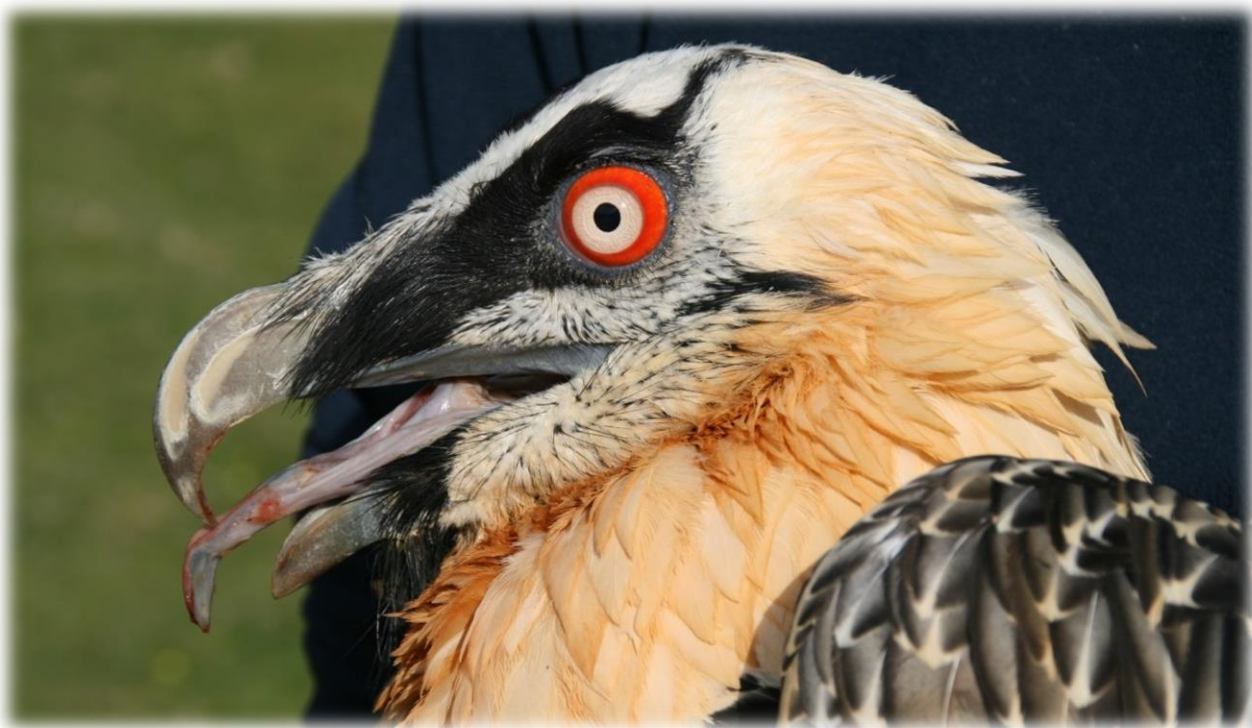


Reintroducción del Quebrantahuesos en el Maestrazgo



MEMORIA FINAL

NOVIEMBRE DE 2015

El presente informe se ha elaborado como resultado de la adjudicación de la “Propuesta de contrato menor de investigación aplicada para la reintroducción del quebrantahuesos en el Maestrazgo” (código interno 41/BD/15) por parte del Servicio de Vida Silvestre de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana.

Promueve:



GENERALITAT VALENCIANA

CONSELLERIA D'AGRICULTURA, MEDI AMBIENT, CANVI CLIMÀTIC I DESENVOLUPAMENT RURAL

REINTRODUCCIÓN DEL QUEBRANTAHUESOS EN EL MAESTRAZGO

EQUIPO TÉCNICO:

Autor:

Dr. Pascual López López¹

Colaboración:

Juan Antonio Gil²

Director del Proyecto:

Dr. Juan Jiménez Pérez³

En Valencia, Noviembre de 2015

¹ Universidad de Valencia, Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Grupo de Vertebrados Terrestres, C/ Catedrático José Beltrán nº 2, E-46980 Paterna, Valencia, <http://paslopez.wordpress.com>

E-mail: Pascual.Lopez@uv.es

² Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ), Plaza San Pedro Nolasco 1, 4-F - 50001 Zaragoza, www.quebrantahuesos.org

E-mail: fcq@quebrantahuesos.org

³ Jefe del Servicio de Vida Silvestre, Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, Generalitat Valenciana. C/ Castán Tobeñas, 77. Ciutat Administrativa 9 d'Octubre - Torre 1 - Planta: 3, 46018, Valencia.

E-mail: jimenez_juaper@gva.es



Modo de citación recomendada:

López-López, P., Gil, J.A., Jiménez, J. (2015) Reintroducción del Quebrantahuesos en el Maestrazgo. Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, Generalitat Valenciana. Informe inédito.

Advertencia: los datos e informaciones contenidas en esta memoria son propiedad de la Generalitat Valenciana, de los autores y de las fuentes debidamente acreditadas, y por tanto no pueden ser utilizados con fines de publicación científica o divulgativa sin autorización expresa escrita de los autores.

© 2015 Generalitat Valenciana – autores

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido promovido y financiado por el Servicio de Vida Silvestre de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana.

Deseamos manifestar nuestro agradecimiento explícito a las siguientes personas que de un modo u otro han contribuido a la obtención de datos y la recopilación de información con la que ha sido redactado este documento:

- D. Manuel Alcántara de la Fuente, Servicio de Biodiversidad, Departamento Desarrollo Rural y Sostenibilidad, Gobierno de Aragón
- D. Francisco Hernández Fernández, Servicio de Biodiversidad, Departamento Desarrollo Rural y Sostenibilidad, Gobierno de Aragón
- D. José María Martínez González, Servicio de Biodiversidad, Departamento Desarrollo Rural y Sostenibilidad, Gobierno de Aragón
- D. Cristóbal Torres Ródenas, CRF "La Granja", Servicio de Vida Silvestre, Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, Generalitat Valenciana
- D. Gerardo Báguena, Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos
- D. Óscar Díez, Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos
- D. Gonzalo Gil, Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos
- D. José Luis Lagares, Agente Protección de la Naturaleza, Gobierno de Aragón
- Dr. Abilio Reig Ferrer, Catedrático de Universidad, Universidad de Alicante.
- Dra. Clara García Ripollés, consultora ambiental, EMIN S.L.

ÍNDICE GENERAL

Índice General	I
Índice de Tablas	III
Índice de Figuras.....	V
Índice de Fotografías	VII
Índice de Anexos	IX
1.- Introducción.....	1
Status legal.....	2
Marco normativo de reintroducciones	3
Descripción general de la biología del quebrantahuesos	6
Distribución actual en Europa.....	6
Factores de amenaza	7
Proyectos de reintroducción en curso	8
2.- Objetivos.....	10
3.- Área de estudio.....	11
4.- Descripción de la presencia histórica del quebrantahuesos en el Maestrazgo	18
Presencia histórica en el Maestrazgo	19
Presencia reciente.....	22
5.- Conexión con otras poblaciones	27
Población en Pirineos.....	27
Población en Andalucía.....	30
Población en Picos de Europa	31
Población en los Alpes	32
Población en el Macizo Central francés	32
Poblaciones insulares: Córcega y Creta	33
El Maestrazgo en el contexto Europeo	34
6.- Evaluación de la adecuación del hábitat como sustrato de nidificación	36
Modelos predictivos y reintroducción de especies.....	36
Objetivos.....	37
Escala espacial de estudio.....	38
Presencia/ausencia de quebrantahuesos (variables dependientes)	38
Indicadores ambientales (variables independientes)	39
Análisis estadístico	42
Análisis preliminares y comparaciones univariantes	42

Diseño de modelos.....	42
Validación de modelos	44
Proyección del modelo al Maestrazgo	44
Resultados	45
Lugares idóneos para iniciar una reintroducción	53
7.- Evaluación de la disponibilidad de alimento para la especie	58
Objetivos	58
Puntos de Alimentación Suplementaria (PAS)	59
Disponibilidad de alimento en PAS	60
Cabaña ganadera y disponibilidad de alimento	62
8.- Competencia con otras especies.....	66
Buitre leonado y alimoche en la Comunidad Valenciana y Aragón.....	66
Buitre leonado y alimoche en el Maestrazgo.....	68
9.- Principales factores de riesgo	71
Objetivos	71
Causas de mortalidad del quebrantahuesos en Aragón	71
Causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo.....	73
Mortalidad en parques eólicos.....	76
10.- Otros factores condicionantes del asentamiento del quebrantahuesos en el Maestrazgo.....	80
Aceptación social.....	80
Regresión de la ganadería extensiva.....	82
Molestias por actividades recreativas y alteración del hábitat.....	83
11.- Conclusiones	84
12.- Bibliografía	86
Anexos	96

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla. 1.- Definición de términos relacionados con el movimiento de especies con fines de conservación.	1
Tabla. 2.- Marco legislativo europeo, nacional y autonómico en el que está incluido el quebrantahuesos.	2
Tabla. 3.- Condicionantes normativos sobre la reintroducción de especies de acuerdo con la legislación española (Real Decreto 139/2011).	4
Tabla. 4.- Principios básicos de un programa de reintroducción.	5
Tabla. 5.- Proyectos LIFE actualmente en curso en Europa en los que el quebrantahuesos es una de las especies objetivo.	9
Tabla. 6.- Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) incluidas dentro del área de estudio.	14
Tabla. 7.- Espacios de la Red Natura 2000 incluidas dentro del área de estudio.	15
Tabla. 8.- Zootopónimos de la geografía castellanense que hacen referencia al “crebalòs” o quebrantahuesos.	20
Tabla. 9.- Tamaño poblacional y reproducción del quebrantahuesos en Pirineos.	29
Tabla. 10.- Variables descriptoras del hábitat del quebrantahuesos.	41
Tabla. 11.- Comparación entre las cuadrículas UTM de 1x1 km ocupadas y no ocupadas por quebrantahuesos en el Pirineo aragonés.	45
Tabla. 12.- Regresión logística entre las variables ambientales y la presencia/ausencia del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés.	48
Tabla. 13.- Tabla de clasificación de casos de los modelos de regresión logística obtenidos para cada subgrupo de variables.	49
Tabla. 14.- Modelo final de regresión logística utilizado para generar la cartografía de hábitat potencial de cría para el quebrantahuesos en la región del Maestrazgo.	51
Tabla. 15.- Estima de la biomasa disponible (kg de restos óseos) por comarcas del área de estudio calculada a partir de los censos ganaderos de ovino y caprino de Aragón y Comunidad Valenciana.	63
Tabla. 16.- Censos de cabra montesa (Capra pyrenaica) por comarcas del área de estudio obtenida a partir de censos específicos encargados por los Servicios de Caza y Pesca de Aragón (año 2015) y Comunidad Valenciana (año 2012)	65
Tabla. 17.- Mortalidad de aves rapaces en parque eólicos del Maestrazgo castellanense (Zonas 1,2 y 3 del Plan Eólico de la Comunidad Valenciana)	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1.- Área de distribución del quebrantahuesos en Europa.....	7
Fig. 2.- Ámbito territorial y municipios incluidos dentro de la Mancomunidad Turística del Maestrazgo.....	11
Fig. 3.- Localización del área de estudio en Europa y en la península Ibérica.	12
Fig. 4.- Mapa del área de estudio.....	13
Fig. 5.- Porcentaje de superficie ocupada por los municipios de cada comarca con respecto al total del área de estudio.	13
Fig. 6.- Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPAs).....	14
Fig. 7.- Espacios incluidos en la RED Natura 2000.....	15
Fig. 8.- Temperatura media mensual (°C) en el área de estudio.	16
Fig. 9.- Precipitación media mensual (mm) en el área de estudio.....	16
Fig. 10.- Distribución histórica del quebrantahuesos en la Península Ibérica hasta el siglo XIX.....	19
Fig. 11.- Evolución temporal del número de citas y número mínimo de ejemplares avistados de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana (1980-2015).....	22
Fig. 12.- Número de citas de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana por provincias y por edades	23
Fig. 13.- Localizaciones de quebrantahuesos pre-adultos liberados en el Proyecto de reintroducción de Andalucía, ejemplares salvajes de Pirineos, y ejemplares liberados en el proyecto de reintroducción de los Alpes.....	24
Fig. 14.- Movimientos de los ejemplares “Libertad” y Tono liberados en el proyecto de reintroducción de Andalucía en 2006.	24
Fig. 15.- Quebrantahuesos del proyecto de reintroducción llevado a cabo en Andalucía observados en el Sistema Ibérico y Comunidad Valenciana gracias al seguimiento vía satélite mediante marcaje con emisores GPS.	25
Fig. 16.- Evolución de la población de quebrantahuesos en el Pirineo español (Navarra, Aragón y Cataluña; periodo 1971 – 2014)	28
Fig. 17.- Composición de las unidades reproductoras de quebrantahuesos en Aragón durante el periodo 1987 – 2014.....	29
Fig. 18.- Parámetros reproductores de la población de quebrantahuesos nidificante en Aragón durante el periodo 1987 – 2014	30
Fig. 19.- Conexión entre poblaciones de quebrantahuesos en Europa occidental y norte de África.	35
Fig. 20.- Curvas ROC de los modelos de regresión logística obtenidos para analizar las preferencias de hábitat del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés.	50

Fig. 21.- Hábitat potencial del quebrantahuesos en el Maestrazgo según el modelo logístico de calidad.	52
Fig. 22.- Superficie del área de estudio que alberga hábitat potencial del quebrantahuesos en la región del Maestrazgo de acuerdo con el modelo logístico de calidad.	52
Fig. 23.- Posibles lugares donde se podría iniciar un proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en el Maestrazgo.	53
Fig. 24.- Puntos de alimentación suplementaria (PAS) para aves carroñeras en el área de estudio.	59
Fig. 25.- Evolución anual de la biomasa de carroña aportada por provincias a los puntos de alimentación suplementaria para aves carroñeras localizados en el interior del área de estudio.	60
Fig. 26.- Evolución anual de la biomasa de carroña aportada en cada punto de alimentación suplementaria del área de estudio.	61
Fig. 27.- Evolución del porcentaje anual de la biomasa aportada en cada punto de alimentación suplementaria del área de estudio en el periodo 2007 – 2013.	62
Fig. 28.- Tamaño poblacional y productividad del buitre leonado en la provincia de Castellón (periodo 1991 – 2015).	67
Fig. 29.- Tamaño poblacional y productividad del alimoche en la provincia de Castellón (periodo 1991 – 2015).	67
Fig. 30.- Histograma del tamaño de las colonias de buitre leonado en el área de estudio (año 2014).	69
Fig. 31.- Colonias de buitre leonado y territorios de cría de alimoche en el área de estudio.	70
Fig. 32.- Causas de mortalidad del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés (periodo 2008 – 2014).	72
Fig. 33.- Causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo turolense (periodo 2008 – 2014)	74
Fig. 34.- Evolución anual de las causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo turolense (periodo 2008 – 2014).	74
Fig. 35.- Evolución anual de la mortalidad de aves rapaces en parque eólicos del Maestrazgo castellanense (Zonas 1,2 y 3 del PECV)	78
Fig. 36.- Evolución anual del número de denuncias y ataques de buitre leonado a ganado vivo en la Comunidad Valenciana (Castellón) y Aragón.	81
Fig. 37.- Series de vegetación descritas en el área de estudio de acuerdo con la clasificación fitosociológica de Rivas-Martínez (1987)	102

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1.- Dos ejemplares de quebrantahuesos conservados en la colección de la Universidad de Valencia capturados en Sagunto el 12/03/1862 y en Requena, entre 1857-1864, ambos en la provincia de Valencia.....	21
Fotografía 2.- Cañón fluvial excavado por el río Pitarque (Pitarque; Maestrazgo; Teruel)	54
Fotografía 3.- Órganos de Montoro (Villarluengo; Maestrazgo; Teruel)	54
Fotografía 4.- Río Guadalupe a su paso por Montoro de Mezquita (Villarluengo; Maestrazgo; Teruel)	55
Fotografía 5.- Hoces del río Guadalupe (Villarluengo; Maestrazgo; Teruel).....	55
Fotografía 6.- Morral del Cebalós en la Tinença de Benifassà (Pobla de Benifassà; Baix Maestrat; Castellón).....	56
Fotografía 7.- Mola de la Penya de Bel (Rossell; Baix Maestrat; Castellón)	56
Fotografía 8.- Les Barraques desde el río Monleón (Culla; Alt Maestrat; Castellón)	57
Fotografía 9.- Penya Calva (Culla; Alt Maestrat; Castellón)	57
Fotografía 10.- Apoyos de tendidos eléctrico con medidas de corrección instaladas para minimizar el riesgo de electrocución. Apoyo peligroso sin medidas de corrección y línea de evacuación de parques eólicos en el municipio de Villafranca del Cid	75
Fotografía 11.- Buitres alimentándose de residuos urbanos	76
Fotografía 12.- Parques eólicos en el área de estudio	79

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I.	Legislación de aplicación sobre el Quebrantahuesos en España	96
Anexo II.	Listado de términos municipales incluidos en el área de estudio.	100
Anexo III.	Series de vegetación descritas en el área de estudio.	102
Anexo IV.	Tabla de códigos de leyenda de las series de vegetación de España de acuerdo con la clasificación fitosociológica de Rivas-Martínez (1987).	103
Anexo V.	Cartografía que incluye referencia a zootopónimos del término “Crebalòs”	104
Anexo VI.	Registro de observaciones históricas y recientes de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana.....	106
Anexo VII.	Puntos de alimentación suplementaria (PAS) para aves carroñeras incluidos dentro del área de estudio.....	110
Anexo VIII.	Causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo (periodo 2007 – 2014).....	111
Anexo IX.	Parques eólicos incluidos en el área de estudio.	114



1.- INTRODUCCIÓN

Durante los últimos siglos, las tasas de extinción de especies han experimentado un notable aumento generalizado como resultado directo o indirecto de la actividad humana. La sobreexplotación, la persecución sistemática de ciertas especies valoradas por su rareza o singularidad, el empleo no selectivo de venenos, la introducción de especies exóticas, la pérdida y degradación de hábitat o el cambio climático son consideradas las principales causas de pérdida de diversidad biológica (Chapman y Reiss 2001), al reducir las poblaciones haciéndolas demográficamente inviables y por tanto, con elevadas probabilidades de extinción. En el caso de las aves, los amplios conocimientos sobre la biología y ecología de muchas especies amenazadas han facilitado la identificación de las amenazas y el rápido desarrollo de las técnicas de manejo encaminadas a prevenir su desaparición (Temple, 1986). Una de las técnicas más utilizadas en tiempos recientes es la reintroducción de especies.

De acuerdo con el documento de “Directrices técnicas para el desarrollo de programas de reintroducción y otras translocaciones con fines de conservación de especies silvestres en España”, el término “reintroducción” se define como un caso particular de “restauración poblacional” definiendo ambos conceptos como se recoge a continuación (Tabla 1).

Tabla. 1.- Definición de términos relacionados con el movimiento de especies con fines de conservación¹.

Conceptos relativos al movimiento de ejemplares
<p>1. Restauración poblacional: traslocación con fines de conservación que se realiza en el área de distribución conocida del organismo objetivo o de previsible distribución bajo criterios científicos. Incluye dos tipos de actuaciones:</p>
<p>1.1. Refuerzo poblacional o repoblación: proceso que trata de incrementar el número de individuos en una población existente de la misma especie a través del movimiento y liberación de ejemplares conespecíficos.</p>
<p>1.2. Reintroducción: proceso que trata de establecer una población viable de una especie en un área en la que se ha extinguido. La consideración como extinta o desaparecida de una especie en un ámbito geográfico determinado depende de la historia natural de la especie, de manera que el plazo para considerarlas como tales variará en función de dichas características biológicas a los efectos aplicación de las presentes directrices.</p>

¹ Según lo dispuesto en el documento de [“Directrices técnicas para el desarrollo de programas de reintroducción y otras translocaciones con fines de conservación de especies silvestres en España”](#) aprobado por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad el 24 de julio de 2013 y por la Conferencia Sectorial el 7 de octubre de 2013. Dicho documento transpone las definiciones recogidas en las “Directrices de la UICN en materia de reintroducciones y otras translocaciones con fines de conservación” (IUCN/SSC 2013).



