322/CE, posteriormente rectificada mediante la aprobación de la Decisión 2005/830/CE que incorporó un aspecto muy beneficioso en cuanto el depósito de cadáveres de pequeños rumiantes. Aunque no se aplica legalmente a una escala mayor (mundial), los puntos básicos (más concretamente las condiciones y las bases técnicas) para establecer y gestionar un punto de alimentación suplementaria, comedero de buitres o muladar, se muestran en la Tabla 1.

Con respecto a las EETs, la EEB afecta a la mayoría de países europeos que albergan poblaciones de buitres. También fue detectada, aunque en casos aislados, fuera de Europa (véase Tabla 2). En general, el mayor número de casos de EEB se observó durante el período comprendido entre 1999-2006, aunque 1998 fue un año epidemiológicamente importante para algunos países (e.g. Portugal). En España el pico máximo de casos (167) de dio en 2002, en Francia (274 casos) en 2001 y finalmente en Portugal (159 casos) en 1999 (OIE, 2008). Este último país fue el más afectado a lo largo de los años. En los últimos 5 años se ha registrado una reducción acusada del número de casos. Mientras tanto, en otros países la presencia de la EEB durante los últimos 7 años ha sido esporádica (Grecia, Austria, E.E.U.U., Israel) y por lo tanto debería ser considerada epidemiológicamente insignificante (Greek Direction of Animal Health, 2001). En conjunto, la evolución relativa de la EEB en los países mediterráneos orientales y occidentales, tal como muestra la Figura 5, ha sido completamente diferente; de presencia constante y con tendencia a disminuir en la Península Ibérica y Francia, al contrario que en los Balcanes (Grecia), donde su presencia es accidental. Aparte de esto, no se ha registrado ningún caso de EEB en pequeños rumiantes en ninguna de las dos zonas. El scrapie o tembladera (Encefalopatía Espongiforme de cabras y ovejas) no supone un riesgo para las personas, ya que su existencia se conoce desde antaño y ha sido sometida a un seguimiento periódico. No obstante, de nuevo pueden observarse fluctuaciones diferentes entre las dos regiones.

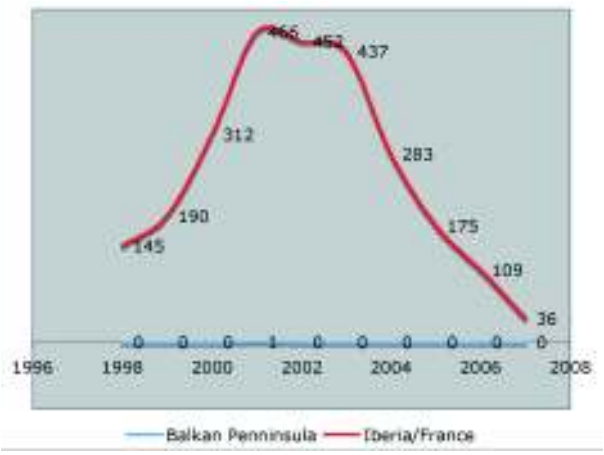


Figura 5. comparativa de la evolución de los casos de EEB en los países mediterráneos occidentales y orientales. Nota: para el año 2008 sólo se presentan los datos de España (datos de la Oficina Internacional de Epizootias 2008).

Figure 5. *BSE cases progress between west and east Mediterranean countries in the last decade. Note: for year 2008 only Spanish data has been submitted. (data after Office International de Epizooties 2008).*

Países	Proyecto de Conservación y seguimiento científico	Enclave aprobado por las Autoridades Veterinarias	Protocolos específicos para el depósito y transporte del alimento	Análisis de EET en rumiantes	Certificación veterinaria del material depositado (enfermedades, tóxicos, AINEs)	Vallado y entrada segura	Plataforma impermeable, impermeable, limpieza de estanque de agua
C.E. (DE/322/2003)	✓	✓	✓	✓	✓ Enfermedades	✓	✓
Croacia	✓	✓	✓	?	✓Enfermedades	✓	✓
ERY de Macedonia	✓	✓	✓	No	✓Enfermedades	✓	?
Serbia	✓	✓	✓	?	✓ Enfermedades, Tóxicos	✓ Recientemente	✓
Suecia*	✓	✓	✓	✓	✓	✓	?
Reino Unido*	✓	Posiblemente	Posiblemente	Posiblemente	Posiblemente	✓	Posiblemente
Bielorrusia*	✓	?	?	?	✓	No pero con plataforma en altura	No
Pakistan	✓	?	✓	No	✓ Diclofenac	✓	✓
Israel	✓	✓	✓	✓	✓ AINEs	✓	✓
Republica de Sudáfrica	✓	Depende del sitio	✓	No	✓ Enfermedades, AINEs	✓	?
EEUU	✓	Posiblemente no, si es dentro de un área protegida	No	No	✓	✓Eléctrico	No

Tabla 1. Principales requisitos globales aplicados antes del comienzo del aporte de alimentación suplementaria para águila real, pigargo europeo, milano real (indicado con un *) y buitres (AZMANIS, 2006; GILBERT *et al.*, 2007; GRUBAC, 2005).

	Período				
País	1990-1997	1998	1999-2006	2007-2008	Total
Grecia	0	0	1	0	1
Portugal	94	127	808	No hay información	1029
España	0	0	681	36	717
Francia	31	18	935	No hay información	984
Italia	2	0	135	2	139
Austria	0	0	5	1	6
Suiza	269	14	181	0	464
Israel	0	0	1	0	1
EEUU	0	0	2	0	2

Tabla 2. Casos de EEB en países que albergan pobalciones de buitres. Los países que no aparecen (poe e.j. Pakistán, India, Sudáfrica, Argentina, etc) no han declarado la detección de casos de EEB dentro de sus fronterias (datos de la Oficina Internacional de Epizootias 2008).

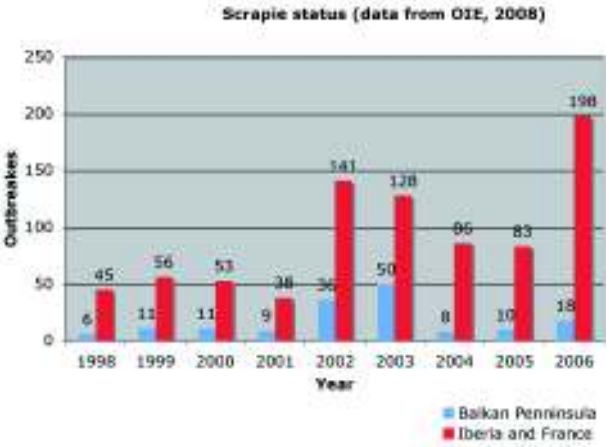


Figura 6. Comparativa de la situación actual de la Encefalopatía Espongiforme Ovina/Caprina (tembladera) (datos de la Oficina Internacional de Epizootías 2008)

Figure 6. *Comparative current situation of Ovine/Caprine Spongiform Encephalopathy (Scrapie) (data after Office International de Epizooties 2008)*

3.3. Efectos sobre poblaciones de aves carroñeras de las regulaciones para el control de la EEB

En España se ha detectado un fuerte impacto en las poblaciones de buitre leonado *Gyps fulvus* (CAMIÑA, 2004; CAMIÑA & MONTELIO, 2006; BIRDLIFE INTERNACIONAL, 2007) tras la aplicación de las medidas de vigilancia de la EEB, que han provocado cambios en los patrones de comportamiento de campeo (por e.j. ataques al ganado), una disminuión de la productividad y un aumento en el número de ingresos de buitres juveniles en los centros de recuperación (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007). No se han registrado hechos similares en los países del Mediterráneo oriental ya que sus poblaciones de buitre son bastante más reducidas, están fragmentadas o totalmente aisladas (BIRDLIFE, 2004, XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009). Es importante llamar la atención sobre hecho de que toda la población de quebrantahuesos de los Balcanes, y dos de las poblaciones más importantes de buitre leonado, que aportan nuevos individuos a los Balcanes continentales, se encuentran en islas, concretamente las de Creta y Naxos en Grecia, y en de Cres, Rab y Krk en Croacia. También persiste una pequeña población de buitre leonado en Chipre (S. IEZEKIEL en VELVESKI, 2005). La insularidad dificulta la transmisión de enfermedades y facilita su vigilancia (AZMANIS, 2006). Según datos no publicados del Centro de Fauna Salvaje Helénico (DRAGOUMIS com. pers.) no se ha observado una mortalidad inusual de buitres en los últimos años. El aumento de ingresos de buitres leonados juveniles en septiembre de 2006, originarios de la población cretense, se ha atribuído a otras causas como envenenamientos secundarios, una dispersión demasiado prolongada, o causas desconocidas (XIROUCHAKIS, com. pers.). Es más, en principio no se cree que las poblaciones de buitres cretenses estén sufriendo de escasez de alimento, y además existen siete puntos de alimentación suplementaria en funcionamiento por otras razones conservacionistas (XIROUCHAKIS *et al.*, 2002; XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005). El mayor riesgo en los Balcanes continentales parece continuar siendo el uso ilegal de venenos y la persecución directa, además de los cambios en los usos del suelo y la cada vez menor disponibilidad de alimento (ANTONIOU, 2001, BOURDAKIS *et al.*, 2004; XIROUCHAKIS, 2004; LISITCHANETS T & LISICTHANETS, 2005; PAVOKOVIC & SUSIC, 2005; VELEVSKI, 2005; SIDIROPOULOS *et al.*, 2007). Por último, la productividad del buitre leonado y del alimoche *Neophron percnopterus* muestra una tendencia a aumentar en algunos países balcánicos, donde estas especies se encuentran debidamente protegidas. Por otra parte, las poblaciones de buitre negro y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* parecen también disfrutar de una relativa estabilidad en sus reductos poblacionales (AZMANIS *et al.*, 2009; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009).

4. DISCUSIÓN Y RECOMENDACIONES DE GESTION

La actual normativa de la Comunidad Europea permiten el establecimiento de puntos de alimentación suplementaria y el uso de cadáveres de rumiantes bajo ciertas condiciones (animales menores de 24 meses, análisis de EET en el 4% de la cantidad total depositada, eliminación del material de riesgo específico- MER) pero se sigue considerando que su número es poco práctico e insuficiente para preservar la población, la dieta y el comportamiento natural de las aves carroñeras. Los vacíos legales más importantes determinan limita-

ciones para el uso de cadáveres enteros de especies domésticas no susceptibles a la EEB, de los cuerpos derivados de animales explotados en régimen extensivo y de caza, el manejo de los cadáveres bovinos hasta obtener los resultados de los análisis de EEB y la alimentación suplementaria a través de instalaciones privadas (granjas, zoos, reservas naturales, cotos de caza). Estas cuestiones generales tienen un carácter preocupante tanto para la Península Balcánica como para la Ibérica. Además de esto, el papel mínimo que juegan los buitres en la transmisión de EETs ha sido revisado extensamente en informes anteriores y por varios autores (CHASSAGNE, 1998; JONCOUR, 1999; SCIENTIFIC STEERING COMMITTEE, 2001; CAMIÑA, 2004; AZMANIS, 2006; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007). Sin embargo, la peculiaridad de la Península Balcánica y su posible implicación el la formulación de propuestas no ha sido suficientemente resaltada. La presencia esporádica de las EETs, el número reducido y estable de casos de tembladera, el aislamiento físico de las poblaciones en islas, y el tamaño considerablemente reducido de las poblaciones de los Balcanes continentales, junto con su gestión intensiva y su lenta recuperación, podrían ofrecer una solución satisfactoria a través de una propuesta menos exigente que la requerida en la Península Ibérica, que posee, en comparación, un mayor número de casos de EETs y poblaciones de buitres ampliamente distribuídas. En base a esto, parece evidente que en ausencia de un programa de alimentación suplementaria continuado (que constará en el futuro de unos 70 puntos de alimentación suplementaria, la mayoría de ellos dirigidos a parejas de alimoche, situados cerca de los nidos) y sin un esfuerzo de gestión, muchas de las reducidas poblaciones balcánicas terminarían por desaparecer, en contraste con la robusta población ibérica, que es más viable, nutricionalmente auto-sostenible, y se beneficia de una red de muladares. En el caso de esta, se ha calculado que serían necesarios 3000 puntos de alimentación suplementaria para abastecer por completo a la población ibérica (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007). Esta opción requeriría mucho tiempo y dinero debido a los costes colectivos de establecimiento y mantenimiento, y además arrastraría la conservación de los buitres de su estado natural y sostenible a una condición poco tradicional e intensiva que englobaría al mismo tiempo otros peligros (cambios en distribución, impacto de los residuos de drogas veterinarias, colisiones, envenenamientos masivos etc) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007). Sin embargo, la ganadería extensiva y la actividad trashumante son actividades que aun se practican, especialmente en los países balcánicos del sur, y además existen importantes poblaciones de águila Imperial y alimoche que todavía dependen de los vertederos tradicionales (AZMANIS *et al.*, 2009). Finalmente, aunque la población Ibérica también incluye poblaciones de islas (Canarias y Baleares), su importancia con respecto al estatus general de los buitres parece poca, exceptuando, tal vez, el alimoche en las Islas Canarias por estar considerado una subespecie (DONÁZAR *et al.*, 2002; KRETZMANN *et al.*, 2003).

Aparte de todas las diferencias ya citadas, parece epidemiológicamente importante que, en los países balcánicos, otras enfermedades infecciosas y zoonosis (por ej. la rabia, la enfermedad de las vacas locas, antrax, brucelosis, lengua azul etc) presentan mayor incidencia que en la Península Ibérica, donde las prácticas ganaderas y la vigilancia de enfermedades siguen los protocolos modernos (todos los países ibéricos pertenecen a la C.E. por lo que poseen los mismos criterios y bases para el control de enfermedades, hecho que no ocurre en los estados balcánicos donde tanto miembros antiguos, nuevos, candidatos y no-miembros componen el mosaico peninsular). Este hecho podría crear una preocupación alarmante, y mayor reticencia por parte de los servicios veterinarios públicos a la hora de dar el visto bueno a un punto de alimentación suplementaria en zonas fronterizas, donde además se conservan importantes poblaciones de buitres (por ej. en el área de Dadia (GR)-Matzarovo (BG) y en las fronteras de Tzena-Pinovo (GR)-Kavadartzi (ERY de Macedonia) y Epirus (GR-Albania). Por último, pero no por ello menos importante, el aporte de alimentación suplementaria está legalmente justificado para sólo tres de las 10 especies que tienen presencia en Grecia y los Balcanes, a través de la decisión 2003/322/CE. Aunque recientemente se han formulado y entregado informes con propuestas para una solución equilibrada entre la vigilancia de la EEB y la preservación de las aves carroñeras (Comité de Dirección Científica 2001; AZMANIS, 2006; BIRDLIFE, 2007), en los siguientes puntos se ha procurado una versión combinada, que refleje todas las soluciones y variables posibles:

I. Definir zonas específicas donde puedan aplicarse excepciones.

II. Declarar las islas como zonas de bajo riesgo epidemiológico (en relación a las EETs y otras enfermedades infecciosas) donde se permitan más excepciones, a no ser que se demuestre lo contrario.

III. Crear excepciones para la eliminación de los Materiales de Riesgo Específicos y cadáveres enteros de especies no rumiantes explotadas en régimen de pasto extensivo.

IV. Autorizar el depósito natural y el uso de cadáveres enteros de pequeños rumiantes.

V. Autorizar excepciones en la retirada obligatoria de cadáveres de ganado explotados en régimen extensivo menores de 24 meses.

VI. Definir "zonas de abastecimiento con cadáveres bovinos" explotados en régimen intensivo de más de 24 meses. Las granjas próximas a un punto de alimentación deberán ser analizadas periódicamente para la detección de EEB y declaradas libres de EEB, haciendo innecesario el análisis individual del ganado.

VII. Mantener el sistema tradicional de depósito en muladares en zonas con una alta densidad de buitres y poca presencia/presión humana.

VIII. Reemplazar los vertederos utilizados por un número considerable de individuos o especies negrófagas por puntos de alimentación suplementaria, antes que declarar su cierre.

IX. Autorizar excepciones en las bases técnicas obligatorias para los puntos de alimentación específicos, como los del quebrantahuesos, el alimoche y especies de rapaces diurnas.

X. Permitir la designación de puntos de alimentación suplementaria en propiedades privadas (grandes granjas, cotos de caza privados, zoos y otros) en Europa.

XI. Fomentar la investigación enfocada al estudio de la barrera de especies/transmisión de las EETs y del impacto de las medidas en las aves necrófagas, y fomentar también la cooperación interdisciplicaria con expertos.

5. AGRADECIMIENTOS

El autor quisiera dar las gracias a la Sociedad Ornitológica Helénica, al WWF-Dadia, el Grupo de Trabajo del Buitre Helénico y el Centro de Recuperación Helénico (P. Dragoumis) por su apoyo y comentarios. R. Tsiakiris, K. Stara, L. Sidiropoulos y S. Xirouchakis merecen un agradecimiento especial por sus ánimos y su apoyo ético y científico para completar este largo estudio. También agradecer los consejos científicos y la continua cooperación de los profesores O. Papadopoulos, N. Heliades, A. Siarkou (Laboratorio de Microbiología y Enfermedades Infecciosas, Facultad de Veterinaria de Tesaloniki, Grecia), B. Stylas & K. Koutsobinas (Dirección General de Servicios Veterinarios, Ministerio de Desarrollo Rural) y G. Handrinos (Dirección de Caza y Forestales, Ministerio de Medio Ambiente). Por último, pero no por ello menos importante, la recogida de datos y su análisis no hubiese sido posible sin la generosa contribución de los compañeros ornitológicos y veterinarios que cito a continuación: A. Camiña (España, SEO), Dr. R. Boegel, R. Zink (Austria), Dr. G. Susič, G. Pavokovic (Croacia), T. & E. Lisičhanets (ERY de Macedonia), E. Stoynov (Bulgaria), J. Shergalin (Estonia), M. Anderson, Prof. S. Piper, A. Anthony (S. Africa, EWT), P.J. Mundy (Zimbabwe), M. Terrace, Y. Tarriel (Francia, LPO), O. Hatzofe (Israel), F. Genero (Italia), S. Hezekiel (Chipre), G. Joncour (Presidente de la Sección de Fauna Salvaje de la SNGTV y administrador en la FIR/LPO), Dr. C. Phillipe, Dr. M. Chassagne-Quelennec, Dr. J. Natorp, N. Calloud (Librería de Lyon, Facultad de Veterinaria), Prof. asistente L. Oaks (Departamento de Microbiología Veterinaria y Patología, Universidad de Washington State, Peregrine Fund), Dr M. Babbar (E.E.U.U.), Dr. R. Singh, Dr Grubh (India), Prof M. Lierz (Diplomado en medicina de aves de corral y aviar, Diplomado en conservación de especies, Instituto de Enfermedades de Aves de Corral, Universidad Gratuita de Berlín), H. Frey (Instituto de Parasitología y Zoología, Universidad Veterinaria de Viena, FCBV), H. Hristov, S. Avramov (BSPB), P. Irons (S. Africa).

6. BIBLIOGRAFÍA

ANTONIOU, V., TSOUKALI, H. & ZANTOPOULOS, N.
2001 "Effect of toxic substances on bees & wild fauna birds" In: 7th International Conference on Environmental Science & Technology. Ermoupoli, Syros, Greece 2001.

AZMANIS, P.
2006 *Greek and European veterinary legislation for the establishment and management of Birds of Prey Food Provision Sites (BPFPS).* Unpublished report. Hellenic Ornithological Society.

AZMANIS, P.N., SIAKIRIS, R. & ALIVIZATOS, H.
2009 Aporte de Alimentación Suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica 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. 352-373.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.
2004 *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status.* BirdLife International. BirdLife Conservation series No. 12, Cambridge.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2007 Impact of Regulation 1774/2002 and European Commission decisions in 2003 and 2005 on carrion-feeding birds in the Iberian Peninsula, and possible solutions. Unpublished report In: Birdlife International.

BIRDLIFE INTERNATIONAL.

2008 Data zone. Species information-additional data. Downloaded from: www.birdlife.org.

BOURDAKIS, S., ALIVIZATOS, H., AZMANIS, P., HALLMANN, B., PANAYOTOPOULOU, M., PAPAKONSTANTINOU, C., PROBONAS, N., ROUSOPOULOS Y., SKARTSI D., STARA, K., TSIAKIRIS, R. & XIROUCHAKIS, S.

2004 The situation of Griffon Vulture in Greece. In: Slotta Bachmayr, L., Boegel, R. & Camina, C.A., (Eds.). *The Eurasian Griffon Vulture (Gyps fulvus) in Europe and the Mediterranean*. Status report and Action plan, *EGVWG*. Pp. 48-56.

CAMIÑA, A.

2004 Consequences of the Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish Vulture populations. In: Meyburg, B.U., Chancellor, R.D., (Eds.). *Raptors worldwide*. VI WWGBP Conference. WWGBP, Budapest, Pp. 27-44.

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: 7-13.

CHASSAGNE, M.

1998 *Les vautours equarrisseurs naturels des Grands Causses* Th. Doct. Vet. Lyon.

DONÁZAR, J.A., NEGRO, J.J., PALACIOS, C.J., GANGOSO, L., GODOY, J.A., CEBALLOS, O. & HIRALDO, F.

2002 Description of a new subspecies of the Egyptian Vulture (*Accipitridae: Neophron percnopterus*) from the Canary Islands. *Journal of Raptor Research* 36: 17–23.

DUKE, G.E., JEGERS, A., LOEY, G. & EVANSON, A.

1974 Gastric digestion in some raptors. *Comparative Biochemestry and Physiology Part A* 1915: 649-656.

GILBERT, M., WATSON, R., MUHAMMAD ASIM, S. & JOHNSON, A.

2007 Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* 17: 63-77.

GREEK DIRECTION OF ANIMAL HEALTH

2001 Epidemiological risk analysis of one BSE case in Greece. In: General Direction of Veterinary Services (Ed.). Greek Ministry of Agriculture. Downloaded from: www. minagric.gr

GRUBAC, B.

2005 Artificial feeding places and the conservation of vultures and other scavenging birds in Serbia. *Vulture News* 52: 10-24.

HOUSTON, D.

1974 Food searching in griffon vultures. *East African Wildlife Journal* 12: 63-77.

HOUSTON, D.C. & COOPER, J.E.

1975 The digestive tract of the whiteback griffon vulture and its role in disease transmission among wild ungulates. *Journal of Wildlife Diseases* 11: 306–313.

JONCOUR, G.

1999 Les Vautours equarrisseurs, en France. *Bulletin de l'Academie Veterinaire de France* 8: 143-151.

KLAPHAKE, E. & CLANCY, J.

2005 Raptor gastroenterology. *Veterinary Clinics of Exotic Animals* 8: 307–327.

KRETZMANN, B.M., CAPOTE, N., GAUTSCHI, B., GODOY, B.A., DONÁZAR, J.A. & NEGRO, J.J.

2003 Genetically distinct island populations of the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*). *Conservation Genetics* 4: 697-706.

LISICHANETS, T. & LISICHANETS, E.

2005 *Action plan for exploration and conservation of the vultures in the central, eastern and southern region of the Republic of Macedonia*. Technical report to the Black Vulture Consrevation Foundation. Kavadartzi. F.Y.R.oM. Downloaded from: www. balkanvultures.org.

NATORP, J.C.

1986 *Relations entre le pastoralisme et les populations d vautours fauves sur le versant nord pyrınıen du pays basque*. Th. Doct. Vet. Nantes.

OFFICE INTERNATIONAL DE EPIZOOTIES

2008 Animal diseases data. Downloaded from: www.oie.int.

PAVOCOVIC, G. & SUSIC, G.

2005 Poisoning of seventeen Eurasian Griffons by carbofuran on the island of Rab, Croatia, in December 2004. *Vulture News* 53: 23-24.

PIPER, S.E. & SEGAL, A.

2002 *An annotated bibliography of vulture restaurants and supplementary feeding of vultures.* Unpublished report University of Natal: Pietermaritzburg S. Africa.

SCIENTIFIC STEERING COMMITTEE

2001 OPINION on: Necrophagous birds as possible transmitters of TSE/BSE. In: European Commission Health & Consumer Protection Directorate-General (Ed.).

SIDIROPOULOS, L., KONSTANTINOU, P., TSIAKIRIS, R., LISICHANETS, T. & LISICHANETS, E.

2007 *Tranborder Actions for the Preservation of vultures in Aridea-Kavadartzi Mountainious Range.* Technical Report to Black Vulture Conservation Foundation.

TELLA, J.L.

2001 Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey. *Nature* 410: 408.

VELEVSKI, M

2005 Proceedings of the II Workshop on action plan for the recovery and conservation of the vultures on the balkan peninsula and adjacent regions. Balkan Vulture Action Plan. Prilep, FYRoM.

XIROUCHAKIS, S.M.

2004 Causes of raptor mortality in Crete. In: Chancellor, R.D. & B.U. Meyburg (Eds.). 2004 Raptors worlwide. WWGBP. Pp. 849-860.

XIROUCHAKIS, S., GRIVAS, C., PROBONAS, M., SAKOULIS, A. & ANDREOU, G.

2002 Evaluation of actions for the conservation of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in Crete. In: *Conservation and management of Bearded Vulture populations*. Natural History Museum of Crete University.

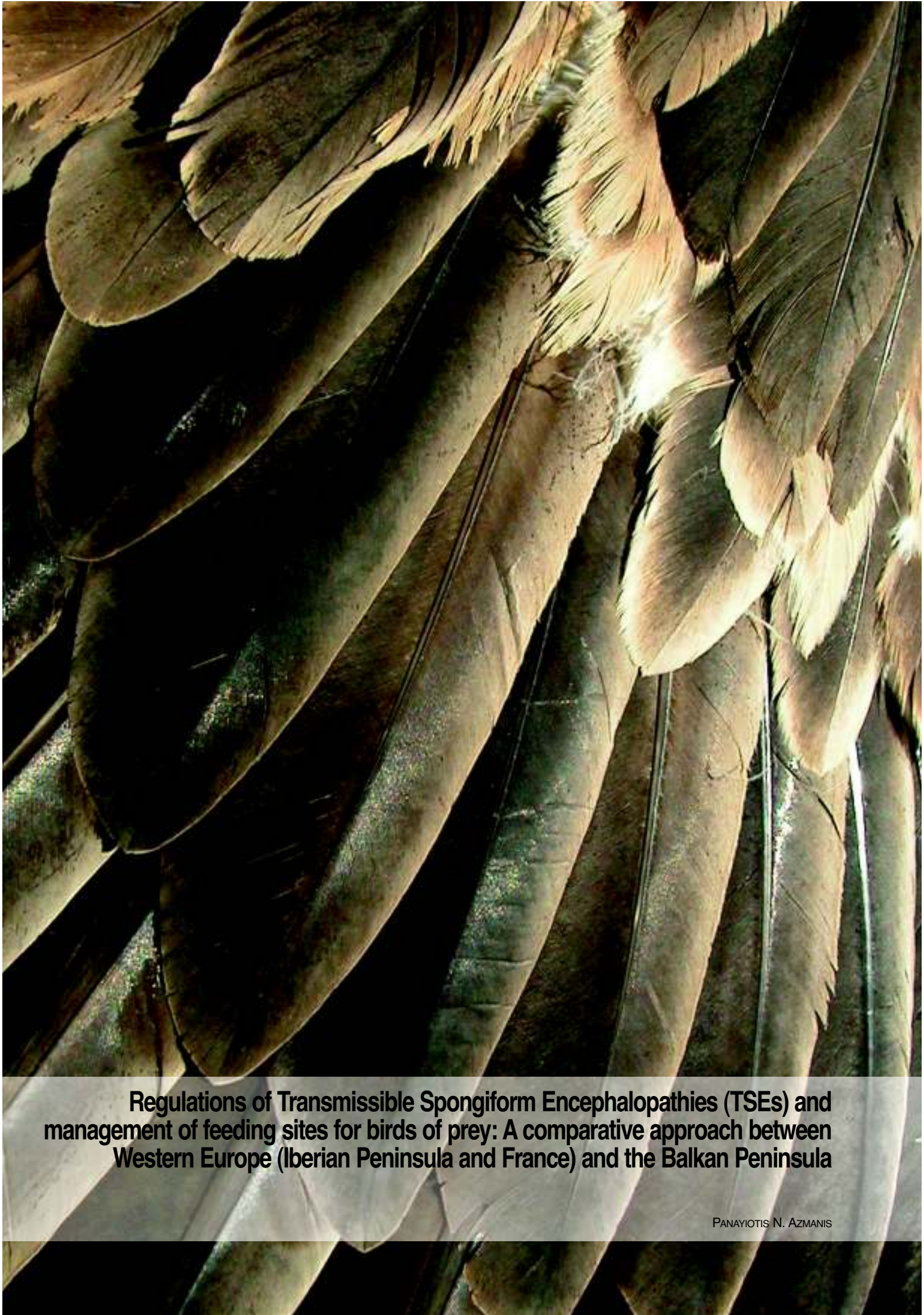
XIROUCHAKIS, S.M. & MYLONAS, M.

2005 Status and structure of the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) population in Crete. *European Journal of Wildlife Research* 51: 223-231.

XIROUCHAKIS, S. & TSIAKIRIS, R.

2009 Situación y tendencias poblacionales de los buitres en Grecia. 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.160-177.

foto/photo: Jordi Bas



Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: A comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula

Panayiotis N. Azmanis

1. INTRODUCTION

The supportive feeding of Accipitridae (vultures & diurnal raptors) has been a well-accepted conservation tool for urgent and middle-term management of their constantly declining populations, for the last thirty years (PIPER & SEGAL, 2002). Historically in the European Community, this conservation actions was only carried out under permission of the local veterinary authorities and was legally enforced only by environmental or species protection laws given that no other legislation existed and the abandonment of animal carcasses was strictly forbidden. Additionally, the BSE crisis, in 1998, led to a number of stricter regulations, making public veterinary officers more sceptical of the disposal of animal –by-products and the operation of "vulture restaurants" ***or "supplementary feeding sites" or B.P.F.P.S.*** (Birds of Prey Food Provision Sites). These regulations have disturbed the existence and function of the supplementary feeding sites confronting the essence of the environmental laws (CAMIÑA, 2004; AZMANIS, 2006; BIRDLIFE, 2007) and posing additional limitations to applied bird conservation (TELLA, 2001).

The current work is an overview of the problem, emphasising the possible differences between western (namely Portugal, Spain and France) and eastern Mediterranean countries (referring only to Greece, Bulgaria, FYR of Macedonia, Serbia and Croatia). Differences would indicate that the two regions are not subject to the same factors and therefore specific legal solutions should be integrated into the general lobbying strategy when dealing with the responsible EC Committe, in respect to the modification of the veterinary regulations. The current work was originally a part of broader research aimed at investigating the epidemiological role of the necrofagous avian species in the propagation and transmission of diseases (including Transmissible Spongiform Encephalopathies-TSEs). Its main aim was to generate results to be used as 'supporting material' in the promotion of the legal establishment of supplementary feeding sites authorised by the Ministry of Rural Development (General Direction of Veterinary Services) in Greece. This national effort had begun before the announcement of DE/322/2003. Finally, a review of supportive feeding worldwide was aimed at providing material for all interested European and non-European NGOs for further lobbying on this specific topic, nationally or internationally.

2. MATERIALS AND METHODS

Data was collected during a six-year period (2001-2006) via an intensive Internet survey (e-databases, raptor mailing lists, forums), libraries, private researchers with around 140 interdisciplinary sources being identified. Subsequently, these were evaluated and elaborated in cooperation with the General Direction Veterinary Services (GDVS), veterinary microbiologists-epidemiologists, the National Referral Laboratory (NRL) for TSEs and Hellenic Ornithological Society (HOS) vulture experts. Continuous data and opinion exchange with experts of Spanish (SEO) and French ornithological societies (LPO) was very helpful and unhindered. The detailed data consistency (quality, quantity, scientific field) is presented in Figures 1 and 2. Since a detailed presentation of this veterinary data was beyond the scope of this paper, it was decided that mainly collective unpublished reports would be used (and some key publications); subsequenbtly, the author centered in that themes with ornithological and practical value.

3. RESULTS

3.1. Supplementary feeding for birds of prey

Supportive feeding is widespread and regularly carried out in the entire home range (four continents) of vulture species (PIPER & SEGAL, 2002) (Figure 3). Most of these species are globally or locally threatened (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008). Additionally, in northern Europe, where vulture species are not present, supportive feeding is carried out for the benefit of diurnal raptors, mainly golden *Aquila chrysaetos* and white-tailed eagles *Haliaeetus albicilla* as well as for red kites *Milvus milvus* in the UK as part of a re-introduction project (AZMANIS, 2006). Since there are concrete differences in digestive physiology (especially pH value), ecological behaviour e.g. carrion dependence, foraging and post-feeding behaviour (see indicatively DUKE *et al.*, 1974; HOUSTON, 1974; HOUSTON & COOPER, 1975; NATORP, 1986; CHASSAGNE, 1998; KLAPHAKE & CLANCY, 2005), these two avian groups should be separately addressed, when referring to epidemiology and technical guidelines for the establishment of supplementary feeding sites.

3.2. Incidence of the Bovine Spongiform Encephalopathy within the European Union

Specific veterinary regulations have been formulated only in the European Community due to the Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) crisis (Figure 4), while in most other countries the main sanitary/public health regulations were followed as they were or slightly modified. Currently,

Countries	Conservation Project and scientific monitoring	Location Approval by Veterinary Authorities	Specified Protocols for food disposal transportation	TSE testing for ruminants	Veterinary Certification of disposed material (diseases, toxics, NSAIDs)	Fencing & secure entrance	Liquidproof platform, water pool. cleaning
C.E. (DE/322/2003)	✓	✓	✓	✓	✓ Diseases	✓	✓
Croatia	✓	✓	✓	?	✓ Diseases	✓	✓
FYROM	✓	✓	✓	No	✓ Diseases	✓	?
Serbia	✓	✓	✓	?	✓ Diseases, Toxics	✓ Recently	✓
Sweden*	✓	✓	✓	✓	✓	✓	?
United Kingdom*	✓	Possibly	Possibly	Possibly	Possibly	✓	Possibly
Belarus*	✓	?	?	?	✓	No but high-ground platform	No
Pakistan	✓	?	✓	No	✓ Diclofenac	✓	✓
Israel	✓	✓	✓	✓	✓ NSAIDs	✓	✓
Republic of South Africa	✓	Depend on site	✓	No	✓ Diseases, NSAIDs	✓	?
USA	✓	Possibly no if within a protected area	No	No	✓	✓ Electric	No

Table 1. Main prerequisites worldwide applied before the initiation of supportive feeding of Golden and White- tailed eagles, Red kites (indicated with*) and vultures. (Azmanis 2006, Gilbert *et al* 2007, Grubač 2005).

	Period				
Country	1990-1997	1998	1999-2006	2007-2008	Total
Greece	0	0	1	0	1
Portugal	94	127	808	No infos	1029
Spain	0	0	681	36	717
France	31	18	935	No infos	984
Italy	2	0	135	2	139
Austria	0	0	5	1	6
Switzerland	269	14	181	0	464
Israel	0	0	1	0	1
USA	0	0	2	0	2

Table 2. BSE cases in countries, which hold vulture populations. Countries, which not appear (e.g. Pakistan, India, South Africa, Argentina etc) have not announced BSE detection within their boundaries (data after the Office International de Epizooties 2008).

the main regulation for BSE control is CE/1774/2002. The founding of supplementary feeding sites is described in DE/322/2003, while a corrective helpful regulation for the disposal of small ruminant carcasses was CE/830/2005. Although not legally enforced worldwide, the basic points (namely preconditions and technical guidelines) to establish and operate a supplementary feeding site are comparatively shown in Table 1.