Conceptos relativos al movimiento de ejemplares

2. Introducción: traslocación consistente en el movimiento de un organismo fuera de su área histórica de distribución conocida o previsible bajo criterios científicos. Aunque existen diferentes motivos para estas actuaciones, a los efectos de estas directrices sólo contempla introducciones con fines de conservación, entendiéndose estos como el intento de establecer una especie, con el propósito de conservación, fuera de su área de distribución conocida, cuando no existan remanentes de áreas dentro de la distribución histórica de la especie o cuando las condiciones ambientales adecuadas se han desplazado y la especie no puede colonizar estos nuevos entornos por sus propios medios. Existen dos tipos:

2.1. Colonización asistida: movimiento intencionado y liberación de organismos con fines de protección ante amenazas existentes en el área de distribución actual, que son más difíciles de resolver que en otras fuera del área de distribución histórica.

2.2. Sustitución ecológica: movimiento intencionado y liberación de organismos con el objetivo de desempeñar una función ecológica específica.

A los efectos del presente documento, el movimiento de quebrantahuesos con la finalidad de establecer una población viable en el Maestrazgo sería un caso de reintroducción puesto que la especie estuvo presente en dicha región y se extinguió en tiempos relativamente recientes.

Status legal

El quebrantahuesos es una especie clasificada como “En Peligro de Extinción” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero). A nivel internacional se encuentra incluida, entre otras, en la lista de especies prioritarias para la conservación en Europa (Anexo I de la Directiva de Aves). Un resumen del marco legislativo europeo, nacional y autonómico que afecta a la especie se detalla en la Tabla 2 y en el Anexo I.

Tabla. 2.- Marco legislativo europeo, nacional y autonómico en el que está incluido el quebrantahuesos.

Norma legal	Anexo
Decisión 82/72/CEE del Consejo, de 3 de diciembre de 1981, referente a la celebración del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa (Convenio de Berna).	Anexo II. Especies estrictamente protegidas.
Decisión 82/461/CEE del Consejo, de 24 de junio de 1982, relativa a la celebración del Convenio sobre conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre (Convenio redactado en Bonn el 23 de julio de 1979)	Anexo II. Especies por las que se puedan concluir acuerdos de gestión entre Estados.
Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva de Aves)	Anexo I. Especies sensibles a la alteración de sus hábitats.



Norma legal	Anexo
Reglamento (CE) 338/97 del Consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio (Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres CITES).	Anexo II. Especies cuyo comercio internacional está regulado.
Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas .	Anexo. En peligro de extinción
Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón .	Anexo I. Especies En Peligro de Extinción

Fuera del marco legislativo, el quebrantahuesos está catalogado como “Vulnerable” según la reciente Lista Roja de Aves de Europa (BirdLife International 2015a). Además, en 2014 fue subida su categoría de amenaza a nivel mundial desde “Preocupación Menor” a “Casi Amenazada” debido a un rápido declive en África y Asia (BirdLife International 2015b).

Marco normativo de reintroducciones

En cuanto a reintroducciones, de forma genérica las prescripciones sobre este tipo de programas se incluyen en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. En el artículo 52, relativo a la garantía de conservación de especies autóctonas silvestres, en el punto 4 se expone que *“se evaluará la conveniencia de reintroducir taxones extinguidos, pero de los que aún existen poblaciones silvestres o en cautividad, teniendo en cuenta las experiencias anteriores y las directrices internacionales en la material, y con la adecuada participación y audiencia públicas”*. Además, se menciona que *“en el caso de especies susceptibles de extenderse por el territorio de varias Comunidades Autónomas, el programa de reintroducción deberá ser presentado a la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad y aprobado previamente por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente”*.

El Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Español de Especies Amenazadas, determina en su artículo 13 los condicionantes normativos sobre la reintroducción de especies (Tabla 3).



Tabla. 3.- Condicionantes normativos sobre la reintroducción de especies de acuerdo con la legislación española (Real Decreto 139/2011).

Artículo 13. Reintroducción de especies.
<p>1. En el caso de la reintroducción de especies extinguidas en un determinado ámbito territorial de las que aún existen poblaciones silvestres o en cautividad, y que sean susceptibles de extenderse por varias comunidades autónomas, deberá existir un programa de reintroducción, que deberá ser presentado a la Comisión, previo informe del Comité de Flora y Fauna Silvestres, y ser aprobado posteriormente por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. En el caso de proyectos de reintroducción de especies en el ámbito de una comunidad autónoma y siempre que estas especies no sean susceptibles de extenderse por otras comunidades autónomas, los proyectos únicamente se comunicarán a la Comisión.</p>
<p>2. La valoración de la conveniencia de realizar o no un programa de reintroducción de una especie susceptible de extenderse por varias comunidades autónomas se basará en una evaluación que tendrá en cuenta:</p> <ul style="list-style-type: none">a) Las experiencias previas realizadas con la misma o parecidas especies.b) Las recomendaciones contenidas en las directrices internacionales más actuales y en los criterios orientadores elaborados conjuntamente por el MARM y las comunidades autónomas, en el ámbito del Comité de Flora y Fauna Silvestres.c) Una adecuada participación y audiencia pública.
<p>En la citada evaluación se consultará al comité científico, el cuál emitirá un dictamen sobre el carácter y validez científica del programa de reintroducción. El Comité de Flora y Fauna Silvestres, como comité técnico que analiza y eleva propuestas a la Comisión, elaborará un dictamen técnico de valoración del cumplimiento o adecuación del programa de reintroducción a las condiciones del anterior apartado.</p>
<p>3. El programa de reintroducción deberá figurar en la estrategia de conservación de la especie. En el caso de que no existiese estrategia para la especie deberá incluirse en los correspondientes planes aprobados por las comunidades autónomas y ciudades con estatuto de autonomía.</p>
<p>4. En las áreas de potencial reintroducción o expansión de las especies objeto de los programas de reintroducción se fijarán medidas de conservación e instrumentos de gestión específicos para estas áreas o integrados en otros planes, con el fin de evitar afecciones negativas para las especies que hayan motivado la designación de estas áreas.</p>

La legislación española incorpora al marco normativo español lo dispuesto al respecto de las reintroducciones en el artículo 9 del Convenio de Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica, ratificado por España en 2003, así como lo indicado en el artículo 22 de la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitat y de la flora y fauna silvestres.

Otra de las referencias más importantes a la hora de establecer programas de reintroducción o de traslocación de especies es la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Recientemente, dicho organismo publicó un documento de *“Directrices en materia de reintroducciones y otras translocaciones con fines de conservación”* (IUCN/SSC, 2013). De forma resumida, la UICN establece que cualquier acción de refuerzo o reintroducción de poblaciones debe contemplar los siguientes aspectos (Tabla 4).



Tabla. 4.- Principios básicos de un programa de reintroducción².

Principios básicos	
1.	Debe haber una clara evidencia de presencia histórica natural de la especie en el lugar en el que se planea la reintroducción.
2.	Se debe llevar a cabo un estudio previo de viabilidad del hábitat en el lugar en el que se planea la reintroducción y en el que se establezca un inventario de áreas apropiadas para la liberación de los ejemplares.
3.	La/s amenaza/s que causaron la extinción de la especie objetivo deben de ser correctamente identificadas y eliminadas a ser posible, o al menos suficientemente reducidas.
4.	Deben definirse de forma clara la finalidad, objetivos y cronograma del proyecto de reintroducción.
5.	Se debe identificar y evaluar los posibles impactos tanto negativos como positivos de la acción de traslocación, tanto a nivel ecológico, social y económico.
6.	La extracción de individuos no debe causar efectos negativos sobre la población fuente o donante.
7.	Debe llevarse a cabo una Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) en el que se contemplen y simulen demográficamente diferentes modelos bajo varios tipos de condiciones, con el fin de especificar el número y composición óptima de los individuos a liberar cada año (sex ratio, edad, etc).
8.	Identificar y determinar la procedencia y estado sanitario de los ejemplares que vayan a ser liberados, bien de otras poblaciones naturales de la especie o bien de proyectos de cría en cautividad específicos.
9.	Establecer un programa de transporte y liberación de ejemplares a las zonas de reintroducción.
10.	Llevar a cabo un seguimiento del programa de reintroducción una vez iniciadas las liberaciones en el que se incluyan tanto el seguimiento de los ejemplares liberados así como de las actuaciones que se deriven del proyecto de reintroducción.
11.	Establecer una estrategia de comunicación continua entre los diferentes agentes implicados en el proyecto de reintroducción así como hacia la sociedad en su conjunto.

De forma general, para llevar a cabo un proyecto de reintroducción debe existir un conocimiento sólido de la historia natural de la especie. Además, dado que cualquier programa de reintroducción debe ser proyectado en un marco temporal relativamente amplio, que abarque varios quinquenios a incluso decenios, la reintroducción debe ser llevada a cabo con el compromiso de todas las administraciones públicas competentes del área tanto donante como receptora. Por último, y no menos importante, para que cualquier proyecto de reintroducción sea exitoso, debe existir un compromiso de financiación a medio y largo plazo del proyecto en cuestión.

² Adaptado de Evans *et al.* (1994), Baker (2002), Sánchez-Castilla y Báguena (2007a), IUCN/SSC (2013)



Descripción general de la biología del quebrantahuesos

El Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*, Linneo 1758) se clasifica taxonómicamente como una especie de ave del orden Accipitriformes, familia Accipitridae, siendo el único representante del género *Gypaetus* (del Hoyo *et al.* 2014). Ave carroñera especializada en el consumo de restos óseos (Hiraldo *et al.* 1979, Cramp y Simmons 1980), se distribuye por las regiones montañosas de Eurasia y África, desde la Península Ibérica hasta el Himalaya y el subcontinente indio, y desde las montañas del Atlas, Etiopía, Kenia y Tanzania hasta Sudáfrica (Cramp y Simmons 1980, Ferguson-Lees y Christie 2001). El quebrantahuesos se caracteriza por tener un dilatado ciclo reproductor que requiere una importante inversión parental. La monogamia es el sistema de emparejamiento habitual, aunque ocasionalmente se reproduce en forma poligámica formando tríos y cuartetos tanto poliándricos como poligínicos (Margalida 2011). Habitualmente pone uno o dos huevos que incuba una media de 54 días (rango = 52-56 días) desde mediados o finales de diciembre hasta finales de febrero (Margalida *et al.*, 2003, 2005). Los nidos se emplazan en cuevas y repisas en cortados rocosos para evitar el acceso de depredadores terrestres. Tras la eclosión en puestas dobles se produce una reducción de pollada como consecuencia de la agresión fratricida y la muerte por inanición del segundo pollo. La supervivencia del segundo pollo no se dilata más de 4-9 días (Margalida *et al.*, 2004). El periodo de estancia en el nido es de 121 ± 7 días (rango = 106-134) (Margalida *et al.*, 2003; López-López *et al.* 2014). Es una especie de larga vida y madurez sexual retardada, llegando a tener una esperanza de vida promedio en estado salvaje en torno a 21 años (Brown 1997), habiéndose documentado casos de animales que han sobrevivido hasta 45 años en cautividad (Antor *et al.* 2007). En general, los individuos se asientan por primera vez en los territorios a una edad promedio de 7.6 años (rango = 5-15 años), intentan su primera reproducción a los 10 años (rango = 6 – 16 años) y la primera reproducción con éxito ocurre en promedio a los 10.4 años (rango = 7 – 13 años) (López-López *et al.* 2013).

Distribución actual en Europa

A nivel de Europa, el quebrantahuesos presenta poblaciones naturales únicamente en la cordillera Pirenaica, en las islas de Córcega y Creta, y en Turquía (Ferguson-Lees y Christie 2001) (Figura 1). La especie sufrió una regresión en su área de distribución durante los siglos XVIII y XIX, extinguiéndose en los Alpes, Balcanes y la mayoría de los macizos montañosos de la Península Ibérica. En la Comunidad Valenciana y sur del Sistema Ibérico aragonés la especie desapareció como nidificante probablemente a finales del siglo XIX³ donde se le conocía tradicionalmente como “crebalós”.

³ <http://laliniaedewallace.blogspot.com.es/2014/09/la-memoria-del-crebalos.html>



Fig. 1.- Área de distribución del quebrantahuesos en Europa (verde). Los proyectos de reintroducción en curso se indican con una estrella roja. (Adaptado del portal de medio ambiente de la Unión Europea) ⁴

Factores de amenaza

Los principales factores de amenaza para el quebrantahuesos son: **(i)** muerte por envenenamiento, tanto accidental como de forma intencionada (Hiraldo *et al.*, 1979), suponiendo el 90% de las muertes registradas en individuos radio-monitorizados desde 1986 (Margalida *et al.*, 2008a); **(ii)** persecución directa por caza ilegal (Hiraldo *et al.*, 1979), sobre todo en los años 80 y 90 del siglo pasado (Antor *et al.*, 2005); **(iii)** colisión y electrocución en tendidos eléctricos (Antor *et al.*, 2005; Margalida *et al.*, 2008a); **(iv)** molestias y perturbaciones en la cría por la actividad humana (Hiraldo *et al.*, 1979; Layna y Rico, 1991; Arroyo y Razin, 2006); **(v)** degradación de la calidad del hábitat a consecuencia de la disminución de la disponibilidad de alimento debido a restricciones impuestas por la normativa sanitaria sobre la eliminación de animales muertos para la prevención de enfermedades en el ganado bovino y ovino (Donázar *et al.*, 2009; Margalida *et al.*, 2010) y al abandono de usos ganaderos tradicionales especialmente de la ganadería extensiva de ovino (Antor *et al.*, 2005); **(vi)** contaminación química por consumo indirecto de insecticidas organoclorados, PCBs, intoxicación por plomo a través de la ingestión de fragmentos de munición de caza, y restos de sustancias antiparasitarias empleadas para desinfectar el ganado (Antor *et al.* 2005; Hernández y Margalida, 2009; Mateo *et al.* 2015); y **(vii)** competencia con otras especies

⁴ http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/threatened/g/gypaetus_barbatus_en.htm



por el lugar de nidificación, particularmente el buitre leonado (Margalida y García, 1999; Gil *et al.* 2014).

Debido a la confluencia de todos estos factores, a nivel europeo se estima que la población ha disminuido entre un 25% – 29% en las últimas tres generaciones (BirdLife International 2015). De hecho, la mortalidad por envenenamiento y persecución directa fueron las causas principales que llevaron a la extinción durante los siglos XIX y XX de la especie en todos los sistemas montañosos de la Península Ibérica, Maestrazgo incluido (Hiraldo *et al.* 1979, Báguena y Sánchez-Castilla 2005).

Teniendo en cuenta que muchos de los factores de amenaza siguen vigentes (especialmente el veneno, la contaminación por productos químicos y la reducción en la disponibilidad de alimento), la población española de quebrantahuesos sigue siendo vulnerable a la desaparición debido a varios factores que condicionan su persistencia a largo plazo: su reducido tamaño poblacional, su restringido rango de distribución, limitado a la cordillera pirenaica, y su dificultad para colonizar con éxito nuevos territorios. Estos factores hacen que la población pirenaica natural resulte aún vulnerable a fenómenos estocásticos ambientales y demográficos, motivando por ello la existencia de proyectos de reintroducción de la especie que se están llevando a cabo así como otros que se tendría previsto iniciar a medio plazo.

Proyectos de reintroducción en curso

La especie cuenta con dos proyectos de reintroducción en curso en España, uno iniciado en 1996 en el Parque Natural de la Sierra de Cazorla, Segura y las Villas (Jaén, Andalucía), y otro iniciado en 2002 en Picos de Europa (Asturias, Castilla y León y Cantabria). Además de éstos, existen otros tres proyectos de reintroducción del quebrantahuesos en Europa, uno iniciado en 1972 en los Alpes con las primeras liberaciones en 1974 (Frey 2002; Hirzel *et al.* 2004), otro en el Macizo Central francés con la liberación de los primeros ejemplares en 2012⁵ (Tabla 5), y otro de muy reciente concesión que se inicia este mismo año que tiene por objeto apoyar al proyecto de reintroducción en el Macizo Central con la liberación de otros ejemplares alternativamente en las Baronnies y en el Vercors (pre-Alpes, Francia) (LIFE+ project GYPCONNECT)⁶. La especie ha sido objetivo prioritario de conservación a nivel Europeo y como consecuencia de ello ha sido capaz de atraer gran cantidad de financiación a través de fondos públicos europeos, nacionales y regionales. Sirva como indicativo mencionar que desde el año 1993, un total de 31 proyectos LIFE han incluido al quebrantahuesos como una de las especies objetivo de actuación.

Actualmente hay tres proyectos LIFE en curso en los que el quebrantahuesos es especie prioritaria (Tabla 5). Uno de ellos, el Proyecto LIFE+ 'Red Quebrantahuesos', tiene por objetivo la reintroducción de la especie en la cordillera Cantábrica y está siendo coordinado por la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos. El presupuesto de dicho proyecto es de 1.582.854 € (67,09 % de cofinanciación europea) y participan como organismos co-financiadores el consorcio Interautonómico "Parque Nacional de los Picos de Europa", Gobierno de las Comunidades

⁵ <http://rapaces.lpo.fr/gypaete-grands-causses/>

⁶ <http://www.4vultures.org/2015/11/13/life-gypconnect-starts-linking-bearded-vultures-from-the-alps-to-the-pyrenees/>



Autónomas del Principado de Asturias, Castilla y León y Cantabria, Dirección General de Conservación del Medio Natural del Gobierno de Aragón, Organismo Autónomo de Parques Nacionales y el Ministerio de Agricultura, Alimentación, y Medio Ambiente del Gobierno de España.

Tabla. 5.- Proyectos LIFE actualmente en curso en Europa en los que el quebrantahuesos es una de las especies objetivo⁷.

Proyecto	Periodo ejecución	Lugar	Enlace
PROYECTO LIFE+ 'RED QUEBRANTAHUESOS' LIFE12 NAT/ES/000322	2013 – 2018	Picos de Europa (España)	http://liferedquebrantahuesos.quebrantahuesos.org/htm/es/inicio/inicio.htm
LIFE GypHelp - Reduction of the human threats affecting the Bearded Vulture LIFE13 NAT/FR/000093	2014 – 2018	Alta Saboya (Francia)	http://www.gypaete-barbu.com/10/le-projet-life-gyphelp/58/pourquoi-ce-projet.html
LIFE PLUTO - Italian emergency strategy for fighting illegal poisoning and minimize its impact on bear, wolf and other species LIFE13 NAT/IT/000311	2014 – 2019	Parque Nacional del Gran Sasso-Laga (Italia)	http://www.lifep Pluto.it/en/

⁷ Environment LIFE Program, Unión Europea

<http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.search&cfid=1643665&cftoken=10107242>



2.- OBJETIVOS

La presente memoria tiene como objetivo general determinar y cuantificar la disponibilidad de hábitat potencial para la posible reintroducción del quebrantahuesos en la región geográfico-histórica del Maestrazgo (Castellón-Teruel). Para ello, se plantea los siguientes objetivos específicos que serán desarrollados en los diferentes epígrafes que a continuación siguen utilizando la información más actualizada disponible:

- 1) Determinación de las condiciones naturales (disponibilidad de hábitat de reproducción, disponibilidad de alimento) para el mantenimiento de una población reproductora de quebrantahuesos.
- 2) Evaluación de los factores de riesgo que puedan comprometer la supervivencia del quebrantahuesos en el Maestrazgo.
- 3) Selección de las posibles mejores zonas para iniciar un proyecto de reintroducción en caso de que el hábitat y las condiciones fueran favorables.

Este trabajo se enmarca en un contexto en el que los siguientes factores están operando simultáneamente:

- ✓ En la Comunidad Valenciana y sur del Sistema Ibérico aragonés la especie desapareció como nidificante probablemente a finales del siglo XIX, siendo habitual la observación de ejemplares provenientes tanto de la población pirenaica como del proyecto de reintroducción actualmente en curso en Andalucía.
- ✓ La población pirenaica de quebrantahuesos se ha recuperado de forma notable desde los años 80 del siglo XX mostrando incluso indicios de saturación, lo cual ha sido achacado por algunos autores a fenómenos de naturaleza denso-dependiente (Carrete *et al.* 2006).
- ✓ La existencia de experiencias previas de otros proyectos de reintroducción exitosos sobre la misma especie tanto en España como en otros países de Europa.
- ✓ Estudios de viabilidad previos llevados a cabo en el Sistema Ibérico consideran la región del Maestrazgo como hábitat potencial para la posible expansión de la especie.

Por todo ello, se considera que el Maestrazgo, por su localización geográfica, podría actuar de puente natural entre la población andaluza y la población pirenaica.