In respect to the TSEs, BSE occurs in most European countries in which vulture populations exist. BSE was also detected in isolated cases outside of Europe (see also Table 2). In general, the highest BSE caseload for most of the countries was observed during 1999-2006, whereas 1998 was an epidemiologically important year for some countries (e.g. Portugal). In Spain the number of cases peaked (167) in 2002, in France (274 cases) in 2001 and in Portugal (159 cases) in 1999 (OIE, 2008). The latter country was the most affected over the years. In the last five years a marked reduction of cases was reported, whereas in other countries the presence of BSE was incidental through the last seven years (Greece, Austria, USA, Israel) and therefore should be considered epidemiologically insignificant (Greek Direction of Animal Health, 2001). Nevertheless, the comparative progress of BSE, as depicted in Figure 5, between eastern and western Mediterranean countries appears extremely different; a constant presence, with a declining trend in the Iberian Peninsula and France, while on the contrary incidental presence in the Balkans (Greece). Additionally, no BSE cases have been recorded in small ruminants in either of the areas. Scrapie (Ovine/Caprine Spongioform Encephalopathy) poses no real threat to human safety, since its existence is long known and regularly monitored. Though again between the two regions a distinct fluctuation is detectable (Figure 6).

3.3. Effects on the avian scavenger populations of the regulations for BSE control

A marked impact on vulture griffon Gyps fulvus populations has been detected in Spain (CAMIÑA, 2004; CAMIÑA & MONTELIO, 2006; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007) after the enforcement of BSE surveillance measures, resulting in a change of foraging behavioural patterns (e.g. attacks to livestock), reduced productivity and an increase in juvenile vulture admission to rescue centres (BIRDLIFE, 2007). Similar facts have not been recorded in eastern Mediterranean countries, since the vulture populations are significantly smaller, fragmented or totally isolated (BIRDLIFE, 2004; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009). Special attention should be drawn to the fact that the entire Balkan bearded vulture population and two of the most important griffon vulture populations, which provide the mainland Balkan populations with new individuals, are located on islands, namely Crete and Naxos in Greece and Cres, Rab and Krk in Croatia. A small griffon

vulture population also persists in Cyprus (IEZEKIEL S. in VELVESKI, 2005). Insularity would reduce disease transmission and facilitate their surveillance (AZMANIS, 2006). According to unpublished data of Hellenic Wildlife Center (DRAGOUMIS, pers. comm.) no unusual vulture mortality has been observed in recent years. Increased admissions of juvenile griffon vultures in September 2006, originating from the Cretan population, have been attributed to other causes such as secondary poisoning, prolonged travel for dispersal or unknown reasons (XIROUCHAKIS, pers. comm.). Moreover, the Cretan vulture populations are not known to suffer from food shortages and seven feeding sites are operating for other conservation reasons (XIROUCHAKIS *et al.*, 2002; XIROUCHAKIS & MYLONAS, 2005). The main threat in the mainland Balkans still appears to be illegal poisoning and direct persecution in addition to land use changes and decreasing food availability (ANTONIOU, 2001; BOURDAKIS, *et al.*, 2004; XIROUCHAKIS, 2004; LISITCHANETS & LISICTHANETS, 2005; PAVOKOVIC & SUSIC, 2005; VELEVSKI, 2005; SIDIROPOULOS *et al.*, 2007). Finally, the productivity of griffon and Egyptian vulture *Neophron percnopterus* species shows an increasing trend in some Balkan countries where those species are adequately protected. Additionally, a relative stability exists in the remnant populations of cinereous *Aegypius monachus* and bearded vultures *Gypaetus barbatus*. (AZMANIS *et al.*, 2009; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS 2009).

4. DISCUSSION AND MANAGEMENT RECOMMENDATIONS

The current European Community legal dispositions enable the establishment of supplementary feeding sites and the use of ruminant corpses under certain conditions (younger than 24 months, 4% of the total disposed amount TSE tested, removal of specified risk material-SRM). Nonetheless, they are still considered impractical and insufficient to preserve the population, the natural diet and the behaviour of the carrion-eating birds. Important legal gaps include those relative to the use of whole carcasses from non-susceptible BSE domestic species, corpses that derive from extensive grazing and game animals, management of bovine carcasses until results of BSE testing are obtained, and supportive feeding through a private facility (farm, zoo, game park, hunting reserve). These general issues are of concern for both the Balkan and Iberian Peninsulas. Moreover, the minimal role of vultures in TSE transmission has extensively been reviewed by former reports and authors (CHASSAGNE, 1998; JONCOUR, 1999; SCIENTIFIC STEERING COMMITTEE, 2001; CAMIÑA, 2004; AZMANIS, 2006; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007). Nevertheless, the peculiarity of the Balkan Peninsula and its possible implications in proposal formulation has not been stressed. The incidental presence of BSE, the lower and more stable caseload of Scrapie, the physically isolated island populations and the significantly smaller populations of the mainland Balkans, with their intensive management and slow recovery, could suggest a satisfying solution through a proposal less demanding than that needed for the Iberian Peninsula with its comparatively higher TSE caseload and the widely distributed vulture populations. On that basis, it appears quite clear that without a continuous supportive feeding scheme (provided by around 70 supplementary feeding sites in the future, most of them designed for the Egyptian vultures near the nest) and management effort many of the smaller Balkan populations would perish, in comparison with the robust Iberian population, which is more viable and nutritionally self-sustainable, largely taking advantage of the "muladares" network. In the latter case, it was calculated that in order to fully artificially supplement the Iberian population, a network of 3.000 supplementary feeding sites would be needed (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007). This would be a time-consuming and costly option, due to the collective establishment and maintenance costs, and would additionally lead vulture conservation from its natural sustainable state to a non-traditional, "more intensive" state, introducing other potential threats (change in distribution, veterinary drug residue impact, collisions, massive poisoning etc) (BIRDLIFE, 2007). Nonetheless, extensive livestock keeping and transhumance activity is still practised especially in southern Balkan countries, while important imperial eagle and Egyptian vulture populations still depend on the traditional garbage dumps (AZMANIS *et al.*, 2009). Finally, although the Iberian population includes also island populations (Canary and Balearics), their importance to the overall vulture species status seems low, with a possible exception the Egyptian vulture on the Canary Islands, which is considered a distinct subspecies (DONÁZAR *et al.*, 2002; KRETZMANN *et al.*, 2003).

Beside the above-mentioned differences, it would be epidemiologically significant that in Balkan countries, other infectious and zoonotic diseases (e.g. rabies, foot and mouth disease, anthrax, brucellosis, blue tongue etc) show a higher prevalence than in Iberia, where the livestock keeping practices and disease surveillance are

carried out under the modern protocols (all Iberian countries belong to E.C having common criteria and guidelines for disease control, which is not the case within the Balkan states where full, newly entered, candidate and non members comprise the Peninsula's mosaic). This fact may cause concern, as well as further reluctance to approve supplementary feeding sites, on the part of the public veterinary services with responsibilities in the border areas, where important vulture populations have also been preserved (e.g. Dadia (GR)-Matzarovo (BG) area, Tzena-Pinovo (GR)-Kavadartzi (FYRoM) and Epirus (GR)-Albanian borders). Last but not least, the use of supplementary feeding sites is legally justified only for 3 out of 10 species, occurring in Greece and the Balkans, through the DE/322/2003. Although proposals for a balanced solution, between BSE surveillance and preservation of carrion-eating birds, have been formulated and submitted by recent reports (Scientific Steering Committee, 2001; AZMANIS, 2006; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2007), the following points present a merged version, attempting to reflect all possible solutions and variables:

I. Define specific zones where exceptions could be applied.

II. Declare islands, as low risk epidemiological areas (with remarks for TSEs and other infectious diseases) with more exceptions allowed, unless otherwise proved.

III. Allow exceptions for the Specified Risk Material removal and whole carcass use from non- ruminant species reared with the extensive grazing system.

IV. Allow the natural disposal and use of whole carcasses of small ruminants.

V. Allow exceptions from the compulsory carcass removal from extensive-reared cattle, younger than 24 months old.

VI. Define "bovine carcass provision zone" for intensively-reared cattle, older than 24 months. Farms in the vicinity of a supplementary feeding site would be regularly BSE sampled and declared free of BSE, so that individual cattle testing would be unnecessary.

VII. Maintain the traditional "dump disposal" system in areas with high vulture density and low human population/pressure.

VIII. Replace a garbage dump used by significant numbers or species of necrofagous birds, prior to banning its use, with a supplementary feeding site.

IX. Allow exceptions from compulsory technical guidelines for species-specific supplementary feeding sites such as bearded vulture, Egyptian vulture and diurnal raptor species.

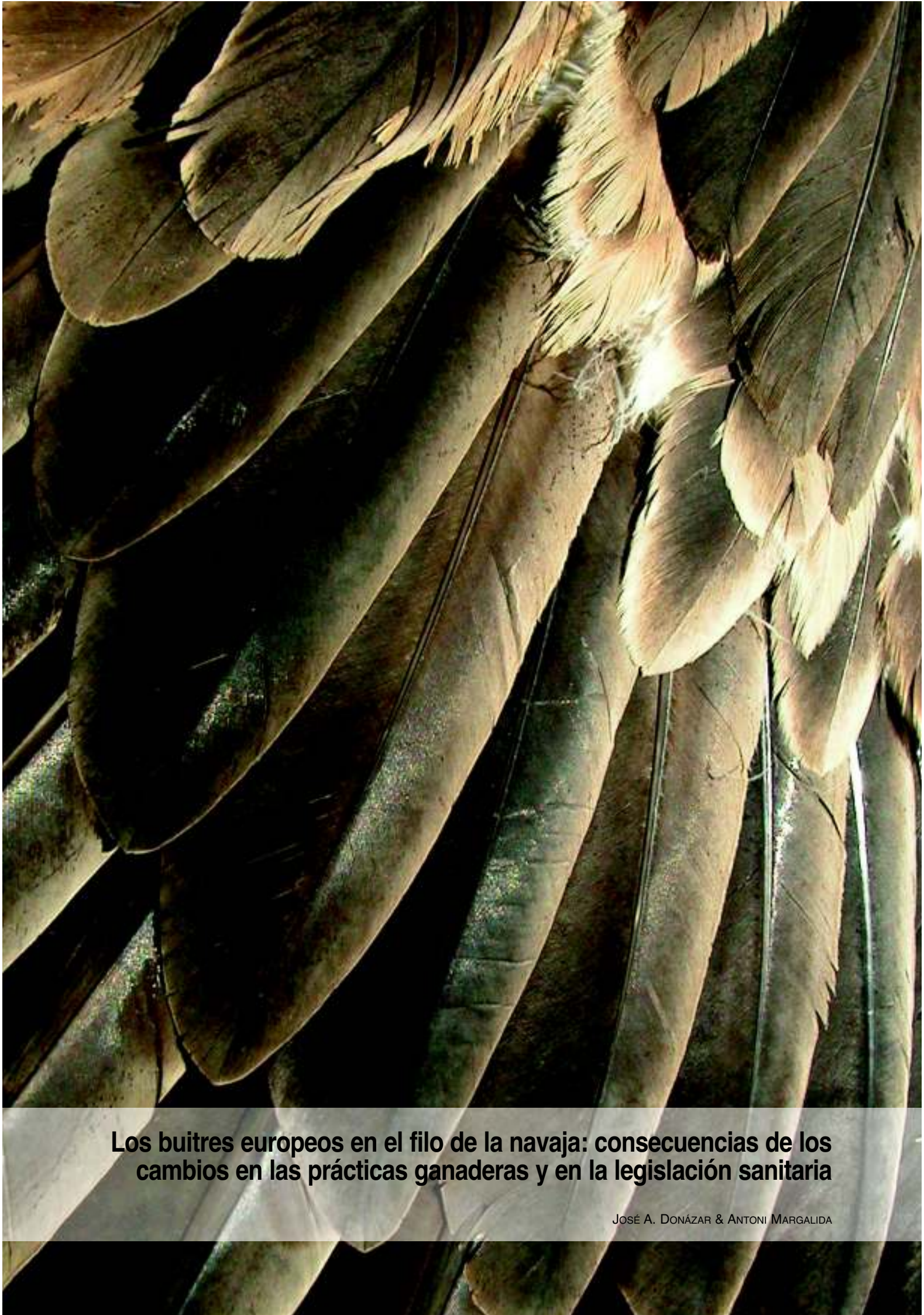
X. Permit the designation of supplementary feeding sites on private property (large farm unit, private game parks, zoo, other) in Europe.

XI. Promote targeted research associated with TSE species-barrier/transmission, impact of measures in necrofagous birds and interdisciplinary cooperation with experts.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The author would like to thank the Hellenic Ornithological Society, the WWF-Dadia, the Hellenic Vulture Working Group and the Hellenic Wildlife Center (P. Dragoumis) for their support and comments. Special thanks to R. Tsiakiris, K. Stara, L. Sidiropoulos and S. Xirouchakis for their encouragement, ethical and scientific support to fulfill this long lasting work. Further acknowledgements to the scientific advice and continuous cooperation provided by Profs O. Papadopoulos, N. Heliades, A. Siarkou (Laboratory for Microbiology and Infectious diseases, Veterinary Faculty of Thessaloniki, Greece), B. Stylas & K. Koutsobinas (General Direction of Veterinary Services, Ministry of Rural Development) and G. Handrinos (Direction of Hunting and Aesthetic Forests, Ministry of Environment). Last but not least the data collection and evaluation could not have been done without the generous contribution of the following ornithological and veterinarian colleagues: A. Camiña (Spain, SEO), Dr. R. Boegel, R. Zink (Austria), Dr. G. Susič, G. Pavokovic (Croatia), T. & E. Lisičhanets (FYROM), E. Stoynov (Bulgaria), J. Shergalin (Esthonia), M. Anderson, Prof. S. Piper, A. Anthony (S. Africa, EWT), P.J. Mundy (Zimbabwe), M. Terrace, Y. Tarriel (France, LPO), O. Hatzofe (Israel), F. Genero (Italy), S. Hezekiel (Cyprus), G. Joncour (Président de la Section Faune Sauvage de la SNGTV e admnistrateur au FIR/LPO), Dr. C. Phillipe, Dr. M. Chassagne-Quelennec, Dr. J. Natorp, N .Calloud (Library of Lyon Vet Faculty) Ass. Prof. L. Oaks (Department of Veterinary Microbiology and Pathology Washington State University, Peregrine Fund), Dr M. Babbar (USA), Dr. R. Singh, Dr Grubh (India), Prof M. Lierz (Certified in poultry and avian medicine, Certified in species conservation, Institute for Poultry Diseases, Free University of Berlin), H. Frey (Institute for Parasitology and Zoology, Vienna Veterinary University, FCBV), H. Hristov, S. Avramov (BSPB), P. Irons (S. Africa).

foto/photo: J.M. Pérez de Ayala-MMA



Los buitres europeos en el filo de la navaja: consecuencias de los cambios en las prácticas ganaderas y en la legislación sanitaria

José A. Donázar & Antoni Margalida

MUNIBE Suplemento - Gehigarria	nº 29	526-551	DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN	2009	D.L. SS-376-2010

Los buitres europeos en el filo de la navaja: consecuencias de los cambios en las prácticas ganaderas y en la legislación sanitaria

European vultures on a knife-edge: the consequences of changes in animal husbandry and sanitary legislation

PALABRAS CLAVES: alimentación suplementaria, buitres, ganadería extensiva, legislación sanitaria, reintroducción.
KEY WORDS: supplementary feeding, vultures, extensive animal husbandry, sanitary legislation, reintroduction
GAKO-HITZAK: elikadura osagarria, saiak, abeltzaintza estentsiboa, osasun legeria, birsartzea.

José A. Donázar[1] & Antoni Margalida[2]

RESUMEN

Los buitres y el hombre han convivido históricamente gracias a unos beneficios recíprocos. Tradicionalmente los carroñeros se alimentaban de los cadáveres que los ganaderos le proporcionaban y éstos se deshacían de restos que podían provocar focos de infección. Sin embargo, ya en el último siglo, la densidad y tendencias demográficas de las aves carroñeras se ha visto modelada por la mano del hombre de forma decisiva. Por un lado se han desencadenado factores de mortalidad no naturales relacionados con la persecución directa (disparos, uso de cebos envenenados) e indirecta (colisiones y electrocuciones con líneas eléctricas y más recientemente colisiones con aerogeneradores, ingestión de productos veterinarios) que han afectado a la demografía y dinámica poblacional de diferentes especies. Por otro, se han creado "muladares" puntos de alimentación suplementaria que han modificado la calidad del hábitat distorsionando un escenario natural que originalmente ofrecía recursos impredecibles en el tiempo y en el espacio y que ahora han pasado a ser del todo predecibles. Por último, la dependencia creada a los buitres como consecuencia de la artificialización de su hábitat se ha visto drásticamente modificada con la aplicación de leyes sanitarias muy estrictas derivadas de la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina. Este nuevo elemento ha provocado una importante reducción de los recursos alimenticios y el cierre de muchos puntos de alimentación suplementaria cuyos efectos y consecuencias, además de la reducción de los parámetros reproductivos y la previsible ralentización del crecimiento poblacional, están todavía por cuantificar. En este complejo escenario, las actuaciones futuras deben tener en cuenta los pros y contras de las estrategias de manejo, muy especialmente en lo relativo a la alimentación suplementaria, que se utiliza masivamente en proyectos de reintroducción y conservación y que en muchos casos no se ha evaluado con criterios científicos. En el presente capítulo revisamos algunos ejemplos y proponemos algunas medidas de manejo y gestión futuras que deberían priorizar en favorecer las bajas de la ganadería extensiva para que el alimento se presente de forma heterogénea y lo más natural posible. La presencia aleatoria de cadáveres en el campo debe ser la forma más adecuada de gestionar y conservar a las aves carroñeras evitándose así además algunos graves problemas derivados de una gestión intensiva del ganado y de sus restos. Sólo con estrategias similares será posible regular la capacidad de carga del medio estableciendo densidades acordes a la calidad (natural) del hábitat. El reto de los gestores es lidiar con las legislaciones sanitarias modernas y aunar la presencia de carroñas en los ecosistemas con la necesidad de eliminar los residuos ganaderos y la conservación de las especies. Sólo de este modo las aves carroñeras tendrán una oportunidad de convivir estrechamente con las sociedades europeas del siglo XXI.

ABSTRACT

Man and vultures have lived together in a mutually beneficial relationship since time immemorial: traditionally, these avian scavengers fed on the carcasses that the farmers threw out for them, thereby cleaning up animal remains that might otherwise have become foci of infection and disease. Nevertheless, during the last century the density and demographic tendency of vulture populations have been artificially shaped by the actions of mankind. Non-natural causes of death originating from direct persecution (shooting and the use of poisoned bait) and indirect factors (collisions and electrocution on power lines and, more recently, collisions with wind turbines and the ingestion of veterinary-prescribed drugs) have affected the demography and population dynamics of a number of different species. On the other hand, the creation of vulture feeding stations or *muladares* has modified habitat quality and distorted a natural environment that once provided trophic resources unpredictably over both time and space; instead, these supplementary feeding points now represent a totally reliable food supply. The dependence that vultures have acquired as a result of the artificialisation of their habitat was suddenly altered by the implementation of a series of public health regulations enacted in light of the outbreak of Bovine Spongiform Encephalopathy. This new element in the equation has caused a severe reduction in the trophic resources available to vultures and has led to the closure of many feeding stations whose consequences – aside from a fall in breeding rates and a slowing down in population growth – are still to be fully quantified. In the context of this complex scenario, future conservation strategies must take into account all known factors that may shed light on the validity of management policies; above all, close scrutiny is needed of projects involving supplementary feeding, used frequently, for example, in reintroduction and conservation projects, but in many cases without any prior scientific evaluation. In this chapter we review a number of specific examples and propose alternative management methods that should be prioritised in the future as means of favouring the appearance in the wild – as irregularly and naturally as possible – of animal carcasses originating from extensive production systems. The random presence of carcasses is the most appropriate way of managing

[1] Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana, CSIC, c/ Americo Vespucio s/n, 41092, Sevilla, España.
[2] Grupo de Estudio y Protección del Quebrantahuesos, Apdo. 43, 25520 El Pont de Suert, Lleida, España.

and conserving avian scavengers and avoids the serious problems that arise from intensive animal husbandry and the disposal of its waste: only in this way will we be able to regulate the carrying capacity of the environment by establishing densities that respond to (natural) habitat quality. The challenge faced by conservation managers is how to cope with modern sanitary legislation and make the presence of carrion in ecosystems compatible with the need to eliminate animal waste and the demands of species conservation. If this can be achieved, avian scavengers will continue to live in close association with European human societies in the twenty-first century.

LABURPENA

Saiak eta gizakia denbora historikoetatik bizi izan dira elkarrekin, bientzat onuragarria izanik. Hegazti sarraskijaleak abeltzainek ematen zizkieten gorpuetatik elikatzen ziren, eta horrela, kutsadura eragin zezaketen hondarrez libratzen ziren. Azken hamarkadetan, ordea, hegazti sarraskijaleen dentsitatea eta demografia-joera gizakiaren eskuak modelatua izan da era artifizial batez. Alde batetik, zuzeneko jazarpenarekin (tiroak, garnata pozoituak) eta zeharkako jazarpenarekin (elektrizitate-hariekin talkak eta elektrokuzioak, albaitaritzan erabiliak diren droga-ingestioak, eta berrikitan airesorgailuen aurkako talkak) loturik dauden hilkortasun-faktore ez-naturalak eragin ditu, hainbat espezieren populazio-dinamikan eragina izan dutenak. Beste alde batetik, "simaurtegiak" sortu ditu, habitataren kalitatea aldatu zuten elikadura osagarriko puntuak alegia, denboran eta espazioan baliabide iragarrezinak eskaintzen zituen gertaleku natural bat distortsionatuz, eta orain erabat iragargarriak izatera igaro direnak. Beren habitata artifizial bilakatzearen ondorioz saiei eragin zaien mendekotasuna drastikoki aldatua izan da oso zorrotzak diren osasun-legeak direla-medio, Behien Entzefalopatia Espongiformearen kariaz. Elementu berri honek elikagai-baliabideak nabarmen murriztu eta elikadura osagarriko puntu askoren itxiera ekarri zuen berekin, zeinaren eraginak eta ondorioak, ugaltze-parametroak urritzeaz gain eta aurreikustekoa den populazio-hazkundea murrizteaz gain, oraindik kuantifikatu gabe daude. Gertaleku konplexu honetan, etorkizuneko ekimenek erabilera-estrategien alde on eta txarrei buruzko informazioa ematen duten faktore eta elementu guztiak izan behar dituzte kontuan, eta bereziki elikadura osagarriari buruzkoak, azken hau masiboki erabilia izan baita, esaterako, birsartze- eta kontserbazio-proiektuetan, zeinak askotan oinarrituta egon baitira irizpide zientifikoekin ebaluaturik ez zeuden neurrietan. Honako atal honetan zenbait adibide berrikusten ditugu eta, elikadura modu heterogeneoan eta ahalik eta modurik naturalenean aurkez dadin, abeltzaintza estentsiboaren bajak laguntzeari lehenetsi beharko lioketen etorkizuneko erabilera- eta kudeaketa-neurri batzuk proposatzen ditugu. Landan noizean behin gorpuak uztea izan beharko litzateke erarik egokiena hegazti sarraskijaleak kudeatu eta kontserbatzeko, ganaduaren eta bere hondarren kudeaketa intentsibotik ondorioztatzen diren arazo larrietako batzuk ekidinez. Gisa horretako gertaleku batean soilik izango da posible ingurunearen zama-gaitasuna arautzea, habitataren kalitatearekin (kalitate naturalarekin) bat datozen dentsitateak ezarriz. Kudeatzaileen erronka egungo osasun-legeriekin borrokatu eta abeltzaintzako hondarrak ezabatzeko premia eta espezieen kontserbazioa ekosistemetako sarraskien presentziarekin egituratzea izango da. Hegazti sarraskijaleek honela bakarrik izan ahalko dute XXI. mendeko gizarteen ondoan bizitzeko aukera.

1. ANTECEDENTES: UN ANTIGUO ENTENTE

En un planeta cada vez más superpoblado, donde raramente existen espacios poco alterados que permitan la viabilidad de las poblaciones, la coexistencia de la especie humana y la megafauna de vertebrados es progresivamente más compleja. Al proceso continuo de destrucción y fragmentación de hábitats se ha sumado históricamente la persecución directa de las especies, tanto para la obtención inmediata de proteinas que afectó principalmente a grandes ungulados como para eliminar los competidores, fundamentalmente predadores de ganado. Estas presiones han determinado que las especies animales más sensibles y vulnerables hayan visto esquilmadas sus poblaciones, en muchos casos hasta la extinción (TAYLOR & DUNSTONE, 1996). No obstante, estos efectos no son lineales y así por ejemplo, en el continente europeo, a pesar del poblamiento humano muy antiguo y de la altísima densidad de habitantes, la lenta invasión del espacio ha permitido la supervivencia de la mayor parte de la megafauna post-glacial. De este modo, numerosas poblaciones de taxones "carismáticos", aunque muy reducidas en área de distribución y número y sujetas a problemas recurrentes, han sido capaces de sobrevivir hasta nuestros días FONTAINE *et al.*, 2007).

En este escenario, algunos grupos de especies han salido históricamente bien parados debido a que sus hábitos de vida les han permitido imbricarse fuertemente con economías humanas que han pervivido casi inalterables durante siglos. Así, las poblaciones de aves carroñeras han sido muy abundantes en todo el circunmediterráneo europeo puesto que han gozado de gran tolerancia, al ser considerados aliados del hombre y no entrar en competencia con intereses cinegéticos y ganaderos (DONÁZAR *et al.*, 1996). Esta suerte de mutualismo tiene raíces milenarias remontándose probablemente a los procesos de domesticación de los ungulados por parte de nuestra especie y sin duda también la muy antigua relación de los buitres con los ritos mortuorios para muchos pueblos de todo el Mediterráneo (BLÁZQUEZ, 1977; SERMONTI & CARRETTO, 1992). Este entente ha pervivido hasta la edad moderna cuando la aparición de armas de fuego, la actividad cinegética generalizada y el coleccionismo científico determinaron el inicio de la persecución contra las rapaces de las que los buitres no se libraron (MARTÍNEZ-ABRAÍN *et al.*, 2009). Además la lucha contra los siempre presentes carnívoros devoradores de ganado (fundamentalmente lobos *Canis lupus*) comenzó a basarse en el uso indiscriminado de veneno, método no-selectivo que contribuyó a reducir rápidamente las poblaciones de la mayor parte de aves de presa en general y carroñeros en particular (BIJLEVELD, 1974).

Como consecuencia de todo ello, desde el siglo XIX hasta mediados del XX las poblaciones de carro-

ñeras descendieron en picado y desaparecieron de numerosas regiones europeas (BIJLEVELD, 1974; DONÁZAR, 1993). En la segunda mitad del siglo XX la tendencia se invierte, y paulatinamente se recuperan poblaciones que probablemente se encontraban en el límite de la viabilidad. Los patrones observados, no obstante, no han sido homogéneos en todo el continente (ver revisiones en DONÁZAR *et al.*, 2009). Así, en el oeste de Europa (península Ibérica y sur de Francia) el aumento del buitre leonado *Gyps fulvus* ha sido espectacular. También en estas regiones se han incrementado (más modestamente) los efectivos de buitre negro *Aegypius monachus* y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* pero las poblaciones de alimoche *Neophron percnopterus* y milano real *Milvus milvus* se encuentran amenazadas tras fuertes declives (ver revisiones en MADROÑO *et al.*, 2004). En las penínsulas Itálica y Balcánica, por el contrario, las tendencias en todas las especies han seguido siendo regresivas hasta la actualidad, aunque las poblaciones de buitre leonado (con proyectos de reintroducción y reforzamiento poblacional) y de buitre negro parecen iniciar tímidas recuperaciones a nivel muy local.

2. ¿HA SIDO ÚTIL LA ALIMENTACIÓN SUPLEMENTARIA Y LOS COMEDEROS PARA LA CONSERVACIÓN Y RECUPERACIÓN DE LAS AVES CARROÑERAS?

Los factores que han contribuido en la recuperación de muchas poblaciones europeas de aves carroñeras obedecen a múltiples causas pero sin lugar a dudas, una de las más influyentes ha sido el descenso de la mortalidad no natural por el cese de persecuciones oficiales desde los años 60 y 70 y la interdicción del veneno. Paralelamente, las aves necrófagas debieron encontrarse en amplias regiones del continente, como es el caso de la Península Ibérica, con una disponibilidad de alimento muy superior a sus requerimientos. Estas circunstancias debieron contribuir decisivamente a que el declive se frenara y se revirtiera la tendencia negativa que padecían las poblaciones (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1990; PARRA & TELLERÍA, 2004).

El mismo movimiento conservacionista que dio lugar a la protección legal de los buitres y otras aves de presa promovió en los mismos años la creación de "comederos de buitres". Existía un con-

Figura 1. Las cuatro especies de buitres nidificantes en la Unión Europea mantienen en España el mayor contingente poblacional. En 2008-2009 el número de territorios o parejas reproductoras fue: buitre leonado, 25581 parejas, quebrantahuesos 98 territorios, y alimoche 1500-1600 parejas. El censo de buitre negro de 2006 arrojó 1845 parejas nidificantes. En conjunto se estima que en la ultima década España albergó en torno al 63-98% de las aves carroñeras europeas (Foto: Jordi Bas).

Figure 1. *The most numerous populations of all four European breeding species of vulture are all to be found in Spain. In 2008-2009, there were 25581 pairs or territories of griffon vultures, 98 of bearded vulture and 1500-1600 of Egyptian vulture. The 2006 census of black vultures found 1845 breeding pairs. In total, it is calculated that over the last ten years Spain has harboured around 63-98% of all European avian scavengers (Photo: Jordi Bas).*

vencimiento generalizado de que el declive observado estaba en buena parte causado por la falta de alimento derivada de la progresiva transformación de las actividades agroganaderas. De este modo, en 1969 se crean los primeros cebaderos en el Pirineo Occidental (véase BIJLEVELD, 1974). La repercusión mediática que tuvo esta actividad fue gigantesca, y su filosofía caló tan hondo social y académicamente que ha perdurado hasta la actualidad incluso aun cuando se haya demostrado fehacientemente que no existía o existe en muchos casos tal carencia de recursos (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1990). Su efecto ha permeado de tal modo que incluso a los programas actuales de conservación y recuperación (incluyendo los de reintroducción) de aves carroñeras en todo el mundo contemplan la alimentación suplementaria como una necesidad (ver entre otros HOUSTON, 1987; MUNDY *et al*., 1992; GILBERT *et al*., 2007). En el circunmediterráneo, la práctica totalidad de los recientes planes de recuperación de poblaciones de carroñeras han estado íntimamente ligados a actuaciones de esta naturaleza (HEREDIA, 1991; DONÁZAR *et al*., 2002; SESÉ *et al*., 2005; BOSÉ & SARRAZIN, 2007; AZMANIS *et al*., 2009; BENÍTEZ *et al*., 2009).

Figura 2. La gestión de las aves carroñeras ha estado muy vinculada a la creación de puntos de alimentación suplementaria. Proyectos de reintroducción como el del buitre negro en Cataluña (NE España) y en Cevennes (Massif Central, Francia), o el buitre leonado en Cerdeña y los Alpes orientales (Italia) han intentado garantizar el éxito reproductor y fijación de individuos a través de estos puntos predecibles de alimento. (Foto: Jordi Bas).

Figure 2. *Management for avian scavengers is often closely associated with the creation of supplementary feeding stations. The projects aimed at the reintroduction of the black vulture in Catalonia (NE Spain) and the Cévennes (Massif Central, France), as well as of the griffon vulture in Sardinia and the eastern Alps (Italy), have all tried to ensure success (breeding and the permanence of birds) by establishing feeding sites with a predictable food supply. (Photo: Jordi Bas).*

Los costes económicos de estas medidas de conservación no son desdeñables: la creación de un nuevo comedero ajustándose a la legislación vigente supone una inversión que puede oscilar entre los 30.000 y los 50.000 € por emplazamiento a lo que hay que sumar los costes de mantenimiento y aprovisionamiento que se pueden acercar a los 20.000 € anuales; Comunidades Autónomas como Aragón, han invertido ya hasta 2008 más de un millón de euros en la creación de una red de comederos (Cabildo de Fuerteventura, Gobiernos de Navarra y Aragón, Junta de Andalucía, datos inéditos).

Probablemente, una encuesta entre gestores implicados en la conservación de aves carroñeras e incluso entre investigadores muestre una respuesta general positiva a la pregunta que encabeza este apartado. ¿Quién no ha visto grandes comederos repletos de aves que resultan raras de ver en el entorno más inmediato? Las cifras de especies y de individuos que se reúnen en estos puntos pueden llegar a ser muy llamativas. Los comederos del norte de España pueden albergar puntualmente hasta un millar de buitres leonados (A. CORTÉS-AVIZANDA, inédito) mientras que en el Pirineo se han contabilizado hasta 80 individuos inmaduros de quebrantahuesos simultáneamente en varios comederos (más del 30% de la población total, SESÉ *et al.*, 2005) y en Fuerteventura (islas Canarias) hasta el 60% de la población de alimoches de la isla podía visitar en un único día el comedero habilitado en la isla para la conservación de estas aves (DONÁZAR *et al.*, 2002 y datos inéditos). Los comederos de buitres engarzan en la arraigada tradición de alimentar a las especies silvestres con el convencimiento de que de ello solo se pueden desprender efectos positivos. Efectivamente, la alimentación suplementaria puede conseguir respuestas a corto plazo incrementando el éxito reproductor y la supervivencia de vertebrados amenazados (GONZÁLEZ *et al.*, 2006) lo que puede traducirse en tamaños poblacionales y densidades de población muy por encima de la capacidad real del medio (KRASINSKA & KRASINSKI, 2007). No obstante, los efectos negativos que se desencadenan a otros niveles pueden ser importantes. Estas actividades producen una "selección artificial" que conduce al mantenimiento de individuos que eventualmente hubieran sido objeto de selección natural (BLANCO *et al.*, 2007). Se alteran de este modo aspectos básicos de la ecología de las poblaciones de aves como los parámetros demográficos y la estructura social (ROOB *et al.*, 2008). Por otro lado, cuando la alimentación suplementaria conduce a la agregación de individuos en "comederos" la probabilidad de transmisión de patógenos y enfermedades se incrementa notablemente (WOLK & KRASINSKA, 2004; CROSS *et al.*, 2007; ROBB *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009).

Figura 3. La creación de comederos ha sido una medida popular para el manejo de las aves carroñeras por su rápida aceptación e hipotética eficacia. Pese a que el éxito en el incremento de las poblaciones de carroñeras ha sido en muchas ocasiones atribuído a los puntos de alimentación suplementaria, otros factores pueden haber contribuído a su recuperación sin que exista una evidente asociación causa-efecto entre su creación y la dinámica poblacional (positiva) documentada en la mayor parte de especies. (Foto: Jordi Bas).

Figure 3. *The creation of feeding stations has become a widely used management tool in the conservation of avian scavengers due to its rapid acceptance by birds and its supposed effectiveness. Despite the fact that success in the increase of avian scavenger populations has often been attributed to supplementary feeding stations, other factors may have contributed to this recovery and no evidence exists to suggest an obvious causal relationship between the creation of feeding stations and the (positive) population dynamics documented in most scavenger species. (Photo: Jordi Bas).*

Aunque también para el caso de las aves necrófagas se ha reconocido la potencial existencia de pros y contras en el uso de la alimentación suplementaria (ANDERSON & ANTHONY, 2005; PIPER, 2006) no han existido valoraciones serias al respecto y la escala a la que se han abordado ha sido más bien local, por lo que sus conclusiones son difícilmente generalizables. Algunos trabajos tienden a señalar que la creación de comederos habría contribuido al incremento local del tamaño de determinadas poblaciones de carroñeros europeos (DONÁZAR *et al*., 2002; AZMANIS *et al*., 2009; VLACHOS *et al*., 1998; 1999). No obstante estas apreciaciones se basan a menudo en evidencias circunstanciales y pueden ser el resultado de la coincidencia temporal que incluye las paralelas medidas de conservación de fuerte efectividad (como el cese o disminución de la mortalidad no natural) tal como ocurrió de modo evidente con el incremento del buitre leonado en el norte de España a partir de los años 70 (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1991; ver arriba).