El término Maestrazgo es geográficamente equívoco y ha ido variando su definición y extensión geográfica a lo largo de la Historia. Tras consultar diversas fuentes⁸, a los efectos de este trabajo, se ha optado por incluir en el área de estudio términos municipales completos utilizando como criterio la homogeneidad ambiental y física dentro de un entorno geográfico lo más amplio posible (Figura 3).

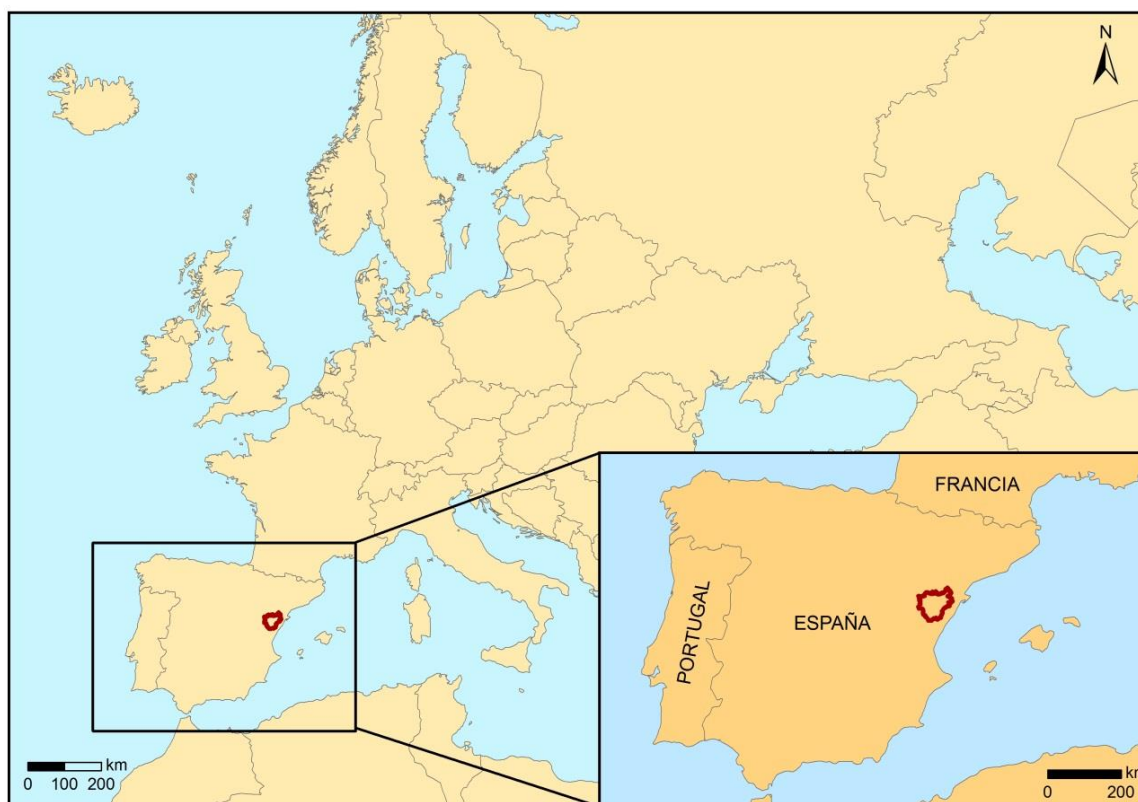


Fig. 3.- Localización del área de estudio en Europa y en la península Ibérica (recuadro).

El área de estudio abarca una superficie de 4769.17 km² y comprende la íntegra totalidad de 58 términos municipales repartidos entre las provincias de Castellón y Teruel (Anexo II). Estos municipios se agrupan en cinco comarcas de Castellón y seis comarcas turolenses. La superficie ocupada por los municipios castellonenses es de 2180.62 km², lo que representa el 45.72% de la superficie total del área de estudio. Por su parte, los municipios de la provincia de Teruel comprenden una superficie de 2588.54 km², y representan el 54.28% restante de la superficie total del área de estudio. Únicamente hay dos comarcas con todos sus municipios dentro del área de estudio, la comarca del Maestrazgo (Teruel) y la comarca de Els Ports (Castellón), que suman la mayor superficie por comarcas de toda el área de estudio, 1205 km² y 906 km², respectivamente (Figuras 4 y 5).

⁸ <https://es.wikipedia.org/wiki/Maestrazgo>

<http://cabrerayelmaestrazgocarlista.blogspot.com.es/2009/09/el-maestrazgo-el-marco-geografico.html>

<http://dle.rae.es/?w=maestrazgo&o=h>

<http://cemaestrazgo.blogspot.com.es/>

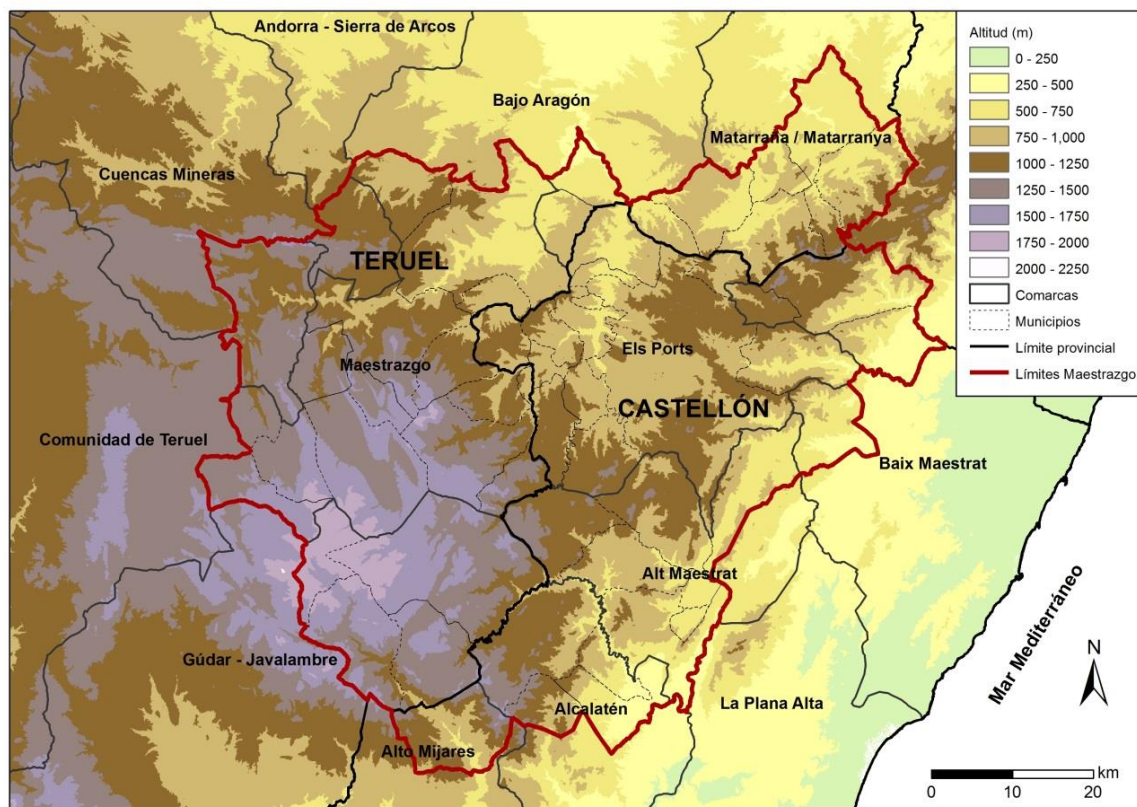


Fig. 4.- Mapa del área de estudio.

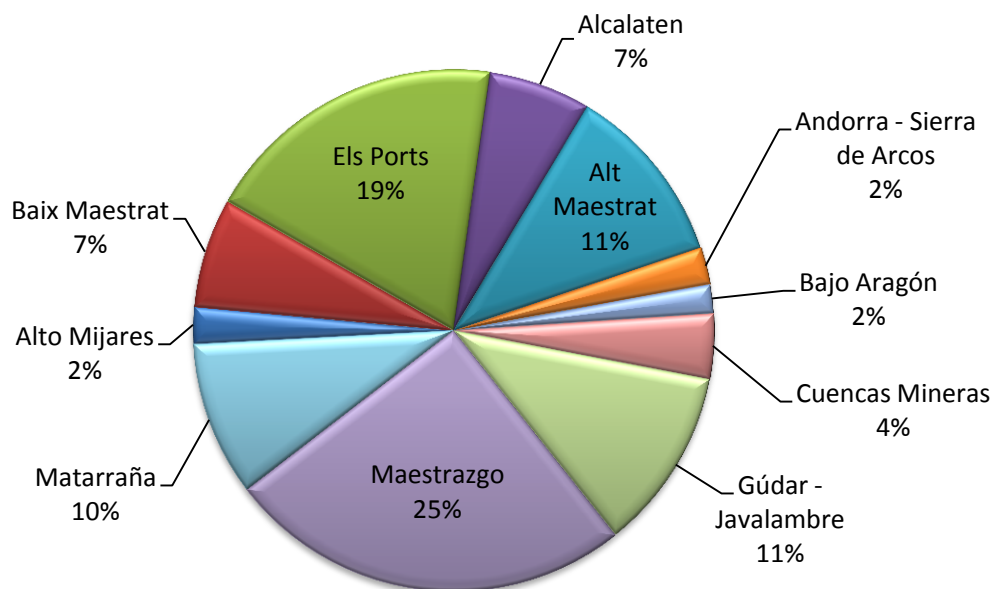


Fig. 5.- Porcentaje de superficie ocupada por los municipios de cada comarca con respecto al total del área de estudio.



Dentro del área de estudio se incluyen cuatro Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), algunas de ellas incluidas totalmente (“Río Guadalope-Maestrazgo”, “Alt Maestrat, Tinença de Benifassà, Turmell i Vallivana” y “Puertos de Beceite”) mientras que otra lo está parcialmente (“Penyagolosa”) (Figura 6). La superficie total de todas las ZEPAs incluidas dentro del área de estudio es de 1973.57 km² (Tabla 6).

Tabla. 6.- Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) incluidas dentro del área de estudio.

Código UE	Nombre	Comunidad Autónoma	Superficie (km ²)
ES0000306	Río Guadalope - Maestrazgo	Aragón	537.93
ES0000307	Puertos de Beceite	Aragón	146.60
ES0000465	L'Alt Maestrat, Tinença de Benifassà, Turmell i Vallivana	Comunidad Valenciana	955.62
ES0000466	Penyagolosa	Comunidad Valenciana	333.41

Todo el territorio de la ZEPA “Guadalope-Maestrazgo” se incluye dentro del ámbito del “Plan de Recuperación del Quebrantahuesos en Aragón” según recoge su Anexo II⁹.

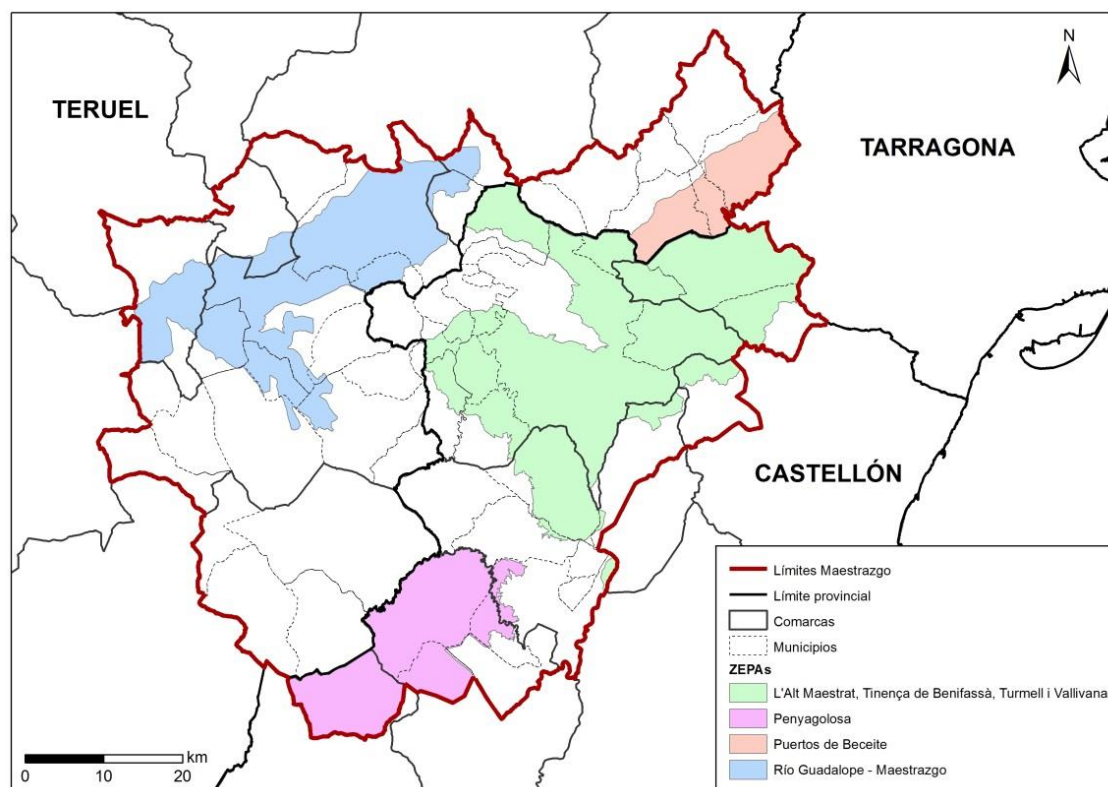


Fig. 6.- Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPAs).

⁹ Aprobado por DECRETO 45/2003, de 25 de febrero, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el quebrantahuesos y se aprueba el Plan de Recuperación <http://www.boa.aragon.es/cgi-bin/EBOA/BRSCGI?CMD=VEROBJ&MLKOB=393566761917>



El área de estudio abarca, además, diez espacios incluidos dentro de la Red Natura 2000 (Figura 7). La superficie de estos espacios incluidos en Red Natura 2000 dentro del área de estudio es de 3015.65 km² (Tabla 7).

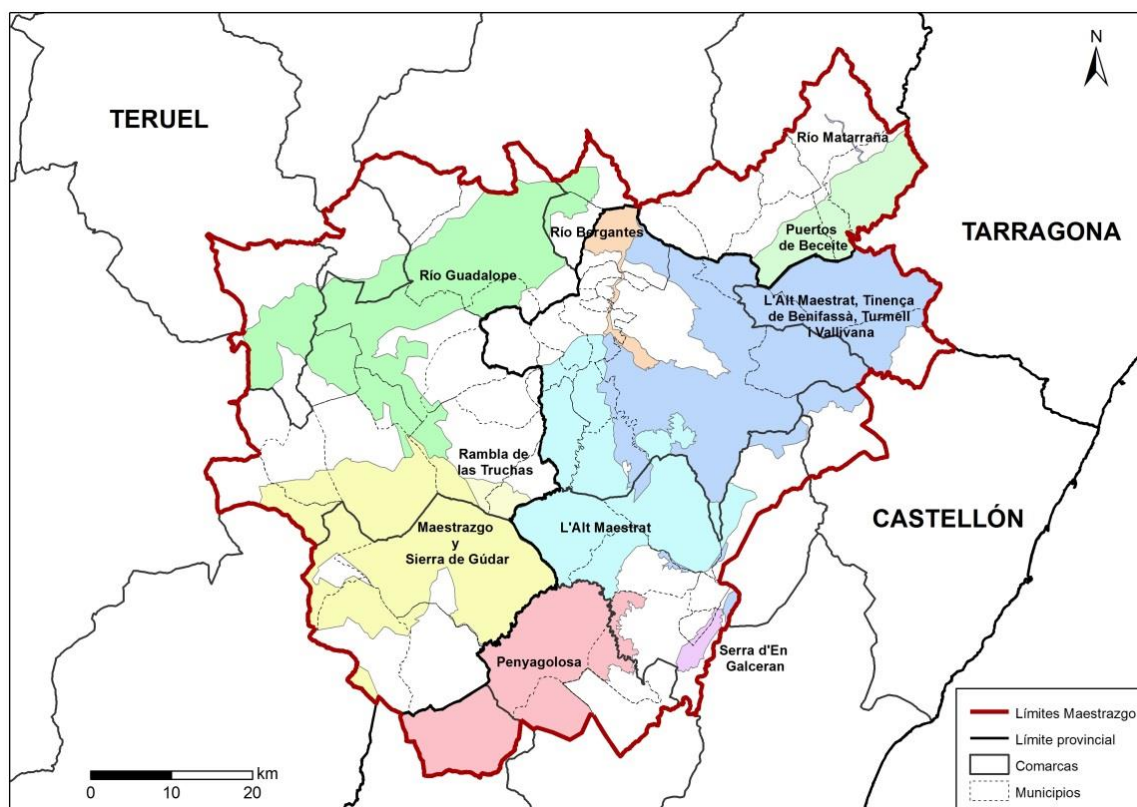


Fig. 7.- Espacios incluidos en la RED Natura 2000.

Tabla. 7.- Espacios de la Red Natura 2000 incluidas dentro del área de estudio.

Código UE	Nombre	Comunidad Autónoma	Superficie (km ²)
ES0000306	Río Guadalope – Maestrazgo*	Aragón	537.00
ES0000307	Puertos de Beceite	Aragón	146.78
ES0000465	L'Alt Maestrat, Tinença de Benifassà, Turmell i Vallivana	Comunidad Valenciana	954.96
ES0000466	Penyagolosa*	Comunidad Valenciana	336.66
ES2420125	Rambla de las Truchas	Aragón	23.79
ES2420126	Maestrazgo y Sierra de Gúdar*	Aragón	518.42
ES2430097	Río Matarranya	Aragón	1.37
ES5223002	L'Alt Maestrat	Comunidad Valenciana	435.02
ES5223029	Río Bergantes	Comunidad Valenciana	44.29
ES5223055	Serra d'En Galceran*	Comunidad Valenciana	17.36

* Incluida parcialmente dentro del área de estudio



La orografía del territorio es eminentemente montañosa, con una altitud media de 1039 msnm (rango = 237 – 2020 msnm). El área de estudio se engloba dentro de la región biogeográfica Mediterránea. La temperatura media anual es de 14.4°C, con un rango que varía en promedio de 6.3°C en diciembre a 23.9°C en julio, que son los meses más fríos y calurosos, respectivamente (Figura 8). La precipitación media anual es de 465 mm (rango = 305 – 986 mm) con un patrón claramente bimodal estacional característico del clima mediterráneo, con máximos de precipitación en primavera y otoño (Figura 9).

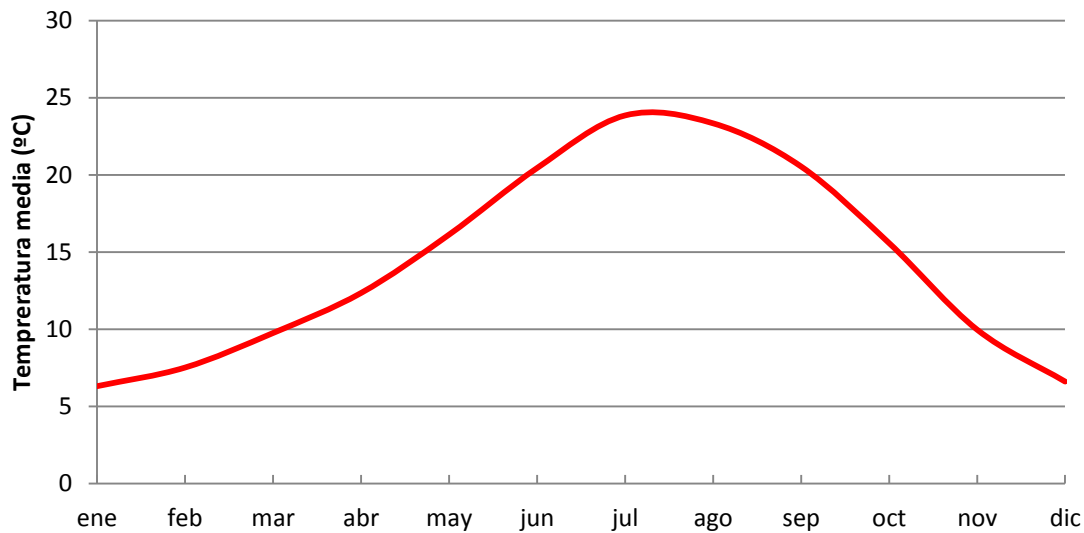


Fig. 8.- Temperatura media mensual (°C) en el área de estudio.

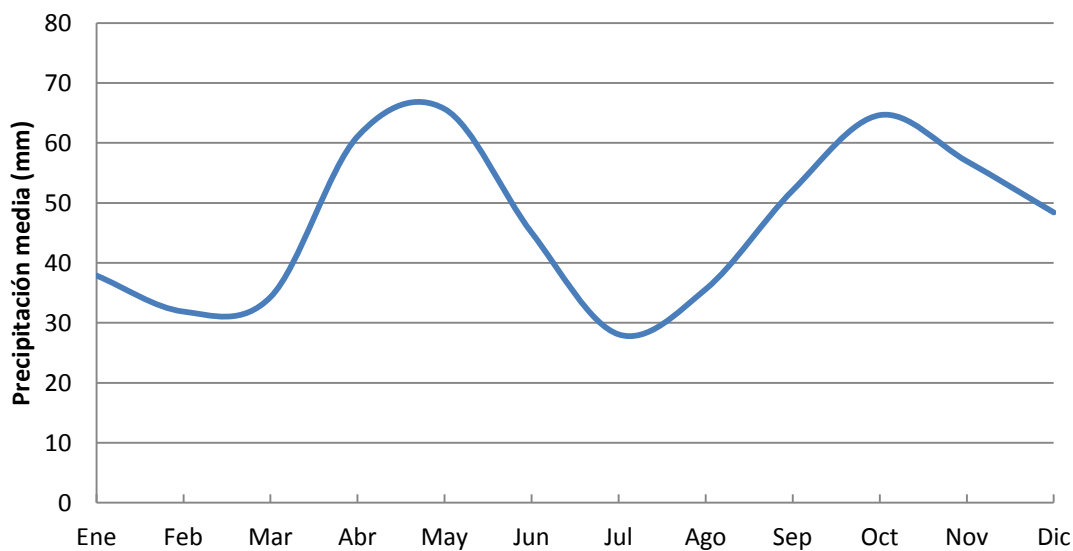


Fig. 9.- Precipitación media mensual (mm) en el área de estudio.



Gran parte del área de estudio está cubierta por bosques, matorrales y pastizales. Debido a las condiciones climáticas frías y secas, estos bosques tienden a ser poco densos, lo que permite el crecimiento de un rico sotobosque de carácter arbustivo. Dominan los bosques de quercíneas (*Quercus rotundifolia*, *Quercus faginea*), que a medida que se gana altitud son sustituidas bosques de coníferas (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*). En las áreas más degradadas y expuestas la vegetación aparece dominada por comunidades de *Juniperus* spp. y puntualmente bosques mixtos conformados por tileras, fresnedas, tejedas y acebedas, estos últimos en ocasiones de carácter relictual. Biogeográficamente, el área de estudio comprende los pisos bioclimáticos mesomediterráneo, supramediterráneo y oromediterráneo (Rivas-Martínez 1987). En el área de estudio se han descrito un total de 12 series de vegetación distintas, dominando en superficie en zonas medias y bajas la serie supra-mesomediterránea de *Quercus rotundifolia* o encina (*Junipero oxycedri-Querceto rotundifoliae sigmetum*) y la serie mesomediterránea basófila de *Quercus rotundifolia* (*Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae sigmetum*). En zonas más altas y frías dominan el paisaje la serie supra-mesomediterránea maestracense basófila de *Quercus faginea* o quejigo (*Violo willkommii-Querceto fagineae sigmetum*) y la serie oromediterránea maestrazgo-conquense basófila de *Juniperus sabina* o sabina rastrera (*Sabino-Pineto sylvestris sigmetum*). Un mapa detallado de las series de vegetación que aparecen en el área de estudio puede consultarse en el Anexos III y IV.

La mayor parte de la actividad económica del Maestrazgo está dedicada a la agricultura de secano para la producción de pastos destinados a la ganadería, tanto en régimen de intensivo como extensivo. Miles de años de ocupación humana han conllevado la degradación de amplias zonas del territorio dando lugar a un paisaje seco, áspero y degradado característico de la región maestracense. No obstante, debido a la reducida intensidad y localización de las actividades transformadoras llevadas a cabo sobre el medio (agricultura de subsistencia practicada durante miles de años), se ha creado un mosaico complejo de hábitats semi-naturales alternantes ricos en flora y fauna silvestres.



4.- DESCRIPCIÓN DE LA PRESENCIA HISTÓRICA DEL QUEBRANTAHUESOS EN EL MAESTRAZGO

Hasta finales del siglo XIX el quebrantahuesos se distribuía por casi todos los sistemas montañosos de la península Ibérica (Hiraldo *et al.*, 1979) (Figura 10). Así lo atestiguan los testimonios históricos de viajeros, naturalistas, coleccionistas y científicos europeos que visitaron España en los siglos XVIII y XIX, como Lord Lilford (1833 – 1896), Alfred Brehm (1829 – 1884), Howard Saunders (1835 – 1907), Abel Chapman (1851 – 1929) o Harry Forbes Witherby (1873 – 1943) (Chapman y Buck, 1893; Whiterby 1922; véase revisión en Hiraldo *et al.*, 1979 y Reig-Ferrer 2001, 2008, 2015).

Sirva como ejemplo el testimonio de Chapman y Buck (1893) sobre la especie:

“Broadly speaking, this bird may be said to exist in all the higher mountain regions of Spain; but, as a rule, in small and decreasing numbers.” (De forma general, se puede decir que esta ave habita en todas las montañas más altas de las regiones de España pero, como norma, en número pequeño y en declive).

Hasta primeros del siglo XX hay testimonios de cría de quebrantahuesos en Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico, Sistema Central, Montes de Toledo, Sierra Morena, Sistemas Béticos y Penibéticos (Figura 10). La especie sufrió un proceso de declive en la mayor parte de su área de distribución histórica debido principalmente al uso de veneno para el control de “alimañas” y la persecución directa, causando la extinción local de la mayor parte de ellas (Hiraldo *et al.* 1979). Por ejemplo, a finales del siglo XIX Chapman y Buck (1893) ya hablaban de la rarefacción de la especie en buena parte de la península Ibérica apuntando directamente al veneno como principal causa:

“Here, however, as elsewhere, their numbers are being yearly reduced by the deadly poison laid by hill-farmers for wolves, and, in some cases, expressly for the Lammergeyer itself.” (Aquí [en referencia a Andalucía], sin embargo, como en otras partes, sus números se están viendo reducidos anualmente por causa del veneno mortal colocado por los granjeros para los lobos, y, en ocasiones, expresamente para el propio quebrantahuesos).

La especie contó con su primera norma específica de protección legal con la aprobación en el año 1958 de una disposición en el Boletín Oficial del Estado (Orden de 16 de agosto, por la que se establecía la veda en toda España del Quebrantahuesos) (Reig-Ferrer 2008).

A lo largo del siglo XX desapareció de casi toda su área de distribución original, reduciéndose sus núcleos de cría a Pirineos, Cordillera Cantábrica y Sierras de Cazorla y Segura. En estas últimas los últimos testimonios de cría de la especie corresponden a un máximo de tres parejas, viéndose volar el último pollo de una de ellas en 1981 (Pontones) y de la otra en 1983 (Barranco de Castril) (Reig-Ferrer 2013). La última observación de quebrantahuesos salvajes en Andalucía ocurrió en 1986 (Arenas *et al.* 2015).



Su distribución actual se restringe al área pirenaica y pre-pirenaica, desde Navarra hasta Cataluña pasando por Aragón en la vertiente española, y por todas las regiones de la vertiente francesa (FCQ 2006). Además, en un hito histórico para la conservación de la especie en España, en 2015 se observó la primera pareja reproductora en el PN de Cazorla, Segura y las Villas, fruto del proyecto de reintroducción que se está llevando a cabo en Andalucía, tras su extinción en 1986 (Arenas *et al.* 2015).

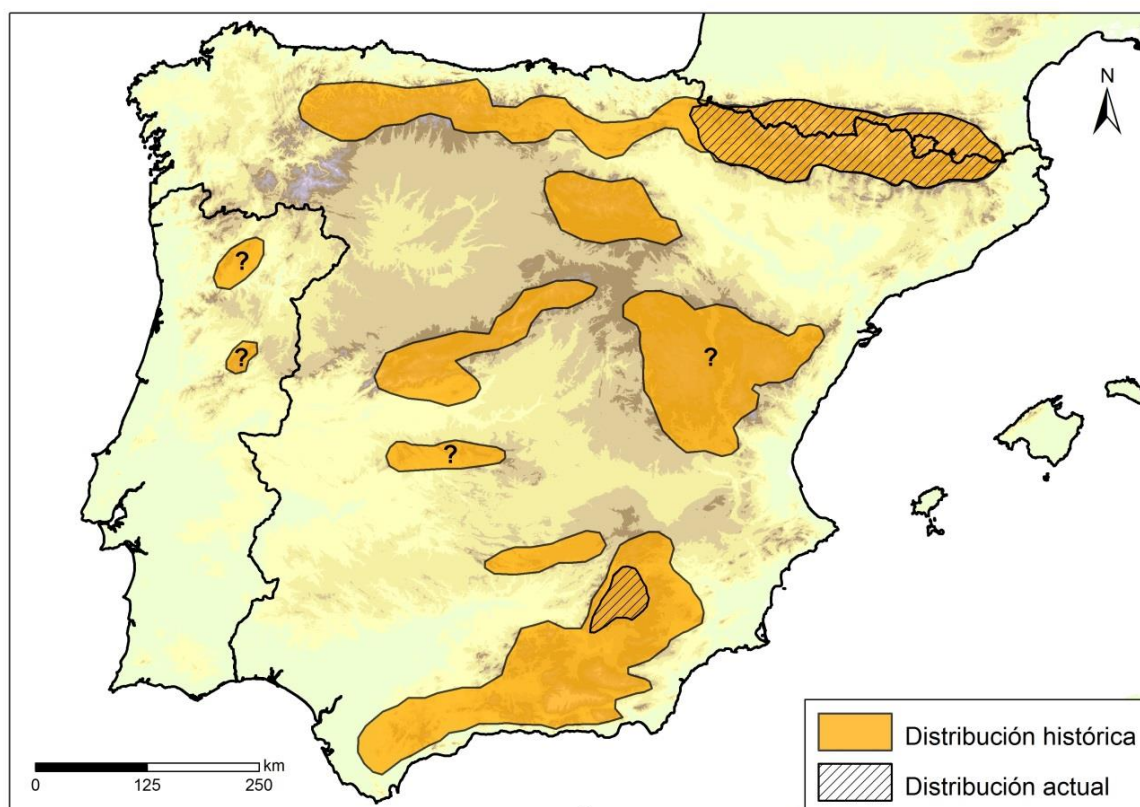


Fig. 10.- Distribución histórica del quebrantahuesos en la Península Ibérica hasta el siglo XIX (adaptado de Hiraldo *et al.* 1979). Con un interrogante se indican las áreas donde la reproducción en tiempos históricos más recientes es más dudosa.

Presencia histórica en el Maestrazgo

En la Comunidad Valenciana la especie debió estar presente probablemente hasta bien entrado el siglo XIX (Reig-Ferrer 2001). Tradicionalmente conocida como “crebalòs”, aparecen las primeras referencias sobre la misma en textos antiguos como el de Joan Baptista Ányes (1480 – ca. 1553-59) en la que menciona a un “pardal de rapinya” (ave de rapiña): “*Ossifraga vero a nostris vulgo Crebalos dicitur et Harpella*” en el libro “*Apologia in Venatores, pro avibus*” publicado en Valencia en 1543 (Anyés 1543).

Además de los textos antiguos, una de las fuentes de información disponibles sobre la presencia histórica de determinadas especies de flora y fauna lo constituye la toponimia. Los topónimos son



a veces reflejo de fósiles lingüístico que pueden aportar información sobre la existencia pretérita de especies extintas en la actualidad. Siguiendo esta línea de información, se ha consultado el “*Corpus toponímic valencià*”¹⁰ revisado por la Acadèmia Valenciana de la Llengua, habiendo encontrado dos referencias a la palabra “crebalòs” en la geografía castellonense (Ros 2014) (Tabla 8).

Tabla. 8.- Zootopónimos de la geografía castellonense que hacen referencia al “crebalòs” o quebrantahuesos.

Topónimo	Término municipal	UTM X ^a	UTM Y ^a	altitud
Morral del Crebalòs	Pobla de Benifassà (CS)	770843.56	4510647.63	1036
Roca del Crebalòs	Culla (CS)	743451.75	4470422.77	878

^a Coordenadas proyectadas en el Huso 30, Datum ETRS89. Abreviaturas: CS = Castellón.

Es destacable que el primero de los topónimos, el Morral del Crebalòs en la Pobla de Benifassà, también cartografiado como “Morral Crivalós” o “Tossal Crivalós” en algunos mapas¹¹, está situado a 1036 m s.n.m. en una zona de cortados calizos donde se ubica actualmente una de las mayores colonias de Buitre leonado (*Gyps fulvus*) de la Comunidad Valenciana (ver apartado sobre competencia interespecífica más adelante). En este lugar nidificaron 22 parejas de buitre en 2015 y constituyen un hábitat a priori idóneo para la presencia de quebrantahuesos. A diferencia del primero, el segundo topónimo (Roca del Crebalòs de Culla) no hace referencia a cortados rocosos aptos para la presencia de la especie, sino a una gran superficie de roca en una ladera entre 800 y 900 m de altitud que al parecer podría constituir un rompedero de huesos utilizado históricamente por la especie. Una visita de campo al lugar por parte de personal de la actual Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural resultó de lo más interesante, recogiéndose el testimonio de un paisano que afirmaba que su abuelo le contaba que aquel lugar era utilizado por el crebalòs “*que és un ocell molt gran, com un voltor*” (= que es una ave muy grande, como un buitre”) para dejar caer huesos y romperlos. La historia completa de la visita y el testimonio de este *masover* está recogida en una interesante crónica¹². Al final de este trabajo se incluye una cartografía de ambos lugares obtenida a través del visor “Terrasit” del Institut Cartogràfic Valencià¹³ (Anexo V).

En cuanto a citas históricas en territorio valenciano, son de interés la captura de un ejemplar joven en Xàtiva (Valencia) el 29/07/1856 por el ornitólogo alemán Alfred Brehm (Reig-Ferrer 2001), así como la recolección de dos ejemplares, uno joven y otro subadulto, en Sagunto y Requena (ambos en Valencia). Del primero se conoce la fecha exacta de su colección, el 12/03/1862, mientras que el segundo debió ser recolectado entre 1857-1864 (A. Reig, *com.pers.*). Las pieles de estos dos ejemplares además de un tercero proveniente de Sierra Nevada (un macho adulto) (A. Reig, *com.pers.*) se conservan en la colección zoológica de la Universidad de Valencia y,

¹⁰ <http://www.avl.gva.es/va/inici/toponims>

¹¹ <http://www.eltossalcartografies.com/index.php?menu=info&id=3>

¹² <http://laliniadewallace.blogspot.com.es/2014/09/la-memoria-del-crebalos.html>

¹³ <http://www.icv.gva.es/>



a juicio de algunos historiadores, corresponderían a las tres pieles más antiguas de quebrantahuesos que existen en la Península Ibérica (Reig-Ferrer 2013) (Fotografía 1).

Tras una revisión exhaustiva de todas las fuentes de información bibliográfica disponible en documentos históricos, atlas, anuarios ornitológicos, colecciones museísticas y trabajos bibliográficos disponibles en Internet, no se puede determinar con exactitud la fecha exacta de la desaparición de la especie en el Maestrazgo. De hecho, algunos autores llegan a poner en duda las citas históricas como reproductora de la especie en esta región (Hiraldo *et al.* 1979). Sea como fuere, teniendo en cuenta lo remoto de la localización geográfica del Maestrazgo, la dificultad de acceso a muchos de los lugares que podrían ser adecuados para la reproducción de la especie, y que esta región ha sido testimonio de algunos de los episodios más convulsos de la Historia reciente de España (tres Guerras Carlistas: 1833 – 1840, 1846 – 1849, 1872 – 1876) no es de extrañar que no existan testimonios de viajes naturalistas y expediciones científicas de recolección en la región del Maestrazgo.

Todo ello lleva a afirmar que el quebrantahuesos debió de extinguirse en el Maestrazgo hacia mediados del siglo XIX, sin poder datar de forma más precisa la fecha aproximada de la extinción de la especie en esta región.



Fotografía 1.- Dos ejemplares de quebrantahuesos conservados en la colección de la Universidad de Valencia capturados en Sagunto el 12/03/1862 y en Requena, entre 1857-1864, ambos en la provincia de Valencia. (Foto: Juan Jiménez)



Presencia reciente

En el Maestrazgo castellonense y turolense se observan de forma regular ejemplares dispersivos provenientes de la población pirenaica y, más recientemente, de ejemplares del proyecto de reintroducción que se lleva a cabo en Andalucía.

Se ha llevado a cabo una recopilación de todas las citas recogidas en atlas, anuarios ornitológicos y bibliografía reciente con objeto de hacer una recopilación exhaustiva de las observaciones recientes de quebrantahuesos en las provincias de Teruel, Tarragona y las tres provincias de la Comunidad Valenciana. Este registro completo de observaciones históricas y recientes de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana puede consultarse en el Anexo VI.

De acuerdo con los datos recopilados, se puede apreciar que no hay un patrón claro en la evolución temporal del número de citas y número mínimo de ejemplares avistados de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana durante el periodo 1980-2015 (Figura 11). Se han agrupado las citas por el número de observaciones y se ha estimado el número mínimo de individuos que corresponderían a estas citas, ya que es frecuente el caso de la observación repetida de un mismo ejemplar (discriminando por un criterio de edad) en fechas y en áreas geográficas muy próximas. En total se han recopilado 31 observaciones que corresponderían a un mínimo de 23 ejemplares diferentes (Anexo VI).

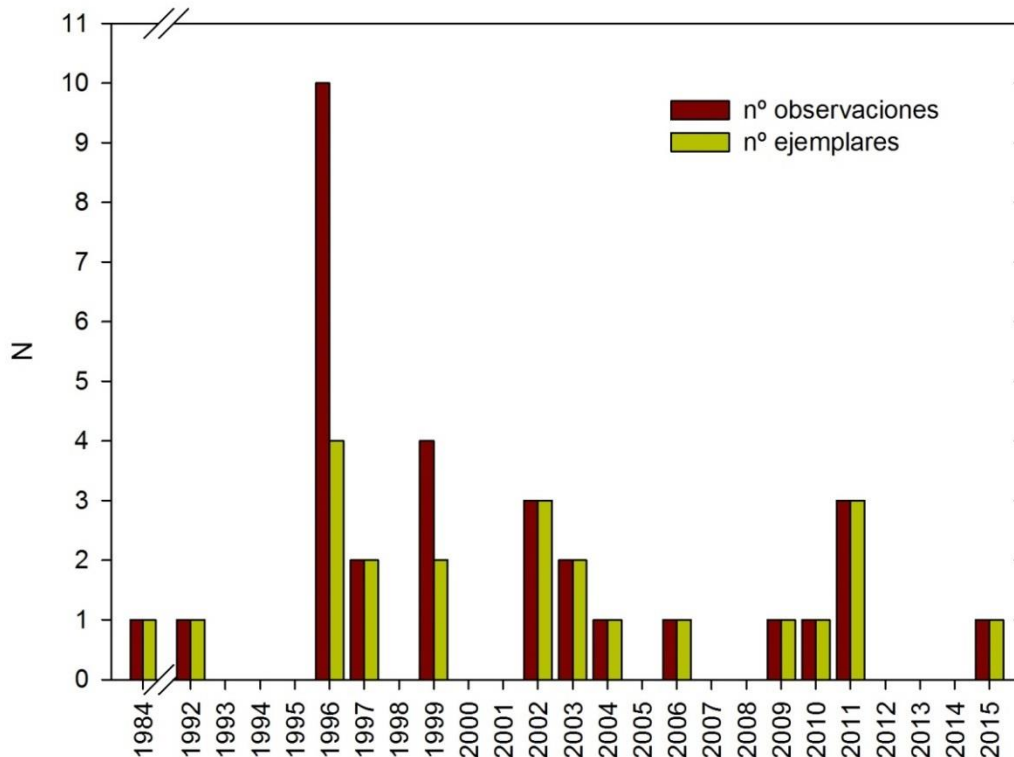


Fig. 11.- Evolución temporal del número de citas y número mínimo de ejemplares avistados de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana (1980-2015).