Probablemente la evaluación más detallada de la efectividad de la alimentación suplementaria se ha realizado para la población de quebrantahuesos del norte de España (ver CARRETE *et al*., 2006a,b). En este caso se ha demostrado que los comederos destinados a esta especie han conseguido mantener una elevada supervivencia preadulta en un ambiente en el que la persecución indirecta a través de cebos envenenados incrementaba progresivamente la mortalidad de aves reproductoras. La alimentación suplementaria, a pesar de que reduce también la productividad, a través de procesos denso-dependientes, ha conseguido "comprar años" en el escenario de la viabilidad de la población pirenaica de quebrantahuesos, pero a largo plazo los modelos demográficos indican que no puede ser capaz de detener el declive poblacional que probablemente va a tener lugar si continúa incidiendo una mortalidad adulta tan elevada como la registrada en los últimos años (ORO *et al*., 2008). Por otro lado, se ha constatado que los comederos de quebrantahuesos han conducido al empaquetamiento de la población pirenaica de esta especie, reduciendo su capacidad de expansión debido probablemente a que refuerza la atracción conespecífica. Estos fenómenos comprometen las posibilidades de expansión de la población fuera de los Pirineos y, consecuentemente, su viabilidad (MARGALIDA *et al*., 2008).

Figura 4. La gestión de macro-comederos para quebrantahuesos puede haber resultado eficaz inicialmente para incrementar la supervivencia de la fracción preadulta pero en la actualidad puede tener efectos detrimentales para la expansión geográfica y la fecundidad. El diseño de una nueva estrategia de conservación que apueste por una distribución espacial más extensa de estos puntos de alimentación y una menor cantidad de recursos concentrados en pocos comederos podría facilitar el proceso de recolonización y optimizar los recursos destinados a la conservación de esta amenazada especie. (Foto: Jordi Bas).

Figure 4. *The management of macro-feeding stations for bearded vultures may have initially been successful in increasing the survival rates of pre-adult birds, although currently these installations may be having negative effects on this species' geographical range and fertility. A new conservation strategy, which should opt for a greater spatial distribution of feeding stations and less food supplied in fewer 'restaurants', is needed to aid the recolonisation of former territories and to optimise the resources dedicated to the conservation of this threatened species. (Photo: Jordi Bas).*

Además de los aspectos cuantitativos existe una vertiente muy importante en la alimentación suplementaria ligada a la calidad del alimento. La mayor parte de los muladares que han existido hasta la actualidad y muchos de los que todavía están en activo se nutren de cadáveres de animales provenientes de explotaciones intensivas, fundamentalmente de porcino y avícolas, que llevan una carga patógena importante además de, en el caso de los cerdos, altas concentraciones de antibióticos y otros compuestos veterinarios como antiparasitarios y antiinflamatorios (BLANCO *et al.*, 2007; 2009). Las consecuencias para las aves carroñeras de la explotación de este tipo de alimento son la intoxicación directa y la adquisición de patógenos lo que junto a la inmunosupresión y la alteración de la flora intestinal debido a los antibióticos ingeridos puede reducir la resistencia del huésped ante los patógenos y eventualmente llegar a causar la muerte (LEMUS *et al.*, 2008; 2009; BLANCO *et al.*, en prensa).

3. LA CRISIS ALIMENTICIA DE LOS 90

La bonanza de que disfrutaron las aves carroñeras durante las últimas décadas del siglo XX no era ajena al hecho de que la disponibilidad de alimento en el campo venía facilitada por el generalizado incumplimiento de la legislación por parte de los ganaderos. Desde mediados de los años 50 los dueños de explotaciones estaban obligados a destruir los cadáveres pero las disposiciones eran masivamente ignoradas. Más aun, en España, muchas explotaciones intensivas de porcino y, en menor medida, ovino dejaban los cadáveres a disposición de las carroñeras en las inmediaciones de las granjas. Ello unido al importantísimo crecimiento del sector, en el caso del porcino, un 50% desde 1986 (LANGREO, 2007), sin duda contribuyó al espectacular crecimiento de la población de buitres leonados en muchas regiones del país. Pero tras decenas de años de incumplimiento de la ley la situación cambió radicalmente en un corto espacio de tiempo. El detonante es la irrupción de la "crisis de las vacas locas". La detección en humanos de la enfermedad de Creutzfeldt-Jakob variante o nueva variante (ECJv o ECJnv) adquirida a partir del ganado infectado con encefalopatía espongiforme bovina (EEB) condujo a la promulgación de una legislación sanitaria (CE 1774/2002) muy restrictiva en cuanto al uso de subproductos animales no destinados a consumo humano. Como consecuencia de ello se establece la obligatoriedad de recoger los cadáveres de animales domésticos en todo tipo de explotaciones y su transformación o destrucción en planta autorizadas. A consecuencia de ello multitud de comederos asociados a explotaciones ganaderas han desaparecido en muy breve espacio de tiempo (CAMIÑA & MONTELIO, 2006). A nivel de toda España se estima que la recogida de cadáveres ha afectado al 80% de las carroñas de ovino y caprino y al 100% de bovino (GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). Se calcula que en Navarra y Aragón (norte de España) entre 2005 y 2008 desaparecen el 80% de los comederos existentes y se estima que la provisión de alimento en los muladares que se preveía legalizar a partir de 2007 podría cubrir solamente un tercio de los requerimientos de algunas poblaciones de buitre leonado (WOUTERSEN *et al.*, 2009).

A raíz de estas restricciones resulta obvio que las legislaciones europeas entran en flagrante contradicción al obligar a los estados miembros a conservar poblaciones de aves muy amenazadas sustrayendo a la vez, por ley, de la naturaleza los recursos que aquellas poblaciones requieren para ser viables (TELLA, 2001; DONÁZAR *et al.,* 2009a). La vertiente económica de este problema es también muy importante, nuevas empresas tienen que invertir en la recogida de cadáveres otrora destinados a buitres y otras carroñeras. El coste de la recogida de los cadáveres se ha estimado en Navarra en unos 20 € por unidad (D. CAMPIÓN com. pers.), una cifra muy similar a la estimada en el caso francés (BOUMELLASA, 2004). A ello que hay que añadir el coste de transformación industrial, entre 66 a 96 € por tonelada (quema y reciclaje de restos). Otros costes ambientales no evaluados pero nada despreciables atañen al balance energético de estas actividades, fundamentalmente el transporte con la consiguiente emanación de gases de efecto invernadero.

El conocimiento acerca de las consecuencias ecológicas de la brusca desaparición de buena parte de los recursos disponibles para las poblaciones de aves necrófagas es todavía muy escaso pero se observan ya hechos que indican la aparición de efectos notables. De este modo, en muchas regiones del norte de la península se ha observado el final del proceso de crecimiento poblacional y un declive a veces muy notable en los parámetros reproductivos (véase CAMPIÓN 2009; WOUTERSEN *et al.*, 2009). Por otra parte, la frecuencia de ingresos de buitres leonados, muchos de ellos desnutridos, en centros de recuperación se ha incrementado de manera importante (véase GONZÁLEZ & MORENO-OPO, 2008; GARCÍA & MARGALIDA 2009). Obviamente estos hechos pueden responder a múltiples causas pero

sin duda el componente trófico es relevante. No se han observado fenómenos semejantes en otras especies de buitres ibéricos por lo que cabe hipotetizar que el buitre leonado va a ser la especie más perjudicada por la brusca reducción de recursos al menos a corto plazo. Los efectos no parecen ser homogéneos en toda la península y quizás estén relacionados con la variabilidad en la dependencia de las aves de muladares surtidos por cadáveres provenientes de ganadería intensiva. De este modo, en Andalucía, donde el buitre leonado (al igual que otras especies) se alimenta casi exclusivamente de la ganadería extensiva, la población sigue al alza y el éxito reproductor se mantiene casi constante (J.R. BENÍTEZ, M. BARCELL & O. DEL JUNCO, com. pers.).

A la vez que comienza a generalizarse la recogida de ganado muerto, en la última década se ha incrementado exponencialmente el número de casos o denuncias acerca de buitres (mayoritariamente leonados) atacando y dando muerte a ganado vivo. Es bien conocido que ésta y las demás especies de buitres europeos pueden dar muerte y devorar animales disminuidos o con escasa capacidad de defensa (DONÁZAR, 1993; CAMIÑA *et al.*, 1995) y parece razonable pensar que una parte del incremento de casos observado puede ser el simple resultado del crecimiento de poblaciones de carroñeros y su mayor oportunismo como consecuencia de la reducción trófica, de su menor difidencia frente al hombre y de los cambios en las prácticas ganaderas, aparte del esencial papel amplificador de los medios de comunicación, deseosos de noticias llamativas (MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). La opinión pública, sin embargo, ha caminado en sentido contrario y existe una comunión de pensamiento que incluye a numerosos administradores, ganaderos y ecologistas en el sentido de que el hambre derivada de la crisis a que nos referimos es la causa última del denominado "cambio comportamental". Dicho cambio incluiría otros rasgos aparentemente desconocidos hasta los últimos años como la dispersión de buitres leonados ibéricos en áreas centroeuropeas a la búsqueda de zonas con mayor disponibilidad de recursos (TERRASSE, 2006).

Figura 5. Probablemente la presencia aleatoria de bajas de ganado en el campo sea la forma más idonea de gestionar y conservar a las aves carroñeras evitando artificializar su manejo y los problemas derivados de una gestión intensiva de los cadáveres. Las bajas proporcionadas por la ganadería extensiva y los ungulados salvajes deberían regular la capacidad de carga del medio estableciendo densidades acordes a la calidad (natural) del hábitat. (Foto: Jordi Bas).

Figure 5. *The random presence of animal carcasses in the wild is probably the best way of conserving and managing avian scavenger populations. It also avoids the artificialisation of food supplies and the problems derived from the intensive control of animal carcasses. Carcasses originating from extensive animal husbandry and wild ungulates should regulate the carrying capacity of the environment and establish densities that conform to the (natural) quality of the habitat. (Photo: Jordi Bas).*

La alarma que desataron las disposiciones europeas y sus consecuencias en los ambientes conservacionistas fue notable y determinó la aparición de regulaciones europeas sucesivas (2003/322/CE 2005/830/CE) que en España han conducido a la publicación del Decreto 664/2007 que regula el uso de subproductos animales para la alimentación de aves necrófagas (véase GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). Pero, al menos por el momento, el retorno a la situación anterior a la crisis de la EEB parece aun muy lejano si no imposible. Aunque las disposiciones tienen como filosofía de fondo el garantizar la disponibilidad de alimento para las poblaciones de aves carroñeras la realidad es que sobre el terreno, a la hora de crear un muladar, las restricciones siguen siendo muy importantes y conducen a un nuevo escenario de disponibilidad de alimento que puede tener fuertes implicaciones ecológicas. Debido a que la gestión de estos comederos recae sobre las Administraciones se prima el minimizar esfuerzos humanos y económicos. Como consecuencia de ello, la distribución espacial del recurso se está haciendo extremadamente parcheada; donde antes existían numerosos pequeños muladares el alimento ahora se reparte de forma mucho menos heterogénea y se va concentrando en unos pocos puntos (ver arriba). En pocas palabras, la predecibilidad del recurso en el espacio y en el tiempo se hace casi absoluta y se modifica la calidad del hábitat de forma artificial. Este aspecto puede condicionar de modo fundamental la distribución espacial y social de las poblaciones de aves carroñeras al igual que ocurre con otros vertebrados (ROBB *et al.*, 2008) y afectar parámetros demográficos como la fecundidad (CARRETE *et al.*, 2006a,b).

En cualquier caso, el nuevo escenario dibujado por las prácticas ganaderas intensivas y subrayado por las normativas europeas ha supuesto un cambio drástico frente a aquel en el que han evolucionado estas especies: alimento repartido azarosamente en el espacio y en el tiempo que requiere la adopción de estrategias de búsqueda basadas en amplitud de movimientos y en procesos como la

Figura 6. La gestión poco ordenada de los comederos puede estar favoreciendo a especies dominantes con menor riesgo de extinción (como el buitre leonado) y por tanto menos prioritarias desde el punto de vista de la conservación. El manejo de los comederos debería basarse en información sólida que marque las directrices más adecuadas para que su gestión no sesgue su funcionalidad inclinando la eficacia de estas fuentes alternativas de alimento a incrementar las poblaciones de especies menos amenazadas en detrimento de las menos favorecidas y con mayor interés de conservación. (Foto: Antonio Atienza).

Figure 6. *The lack of any concerted control in the running of feeding stations is favouring dominant and less threatened species such as the griffon vulture (of less conservation concern). The management of feeding stations must be based on good information that avoids any bias in the functioning and efficiency of these alternative food resources towards the populations of less threatened species to the detriment of species of greater conservation interest. (Photo: Antonio Atienza).*

facilitación social y la existencia de centros de información (HOUSTON, 1974; BUCKLEY, 1996; JACKSON *et al.*, 2008). Las repercusiones de este escenario para individuos, poblaciones y comunidades de aves carroñeras son en buena parte desconocidas pero sin duda importantes. Como ya se vio más arriba con el caso del quebrantahuesos en el Pirineo, la dependencia de grandes cebaderos puede favorecer a nivel poblacional procesos demográficos contrapuestos cuyo equilibrio puede resultar muy difícil de valorar pero que sin duda compromete determinados procesos naturales como la dispersión natal y la probabilidad de colonización de nuevas áreas de cría. A un nivel de gremio, la concentración del alimento potencia la concurrencia de especies y la competencia por el recurso, que puede llegar a ser compartido si se producen procesos de segregación temporal, pero que también puede ser acaparado por la especie más numerosa y dominante (el buitre leonado) en detrimento de otras especies más amenazadas (DONÁZAR *et al.*, 2009). Por otro lado, la escasez de alimento esta llevando a procesos de diversificación de la dieta en el buitre leonado, lo que conlleva la progresiva utilización de recursos subóptimos como pequeñas carroñas (conejo silvestre, *Oryctolagus cuniculus*, carnívoros) y basura con lo que la competencia con pequeños carroñeros facultativos y más amenazados como el alimoche se incrementa (DONÁZAR *et al.*, en preparación).

4. LOS BUITRES EUROPEOS EN EL SIGLO XXI: VOLVIENDO A LA COEXISTENCIA

En los albores de un nuevo siglo, las comunidades de aves carroñeras europeas constituyen una de las pocas excepciones a la tendencia global regresiva de las aves necrófagas que ha llevado a la práctica extinción de algunas antaño florecientes poblaciones de buitres asiáticos (OAKS *et al.*, 2004; GREEN *et al.*, 2006) y africanos (THIOLLAY, 2007; NAIDOO *et al.*, 2009). No obstante, existen fuertes asimetrías entre el este y el oeste del continente. En la Europa oriental, las pequeñas y fragmentadas poblaciones han estado masivamente en regresión y su mayor factor de riesgo se asocia a la mortalidad no natural (SUSIC & PAVOKOVIC, 2003; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009). En la Europa más occidental, donde se aglutinan los mayores efectivos, las poblaciones tienden al alza y la gestión de recursos alimenticios es probablemente a día de hoy ya un factor limitante para algunas especies. No obstante siguen operando con mucha fuerza factores de mortalidad no natural. En las últimas décadas el veneno ha sido responsable de la muerte en España de cientos de grandes carroñeros (véase CANO *et al.*, 2006; MARGALIDA *et al.*, 2008; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008; 2009) Por otro lado, la expansión de la energía eólica está provocando un problema creciente de colisiones con aerogeneradores. Este factor es ya la principal causa de muerte para el buitre leonado en España (véase CAMIÑA, 2006; TELLERÍA, 2009) y se ha demostrado que su efecto demográfico es muy negativo para algunas poblaciones de alimoche ibéricos (COCN *et al.*, 2008; CARRETE *et al.*, en 2009).

A pesar de que las poblaciones de aves carroñeras son muchas veces transfronterizas no existen eficaces mecanismos de gestión supranacionales lo que limita mucho la operatividad de cualquier estrategia de conservación. A nivel de la Península Ibérica y sur de Francia, donde se concentran las mayores poblaciones de carroñeros, la compartimentalización es aún mayor y los Estados y Regiones tratan de responder a sus necesidades de manera poco coordinada. El resultado es que problemas globales que afectan a poblaciones de amplia distribución son abordados a escala local con evidentes pocas probabilidades de éxito. De este modo y centrándonos en la gestión de los recursos tróficos, aunque se puede establecer evaluaciones globales más o menos acertadas sobre la base de los requerimientos diarios individuales (véase CARDONA *et al.*, 2009) no existe información de calidad acerca de los patrones de explotación del medio (espaciales, temporales, sociales) en aves carroñeras. Los datos disponibles son casi anecdóticos y resultan virtualmente inexistentes para el buitre leonado, precisamente la especie más numerosa y que por ello y por su mayor tamaño es responsable de la eliminación de la mayor parte de los cadáveres.

La conservación de las carroñeras europeas está hoy en día sujeta a las contradicciones impuestas por una protección absoluta y una legislación sanitaria muy restrictiva que limita la disponibilidad de alimento. Las soluciones parecen que van llegando, aun con cuentagotas, y ya desde 2009 está en trámites una nueva propuesta de Reglamento de uso de subproductos animales no destinados a consumo humano (SANDACH). Su aplicación permitirá a los estados miembros y en el caso de España a las Comunidades Autónomas, poder acogerse a excepciones a la recogida de cadáveres y aplicar medidas reguladas de gestión de los SANDACH, permitiendo una mayor flexibilidad en el manejo de las carroñas destinadas a la alimentación de los buitres. Parece claro (véase más arriba) que

fomentar que las bajas de la ganadería extensiva permanezcan en el campo es la medida de gestión más armónica y eficiente para la conservación de estas especies. También parece claro que la creación de macro-muladares es una solución vistosa desde el punto de vista de la gestión pero que debe ser evaluada cuidadosamente desde el punto de vista de la conservación. Como se ha comentado más arriba, pueden existir efectos negativos asociados a el empaquetamiento poblacional y al descenso en la fecundidad por aparición de regulación denso-dependiente pero también pueden detectarse consecuencias más allá del nivel del gremio, con un incremento de la predación por carroñeros facultativos sobre poblaciones de aves del entorno (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009).

Por el mismo hecho de que representan una potente manipulación de la capacidad real del medio, la alimentación suplementaria es una herramienta que puede resultar muy útil para lograr objetivos concretos en la conservación de aves carroñeras. Suplementados con aportes libres de patógenos y tóxicos, los muladares pueden ser útiles para reducir la mortalidad y otros efectos negativos asociados a productos veterinarios y venenos (véase GILBERT *et al.*, 2008; ORO *et al.*, 2008) o para fomentar el asentamiento y expansión geográfica de una población. Resulta por ello de interés ahondar en la vía del "diseño" de muladares enfocados a la conservación de determinadas especies y poblaciones; se trataría en este caso de obtener máximos rendimientos en conservación manipulando aspectos tales como la ubicación del muladar así como la naturaleza y frecuencia de los aportes y el formato de los subproductos (ver CORTÉS-AVIZANDA, 2006; DONÁZAR *et al.*, 2009; MORENO-OPO *et al.*, 2009). Tales estrategias han comenzado a ser aplicadas con éxito a la conservación de poblaciones andaluzas de alimoche (BENÍTEZ *et al.*, 2009). Es necesario también revisar el papel que juega la alimentación suplementaria en los muchos proyectos de reintroducción que se encuentran en marcha en Europa y que se prevén en un futuro cercano (véase GENERO, 2009; AZMANIS *et al.*, 2009). En este sentido, tales proyectos deberían basarse en estrategias bien diseñadas que tengan en cuenta la disponibilidad trófica existente en la naturaleza y la necesidad real de crear puntos de alimentación para la fijación de las aves liberadas y las poblaciones que a partir de ellas se afiancen en el medio (véase ANDERSON & ANTHONY, 2005; PIPER, 2005).

Si bien las bajas de la ganadería extensiva y la facilitación de los cadáveres por parte de granjas que actúen como pequeños comederos suponen una alternativa deseable, no hay que olvidar que la ganadería en régimen extensivo se encuentra también en regresión en numerosas áreas de la península ibérica y Europa (BROUWER *et al.*, 1997; CABALLERO, 2007; BUNCE *et al.*, 2008) lo que tiene un doble efecto: por un lado y de modo directo, el descenso de la disponibilidad de alimento de alta calidad para las especies necrófagas (OLEA & MATEO-TOMÁS, 2009); por otro y de modo indirecto, los cambios en el modelado del paisaje que conducen a ambientes poco propicios a buitres y otras grandes rapaces que necesitan áreas abiertas para buscar alimento. Por ello y de forma paralela a la gestión y manejo del ganado doméstico, resulta necesario prever las consecuencias de estos cambios y fomentar las poblaciones de ungulados salvajes que pueden ir ocupando grandes espacios abandonados por el ganado y generar un número importante de carroñas de forma natural. Además, estas poblaciones de especies cinegéticas, son susceptibles de aprovechamientos cuyos restos son de gran valor para aves carroñeras (BLÁZQUEZ & SÁNCHEZ-ZAPATA, 2009) pero evidentemente, dichas actuaciones requieren que a la vez se solucione el problema acarreado por la toxicidad de plomos de caza que se ha demostrado extremadamente grave para muchas aves necrófagas (FISHER *et al.*, 2006; GANGOSO *et al.*, 2009; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2009). Así pues, en las sociedades europeas, cada vez más urbanas, es deseable la coexistencia de ganadería extensiva tradicional y de poblaciones de herbívoros salvajes que mantengan paisajes de alto valor ambiental y proporcionen recursos (en este caso carroñas) impredecibles que cumplirían una función en los ecosistemas hasta ahora desdeñada. Esta función no sólo implica a las aves carroñeras sino a las relaciones suelo-vegetación, a complejas comunidades de invertebrados (SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009) y a la supervivencia de grandes carnívoros como el lobo y el oso pardo *Ursus arctos* (HARTASÁNCHEZ *et al.*, 2006).

Por último, aliendo ya del ámbito ecológico resulta necesario evaluar los beneficios aportados por las aves carroñeras para sopesar el papel real que estas especies desempeñan en sus relaciones con nuestra especie, nuestras actividades productivas e incluso la salud humana al reducir el riesgo de trasmisión de enfermedades que puede incrementarse si las carroñas son consumidas por especies vectores de patógenos como perros y ratas (MARKANDYA *et al.*, 2008). Estos beneficios han sido desde luego bien conocidos por pastores y gana-

Figura 7. La observación de la naturaleza cada vez está teniendo un papel más relevante en las promociones de turismo de calidad y la dinamización de núcleos despoblados que mantienen unos espacios bien conservados y llenos de biodiversidad. Esta puede ser una alternativa económica interesante para la población local que puede compaginar y llegar a suplir el descenso en la actividad ganadera y el despoblamiento rural, ofreciendo un turismo de calidad muy competitivo con otras ofertas lúdicas más agresivas con el medio natural y que pueden entrar en decadencia.

Figure 7. *Wildlife observation is increasingly playing an important role in the promotion of sustainable tourism and in the dynamisation of uninhabited regions that have preserved their landscapes and biodiversity. This new activity may become an attractive economic option for local people and compensate for the decline in animal husbandry and increasing rural-urban drift; furthermore, this high-quality tourism will be able to compete with other less sustainable leisure activities that may eventually lose their appeal.*

deros que durante milenios han visto desaparecer las carroñas de sus explotaciones a coste cero, pero quizás es el momento de que sean cuantificados frente a la alternativa de la recogida industrial de cadáveres que aparece extremadamente onerosa desde el punto de vista económico y ambiental (ver arriba) y que no parece tener unas ventajas sanitarias mayores, sino precisamente todo lo contrario. Por otro lado, es necesario colocar en la balanza los ingresos derivados del ecoturismo, activo económico en crecimiento. Las áreas de nidificación de grandes carroñeras y los pequeños comederos son muy atractivas y generan importantes movimientos de personas e ingresos a un número cada vez mayor de empresas especializadas que apuestan por un turismo de calidad (BECKER *et al*., 2005).

Con todas estas piezas los gestores de fauna amenazada van a tener que armar un rompecabezas complejo en el que juegan el papel de las carroñas en los ecosistemas, la necesidad de eliminar los residuos ganaderos y la conservación de las especies, sin olvidar aspectos de salud humana que, como el tiempo ha demostrado pueden aparecer de forma casi explosiva y sobrepasar y dejar sin validez, si no existe información adecuada que lo evite, cualquier estrategia de conservación. Afortunadamente está demostrado que las aves carroñeras son capaces de convivir estrechamente con sociedades humanas tolerantes. En este complejo escenario debe encontrarse un lugar para que los europeos del siglo XXI contemplen especies y procesos que se imbrican en sus más antiguas raíces productivas y culturales.

5. AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos agradecer a Ainara Cortés-Avizanda, José Ramón Benítez y Diego García-Ferré los comentarios y sugerencias que realizaron a versiones previas de este manuscrito.

6. BIBLIOGRAFÍA

ANDERSON, M. & ANTHONY, A.
2005 The advantages and disadvantages of vulture restaurants versus simply leaving livestock (and game) carcasses in the veldt. *Vulture News* 53: 42-45.

AZMANIS, P.N., TSIAKIRIS, R. & ALIVIZATOS, H.
2009 Alimentación suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica. 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.352-373.

BECKER, N., INBAR, M., BAHAT, O., CHORESH, Y., BEN-NOON, G. & YAFFE, O.
2005 Estimating the economic value of viewing griffon vultures *Gyps fulvus*: a travel cost model study at Gamla Nature Reserve, Israel. *Oryx* 39: 429-434.

BENÍTEZ, J.R., CORTÉS-AVIZANDA, A., ÁVILA, E. & GARCÍA, R.
2009 Efectos de la creación de un muladar en la conservación de una población de alimoche *Neophron percnopterus* en Andalucía (Sur de España). 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. 276-291.

BIJLEVELD, M.
1974 *Birds of prey in Europe*. London: MacMillan Press Ltd.

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: 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. 402-451.

BLÁZQUEZ, J.M.
1977 Imagen y Mito. Estudios sobre religiones mediterráneas e iberas. Madrid.

BLÁZQUEZ, M. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.
2009 El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros. 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. 308-327.

BOSÉ, M. & SARRAZIN, F.
2007 Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon Vultures *Gyps fulvus*. *Ibis* 149: 490-501.

BOUMELLASSA, H.
2004 *Rapaces nécrophages: Concilier conservation de l'espece et minimisation des dispenses, vers un renforcement du lien Agriculture-Environment.* D.E.A. Economie de l'Environment et gestion des Resources Naturelles. Ecole Doctorale d'Economie et Mathématiques de Paris-Ouest- Université de Paris X – Nanterre.

BROUWER, F., BALDOCK, D., GODESCHALK, F. & BEAUFOY, G.
1997 Marginalisation of agricultural land in Europe. In: Laker, L. & Milne, J. (Eds.). *Livestock in European Rural Development.* Macaulay Land Use Research Institute. Aberdeen, Scotland, UK. Pp. 25-32.

BUCKLEY, N.J.
1996 Food finding and the influence of information, local enhancement, and communal roosting on foraging success of North American vultures. *Auk* 113:473–488.

BUNCE, G.H. PÉREZ-SONA, M. & SMITH, M.
2008 Assessment of the extent of agroforestry systems in Europe and their role within transhumance systems. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J. & Mosquera-Losada, M.R. (Eds.). *Agroforestry in Europe. Current Status and Future Prospects. Springer Netherlands.* Pp. 321-329.

CABALLERO, R.

2007 High Nature Value (HNV) Grazing Systems in Europe: A Link between Biodiversity and Farm Economics. *The Open Agriculture Journal* 1: 11-19.

CAMIÑA, A.

2006 *Las energías renovables y la conservación de aves carroñeras: el caso del buitre leonado en el norte de la Península Ibérica.* Congreso Técnico de Conservación de fauna y Flora Silvestres. Mallorca.

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: 7-13.

CAMIÑA A., A., ONRUBIA, A. & SENOSIAIN, A.

1995 Attacks on livestock by Eurasian *Griffon Gyps fulvus. Journal of Raptor Research* 29: 214.

CAMPIÓN, D.

2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Navarra. In: Donázar, J.A., Margalida, A. & Campión, D. (Eds.). *Buitres, muladares y legislación sanitaria: perspectivas de un conflicto y sus consecuencias desde la biología de la conservación.* Munibe 29 (Suplemento). Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia. Pp. 66-87.

CANO, C., AYERZA, P. & FERNÁNDEZ DE LA HOZ, J.

2006 *El veneno en España (1990-2005).* WWF/Adena. Madrid.

CARDONA, M., COLOMER, M.A., PÉREZ-JIMÉNEZ, M.J., SANUY, D. & MARGALIDA, A.

2009 Modeling ecosystems using P Systems: the Bearded vulture, a case study. *Lecture Notes in Computer Science* 5391: 137-156.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A. & MARGALIDA, A.

2006a Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications* 16: 1674-1682.

CARRETE, M., DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & BERTRAN, J.

2006b Linking ecology, behaviour and conservation: does habitat saturation changes mating system in bearded vultures? *Biology Letters* 2: 624-627.

CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BENÍTEZ, J.R., LOBÓN, M. & DONÁZAR. J.A.

2009 Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142: 2954-2961.

CONC, DONÁZAR, J.A., CARRETE, M., DE LA RIVA, M. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.

2008 Muertes de alimoches en parques eólicos del estrecho de Gibraltar. *Quercus* 273: 60-61.

CORTÉS-AVIZANDA, A.

2006 *Efectividad de los puntos de alimentación suplementaria para la conservación de las aves necrófagas: efectos del diseño del muladar, la disponibilidad del alimento y la competencia dentro del gremio.* Diploma de estudios Avanzados. Universidad Autónoma de Madrid.

CORTÉS-AVIZANDA, A., SERRANO, D., CARRETE, M. & DONÁZAR, J.A.

2009 Carcasses increase the probability of predation of ground-nesting birds: a caveat regarding the conservation value of vulture restaurants. *Animal Conservation* 12: 85-88.

CROSS, P.C., EDWARDS, W.H., SCURLOCK, B.M., MAICHAK, E.J. & ROGERSON, J.D.

2007 Effects of management and climate on elk brucellosis in the greater Yellowstone ecosystem. *Ecological Applications* 17: 957–964.

DONÁZAR, J.A.

1993 *Los buitres ibéricos. Biología y conservación.* J.M. Reyero Editor, Madrid.

DONÁZAR, J.A., CORTÉS-AVIZANDA, A. & CARRETE, M.

2009 El papel de la predecibilidad de los recursos tróficos en la estructura de los gremios de carroñeros. 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. 328-351.

DONÁZAR, J.A. & FERNÁNDEZ, C.

1990 Population trends of Griffon Vultures (*Gyps fulvus*) in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conservation* 53: 83-91.

DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D. (Eds.).

2009 *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.

DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A., CARRETE, M. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A.

2009 Too sanitary for vultures. *Science* 326: 664.

DONÁZAR, J.A., NAVESO, M.A., TELLA, J.L. & CAMPIÓN, D.

1996 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.

DONÁZAR, J.A., PALACIOS, C.J., GANGOSO, L., CEBALLOS, O., GONZÁLEZ, M.J. & HIRALDO, F.,

2002 Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary islands. *Biological Conservation* 107: 89-97.

FISHER, I., PAIN, D.J. & THOMAS, V.A.

2006 Review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 421–432.

FONTAINE *et al.*,

2007 The European Union's 2010 target: Putting rare species in focus. *Biological Conservation* 139: 167-185.

GANGOSO, L., ALVAREZ-LLORET, P. RODRÍGUEZ-NAVARRO, A., MATEO, R., HIRALDO, F. & DONÁZAR, J.A.

2009 Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources. *Environmental Pollution* 157: 569-574.

GARCÍA, D. & MARGALIDA, A.

2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de la población de aves carroñeras en Cataluña 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. 116-135.

GARCÍA DE FRANCISCO, J.M. & MORENO-OPO, R.

2009 La gestión de los cadáveres de animales domésticos: ¿Hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estretegias?. 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. 492-509.

GENERO, F.

2009 Estado actual y conservación de las aves carroñeras en Italia. 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. 178-199.

GILBERT, M., WATSON, R.T., AHMED, S., ASIM, M. & JOHNSON, J.A.

2007 Vulture restaurants and their role in reducing diclofenac exposure in Asian vultures. *Bird Conservation International* 17: 63-77.

GONZÁLEZ, L.M., MARGALIDA, A., SÁNCHEZ, R. & ORIA, J.

2006 Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle *(Aquila adalberti). Biological Conservation* 129: 477-486.

GONZÁLEZ, L.M. & MORENO-OPO, R.

2008 Impacto de la falta de alimento en aves necrófagas amenazadas. *Ambienta* 73: 48-55.

GREEN, R.E., TAGGART, M.A., DAS, D., PAIN, D.J., KUMAR, C.S., CUNNINGHAM, A.A. & CUTHBERT, R.

2006 Collapse of Asian vulture populations: risk of mortality from residues of the veterinary drug diclofenac in carcasses of treated cattle. *Journal of Applied Ecology* 43: 949-956.

HARTASÁNCHEZ, R., PANDO, D., PURROY, F.J. & MARAGÁN, J.R.

2006 Las carroñas de ganado extensivo, vitales para el oso pardo. *Quercus* 246: 8-15.

HEREDIA, R.

1991 Alimentación suplementaria. In: Heredia, R. & Heredia, B. (Eds.). *El quebrantahuesos* (Gypaetus barbatus) en los *Pirineos*. ICONA, Madrid. Pp. 101-108.

HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A.

2008 Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology* 17: 264-272.

HERNÁNDEZ, M. & MARGALIDA, A.

2009 Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) population in Spain: conservation measures. *European Journal of Wildlife Research* 55: 415-423.

HERNANDEZ, M. & MARGALIDA, A.

2009 Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) population. *Environmental Research* 109: 837-842.

HOUSTON, D. C.

1974 Food searching in griffon vultures. *East African Wildlife* 12: 63-77.

HOUSTON, D.C.

1987 Management techniques for vultures – feeding and releases. In: Hill, D.J. (Ed.). *Breeding and Management of birds of prey*. University of Bristol, Bristol. Pp. 15-29.

JACKSON, A. L., RUXTON, G. D. & HOUSTON, D. C.

2008 The effect of social facilitation on foraging success in vultures: a modelling study. *Biology Letters* 4: 311-313.

KRASINSKA, M. & KRASINSKI, Z.A.

2007 *European Bison. The Nature Monograph*. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences. Poland.

LANGREO, A.

2007 El sector porcino en España. In: *Agricultura familiar en España 2007*. Fundación de Estudios Rurales, UPA. Madrid. Pp. 228-232.

LEMUS, J.A. & BLANCO, G.

2009 Cellular and humoral immunodepression in vultures feeding upon medicated. *Proceedings Biological Sciences Royal Society London* (B) 276: 2307-2313.

MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D.

2009 Interacciones agresivas 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. 476-491.

MARGALIDA, A., DONÁZAR, J.A., BUSTAMANTE, J., HERNÁNDEZ, F. & ROMERO-PUJANTE, M.

2008 Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: conservation in relation to territory shrinkage. *Ibis* 150: 242-249.

MARGALIDA, A., HEREDIA, R., RAZIN, M. & HERNÁNDEZ, M.

2008 Sources of variation in mortality of the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.

MARKANDYA, A., TAYLOR, T., LONGO, A., MURTY, M.N., MURTY, S. & DHAVALA, K.

2008 Counting the cost of vulture decline-An appraisal of the human health and other benefits of vultures in India. *Ecological Economics* 67: 194-204.

MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., CRESPO, J., JIMÉNEZ, J., GÓMEZ, J.A. & ORO, D.

2008 Is the historical war against wildlife over in southern Europe? *Animal Conservation* 12: 204–208.

MORENO-OPO, R., GUZMÁN, J., MARTÍN, M., ARREDONDO, A., GUIL, F., SORIA, C. & HIGUERO, R.

2009 Factores que determinan la presencia del buitre negro *Aegypius monachus* en las carroñas. 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. 292-307.

MUNDY, P.J., BUTCHART, D., LEDGER, J. & PIPER, S.

1992 *The vultures of Africa*. Academy Press, San Diego. CA.

NAIDOO, V., WOLTER, K., CUTHBERT, R. & DUNCAN, N.

2009 Veterinary diclofenac threatens Africa's endangered vulture species. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 53: 205-208.

OAKS, J. L., GILBERT, M., VIRANI, M. Z., WATSON, R. T., METEYER, C. U., RIDEOUT, B. A., SHIVAPRASAD, H. L., AHMED, S., CHAUNDHRY, M. J. I., ARSHAD, M., MALMOOD, S., ALI, A. & KHAN, A. A.

2004 Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427: 630-633.

OLEA, P. & MATEO-TOMÁS, P.

2009 The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. *Biological Conservation* 142: 1844-1853.

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*: e4084.