Por provincias, la mayoría de las observaciones han sido recopiladas en la provincia de Teruel (55% de las observaciones), seguido de Tarragona (16%), Castellón y Valencia (10%, respectivamente). Cabe destacar que hay muy pocas citas recientes publicadas en el Anuario de Cataluña en Tarragona y ninguna en el portal ornitológico de referencia en Cataluña¹⁴ (García-Tarrascón, *com.pers.*).

Por edades, la mayoría de observaciones corresponden a ejemplares adultos (35%), seguidas en número por las de ejemplares inmaduros (23%) y jóvenes (19%) (Figura 12). No obstante, cabe interpretar con precaución los datos brutos ya que la mayoría de estas observaciones de adultos corresponden posiblemente a un mismo ejemplar avistado entre el 27 de abril y el 8 de mayo de 1996 en el Macizo del Moncayo (Anexo VI), en una localidad bastante alejada del área de estudio.

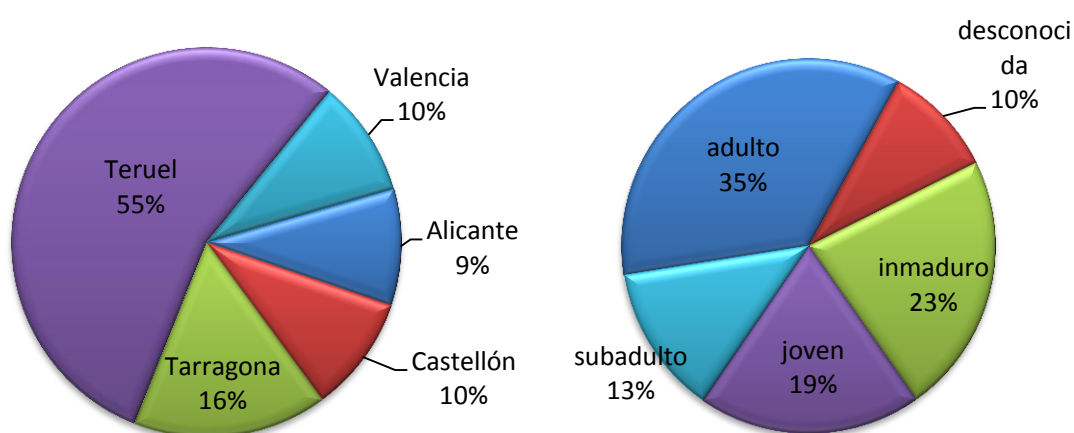


Fig. 12.- Número de citas de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana por provincias (izquierda) y por edades (derecha).

En los últimos años, a raíz de la liberación de ejemplares juveniles en el proyecto de reintroducción de la especie que se está llevando a cabo en Andalucía, y gracias a que todos los ejemplares liberados están equipados con un emisor GPS de seguimiento vía satélite, se ha podido comprobar cómo algunos de estos ejemplares han utilizado la Comunidad Valenciana y el sureste del Sistema Ibérico en sus movimientos de dispersión juvenil y sus desplazamientos hacia áreas geográficas con presencia estable de la especie (i.e., cordillera Pirenaica) (Margalida *et al.* 2013) (Figura 13).

Algunos de ellos, como el ejemplar macho llamado “Libertad” liberado en 2006, dieron numerosas localizaciones en el Maestrazgo (Figura 14). Otro ejemplar, un macho de nombre “Tono”, también atravesó de forma más puntual las provincias de Valencia, Castellón y Teruel en su etapa de dispersión juvenil. Cabe destacar que este ejemplar retornó a la Sierra de Cazorla donde ha marcado un hito histórico para la especie al emparejarse con una hembra y ser el primer ejemplar que cría en Andalucía (este mismo año 2015) desde su extinción en 1986 (Arenas *et al.* 2015).

¹⁴ Disponible en <http://ornitho.cat/>

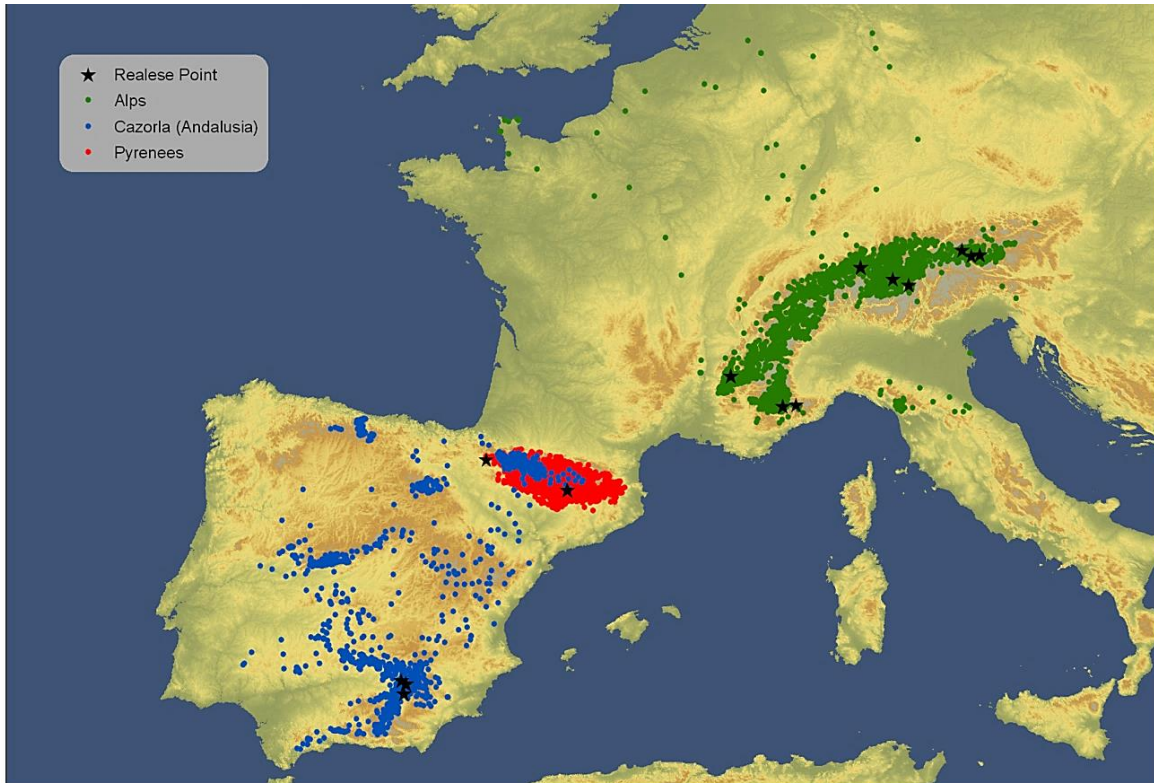


Fig. 13.- Localizaciones de quebrantahuesos pre-adultos liberados en el Proyecto de reintroducción de Andalucía (n=13) (puntos azules), ejemplares salvajes de Pirineos (n=9) (puntos rojos), y ejemplares liberados en el proyecto de reintroducción de los Alpes (n = 24) (puntos verdes)
[Fuente: Margalida et al (2013) reproducido con licencia de Creative Commons]

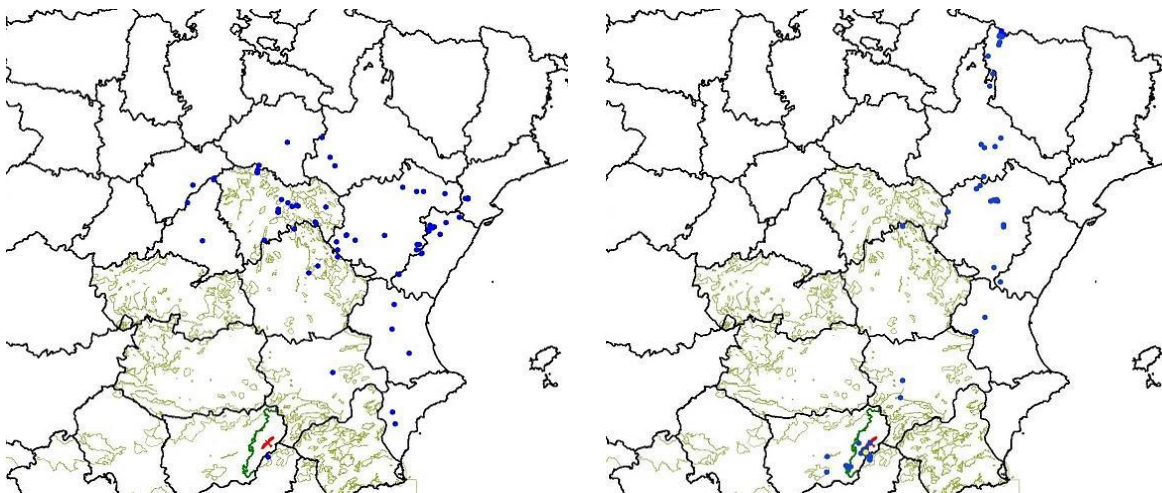


Fig. 14.- Movimientos de los ejemplares “Libertad” (izquierda) y Tono (derecha) liberados en el proyecto de reintroducción de Andalucía en 2006. (Arenas et al. 2015; mapas: J. Jiménez – GVA)



En la figura 15 se incluyen algunos de los mapas hechos públicos por la Fundación Gypaetus y obtenidos a través de las redes sociales¹⁵. En ellos se puede observar cómo al menos tres de los ejemplares liberados en 2012 y 2013 han dado localizaciones en la Comunidad Valenciana, concretamente dos de ellos en el Maestrazgo, entre los meses de mayo y julio de 2015.

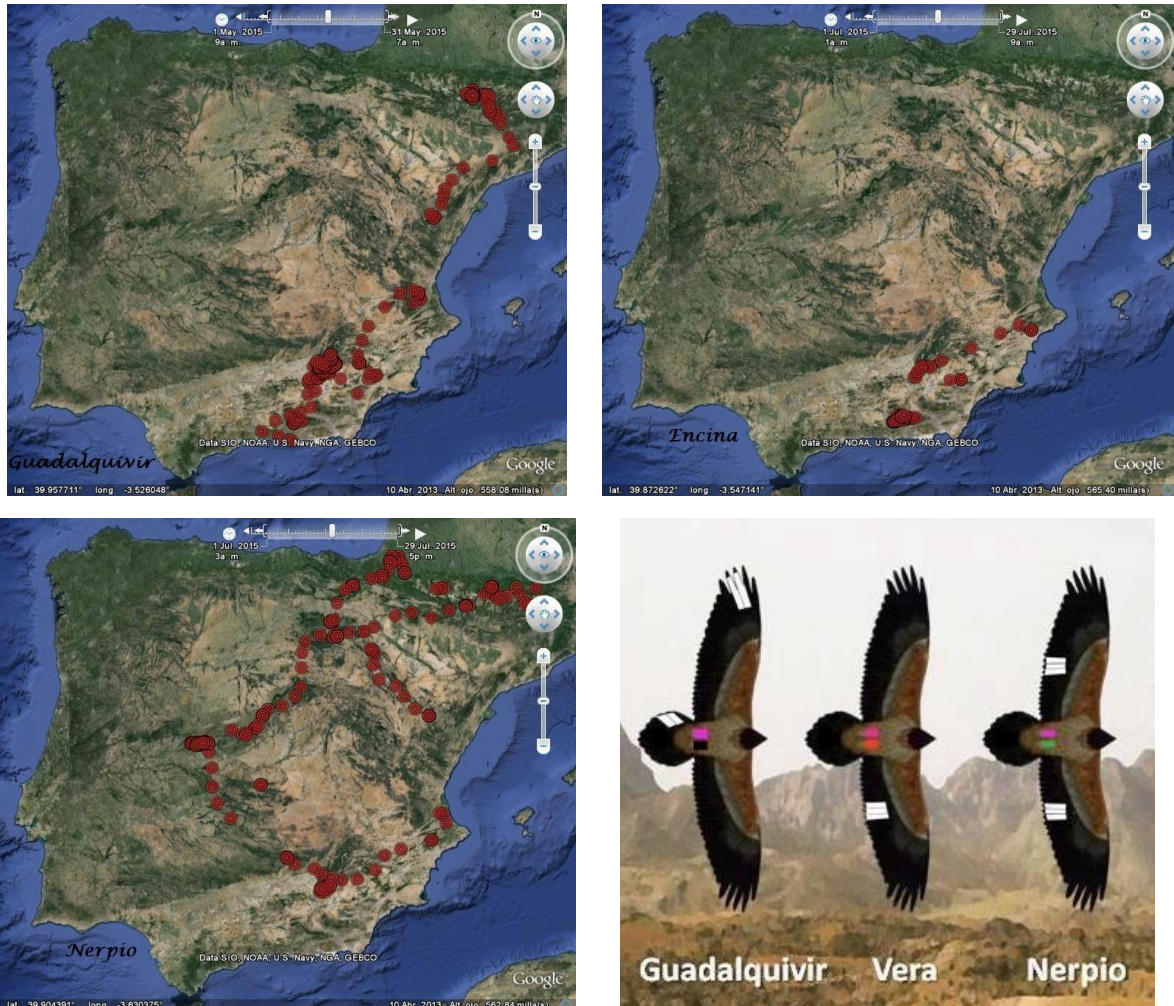


Fig. 15.- Quebrantahuesos del proyecto de reintroducción llevado a cabo en Andalucía observados en el Sistema Ibérico y Comunidad Valenciana gracias al seguimiento vía satélite mediante marcaje con emisores GPS. Los mapas corresponden a los ejemplares Guadalquivir (arriba izquierda) liberado en 2013 y observado en mayo de 2015, Encina (arriba derecha) liberado en 2012 y observado en Alicante en julio de 2015; y Nerpio (bajo izquierda), liberado en 2013 y observado en Alicante, Valencia y Teruel en julio de 2015. Los ejemplares liberados en el proyecto de reintroducción de Andalucía portan todos emisores GPS de seguimiento vía satélite, y una combinación de anillas de colores y un patrón individualizado de plumas secundarias decoloradas para facilitar su identificación en el campo (abajo derecha)¹⁵.

¹⁵ Mapas obtenidos a través del perfil de Facebook de la Fundación Gypaetus

<https://www.facebook.com/Fundaci%C3%B3n-Gypaetus-146297595427677/?fref=ts>

Más información en <http://web.archive.org/web/20131231104739/http://gypaetus.org/>



En resumen, a la vista de la información recopilada en todas las fuentes disponibles, la región del Maestrazgo ha contado con la presencia del quebrantahuesos tanto en tiempos históricos como en tiempos recientes, y constituye actualmente un área potencialmente adecuada al menos para la dispersión juvenil y pre-adulta de la especie, como así lo atestiguan las observaciones recientes y los datos recogidos mediante telemetría vía satélite de los ejemplares liberados en el proyecto de reintroducción que se está desarrollando en Andalucía. En este sentido, el Maestrazgo podría actuar como área geográfica puente entre la cordillera Pirenaica y su nueva área de distribución en Andalucía (véase epígrafe a continuación).



5.- CONEXIÓN CON OTRAS POBLACIONES

Población en Pirineos

El quebrantahuesos ha experimentado un incremento muy notable de sus efectivos poblacionales en las últimas tres décadas tanto en España como en Europa. La población pirenaica de quebrantahuesos, la única salvaje en toda la Europa continental, ha aumentado su tamaño poblacional casi de forma exponencial desde que se hicieran los primeros censos de la especie a inicios de los años 70 del siglo XX (Figura 16).

De acuerdo con los datos obtenidos en diferentes fuentes fiables, la población de la vertiente española de los Pirineos pasó de apenas 7 territorios ocupados en 1971 a 128 en 2014. En este punto cabe destacar un aspecto metodológico importante. En el caso del quebrantahuesos se habla en los diferentes censos tanto de territorios ocupados (i.e., áreas delimitadas donde se detecta la presencia de la especie con comportamiento aparentemente territorial), como de unidades reproductoras (i.e., territorios ocupados en los que hay indicios claros de reproducción de la especie). En ocasiones este aspecto metodológico ha llevado a confusiones a la hora de estimar el tamaño poblacional de la especie. Actualmente, la medida más adecuada para proporcionar una estima del tamaño poblacional de la especie son las unidades reproductoras (en adelante URs). Nótese que no se habla de “parejas reproductoras” ya que en esta especie es habitual el comportamiento poligámico en la reproducción, siendo bien conocidos los casos de tríos y cuartetos, tanto poliándricos (el caso más habitual) (Heredia y Donázar 1990, Margalida *et al.* 1997), como poligínicos (ocasionalmente) (Fasce y Fasce 2012) (Figura 17).

Atendiendo tanto a una medida (territorios), como a la otra (URs), se aprecia claramente cómo la población ha crecido de forma continuada durante los últimos 45 años en Pirineos (Figura 16). Por comunidades autónomas, la región donde más se ha incrementado el tamaño poblacional del quebrantahuesos ha sido en Aragón (Pirineo central) donde la especie ha pasado de 64 URs en 2006 a 82 URs en 2014 (+28% en apenas ocho años). En Cataluña (Pirineo oriental) la población se ha incrementado de 25 a 38 URs (+52%) en el mismo periodo, mientras que en Navarra (Pirineo occidental) la población ha incrementado de 5 a 8 URs (+60%) (Tabla 9).

En el Pirineo francés la tendencia es similar. La población ha pasado de 17 territorios ocupados en 1997 a 39 territorios en 2014 (+129%). El pasado año 2014, de los 39 territorios ocupados (37 por parejas y dos por tríos), en 30 hubo puesta, de las que nacieron 19 pollos, de los cuales llegaron a volar 12 – 13 ejemplares¹⁶. Tres parejas nuevas se establecieron ese mismo año, aunque desapareció la pareja más occidental del País Vasco francés. En Andorra solo hay una unidad reproductora censada que no llegó a sacar ningún pollo en 2014.

Este crecimiento observado en Pirineos en las últimas décadas puede ser explicado por diferentes factores: **i)** establecimiento de un régimen de protección legal efectivo tras la inclusión de la especie en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y la aprobación de diferentes Planes de

¹⁶ <http://www.4vultures.org/2015/08/01/the-bearded-vulture-in-the-french-pyrenees-in-2014/>



Conservación específicos en las distintas autonomías donde está presente (ver Anexo I), lo que ha traído como consecuencia una disminución en la persecución directa; **ii)** aumento de la supervivencia juvenil y pre-adulta debido principalmente al aporte de alimentación suplementaria en comederos específicos a lo largo de toda la cordillera, y muy especialmente en el Pirineo Aragonés (Oro *et al.* 2008); y **iii)** disminución de la mortalidad pre-adulta y adulta debido a la disminución del uso del veneno y a la corrección de tendidos eléctricos peligrosos.

No obstante, en la última década asistimos a un fenómeno interesante desde el punto de vista demográfico: el número de URs ha crecido considerablemente (Figura 16) mientras que en paralelo se ha producido una disminución en los parámetros reproductores (i.e., productividad y éxito reproductor) (Figura 18). Este fenómeno de disminución denso-dependiente de la productividad puede ser indicativo de que la población pirenaica está llegando al umbral de saturación, como así han apuntado algunos autores (Carrete *et al.* 2006). Este hecho, que a priori pudiera parecer negativo, ha servido para proponer la extracción de ejemplares de la población pirenaica para proyectos de reintroducción como el que se está llevando a cabo en Picos de Europa, a través del incremento de la productividad de las URs que son menos productivas utilizando la alimentación suplementaria como herramienta para generar un excedente de pollos (Ferrer *et al.* 2014).

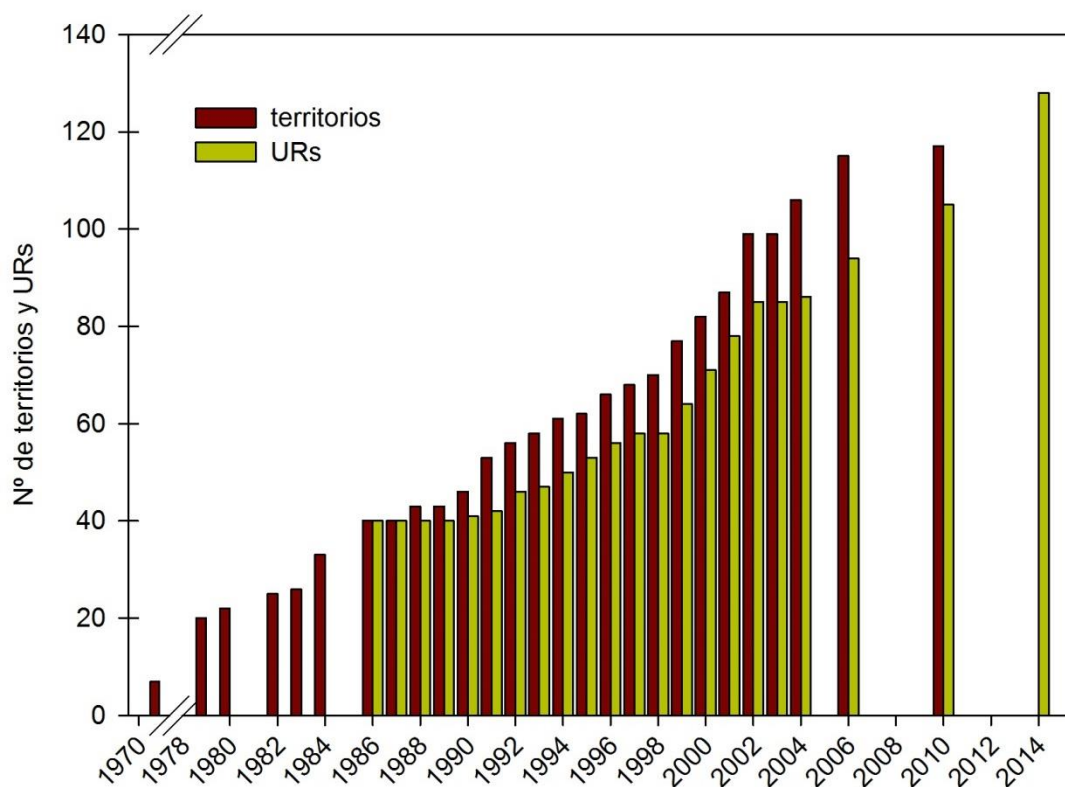
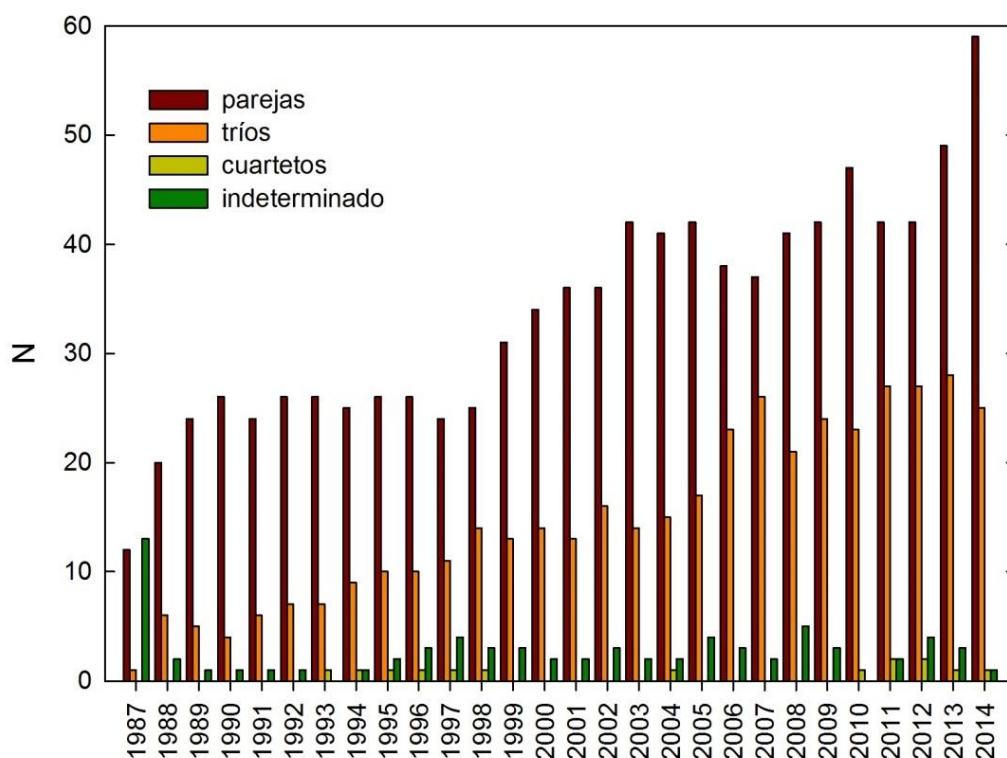


Fig. 16.- Evolución de la población de quebrantahuesos en el Pirineo español (Navarra, Aragón y Cataluña; periodo 1971 – 2014)¹⁷. Se muestra el número de territorios y de unidades reproductoras (URs).

¹⁷ Fuentes: Heredia (1979, 1991), Longares (2003), Margalida *et al.* (2005).


Tabla. 9.- Tamaño poblacional y reproducción del quebrantahuesos en Pirineos.

POBLACIÓN	2014 ¹⁸		2010 ¹⁹		2006 ²⁰	
	URs	Pollos	territorios	territorios	URs	Pollos
Aragón	82	17	71	72	64	13
Cataluña	38	14	38	34	25	11
Navarra	8	0	8	9	5	2
TOTAL ESPAÑA	128	31	117 (105 URs)	115	94	26
Andorra	1	0	1			
Francia	39	13	35			
TOTAL PIRINEOS	168	44	153			


Fig. 17.- Composición de las unidades reproductoras de quebrantahuesos en Aragón durante el periodo 1987 – 2014 (Fuente: datos inéditos FCQ).
¹⁸ Fuente: Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (datos inéditos)

¹⁹ Margalida (2011)

²⁰ Bágüena *et al.* (2007)

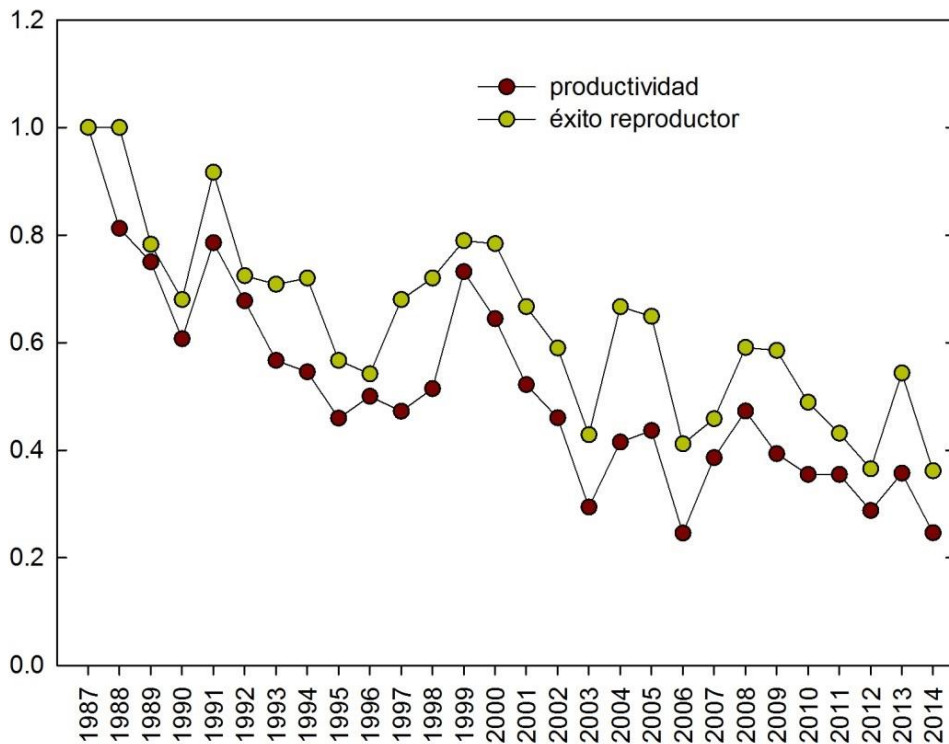


Fig. 18.- Parámetros reproductores de la población de quebrantahuesos nidificante en Aragón durante el periodo 1987 – 2014 (Fuente: datos inéditos FCQ).

Población en Andalucía

Andalucía cuenta actualmente con una única pareja reproductora fruto del proyecto de reintroducción iniciado en el Parque Natural de la Sierra de Cazorla, Segura y las Villas a finales de los ochenta. Apenas transcurridos dos años desde la extinción de la especie en 1986, la Junta de Andalucía encargó a la Estación Biológica de Doñana (EBD – CSIC) los primeros estudios de viabilidad para una posible reintroducción de la especie. Entre 1990 y 1996 se firmaron los primeros convenios con la “Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture” (FCBV), actualmente refundida con otras entidades como “Fundación para la Conservación de los Buitres” (FCV en sus siglas en inglés), y la EBD con objeto de conseguir los primeros ejemplares para el proyecto y aclarar la clasificación taxonómica intraespecífica. En 1996 se construyó el Centro de Cría de Quebrantahuesos “Guadalentín” en Cazorla (Jaén) y en el año 2000 se creó la “Fundación Gypaetus” para coordinar las actuaciones del proyecto en la región andaluza. Tras poner en marcha un plan de acción contra el uso ilegal de cebos envenenados mediante un proyecto LIFE en 2004 y comprobar que las amenazas que habían causado la extinción local de la especie habían sido reducidas a niveles “aceptables”, se produjeron las primeras liberaciones de ejemplares en mayo de 2006, con tres individuos. Desde entonces, y hasta 2015, se han liberado un total de 37 ejemplares jóvenes procedentes de cría en cautividad en diferentes centros europeos, todos ellos liberados mediante la técnica de hacking. De éstos, 20 siguen vivos, nueve han muerto (cuatro por cebos envenenados, dos por intoxicación por plomo y los otros dos por



causas desconocidas) y a los ocho restantes se les ha perdido la pista. Tras un parón en las liberaciones en 2011 debido al repunte del veneno, se continuó al año siguiente hasta que en diciembre de 2013 se observaron las primeras cópulas entre dos de los individuos liberados: Tono, liberado en 2006, y Blimunda, liberada en 2010. En 2014 se asentaron en un territorio y este mismo año 2015 han sacado adelante el primer pollo criado en libertad en Andalucía desde que la especie desapareciera en 1986. Además de esta pareja reproductora, se ha observado la formación de tres-cuatro territorios más con indicios de ocupación tanto en la Sierra de Cazorla como en la Sierra de Castril (Granada), lo que hace suponer que en los años próximos habrá nuevos nacimientos de pollos, incrementándose así la población andaluza salvaje. Una descripción detallada de todo el proyecto de reintroducción en Andalucía puede consultarse en Arenas *et al.* (2015).

Población en Picos de Europa

El quebrantahuesos se extinguió de los Picos de Europa a mediados del siglo XX, datando los últimos datos de reproducción de la década de 1960. Desde 2002, la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) lleva desarrollando diferentes actuaciones que han dado lugar a un proyecto de reintroducción de la especie en el Parque Nacional de los Picos de Europa, en la Cordillera Cantábrica. Desde hace quince años se han implementado distintos proyectos en torno a la especie, entre los que se incluyen los siguientes: “Proyecto de recuperación del Quebrantahuesos en los Picos de Europa” (LIFE 02/NAT/E/8624) (2002-2005), “Análisis de la viabilidad de la reintroducción del quebrantahuesos en el PNPE” (LIFE 02/NAT/E/8624) (2005-06), “Programa de acciones de protección, conservación y recuperación del quebrantahuesos en Cantabria” (2008-09), “Proyecto experimental de reintroducción del Quebrantahuesos en los Picos de Europa” (2010-12), y el “Proyecto LIFE+ ‘Red Quebrantahuesos’” (LIFE12 NAT/ES/000322) (2013 – 2018), actualmente en curso²¹.

Fruto de estos proyectos se han liberado un total de siete ejemplares, uno en 2010 (Atilano), otro en 2012 (Deva), tres en 2014 (Biziele, Chloe y Güeña) y dos el presente año 2015 (Quebrantina y Esperanza). De los ejemplares liberados, cinco siguen vivos actualmente, mientras que dos de ellos han muerto, uno en 2014 a causa de un ataque de águila real (Chloe) y otro también en 2014 por causa desconocida (Güeña) (Báguena y González 2015). A diferencia del proyecto de reintroducción andaluz, los ejemplares liberados en este proyecto provienen de la extracción de pollos salvajes de la población pirenaica aragonesa. Estos pollos son criados bajo un protocolo de estricto aislamiento humano en el centro de cría que dispone la FCQ en la Alfranca (Zaragoza) y una vez alcanzan los 70-80 días de edad son llevados a un hacking en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, donde se aclimatan y crecen en un entorno natural observando a sus congéneres salvajes hasta que alcanzan 110 días de edad. Una vez alcanzada esta edad, son trasladados al Parque Nacional de Picos de Europa donde son aclimatados en un nuevo hacking y liberados posteriormente cuando tienen en torno a 120 días de edad. Del mismo modo que en el proyecto de reintroducción andaluz, todos los ejemplares liberados son marcados, en este caso mediante marcas alares y emisores GPS de seguimiento vía satélite.

²¹ <http://liferedquebrantahuesos.quebrantahuesos.org/htm/es/red/red.htm>



Desde 1990 se han recogido un total de 167 avistamientos de quebrantahuesos (excluyendo los ejemplares reintroducidos) en Picos de Europa (Báguena y González 2015). Cabe destacar, además, que en 2014 se observaron las primeras cópulas entre uno de los ejemplares liberados (Deva) y un individuo adulto de procedencia desconocida (posiblemente de Pirineos) (Báguena 2014). Esta pareja se ha asentado en un territorio donde es probable que en las próximas temporadas de cría intenten sacar adelante sus primeros pollos.

Población en los Alpes

El quebrantahuesos desapareció como especie reproductora en los Alpes a principios del siglo XX. Gracias a un proyecto de reintroducción iniciado a finales de los años setenta, la cordillera alpina cuenta actualmente con una población reproductora de 34 parejas establecidas²². Además, se estima una población en torno a 200 – 250 individuos a lo largo de su área de distribución alpina.

En 1974 se llevó a cabo la primera liberación experimental de cuatro ejemplares. Posteriormente, gracias a un proyecto coordinado por la Vulture Conservation Foundation y numerosas asociaciones y entidades coordinadas bajo el “European Endangered Species Programme” del quebrantahuesos (EEP) se reinició un programa de liberación de individuos en 1986. Los ejemplares provienen todos de la cría en cautividad a través de una red coordinada de centros de cría especializados, zoológicos y colecciones privadas coordinada por la VCF. Actualmente cuentan con un stock de 153 individuos cautivos con 37 parejas establecidas (Tavares 2015). Desde 1986 hasta 2014 se han liberado un total de 198 ejemplares.

En 1997 se produjo la primera cría en libertad de una pareja en los Alpes (Schaub *et al.* 2009). Desde entonces la población no ha parado de crecer, habiendo nacido un total de 127 ejemplares entre 1997 y 2014. Actualmente la población alpina, distribuida a lo largo de Francia, Suiza, Italia y Austria, cuenta con 34 URs de las que nacieron 19 pollos este mismo año (ocho en Suiza, seis en Francia, cuatro en Italia y uno en Austria). La productividad actual de la especie en los Alpes está ligeramente por debajo de 0.6 pollos/UR.

Población en el Macizo Central francés

Actualmente se están llevando a cabo dos proyectos de reintroducción en el Macizo Central francés: uno en la región del Vercors y otro en la región de los Grands Causse, ambos coordinados por la “League pour la Protection des Oiseaux” (LPO) francesa y que cuentan con el apoyo de la VCF, entre otras muchas entidades²³. El objetivo de estos proyectos es crear un corredor ecológico para unir a los dos asentamientos principales de los Pirineos y los Alpes. En el Vercors el proyecto se inició en 2010 y en los Grandes Causses el programa se inició en el año 2012.

²² <http://www.4vultures.org/>

²³ http://www.wild.uzh.ch/bg/index_e.htm
<http://rapaces.lpo.fr/gypaete-grands-causses/>



Además, este mismo año 2015 se ha iniciado un proyecto LIFE+ denominado “GYPCONNECT”²⁴, que tiene como objetivo consolidar este corredor ecológico entre las poblaciones alpina y pirenaica. Para ello se pretende establecer una población reproductora en el Macizo Central francés y en la región de los Pre-Alpes (Vercors y Baronnies), entre Francia e Italia. Para ello se llevará a cabo la liberación de ejemplares provenientes de programas de cría en cautividad dentro del EEP del quebrantahuesos. Si el proyecto resulta exitoso, además de establecerse un nexo entre las poblaciones pirenaicas y alpinas, se podría dar por concluido el proyecto de reintroducción en los Alpes que actualmente está empezando a tener problemas debido a la baja variabilidad genética de los ejemplares utilizados en la liberación.

El EEP del quebrantahuesos constituye la base para los proyectos de reintroducción que se están llevando a cabo tanto en Andalucía como en el Macizo Central francés y los Alpes. Este año se han liberado un total de 15 ejemplares: siete en los Alpes, dos en los Grands Causses y seis en Andalucía.

Poblaciones insulares: Córcega y Creta

Además de la población pirenaica, Europa cuenta con otras dos poblaciones salvajes de quebrantahuesos, ambas insulares, una en Córcega (Francia) y otra en la isla griega de Creta. La tendencia poblacional de las dos poblaciones es bien diferente. Mientras que la población de la isla de Creta se ha ido recuperando paulatinamente durante la última década, la población de la isla de Córcega es extremadamente reducida y se encuentra próxima al umbral de la extinción.

La población de Creta contaba en 1996 con dos parejas reproductoras y se estimaban 14 territorios de la especie (Xirouchakis y Nikolakakis 2002). Poco a poco, la población ha ido creciendo hasta llegar a siete parejas reproductoras en la actualidad, de las cuales cinco iniciaron la reproducción, sacando adelante cuatro pollos este mismo año 2015²⁵. La población cuenta con protección legal desde 1979. Gracias a la implementación de dos proyectos LIFE gestionados por el Museo de Historia Natural de Creta, se ha conseguido reducir las amenazas por persecución directa por disparo y veneno.

Por el contrario, la población francesa de la isla de Córcega ha pasado de ocho territorios y cinco parejas en 1983 a apenas seis territorios y dos parejas reproductoras que no han llegado a sacar ningún pollo en 2015. La población se encuentra confinada en la porción septentrional de la isla, en el Parque Natural Regional de Córcega, donde se ha mantenido relativamente estable en las últimas décadas (Seguin *et al.* 2010). Los parámetros reproductores de la población son extremadamente bajos, volando entre cero y dos por año como máximo desde 1990 (media de 0.16 pollos/pareja/año para el periodo 1988 – 2008; Seguin *et al.* 2010). Las causas del declive no parecen muy claras, pero todo parece apuntar a una disminución de la disponibilidad de presas en forma de ungulados salvajes y naturales como el muflón europeo *Ovis orientalis musimon* (Seguin

²⁴ <http://www.4vultures.org/2015/11/13/life-gypconnect-starts-linking-bearded-vultures-from-the-alps-to-the-pyrenees/>

²⁵ <http://www.4vultures.org/2015/08/10/bearded-vultures-in-corsica-and-in-crete-an-update/>



et al. 2005), así como a una disminución de los parámetros reproductores a consecuencia de un fenómeno de depresión endogámica (Seguin *et al.* 2010).

El Maestrazgo en el contexto Europeo

Como se ha descrito anteriormente, en Europa existen actualmente tres poblaciones salvajes de quebrantahuesos (Pirineos, Córcega y Creta) y dos poblaciones de nueva creación (Alpes y Andalucía) resultado de sendos programas de reintroducción. Además, es muy probable que se asiente un nuevo núcleo reproductor en la Cordillera Cantábrica en los próximos años. Ello da lugar a un panorama mucho más esperanzador para la recuperación de la especie que el que había hace veinte años. Aunque muchas de las amenazas y problemas de conservación todavía persisten, los esfuerzos llevados a cabo en las últimas décadas han demostrado que la recuperación de una especie tan amenazada como el quebrantahuesos es factible. De este modo, actualmente se puede afirmar que existen los pilares básicos para que se den las condiciones para la existencia de una meta-población europea, al menos en la Europa continental, integrada por todas y cada una de las diferentes subpoblaciones. Sin embargo, para que dicha meta-población actúe como tal es necesario que exista un intercambio de individuos y por tanto exista un flujo genético entre las diferentes subpoblaciones, algo que todavía no ha ocurrido hasta la fecha. Los proyectos que están actualmente en curso van en esta dirección y es por tanto muy posible que en un marco temporal a medio plazo se observen los primeros casos de individuos nacidos en una de las subpoblaciones que vayan a reproducirse en otras poblaciones diferentes a la de origen.