PARRA, J. & TELLERÍA, J. L.

2004 The increase in the Spanish population of Griffon Vulture *Gyps fulvus* during 1989-1999: effects of food and nest site availability. *Bird Conservation International* 14: 33-41.

PIPER, S.E.

2005 Supplementary feeding programs: how necessary are for the maintenance of numerous and healthy vulture populations. In: Houston, D.C. & Piper, S.C (Eds.). *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations*. Natural History Museum of Crete/WWF Greece, Thessaloniki. Pp. 41-50.

ROBB, G.N., MCDONALD, R.A., CHAMBERLAIN, D.E. & BEARHOP, S.

2008 Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 476-484.

SELVA, N. & CORTÉS-AVIZANDA, A.

2009 Efectos de carroñas y muladares sobre comunidades del entorno 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. 452-473.

SERMONTI, G. & CARRETTO, G.E.

1992 Reproduction biology in a neolithic site. Astral symbols at Catal Huyuk. *Rivista di Biologia-Biology Forum* 85: 391-404.

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*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pp 279-304.

SUSIC, G. & PAVOKOVIC, G.

2003 Poisoning and unexplained high Griffon Vulture *Gyps fulvus* mortality in Croatia. *Vulture News* 48: 58-59.

TAYLOR, V.J. & DUNSTONE, N.

1996 *The exploitation of mammal populations*. Chapman & Hall, London.

TELLA, J.L.

2001 Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered bird of Prey. *Nature* 410: 408.

TELLERÍA, J.L.

2009 Overlap between wind power plants and Griffon Vultures *Gyps fulvus* in Spain. *Bird Study* 56: 268-271.

TERRASSE, M.

2006 Evolution des déplacements du Vautour fauve *Gyps fulvus* en France et en Europe. *Ornithos* 13: 273-299.

THIOLLAY, J.M.

2007 Raptor declines in West Africa: comparisons between protected, buffer and cultivated areas. *Oryx* 41: 322-329.

VLACHOS, C. G, PAPAGEORGIOU, N. & BAKALOUDIS, D.E.

1998 Effects of the feeding station establishment of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* in Dadia Forest, North East Greece. In: Chancellor, R.D., Meyburg, B.-U. & Ferrero, J.J. (Eds.). *Holartic birds of prey. Proceedings of an international conference*. Adenex-WWCBP, Badajoz. Pp. 197-207.

VLACHOS, C. G., BAKALOUDIS, D.E. & HOLLOWAY, G.J.

1999 Population trends of Black Vulture *Aegypius monachus* in Dadia Forest, North-East Greece following the establishment of a feeding station. *Bird Conservation International* 9: 113-118.

WOLK, E. & KRASINSKA, M.

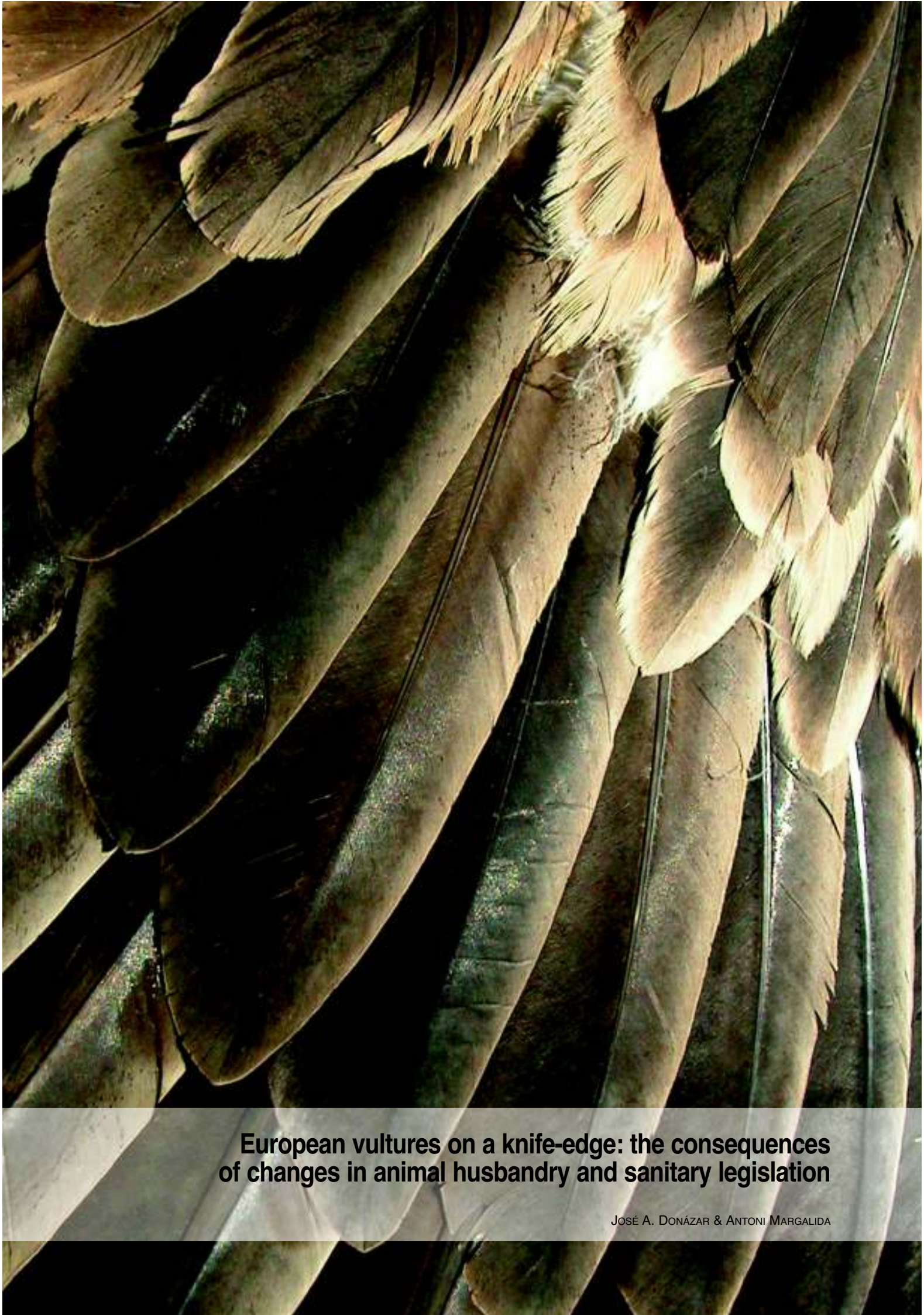
2004 Has the condition of European bison deteriorated over last twenty years? *Acta Theriologica* 49: 405-418.

WOUTERSEN, K., GARCIA, D., MORENO, F. & GRASA, H.

2009 Estatus, distribución y parámetros reproductores de las poblaciones de aves carroñeras en Aragón. 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. 88-115.

XIROUCHAKIS, S.M. & TSIAKIRIS, R.

2009 Situación y tendencias poblacionales de los buitres en Grecia. 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. 160-177.



European vultures on a knife-edge: the consequences of changes in animal husbandry and sanitary legislation

José A. Donázar & Antoni Margalida

1. INTRODUCTION: AN OLD ENTENTE

On an increasingly populated planet, where fewer and fewer semi-virgin places remain that can still guarantee the viability of animal populations, the coexistence of humans and large vertebrate fauna is becoming progressively more complex. Today's continual destruction and fragmentation of habitats can be added to the historical direct persecution of many animals, either to obtain much-needed protein – above all in the case of large ungulates – or to eliminate competitor species that preyed on domestic animals. These pressures have ensured that the populations of the most sensitive species have been decimated and in many cases pushed over the brink into extinction (TAYLOR & DUNSTONE, 1996). Nevertheless, the effects of human intervention are not straightforward and, for example, in Europe, despite its high density ancient human population, the vast majority of post-glacial megafaunal species have survived the gradual invasion of their natural habitats. Thus, notwithstanding reduced areas of distribution, small overall numbers and the existence of numerous other recurrent problems, many populations of certain flagship species have survived right up to the present day (FONTAINE *et al.*, 2007).

Within this context some groups of species have historically been favoured, since their habits and customs have allowed them to blend in with the human economies that changed so little for so many centuries. Avian scavengers have historically always been abundant throughout the Mediterranean Basin and humans have always been tolerant of them as allies and have never regarded them as threats to their hunting and farming (DONÁZAR *et al.*, 1996). This mutualism probably goes back to the first domestication of wild ungulates and is also likely to be linked to the burial rites practiced by many of the peoples of the Mediterranean Basin (BLÁZQUEZ, 1977; SERMONTI & CARRETTO, 1992). This understanding lasted until the modern era, when the invention of firearms and the popularisation of hunting and the scientific collection of specimens signalled the beginning of an era of persecution of the continent's vultures and all birds of prey (MARTÍNEZ-ABRAÍN *et al.*, 2009). Furthermore, in the fight against the carnivores – above all, the wolf (*Canis lupus*) – that preyed on cattle, the indiscriminate use of poison bait became commonplace and this non-selective practice soon contributed to the rapid decline in many raptors species and, in particular, in scavengers (BIJLEVELD, 1974).

Consequently, in the period between the nineteenth to the mid-twentieth centuries avian scavenger numbers plummeted and many species disappeared altogether from some regions of Europe (BIJLEVELD, 1974; DONÁZAR, 1993). In the second half of the twentieth century this tendency was reversed and the raptor populations that had probably reached their nadir in terms of viability began to slowly recover. Nevertheless, recovery patterns have been uneven (see reviews in DONÁZAR *et al.*, 2009) and, for example, the increase in griffon vulture *Gyps fulvus* populations in Western Europe (Iberian Peninsular and southern France) has been truly spectacular. In these regions, populations of cinereous *Aegypius monachus* and bearded *Gypaetus barbatus* vultures have also improved, although those of Egyptian vulture *Neophron percnopterus* and red kite *Milvus milvus* are still endangered after deep declines (MADROÑO *et al.*, 2004). In the Italian and Balkan Peninsulas, on the other hand, negative tendencies in the population of all scavenger species have continued right up to the present day, with only the reintroduction and reinforcement programmes of griffon and cinereous vultures timidly reversing this negative trend.

2. HAVE SUPPLEMENTARY FEEDING STATIONS CONTRIBUTED TO THE CONSERVATION AND RECOVERY OF AVIAN SCAVENGER POPULATIONS?

The factors that have contributed to the recovery of many European populations of avian scavengers are multiple, although undoubtedly two of the most important are the fall in non-natural mortality as a result of the ending of legal persecution in the 1960s and 1970s and the banning of the use of poison. During this period, scavenger species thrived thanks to a food supply in many parts of Spain and Europe that more than satisfied their requirements. These circumstances would have contributed decisively in halting the decline in numbers and aided the reversal of negative population trends (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1990; PARRA & TELLERÍA, 2004).

The conservationist movement that pressed for the legal protection of vultures and other birds of prey also promoted the idea of creating vulture feeding stations. The idea existed in many areas that the observed decline in vulture numbers was due above all to a lack of food caused by the progressive transformation of traditional systems of animal husbandry. Thus, in 1969 the first feeding points were set up in the Western Pyrenees (see

BIJLEVELD, 1974). The press coverage was enormous and the philosophy behind the idea permeated so far into scientific and social thinking that it is still present to this day, despite the convincing evidence to the contrary that in many cases there was (and is) no lack of food for scavengers (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1990). This way of thinking is so pervasive that even today conservation and recovery programmes (and also reintroductions) throughout the world designed to favour avian scavengers see supplementary feeding sites as a necessity (see, amongst others, HOUSTON, 1987; MUNDY *et al.*, 1992; GILBERT *et al.*, 2007). In the Mediterranean Basin almost all recent plans for bolstering avian scavenger populations include supplementary feeding as an important element (HEREDIA, 1991; DONÁZAR *et al.*, 2002; SESÉ *et al.*, 2005; BOSÉ & SARRAZIN, 2007; AZMANIS *et al.*, 2009; BENÍTEZ *et al.*, 2009).

The economic expenditure involved in this type of conservation measure is anything but insignificant: if current legislation is complied with, the creation of a new feeding station costs between 30,000 and 50,000 €, to which should be added the site's running and maintenance costs of around 20,000 € a year; thus, as of 2008, over 1 million euros had been spent in Aragón on feeding stations by public bodies (autonomous governments of Fuerteventura, Navarre, Aragón and Andalusia, unpublished data).

A poll of the conservation managers and researchers involved in the protection of avian scavengers would probably answer 'yes' by a massive majority to the above question. Who has not marvelled at a feeding station at the sight of large groups of birds that are otherwise hard to see in the surrounding area? The numbers of birds and species involved are often spectacular: up to 1,000 griffon vultures at a time flock to some of the feeding stations in northern Spain (A. CORTÉS-AVIZANDA, unpublished) and in the Pyrenees up to 80 immature bearded vultures can be seen simultaneously at feeding stations (more than 30% of the total population, SESÉ *et al.*, 2005), while on Fuerteventura (Canary Islands) up to 60% of the island's Egyptian vultures may visit the island's only feeding station on the same day (DONÁZAR *et al.*, 2002 and unpublished data). The establishment of vulture feeding stations is inextricably linked to the well-established tradition in conservation of feeding wild animals, which holds that such activities can only be beneficial. Undoubtedly, in the short-term positive results in terms of breeding success and survival rates can be achieved through the use of supplementary feeding in certain species of threatened vertebrates (GONZÁLEZ *et al.*, 2006), which, nevertheless, may lead to population sizes and densities that are much greater than the true carrying capacity of the environment in question (KRASINSKA & KRASINSKI, 2007). As well, the negative effects unleashed at other levels may also be highly significant. For instance, feeding stations may lead to 'artificial selection': individuals that would otherwise have been subject to natural selection survive (BLANCO *et al.*, 2007), thereby altering some of the essential ecological aspects of bird populations such as demographic parameters and social structures (ROOB *et al.*, 2008). When the existence of supplementary feeding points also implies the gathering of a large number of birds at these so-called 'restaurants', the probability of pathogen and disease transmission increases sharply (WOLK & KRASINSKA, 2004; CROSS *et al.*, 2007; ROBB *et al.*, 2008; BLANCO *et al.*, 2009).

Although both sides of the argument in the case of avian scavengers and the use of supplementary feeding stations have been recognised (ANDERSON & ANTHONY, 2005; PIPER, 2006), no real serious evaluation has ever been attempted at anything other than local scale, the results of which are hard to extrapolate on to a larger scale. Some studies have noted that the creation of feeding stations has led to localised increases in the size of certain scavenger populations in Europe (DONÁZAR *et al.*, 2002; AZMANIS *et al.*, 2009). Nevertheless, these appreciations are often very circumstantial and in essence only highlight other concurrent and highly effective conservation methods that end or reduce non-natural mortality, as occurred so perceptibly in the case of the griffon vulture in northern Spain from the 1970s onwards (DONÁZAR & FERNÁNDEZ, 1991; see above).

The most detailed evaluation to date of the effectiveness of supplementary feeding is probably the study carried out on the bearded vulture population in northern Spain (see CARRETE *et al.*, 2006a,b). In this case, it has been shown that feeding stations designed for this species have managed to stabilise pre-adult survival rates in an environment in which indirect persecution by poison was gradually pushing up mortality rates in breeding birds. Despite reducing productivity as a result of density-dependence processes, the provision of supplementary food has managed to 'buy years' for the viability of the Pyrenean population of the bearded vulture, although long-term demogra-

phic models indicate that this technique will not be able to halt the population decline that will probably occur over the coming years if adult mortality rates continue as high as it has been recently (ORO *et al.*, 2008). Furthermore, it has been shown that bearded vulture feeding stations have led to a clustering of the Pyrenean population of the species, which has reduced its dispersal ability, probably because of the strength of the effects of conspecific attraction. These phenomena threaten this species' dispersion beyond the Pyrenees and thus negatively affect the viability of its populations (MARGALIDA *et al.*, 2008).

Aside from these quantitative aspects, a very important question mark hangs over the quality of the food supplied. Most of the feeding stations that have been set up and many of those that are still operating depend on animal carcasses from intensive stock farms (above all, pig and chicken farms) whose carcasses contain significant numbers of pathogens, as well as – in the case of pigs – high concentrations of antibiotics and other veterinary-prescribed anti-parasites and anti-inflammatories (BLANCO *et al.*, 2007; 2009). The consequences for the avian scavengers who exploit this type of trophic resource is direct intoxication and the acquisition of pathogens which, hand-in-hand with the subsequent immunosupression and the alteration of their intestinal flora by ingested antibiotics, can reduce hosts' resistance to pathogens and lead eventually to death (LEMUS *et al.*, 2008; 2009; BLANCO *et al.*, in press).

3. THE FOOD CRISIS OF THE 1990s

The bounty enjoyed by avian scavengers during the final decades of the twentieth century was inextricably linked to the widespread availability in the wild of food originating from farmers' generalised disregard for the law. Since the 1950s farmers were theoretically obliged to destroy their dead animals, but usually failed to do so. Furthermore, in Spain the owners of many intensive pig and – to a lesser extent – chicken farms merely threw out their dead animals somewhere near their farms. This fact and the boom in meat production – a 50% increase in pig farms since 1986 (LANGREO, 2007) – undoubtedly led to the spectacular growth in the griffon vulture populations in many areas of Spain. But then, after many years of systematic neglect of the law, the situation changed radically in a very short space of time. The detonator of the new food crisis was the outbreak of the so-called 'mad-cow' disease; the detection in humans of variant (vCJD) or new variant (nvCJD) Creutzfeldt-Jakob disease, acquired from cattle infected by bovine spongiform encephalopathy (BSE), led to the passing of sanitary legislation (Regulation CE 1774/2002) that greatly restricted the use of animal by-products not intended for human consumption. Henceforth, all carcasses of domestic animals had to be collected from farms and transformed or destroyed in authorised plants; as a result many feeding stations associated with stock farms closed down almost overnight. In Spain, it has been estimated that 80% of all sheep and goat and 100% of all cow carcasses came to be disposed of as per the new law (GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). It is thought that between 2005 and 2008 in Navarre and Aragon in northern Spain, 80% of all existing feeding stations were forced close; furthermore, the food to be provided by the feeding stations legalised from 2007 onwards will only cover a third of the requirements of some griffon vulture populations (WOUTERSEN *et al.*, 2009).