Teniendo en cuenta este contexto europeo, un proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo podría ayudar a afianzar aún más estos objetivos, sirviendo de puente entre las diferentes subpoblaciones ibéricas (Pirineos, Andalucía y Cordillera Cantábrica) y a su vez entre éstas y las del resto de Europa (Figura 19). Además de servir como puente, la existencia de nuevos núcleos de población como el maestracense servirían para disminuir el riesgo de extinción global de la especie y podrían ayudar a acabar de tejer una red europea coordinada de proyectos de conservación que, utilizando como objetivo a una especie emblemática como el quebrantahuesos, ayudarían a su vez a paliar las amenazas que afectan a otras especies carroñeras también amenazadas a nivel europeo como son el alimoche común (*Neophron percnopterus*) y el buitre negro (*Aegypius monachus*).

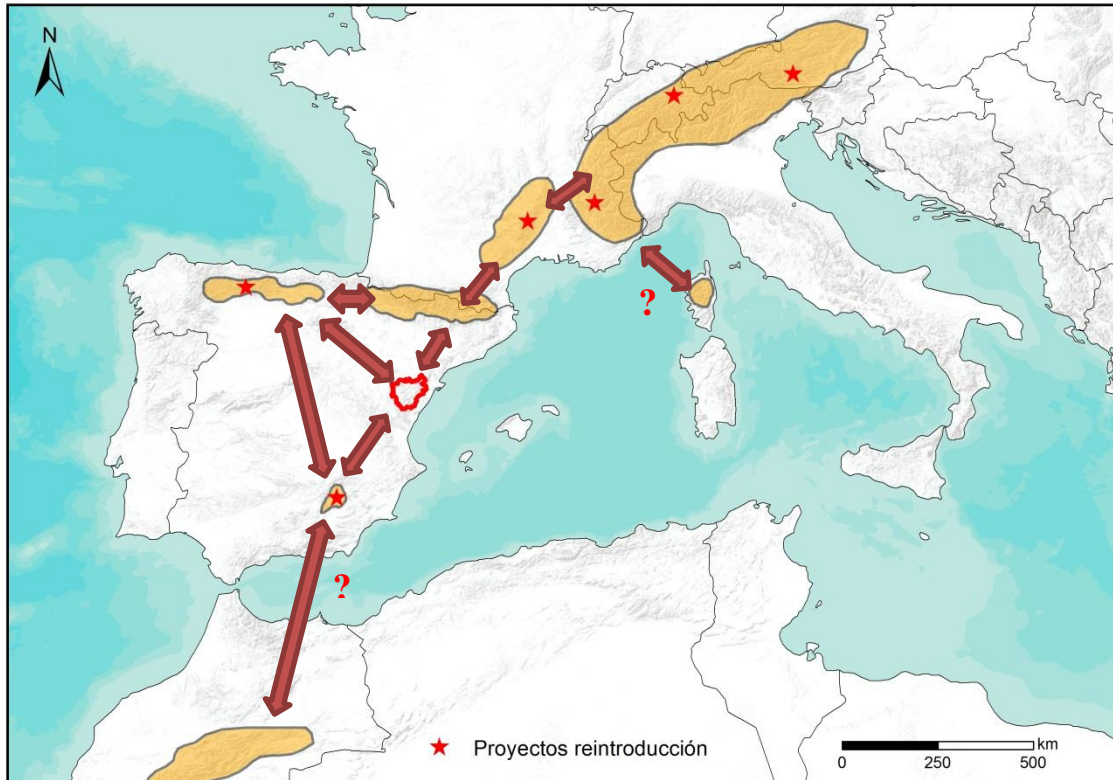


Fig. 19.- Conexión entre poblaciones de quebrantahuesos en Europa occidental y norte de África (área sombreada). El Maestrazgo, por su posición geográfica (en rojo) podría actuar como puente entre las diferentes subpoblaciones. Las flechas indican las posibles conexiones entre subpoblaciones en el seno de una gran meta-población europea. Se indican con un signo de interrogación las interacciones con menor probabilidad de suceder.



6.- EVALUACIÓN DE LA ADECUACIÓN DEL HÁBITAT COMO SISTRATO DE NIDIFICACIÓN

El estudio de la distribución de los organismos constituye uno de los principales objetivos de la Ecología como disciplina científica, especialmente la identificación de los patrones subyacentes que determinan la distribución de especies y los factores causantes de las mismas (Channell y Lomolino, 2000; Newton, 2003; Whitfield, 2005).

Desde mediados de los años noventa, el número de trabajos científicos dedicados a la modelización y al estudio de los patrones de selección de hábitat de especies tanto animales como vegetales se ha incrementado de forma exponencial. Esto ha sido debido fundamentalmente a dos causas: **(i)** el incremento del uso y la facilidad de acceso a Sistemas de Información Geográfica (SIG) derivado del incremento en la capacidad de cálculo de los ordenadores; y **(ii)** el desarrollo en paralelo de potentes métodos estadísticos y software específico para el estudio de selección de hábitat y la generación de modelos predictivos de distribución al alcance de un gran público (Lehmann *et al.*, 2002; Thuiller, 2003; Cabeza *et al.*, 2004; Engler *et al.*, 2004; Phillips *et al.* 2005, 2006; Beissinger *et al.*, 2006; Piorecky y Prescott, 2006; Austin 2007).

Los modelos predictivos de distribución de especies constituyen una herramienta importante para responder a cuestiones básicas sobre ecología, biogeografía, evolución y, más recientemente, para utilizarlos en aspectos aplicados en biología de la conservación y estudio de los efectos del cambio climático (Guisan y Thuiller 2005). En el campo de la denominada biología de la conservación, los modelos predictivos de distribución han sido utilizados con numerosos fines diferentes, entre los que se incluyen el estudio y seguimiento de especies amenazadas (Yanez y Floater, 2000), predicción de la expansión o contracción de áreas de distribución (Thuiller 2004), el diseño y evaluación de áreas protegidas (Li *et al.*, 1999; Larson *et al.*, 2004; Maiorano *et al.* 2007; López-López *et al.*, 2007a,b, 2011), la gestión de recursos naturales (Bradbury *et al.*, 2000; Nams *et al.*, 2006), dispersión de especies invasoras (Peterson, 2003; Thuiller *et al.* 2005) y el estudio del impacto del cambio climático sobre la distribución de la biodiversidad (Berry *et al.*, 2002; Thuiller, 2003; Araújo *et al.*, 2004; Skov y Svenning, 2004). Para una descripción general sobre qué son los modelos predictivos de distribución de especies, en qué consisten y cómo éstos se enmarcan en la teoría ecológica véase Guisan y Thuiller (2005) y Austin (2007).

Modelos predictivos y reintroducción de especies

Además de todos los ejemplos anteriores, una de las principales aplicaciones de los modelos predictivos de distribución es su aplicación en programas de reintroducción de especies (Rodríguez *et al.* 2007; e.g. Pearce y Lindenmayer 1998). En este sentido, su uso sirve para: **(i)** cuantificar los requerimientos de hábitat de la especie objeto de actuación (i.e., análisis de selección y/o preferencias de hábitat *sensu amplio*); **(ii)** analizar la disponibilidad y viabilidad del hábitat potencial para la especie objeto de reintroducción; y **(iii)** evaluar los riesgos ambientales y



por tanto el grado de “calidad” del territorio donde se tiene previsto ejecutar el proyecto de reintroducción en cuestión.

Los modelos de preferencias de hábitat tienen por objeto identificar la relación que existe entre las características del hábitat o del paisaje y la distribución de las especies (Nicholls, 1989; Buckland y Elston, 1993; Bustamante y Seoane, 2004; Gibson *et al.*, 2004). Es importante destacar que, a diferencia de otros modelos dinámicos o mecanísticos mucho más complejos y subjetivos, estos modelos son en general estáticos y asumen una situación de equilibrio o pseudo-equilibrio, es decir, que asumen que las condiciones ambientales y los factores que condicionan la selección de hábitat no van a cambiar en un corto espacio de tiempo (Guisan y Zimmermann, 2000). Su gran ventaja es que, a diferencia de otros tipos de modelización como las basadas en el “criterio de expertos”, se fundamentan en datos reales de campo y cuantificación objetiva, teniendo en cuenta por tanto las interacciones bióticas y los posibles efectos de factores ecológicos como la exclusión competitiva (Guisan y Zimmermann, 2000).

Con el objeto de mejorar las estrategias de gestión del hábitat y por tanto la toma de decisiones basadas en la evidencia en el campo de la conservación de especies son necesarios estudios específicos que analicen las preferencias de hábitat (Manly *et al.* 2002), especialmente en lugares fuertemente antropizados como la región mediterránea donde los intereses humanos y los requerimientos vitales de muchas especies entran en conflicto directo (López-López *et al.* 2011).

Objetivos

En el caso particular del quebrantahuesos existe una amplia literatura disponible sobre estudios de selección de hábitat y el uso de éstos para la generación de modelos predictivos de distribución (e.g. Donazar *et al.* 1993; Bustamante 1996, 1998; Hirzel *et al.* 2004; Gavashelishvili y McGrady 2006; Margalida *et al.* 2008). Siguiendo trabajos similares realizados en el marco de otros proyectos de reintroducción del quebrantahuesos tanto en España como en otros lugares de Europa (Donazar *et al.*, 1993; Bustamante, 1998; Gavashelishvili y McGrady, 2006) así como la metodología ya empleada en trabajos previos con otras especies rapaces y carroñeras (García-Ripollés *et al.* 2005; López-López *et al.* 2006, 2007a,b; Di Vittorio *et al.* 2012; Di Vittorio y López-López 2014), los objetivos y la secuencia de pasos seguidos en este apartado han sido los siguientes:

- 1) Llevar a cabo un análisis de selección de hábitat del quebrantahuesos en la vertiente sur del Pirineo utilizando como base la información de la población pirenaica aragonesa.
- 2) Desarrollar y validar un modelo predictivo de idoneidad de hábitat de nidificación de la especie en el Pirineo.
- 3) Proyectar el modelo predictivo de selección de hábitat resultante a la región del Maestrazgo con objeto de poder establecer una gradación de idoneidad del hábitat para la posible ocupación de la especie.
- 4) Determinar qué lugar/es serían los más idóneos para iniciar un proyecto de reintroducción en el Maestrazgo.



Escala espacial de estudio

Todos los análisis han sido llevados a cabo con el mayor grado de resolución espacial posible en aras de la reproducibilidad de los resultados. Dado que las diferentes variables de partida estaban medidas con diferentes niveles de resolución espacial (desde puntos exactos a variables medidas a escala comarcal), se ha empleado como marco de referencia las cuadrículas de 1 km de lado de la proyección UTM. Esta malla de cuadrículas UTM de 1x1 km de lado fue descargada del servidor de datos de la web del Instituto Geográfico Nacional²⁶.

Aunque existen otras aproximaciones para la selección de la escala espacial de estudio (i.e., círculos concéntricos, ventanas móviles, etc.) se consideró el uso de la retícula UTM de 1x1 km como escala espacial más adecuada ya que es una referencia común en estudios de selección de hábitat en ornitología (e.g. Penteriani y Faivre, 1997; Ontiveros, 1999; Martínez *et al.*, 2003; López-López *et al.* 2006, 2007b) y porque proporciona a su vez un buen equilibrio entre resolución espacial y el grado de heterogeneidad espacial perceptible por una especie como el quebrantahuesos.

Gracias al desarrollo de los objetivos de este epígrafe, se ha conseguido recopilar y disponer de información espacialmente explícita que permita en último término seleccionar cuáles serían las mejores zonas para un proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo.

Presencia/ausencia de quebrantahuesos (variables dependientes)

Para llevar a cabo el estudio de selección de hábitat del quebrantahuesos en la vertiente sur del Pirineo se llevó a cabo un diseño experimental de tipo caso-control (Hosmer y Lemeshow 2000; Keating y Cherry 2004) en el que se compararon las características de cuadrículas ocupadas por la especie con un número igual de cuadrículas donde no había constancia de la presencia de la misma. Para ello se tomó como información de partida la localización exacta de los nidos ocupados por el quebrantahuesos en la provincia de Huesca. Estos datos fueron facilitados por la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) y fueron obtenidos en base a trabajo de campo consistente en el censo sistemático de la especie en el Pirineo aragonés durante el periodo 1995 – 2014. En total se han cartografiado un total de 330 nidos pertenecientes a 85 unidades reproductoras distintas. Todos los nidos fueron incorporados a un Sistema de Información Geográfica utilizando como referencia geográfica la proyección UTM en Huso 30 y como datum el WGS1984.

Una vez cartografiados los nidos en el Pirineo aragonés, se seleccionaron todas las cuadrículas UTM de 1x1 km que contenían alguno los nidos que habían sido ocupados recientemente (periodo 2010 – 2014) o que cumplieran la condición de estar a menos de 1 km de los mismos. En total, de las 16516 cuadrículas UTM de la provincia de Huesca, se seleccionaron un total de 405 cuadrículas UTM que cumplieran esta condición. A continuación se seleccionaron al azar el mismo número de cuadrículas UTM de 1x1 km (N = 405) que no coincidieran con las cuadrículas

²⁶ <http://www.ign.es/ign/main/index.do>



ocupadas por la especie. En ambos casos, tanto para la selección de cuadrículas ocupadas como para las no ocupadas, se utilizaron solo cuadrículas completas de 1km² de superficie para evitar la inclusión de cuadrículas que coincidieran justo con la división de los husos cartográficos, evitando de este modo problemas en los cálculos de las variables independientes.

Indicadores ambientales (variables independientes)

Siguiendo la metodología empleada en estudios similares, para la selección de variables descriptoras del hábitat de nidificación del quebrantahuesos se utilizaron variables que podían tener relevancia en los patrones de selección de hábitat de la especie (Donázar *et al.* 1993; Sánchez-Castilla *et al.* 2005; Gavashelishvili y McGrady 2006; Sánchez-Castilla 2007). Para ello se obtuvieron una serie de 41 variables que fueron agrupadas en seis grupos diferentes: variables descriptoras de la topografía, usos del suelo, alimento potencialmente disponible, competencia interespecífica, variables climáticas y variables indicativas de la presión antrópica (Tabla 10).

Las variables topográficas fueron calculadas a partir de un modelo digital del terreno (DEM) obtenido a partir de la “Shuttle Radar Topography Mission” de la NASA con una resolución espacial de 3-arc segundos y 90m²⁷. Las medidas de orientación, pendiente y relieve orográfico (o *hillshade*) fueron derivadas del DEM utilizando la extensión “DEM Surface Tools” versión 2.1.348 para ArcGis (Jenness 2012). Para la descripción de los usos del suelo en las diferentes cuadrículas ocupadas y no ocupadas por la especie se utilizó la cartografía de coberturas de acuerdo con el CORINE Land Cover program de la Agencia Europea del Medio Ambiente en su última versión disponible correspondiente al año 2006. El CORINE Land Cover 2006 está dividido en 44 categorías que representan diferentes tipos de hábitat, agrupadas a su vez en cinco categorías principales: superficies artificiales, áreas agrícolas, áreas forestales y semi-naturales, zonas húmedas, cuerpos y masas de agua. La leyenda completa de los diferentes tipos de hábitat está disponible en la web de la Agencia Europea del Medio Ambiente²⁸. A los efectos de este trabajo, las categorías fueron reagrupadas utilizando los tres niveles diferentes del catálogo del CORINE, agrupando variables conforme a su sentido biológico para el quebrantahuesos como se detalla en la Tabla 10.

Además del cálculo del porcentaje de superficie de cada cuadrícula UTM de 1x1 km ocupada por cada uno de los diferentes tipos de hábitat, se calcularon una serie de variables derivadas indicativas de la heterogeneidad del hábitat. Estas variables incluyeron el cálculo de la riqueza de parcelas distintas, densidad de bordes, porcentaje de superficie ocupada por la parcela más extensa, riqueza de parcelas, así como los índices de diversidad de Shannon y de regularidad de Simpson (McGarigal y Marks 1994). Para dichos cálculos se utilizó la extensión “Patch analysis” versión 5.1 para ArcGIS 10.0 (Rempel *et al.* 2012).

Las variables de disponibilidad potencial de alimento y competencia interespecífica con buitre leonado y alimoche fueron facilitadas por los correspondientes servicios de biodiversidad de los gobiernos autonómicos de Aragón y Comunidad Valenciana: Servicios de Vida Silvestre de la

²⁷ <http://srtm.csi.cgiar.org/>

²⁸ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/corine-land-cover-types-2006>



Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana; y Servicio de Biodiversidad, Departamento Desarrollo Rural y Sostenibilidad, Gobierno de Aragón. Con los datos proporcionados, se calculó la densidad de cabezas de ganado ovino, caprino y porcino a nivel comarcal, así como la densidad de ungulados silvestres a nivel comarcal que pudieran ser fuente potencial de alimento: rebeco y ciervo en el Pirineo; y cabra montés y corzo en el Maestrazgo. Además se cartografiaron los diferentes Puntos de Alimentación Suplementaria (PAS) para aves carroñeras existentes en Aragón (RACAN)²⁹ y Comunidad Valenciana, tanto para buitres y alimoches, como los específicos para quebrantahuesos. Asimismo, se calculó la densidad de posibles especies que pudieran ser competencia del quebrantahuesos, buitre leonado y alimoche. Los datos de presencia de ambas especies fueron obtenidos en base a los diferentes censos específicos que se llevan a cabo en cada comunidad autónoma. En el caso de la Comunidad Valenciana se utilizaron los censos de buitre y alimoche correspondientes al año 2015, mientras que en Aragón se utilizaron los últimos datos disponibles de censo de ambas especies correspondientes al año 2013 para el buitre y al año 2008 para el alimoche.

Las variables climáticas se obtuvieron a partir de los datos disponibles en el Instituto Aragonés de Estadística (IAEST)³⁰, utilizándose los datos de "Valores normales de precipitación y temperatura de la red climatológica (1961-1990) de Aragón". Para el caso de la Comunidad Valenciana, los datos climatológicos se obtuvieron a partir de la información disponible en la red de estaciones meteorológicas (periodo 2000 – 2014) del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)³¹. Los datos meteorológicos fueron importados en una capa de puntos que fue posteriormente transformada en una superficie continua transformada en formato ráster mediante el método de interpolación inverso de la distancia (IDW), utilizando una resolución espacial horizontal de 100 m (Jolly *et al.* 2005; e.g. López-López *et al.* 2007b).

Por último, se obtuvieron diferentes variables indicativas del nivel de presión antrópica. Para ello se generó una capa en formato ráster de densidad de población y otra de densidad de municipios a partir de los datos del Instituto Nacional de Estadística (INE)³², utilizando el método de interpolación IDW con resolución espacial horizontal de 100 m. Se calculó también la longitud de carreteras asfaltadas, tendidos eléctricos de media y alta tensión en cada cuadrícula UTM de 1x1 km en base a los datos de cartografía básica facilitados por los diferentes servicios de biodiversidad de Aragón y Comunidad Valenciana. Finalmente, se calculó la densidad de parques eólicos a partir de la información facilitada por la Asociación Empresarial Eólica (AEE)³³ previa conversión de la capa de polígonos inicial en una capa en formato ráster.

En todos los casos, la capa con la malla de cuadrículas UTM de 1x1 km fue sobrepuesta sobre las diferentes capas con las variables ambientales, utilizando la función de cálculo de estadísticos zonales del SIG para obtener los valores de cada variable (máximo, mínimo, media, rango) en cada

²⁹ Red Aragonesa de Comederos para Aves Necrófagas (RACAN), regulada por el Decreto 207/2005, de 11 de octubre, del Gobierno de Aragón.

³⁰ <http://goo.gl/05ZM3l>

³¹ <http://riegos.ivia.es/datos-meteorologicos>

³² http://www.ine.es/inebmenu/mnu_cifraspob.htm

³³ <http://www.aeeolica.org/>



una de las unidades de estudio (i.e., las cuadrículas UTM de 1x1 km). Todos los cálculos fueron llevados a cabo utilizando el programa ArcGis versión 10.0 (ESRI Inc.) y la aplicación “Geospatial Modelling Environment” versión 0.7.2.0 (Beyer 2012).

Tabla. 10.- Variables descriptoras del hábitat del quebrantahuesos. Abreviaturas: CLC = CORINE land cover class. Unidades de superficie calculadas en km².