It is patent that the restrictions imposed by this European legislation, which deprive bird populations of the resources they need to be viable, flagrantly contradict member states' obligations to conserve these threatened species (TELLA, 2001; DONÁZAR *et al.,* 2009a). The economic question is also very significant, as businesses have had to invest in the collection of the animal carcasses that were once destined to be consumed by vultures and other scavengers in the wild. In Navarre the cost of collecting a carcass has been estimated at around 20 € per animal (D. CAMPIÓN pers. comm.) and a similar figure has been estimated in France (BOUMELLASA, 2004). Additionally, the industrial transformation of carcasses costs between 66 and 96 € per tonne (burning and recycling of animal remains). Further environmental costs – still to be evaluated, but of considerable importance – include the energetic costs of these activities, for example, in the form of the emission of greenhouse gases.

Full knowledge of the ecological consequences of the sudden disappearance of a large part of the trophic resources available to avian scavengers is still lacking, although there is some evidence to suggest that the effects are serious. In many regions of northern Spain growth in vulture populations has levelled off and has been followed by an at times very marked decline in breeding rates (see CAMPIÓN, 2009; WOUTERSEN *et al.*, 2009). In addition, there has been an important increase in the number of griffon vultures brought to recuperation centres, many of which are undernourished (see GONZÁLEZ & MORENO-OPO, 2008; GARCÍA & MARGALIDA, 2009). Obviously, the

causes of these phenomena are diverse, although it would seem that the availability of trophic resources plays a relevant part. No similar phenomena have been observed in other Iberian vulture species and it is licit to postulate that in the short term the griffon vulture was the most hit of all scavenger species by this sudden change in the availability of their main food supply. Nor do the effects seem to be the same throughout the Iberian Peninsular, a fact that can perhaps be explained by this species' dependence in some areas on feeding stations supplied by carcasses originating from intensive animal husbandry. As such, in Andalusia, where the griffon vulture and other species feed almost entirely on animals originating from extensive exploitations, griffon vulture populations are still increasing and breeding success rates remain almost the same as always (J.R. BENÍTEZ, M. BARCELL & O. DEL JUNCO, pers. comm.).

As the collection of dead cattle began to become more widespread during the last decade, the number of cases or reports of vultures (mostly griffon vultures) attacking and killing cattle increased exponentially. It is well known that this and other vulture species will kill and eat weakened or defenceless animals (DONÁZAR, 1993; CAMIÑA *et al.*, 1995). Likewise, it is not unreasonable to think that the increase in the observed cases of vultures attacking live animals is due as much as anything to a simple increase in vulture numbers. Leaving aside the exaggerations perpetrated by the press in its search for headlines, increased opportunism as a result of a diminution in their food supply, greater audacity and changes in farming practices have probably also played their part in this phenomenon (MARGALIDA & CAMPIÓN, 2009). Public opinion, nevertheless, sees things another way and there is a certain agreement between the administration, cattle farmers and ecologists to the extent that the lack of food deriving from the crisis described above is the essential cause of the so-called 'change in behaviour' reported by the press, which includes other types of behaviour, unknown until very recently, such as the dispersion of Iberian griffon vultures into central Europe in search of areas with greater food resources (TERRASSE, 2006).

As a result, the alarm in conservationist circles at European dispositions and their effects was notable and determined the appearance of a number of European regulations (2003/322/CE 2005/830/CE) that in Spain were published as Royal Decree 664/2007 regulating the use of animal by-products as food for necrophagous birds (see GARCÍA & MORENO-OPO, 2009). Nevertheless, for the time being it is unlikely – if not actually impossible – that we will ever return to the situation before the advent of the mad-cow crisis. Although the aim behind these European dispositions is to guarantee food supplies for avian scavengers, in practice the restrictions placed on the creation of feeding stations are still severe and are triggering a new situation that may have serious ecological consequences. Given that the responsibility for the running of these feeding stations falls on public bodies, the emphasis is now on reducing economic costs and the human resources involved. Thus, the spatial distribution of feeding stations has become very patchy and, where there were once numerous small feeding sites, nowadays food is distributed much less heterogeneously and is concentrated in just a few places (see above). In other words, the predictability of the appearance of this food resource in space and time has become almost total and has artificially modified habitat quality, which in turn may fundamentally alter the spatial and social distribution of scavengers – as has occurred in other vertebrate species (ROBB *et al.*, 2008) – and affect demographic parameters such as breeding success (CARRETE *et al.*, 2006a,b).

In any case, the new scenario created by the techniques of intensive animal husbandry and reinforced by European regulations has led to a drastic change in the context – food only available randomly in space and time, and located by searching strategies based on long-distant movements and processes such as social facilitation and information sharing – in which vultures have evolved (HOUSTON, 1974; BUCKLEY, 1996; JACKSON *et al.*, 2008). The repercussions of this scenario on individuals, populations and communities of avian scavengers are as yet largely unknown, but are undoubtedly significant. As commented above in the case of the bearded vulture in the Pyrenees, the dependence on large feeding stations may favour at population level conflicting demographic processes whose outcome is very difficult to evaluate; it is clear, however, that certain natural processes such as post-breeding dispersion and the probability of colonising new breeding areas have been negatively affected by this dependence. At guild level, the concentration of food supplies in one place favours the concentration of species and the competition for resources, which may be efficiently shared if segregation occurs over time, but may just as well be monopolised by the most numerous and dominant species (the griffon vulture) to the detriment of other threatened species (DONÁZAR *et al.*, 2009).

Furthermore, the shortage of food is leading to greater diversification in the diet of the griffon vulture and its progressive use of sub-optimal resources such as the carcasses of small animals (rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, and carnivores) and rubbish tips, where competition with smaller and more threatened facultative scavengers such as the Egyptian vulture is increasing (DONÁZAR *et al.*, in preparation).

4. EUROPEAN VULTURES IN THE TWENTY-FIRST CENTURY: A RETURN TO COEXISTENCE

At the beginning of this new century, the communities of avian scavengers in Europe constituted one of the few exceptions to the global tendency towards decline in necrophagous birds, which has brought about the practical extinction, for example, of some once flourishing populations of Asian (OAKS *et al.*, 2004; GREEN *et al.*, 2006) and African (THIOLLAY, 2007; NAIDOO *et al.*, 2009) vultures. Nevertheless, there is a clear asymmetry between Western and Eastern Europe. In the east the small fragmented populations are declining fast and the greatest threat to their survival is non-natural mortality (SUSIC & POVOKOVIC, 2003; XIROUCHAKIS & TSIAKIRIS, 2009). In the west, where most European vultures are found, populations are growing and the management of trophic resources is probably today a limiting factor for some species. Nevertheless, non-natural mortality still has a severe impact on these populations and in recent decades in Spain poison has killed hundreds of avian scavengers (see CANO *et al.*, 2006; MARGALIDA *et al.*, 2008; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2008; 2009). In addition, the expansion of the number of wind farms is leading to an increasing number of collisions with turbine blades and this is now the main cause of death in griffon vultures in Spain (see CAMIÑA, 2006; TELLERIA, 2009). The negative effects of these non-natural deaths on the demography of some Egyptian vulture populations has been clearly demonstrated (COCN *et al.*, 2008; CARRETE *et al.,* 2009).

Despite the fact that avian scavengers cross frontiers at will, no efficient supra-national management strategies exist, which inevitably limits the effectiveness of any conservation strategy. In the Iberian Peninsula and France, where the largest populations of these scavengers fly, this compartmentalisation is even more marked and individual states and regions attempt in an uncoordinated fashion to protect their own vulture populations. Consequently, the global problems affecting these wide-ranging species are tackled only at local level, with few possibilities of success. In terms of the management of trophic resources, although more or less accurate evaluations can be established on a global scale regarding the daily individual needs of a vulture (see CARDONA *et al.*, 2009), no good information exists regarding the way in which avian scavengers exploit their environment on spatial, temporal and social levels. Much of the data that exist are highly anecdotal and all but inexistent in the case of the griffon vulture, which is precisely the most numerous of these species and is as a result – and also due to its size – responsible for the elimination of the greatest number carcasses.

The conservation of European scavengers is today subject to the contradictions imposed by, on the one hand, strict protection and, on the other, highly restrictive health rules that limit food availability. However, it seems that solutions are being found, albeit slowly, and since 2009 a new proposal for a revised regulation of the use of animal by-products not intended for human consumption (SANDACH) is awaiting approval. The application of this new proposal will allow member states and, in the case of Spain, each individual autonomous region, to permit exceptions to the regulations regarding the collection of animal carcasses and to enjoy better control over the disposal of animal by-products, thereby allowing a greater flexibility in the provision of carrion as a trophic resource for vultures. It seems clear (see above) that encouraging the leaving of fallen stock in situ is the most harmonious and efficient management method for the conservation of these scavenger species. Likewise, it is obvious that the creation of large feeding stations is an attractive solution from a management perspective, but must also be carefully evaluated in terms of its conservation effectiveness. As has been commented above, the clustering of a population and a fall in fertility as a result of the appearance of density-dependent regulation may have a negative impact on a population; however, the consequences will extend beyond the members of a scavenger guild since facultative scavengers will predate on bird populations in the immediate surroundings of feeding stations (CORTÉS-AVIZANDA *et al.*, 2009). Yet, given its capacity to seriously manipulate the true capacity of the environment, supplementary feeding is a tool that may in fact be very valuable in accomplishing specific objectives in the conservation of avian scavengers. Supplied with food free of pathogens and toxins, feeding stations may be useful for reducing mortality rates and other nega-

tive consequences associated with veterinary-prescribed drugs and poisons (see GILBERT *et al.*, 2008; ORO *et al.*, 2008) and for fomenting the settlement and geographical expansion of a species. We should thus continue to refine the 'design' of feeding stations aimed at conserving specific species and populations and generate the maximum conservation benefits by analysing the location of feeding stations, the type and frequency of the food supplied and the format of the animal sub-products supplied (see CORTÉS-AVIZANDA, 2006; DONÁZAR *et al.*, 2009; MORENO-OPO *et al.*, 2009). These strategies have begun to be applied successfully in the conservation of Egyptian vulture populations in Andalusia (BENÍTEZ *et al.*, 2009). We must also revise the role that supplementary feeding plays in the many reintroduction projects that are currently underway in Europe or that are planned for the near future (see GENERO, 2009; AZMANIS *et al.*, 2009). These projects should be based on well-designed strategies that take into account the existing availability of trophic resources and evaluate the need to create a network of feeding sites to establish liberated birds and the populations that henceforth will establish themselves in the wild (see ANDERSON & ANTHONY, 2005; PIPER, 2005).

Both the fallen stock in the wild originating from extensive farming and the provision of carcasses from farms represent small-scale feeding sites that are ideal for avian scavengers. Nevertheless, we must not lose sight of the fact that extensive cattle farming is in serious decline in many areas of the Iberian Peninsula and Europe (BROUWER *et al.*, 1997; CABALLERO, 2007; BUNCE *et al.*, 2008). This process has had a direct effect on vultures in terms of the amount of good-quality food available for necrophagous species (OLEA & MATEO-TOMÁS, 2009); additionally, changes in the way our landscapes are fashioned have an indirect consequence on vultures, given that these and other large raptors need sizeable open areas in which to search for food. The effects of these changes must be taken into account in both the management and exploitation of domestic cattle and in any attempt to encourage populations of wild ungulates, which may be able to occupy the spaces left by the absent cattle and generate naturally a significant amount of carrion. As well, the remains of these wild ungulates left by hunters are potentially of great value to avian scavengers (BLÁZQUEZ & SÁNCHEZ-ZAPATA, 2009), although a promotion of this strategy as a food resource will first require a solution to the problem of lead-shot poisoning that harms many avian scavengers (FISHER *et al.*, 2006; GANGOSO *et al.*, 2009; HERNÁNDEZ & MARGALIDA, 2009). In today's increasingly urban European society the co-existence of extensive cattle farms and populations of wild herbivores that help maintain landscapes of high environmental value is desirable; as well, these animals provide unpredictable resources (in this case, carrion) that fulfil a role in ecosystems and whose importance has to date been somewhat underestimated. This function does not only affect avian scavengers, but also influences the relationship between soils and vegetation, the nature of complex invertebrate communities (SELVA & CORTÉS-AVIZANDA, 2009) and the lives of large carnivores such as the wolf and European brown bear *Ursus arctos* (HARTASÁNCHEZ *et al.*, 2006).

Going beyond ecology, we must evaluate the overall benefits of the existence of avian scavengers if we are to calculate the real effects these species have on our lives, on our productive activities and even on our health, for vultures reduce the risk of the spread of diseases that might be transmitted if carcasses are consumed by pathogen vectors such as dogs and rats (MARKANDYA *et al.*, 2008). Naturally, these benefits have long been known to shepherds and farmers, who for centuries have seen how the carcasses of their animals are cleaned up for nothing — perhaps it is time to calculate the true benefits of this age-old system and compare them to the alternative, the industrial collection of carcasses, which would seem to be economically and environmentally very expensive (see above) and to have no obvious health advantages (but many disadvantages). As well, we must include in the equation the income derived from flourishing ecotourism, an activity that is very much on the increase. The breeding areas of large avian scavengers and small-scale feeding stations are very attractive to visitors and are an important source of income for a growing number of specialised businesses who are opting for sustainable, high-quality tourism (BECKER *et al.*, 2005).

The conservation managers empowered with the conservation of our threatened fauna are confronted by a tough puzzle whose pieces include the role of scavengers in our ecosystems, the need to eliminate animal carcasses and the demands of species conservation. Nevertheless, we must not be blind to human health-related questions, which, as we have seen, may suddenly burst on the scene and overwhelm and invalidate current conservation strategies, above all if no good-quality information is available in response. Fortunately, it is now obvious that avian scavengers can live in close har-

mony with tolerant human societies and we must find a way to resolve this complex puzzle so that future European generations are able to contemplate the species and processes that are so inherently part of our productive and cultural traditions.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Ainara Cortés-Avizanda, José Ramón Benítez and Diego García-Ferré for the comments and suggestion they made on previous versions of this text.

foto/photo: Jordi Bas

Rubén MORENO-OPO, José GUZMÁN, Manuel MARTÍN, Ángel ARREDONDO, Francisco GUIL, Carlos SORIA & Rafael HIGUERO. "Factores que determinan la presencia del buitre negro/*Aegypius monachus en las carroñas/ Factors that determine the presence of the cinereous vulture Aegypius monachus at carcasses".*

Miguel BLÁZQUEZ-ÁLVAREZ & José Antonio SÁNCHEZ-ZAPATA. "El papel de los ungulados silvestres como recurso para la comunidad de vertebrados carroñeros/ *The role of wild ungulates as a resource for the community of vertebrate scavengers".*

José Antonio DONÁZAR, Ainara CORTÉS-AVIZANDA & Martina CARRETE. "El papel de la predecibilidad de los recursos tróficos en la estructura de los gremios de carroñeros/ *The role of trophic resource predictability in the structure of scavenger guilds".*

Panayiotis N. AZMANIS, Rigas TSIAKIRIS & Haralambos ALIVIZATOS. "Alimentación suplementaria para buitres en Grecia, Chipre y la Península Balcánica/ *Supplementary feeding for Vultures in Greece, Cyprus and Balkan Peninsula".*

Jesús Ángel LEMUS & Guillermo BLANCO. "Riesgos sanitarios de la gestión de cadáveres de ganado: enfermedades transmitidas y emergentes en las aves carroñeras/ *Sanitary risks in the management of cattle carcasses: transmitted and emergent diseases in avian scavengers".*

Guillermo BLANCO, Jesús Á. LEMUS, Bernardo ARROYO, Félix MARTÍNEZ & Marino GARCÍA-MONTIJANO. "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/*The dilemma of extensive livestock and the myth of muladares: the implications of pharmaceutical contamination and its impact on the health of avian scavengers".*

Nuria SELVA & Ainara CORTÉS-AVIZANDA. "Efectos de carroñas y muladares sobre comunidades y ecosistemas/ *The effects of carcasses and carrion dumps sites on communities and ecosystems".*

Antoni MARGALIDA & David CAMPIÓN. "Interacciones agresivas entre buitres leonados *Gyps fulvus* y ganado: aspectos ecológicos y económicos de un conflicto emergente/*Aggressive interactions between the Eurasian griffon vultures Gyps fulvus and livestock: ecological and economic aspects of an emerging conflict".*

José María GARCÍA de FRANCISCO & Rubén MORENO-OPO. "La gestión de los cadáveres de animales domésticos: ¿hay flexibilidad suficiente para abordar nuevas estrategias?/ *The cattle carcasses management today: is there enough flexibility to deal new conservation strategies?".*

Panayiotis N. AZMANIS. "Normativa sobre las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles (EETs) y gestión de los comederos para aves de presa: un estudio comparativo entre Europa Occidental (Península Ibérica y Francia) y la Península Balcánica/ *Regulations of Transmissible Spongiform Encephalopathies (TSEs) and management of feeding sites for birds of prey: A comparative approach between Western Europe (Iberian Peninsula and France) and the Balkan Peninsula".*

José Antonio DONÁZAR & Antoni MARGALIDA. "Los buitres europeos en el filo de la navaja: consecuencias de los cambios en las prácticas ganaderas y en la legislación sanitaria/ *European vultures on a knife-edge: the consequences of changes in animal husbandry and sanitary legislation".*

ARANZADI
zientzia elkartea . sociedad de ciencias
society of sciences . société de sciences

ORGANIZAN O COLABORAN

Estación Biológica Doñana CSIC

Generalitat de Catalunya
Departament de Medi Ambient i Habitatge

Ribagorza Rodánica

Gipuzkoako Foru Aldundia
Diputación Foral de Gipuzkoa
Landa Ingurunetan Garapenerako Departamentua
Departamento para el Desarrollo del Medio Rural

BFA DFB Bizkaiko Foru Aldundia Diputación Foral de Bizkaia

Arabako Foru Aldundia
Diputación Foral de Álava

EUSKO JAURLARITZA GOBIERNO VASCO
INGURUMEN, LURRALDE PLANGINTZA, NEKAZARITZA ETA ARRAINTZA SAILA
DEPARTAMENTO DE MEDIO AMBIENTE, PLANIFICACIÓN TERRITORIAL, AGRICULTURA Y PESCA

Grup d'Estudi i Protecció del Trencalòs