Tipo	Variable	Descripción
Topográficas	altitud_min	Altitud mínima (m)
	altitud_max	Altitud máxima (m)
	rango_altitud	Rango de altitud (máxima - mínima)
	altitud_media	Media aritmética de la altitud (m)
	aspect_media	Orientación media (grados)
	slope_max	Pendiente máxima (grados)
	slope_range	Rango de pendiente (máxima - mínima)
	slope_media	Media aritmética de la pendiente (grados)
	hillshade_media	Promedio de la orografía (Jenness 2012)
Uso del suelo	artificial	Superficie (%) de áreas urbanizadas, industriales y vías de comunicación (CLC 1--)
	cultivos	Superficie (%) de cultivos arbolados de regadío y secano (CLC = 211;212;213;221;222;223)
	praderas	Superficie (%) ocupada por praderas (CLC = 231)
	mosaico	Superficie (%) de zonas agrícolas heterogéneas y mosaico de cultivos (CLC = 241;242;243;244)
	bosques	Superficie (%) de bosques de coníferas, caducifolios y mixtos (CLC = 311;312; 313)
	arbustos	Superficie (%) de matorral y vegetación arbustiva (CLC = 321;322;323;324)
	abiertos	Superficie (%) de espacios abiertos sin vegetación (CLC = 331;332;333;334;335)
	húmedas	Superficie (%) de zonas húmedas (CLC 4--)
	aguas	Superficie (%) de aguas interiores (CLC 5---)
	NumP	Número de parcelas distintas
	ED	Densidad de bordes (superficie de bordes respecto al área total)
	SDI	Índice de diversidad de Shannon
	LPI	Porcentaje de superficie ocupada por la parcela más extensa
PR	Riqueza de parcelas (suma de los diferentes tipos de parcelas)	
SIEI	Índice de regularidad de Simpson	
Alimento	ovino	Densidad de cabezas de ovino (nº cabezas/superficie)
	caprino	Densidad de cabezas de caprino (nº cabezas/superficie)
	porcino	Densidad de cabezas de porcino (nº cabezas/superficie)



Tipo	Variable	Descripción
	PAS	Densidad de Puntos de Alimentación Suplementaria (nº de comederos/superficie)
	ungulados silvestres	Densidad de ungulados silvestres (nº de cabezas de rebeco, ciervo, cabra montés y corzo/superficie)
Competencia	buitres	Densidad de colonias de buitre (nº de colonias/superficie)
	alimoche	Densidad de parejas reproductoras de alimoche (nº de colonias/superficie)
Climáticas	precip_dic	Precipitación media (mm) del mes de diciembre
	precip_abril	Precipitación media (mm) del mes de abril
	temp_dic	Temperatura media (mm) del mes de diciembre
	temp_abril	Temperatura media (mm) del mes de abril
Antrópicas	dens_población	Densidad de población (nº de habitantes/superficie)
	dens_municip	Densidad de municipios (nº de municipios/superficie)
	long_carret	Longitud (m) de carreteras asfaltadas
	parques_eólicos	Densidad de parques eólicos (potencia instalada/superficie) (MW/km ²)
	tendidos_media	Longitud (m) de tendidos eléctricos de media tensión (< 220 kV)
	tendidos_alta	Longitud (m) de tendidos eléctricos de alta tensión (> 220 kV)

Análisis estadístico

Análisis preliminares y comparaciones univariantes

De forma preliminar se llevó a cabo un test de normalidad de Shapiro-Wilk para todas las variables (Sokal and Rohlf 1981). A continuación se utilizó el test univariante de la U de Mann-Whitney de para testar si había diferencias entre las variables descriptoras de las cuadrículas ocupadas y las no ocupadas. Todas las variables independientes fueron estandarizadas con objeto de eliminar las diferencias en la escala original de medida (e.g. Di Vittorio *et al.* 2012) mediante el empleo de la siguiente fórmula:

$$\text{Valor estandarizado} = (\text{valor bruto} - \text{media}) / \text{desviación estándar}$$

El umbral de significatividad estadística se estableció en todos los casos en $P < 0.05$.

Diseño de modelos

Para analizar las preferencias de hábitat de nidificación del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés se utilizó la técnica de ajuste de modelos de regresión logística ya que este método permite relacionar las variables descriptoras del hábitat (i.e., variables independientes) con la



presencia/ausencia del quebrantahuesos (i.e., variable independiente). Los modelos de regresión logística constituyen un caso particular de los modelos lineales generalizados (GLMs) y son un método ampliamente utilizado en estudios de selección y/o preferencias de hábitat (Donázar *et al.* 1993; López-López *et al.* 2006, 2007b; Sánchez-Castilla 2007; Di Vittorio *et al.* 2012). En general, un GLM tiene tres componentes: un predictor lineal, una función de enlace y una estructura del error. Dado que la variable respuesta (presencia/ausencia de quebrantahuesos) sigue una distribución binomial (i.e., 1/0), se utilizó la función logit como función de enlace, asumiendo una estructura del error binomial (McCullagh and Nelder 1989). La función logit se expresa de la siguiente forma:

$$\text{Logit}(p_i) = \ln(p_i / (1 - p_i)) = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + \dots + b_n x_n$$

donde p_i es la probabilidad de ocupación de cada unidad de muestreo, x_i las diferentes variables de hábitat y b_i los coeficientes de la regresión logística. De este modo, para obtener los valores de probabilidad del modelo de hábitat en una escala de 0 a 1 se ha de invertir la función logit anterior del modo:

$$P = 1 / (1 + e^{-\text{logit}(p)})$$

Las regresiones logísticas fueron ajustadas mediante la función “glm” del software estadístico R (R Core Team 2015) siguiendo el procedimiento que se describe a continuación. En primer lugar se ajustó un modelo de regresión logística para cada subgrupo de variables independientes por separado (i.e., topográficas, uso del suelo, alimento, competencia, climáticas y antrópicas). Después, tras comprobar qué variables entraban significativamente en el modelo mediante la obtención de los valores de los coeficientes, error estándar y su significatividad, se repitió el mismo proceso utilizando únicamente las variables significativas frente a la presencia/ausencia de quebrantahuesos. A continuación se calculó la validez de cada uno de los modelos resultantes mediante un test de verosimilitud (=likelihood ratio test) que permitió testar la validez del modelo frente a un modelo nulo.

Para cada modelo obtenido, se calculó el porcentaje de casos correctamente clasificados mediante el cómputo de la razón de oportunidades (= odds ratio). Los valores de odds ratio se interpretan como la probabilidad de que la cuadrícula x aumente su valor de presencia de quebrantahuesos por cada unidad de incremento en la variable de interés. En total se crearon seis modelos, uno para cada subgrupo de variables ambientales. No se llevó a cabo un modelo general con todas las variables a la vez porque la introducción de un gran número de variables predictoras provoca problemas de sobreparametrización y de sobreajuste del modelo resultante y por tanto no está estadísticamente recomendado (Harrel 2001; e.g. Poirazidis *et al.* 2004; López-López *et al.* 2007b).

Por último, una vez obtenidos los diferentes modelos para cada subgrupo de variables predictoras, se llevó a cabo una regresión logística general solo con aquellas variables que fueron significativas en los modelos generados anteriormente. Para este análisis se utilizó el software STATISTICA versión 7.0 (StatSoft Inc. 2004). Este análisis dio lugar a diferentes modelos que variaron en su capacidad de ajuste. Para seleccionar cuál de todos proporcionaba el mejor



compromiso entre ajuste y número de parámetros se utilizó la opción “best subsets” y se ordenaron en función del valor del Criterio de Información de Akaike (AIC) (Burnham y Anderson 2002). El valor de AIC se calculó según la siguiente fórmula:

$$AIC = 2k - 2\ln(L)$$

donde k es el número de parámetros en el modelo estadístico, y L es el máximo valor de la función de verosimilitud para el modelo estimado.

Validación de modelos

Para testar la capacidad predictiva de cada modelo obtenido mediante regresión logística, se representó la curva ROC (= Receiver Operating Characteristic) (Pearce y Ferrier, 2000; Gibson *et al.*, 2004). La curva ROC, tiene la ventaja de ser una medida independiente de un umbral preestablecido para evaluar la capacidad predictiva de los modelos de regresión logística (Osborne *et al.* 2001; Suárez-Seoane *et al.* 2002). De forma resumida, la curva ROC es una representación gráfica del número de casos positivos correctamente clasificados (i.e., sensibilidad) frente al número de falsos positivos (i.e., 1 – especificidad) para un sistema clasificador binario según se varía el umbral de discriminación. Expresado de otro modo, es la representación gráfica de la razón o ratio de verdaderos positivos (VPR = Razón de Verdaderos Positivos) frente a la razón o ratio de falsos positivos (FPR = Razón de Falsos Positivos) (Fielding y Bell 1997). Cuanto mayor es el área debajo de la curva ROC o valor AUC (= Area Under the Roc Curve), mejor es el modelo (Pearce y Ferrier, 2000). Los valores de AUC varían normalmente entre 0.5 a 1. Un modelo que no discrimine mejor el puro azar daría un valor de AUC = 0.5, mientras que un modelo que clasificara perfectamente todos los casos daría un valor de 1 o muy próximo a éste. El cálculo de la curva ROC se llevó a cabo con la función “rocplot” implementada en el paquete “Deducer” (Fellows 2012) del software R (R Core Team 2015).

Proyección del modelo al Maestrazgo

Una vez obtenidos los mejores modelos para cada subgrupo de variables ambientales en el Pirineo así como el modelo general, se proyectó este modelo a la región del Maestrazgo con objeto de obtener una cartografía predictiva que indicara el hábitat potencial para la especie en esta región. El área de estudio comprende un total de 5768 cuadrículas UTM de 1x1 km de lado. Para generar el mapa de hábitat potencial, se obtuvieron en la región del Maestrazgo los valores de aquellas variables que habían sido significativas en los análisis anteriores. Las variables fueron estandarizadas y se calculó los valores de probabilidad de ocupación del quebrantahuesos en cada una de las 5768 cuadrículas UTM de 1x1 km mediante la función “predict.glm” del paquete “stats” (R Core Team 2015). La tabla de resultados fue exportada a una hoja de cálculo y posteriormente importada en ArcGis 10.0 para poder ser visualizada. Una vez en el GIS, se generó una capa resultante con los valores de probabilidad de cada cuadrícula y se generó además un ráster para el área de estudio con objeto de facilitar su visualización.



Los valores de probabilidad de ocupación finalmente obtenidos se representaron en una escala de 0 a 1 en intervalos de 0.1 unidades. Estos valores de probabilidad se pueden interpretar como un índice de idoneidad del hábitat (o hábitat potencial) siendo las cuadrículas con valores próximos a 0 las menos idóneas para el asentamiento del quebrantahuesos en el Maestrazgo y las que presentaron valores próximos a 1 las más adecuadas. A diferencia de otros trabajos, no se utilizó un valor de probabilidad (normalmente 0.5) como umbral para clasificar si las cuadrículas UTM 1x1 eran de presencia o ausencia ya que este tipo de discriminación carece de sentido biológico (Hosmer y Lemeshow, 2000). Ejemplos de análisis similares pueden ser consultados en López-López *et al.* (2006, 2007b) y Sánchez-Castilla (2007).

Resultados

Los resultados de los análisis univariantes revelaron diferencias estadísticamente significativas entre las cuadrículas donde nidifica el quebrantahuesos en el Pirineo aragonés y aquellas no utilizadas por la especie para la reproducción (Tabla 11). De forma general, las cuadrículas ocupadas se sitúan en zonas montañosas de mayor altitud y mayor pendiente que las no ocupadas, presentan menor superficie de zonas dedicadas a cultivos, mayor superficie forestal y mayor superficie ocupada por praderas y espacios abiertos. En cuanto a variables relacionadas con la disponibilidad de alimento, las zonas ocupadas presentan mucha mayor densidad de cabezas de ganado ovino, menor densidad de cabezas de ganado porcino y mayor densidad de ungulados silvestres. Además, las cuadrículas ocupadas se encuentran en áreas con mayor densidad de buitres y alimoches. En cuanto a variables climáticas, las URs se emplazan en zonas donde se registran mayores valores de precipitación tanto en diciembre como en abril, así como en áreas con menor temperatura en promedio en estos meses. Por último, las áreas de cría del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés se caracterizan por emplazarse en áreas remotas con menor superficie de carreteras asfaltadas, en general en zonas alejadas de núcleos urbanos, con menor densidad de población humana y de municipios que las cuadrículas no ocupadas. Es interesante destacar que la longitud de tendidos eléctricos de media y alta tensión no mostró diferencias significativas entre las cuadrículas ocupadas y no ocupadas (Tabla 11).

Tabla. 11.- Comparación entre las cuadrículas UTM de 1x1 km ocupadas y no ocupadas por quebrantahuesos en el Pirineo aragonés. Se muestran los valores de los estadísticos descriptivos (media \pm desviación estándar) y los resultados de las comparaciones univariantes mediante el test de Mann-Whitney. Los valores resaltados en rojo indican las variables que mostraron diferencias significativas (umbral de significatividad $P < 0.05$). Abreviaturas: sd = desviación estándar.

Grupo	Variable	Ocupadas		No ocupadas		Estadísticos		
		media	sd	media	sd	U	Z	p
topográficas	altitud_min	1218.26	356.89	695.56	198.71	15108.0	20.09	0.000
	altitud_max	1676.16	444.37	858.89	277.48	9621.0	21.74	0.000
	rango_altitud	457.91	181.50	163.33	103.00	11639.0	21.14	0.000



Grupo	Variable	Ocupadas		No ocupadas		Estadísticos		
		media	sd	media	sd	U	Z	p
	altitud_media	1440.60	403.79	769.72	237.99	11464.0	21.19	0.000
	aspect_media	179.64	55.34	178.10	45.66	79994.5	0.61	0.544
	slope_max	45.16	12.12	21.86	9.28	10571.5	21.46	0.000
	slope_range	40.02	11.89	20.37	8.62	14390.0	20.31	0.000
	slope_media	24.69	7.14	10.38	5.93	11031.0	21.32	0.000
	hillshade_media	159.95	33.35	176.17	15.30	53864.5	-8.45	0.000
uso del suelo	artificial	0.02	0.40	0.07	0.99	81809.0	-0.06	0.951
	cultivos	0.29	2.32	27.72	36.23	35443.0	-13.99	0.000
	praderas	2.01	9.25	0.75	5.93	77749.0	1.28	0.200
	mosaico	0.23	2.31	5.70	15.02	60289.5	-6.52	0.000
	bosques	46.00	37.26	33.71	36.28	66497.5	4.66	0.000
	arbustos	38.50	33.23	27.96	31.20	64911.0	5.14	0.000
	abiertos	12.87	24.48	2.75	8.99	60416.0	6.49	0.000
	húmedas	0.03	0.60	0.00	0.00	81810.0	0.06	0.952
	aguas	0.09	1.10	1.39	9.10	79162.5	-0.86	0.392
	NumP	3.95	1.63	4.22	2.05	77127.0	-1.47	0.142
	ED	65.29	11.93	65.26	14.23	81427.0	-0.18	0.860
	SDI	0.75	0.37	0.70	0.41	77587.5	1.33	0.184
	LPI	66.15	19.64	68.90	20.85	75479.0	-1.96	0.050
PR	3.11	1.10	3.12	1.21	81132.0	-0.26	0.791	
SIEI	0.65	0.28	0.58	0.30	70699.5	3.40	0.001	
alimento	ovino	37.07	9.89	34.88	10.62	69286.5	3.82	0.000
	caprino	2.02	0.66	1.93	0.76	76885.5	1.54	0.124
	porcino	49.72	67.19	101.88	96.89	61330.5	-6.21	0.000
	PAS	0.00	0.00	0.00	0.00	66112.0	4.78	0.000
	ungulados silvestres	1.41	0.54	0.96	0.68	48639.0	10.02	0.000
competencia	buitres	0.03	0.02	0.01	0.01	29355.0	15.82	0.000
	alimoches	0.02	0.02	0.01	0.01	52639.5	8.82	0.000
climáticas	precip_dic	102.77	29.38	67.60	21.03	24259.0	17.35	0.000
	precip_abril	107.44	20.92	76.91	15.21	19860.0	18.67	0.000
	temp_dic	3.59	0.69	4.33	0.69	38177.0	-13.17	0.000
	temp_abril	8.82	1.10	10.16	1.34	36130.5	-13.78	0.000
antrópicas	dens_población	667.08	1026.93	902.85	1084.69	67572.0	-4.34	0.000
	dens_municip	0.01	0.00	0.01	0.00	31194.0	-15.26	0.000
	long_carret	321.16	625.56	587.80	781.41	64038.0	-5.40	0.000



Grupo	Variable	Ocupadas		No ocupadas		Estadísticos		
		media	sd	media	sd	U	Z	p
	parques_eolicos	0.01	0.02	0.01	0.02	73507.5	-2.55	0.011
	tendidos_media	87.70	388.69	166.75	563.38	79028.0	-0.90	0.370
	tendidos_alta	50.39	331.51	166.75	563.38	76632.0	-1.62	0.106

Los modelos de regresión logística para cada subgrupo de variables (i.e., topográficas, usos del suelo, alimento, competencia, climáticas y antrópicas) sirvieron para identificar qué variables fueron las mejores predictoras de la presencia de quebrantahuesos en el Pirineo (Tabla 12). De este modo, en relación con las variables topográficas, se comprobó que la probabilidad de que una cuadrícula fuera ocupada para la cría por quebrantahuesos aumenta conforme aumenta la altitud mínima de la cuadrícula y sobre todo la pendiente, lo cual es lógico ya que ésta última es un claro indicador de la rugosidad del terreno y por tanto de la existencia de cortados rocosos adecuados para la cría.

Las variables de usos del suelo, tanto del porcentaje ocupado por cada tipo de hábitat como las diferentes medidas de heterogeneidad del hábitat, no sirvieron para predecir de forma significativa la probabilidad de que una cuadrícula fuera ocupada por quebrantahuesos. El mejor modelo de regresión logística para este subgrupo de variables predictoras no incluyó a ninguna variable de forma significativa. Por este motivo no se muestran los resultados del mismo en la Tabla 12.

Los modelos de regresión logística mostraron que la densidad de ganado ovino y la densidad de puntos de alimentación suplementaria (i.e., comederos para aves carroñeras) fueron buenos predictores de la probabilidad de nidificación del quebrantahuesos. Además, la presencia de especies potencialmente competidoras como el buitre leonado y, en menor medida, el alimoche, fueron también buenos predictores de la presencia potencial de la especie en una cuadrícula dada. En cuanto a descriptores de las condiciones climáticas, la presencia de quebrantahuesos estuvo negativamente relacionada con la precipitación media en el mes de diciembre y la temperatura media en el mes de abril. Por el contrario estuvo positivamente relacionada con la precipitación del mes de abril y la temperatura media en el mes de diciembre (Tabla 12).

Finalmente, el mejor modelo de regresión logística para las variables antrópicas mostró que la probabilidad de ocupación de una cuadrícula UTM de 1x1 km está negativamente relacionada con la densidad de población humana, la densidad de municipios y la longitud de carreteras asfaltadas en la misma (Tabla 12).



Tabla. 12.- Regresión logística entre las variables ambientales y la presencia/ausencia del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés. Se muestran los resultados de los cinco mejores modelos de regresión obtenidos para cada subgrupo de variables por separado (i.e., topográficas, alimento, competencia, climáticas y antrópicas). No se muestran los resultados del mejor modelo de regresión obtenido con las variables de usos del suelo ya que ninguna de ellas resultó significativa. Abreviaturas: std. error = error estándar; sig. = significatividad.

Modelo	Variable	Coefficiente	Std. error	Z	p	sig. ^a
topográficas	(Intercept)	0.334	0.133	2.513	0.012	*
	altitud_min	1.686	0.209	8.075	0.000	***
	slope_max	2.444	0.235	10.422	0.000	***
alimento	(Intercept)	0.000	0.072	0.002	0.999	n.s.
	ovino	0.285	0.075	3.813	0.000	***
	PAS	0.457	0.075	6.068	0.000	***
competencia	(Intercept)	0.228	0.095	2.413	0.016	*
	buitres	1.630	0.139	11.686	0.000	***
	alimoches	0.244	0.122	2.000	0.046	*
climáticas	(Intercept)	0.205	0.106	1.944	0.052	.
	precip_dic	-4.447	0.578	-7.697	0.000	***
	precip_abril	6.262	0.622	10.063	0.000	***
	temp_dic	1.140	0.223	5.124	0.000	***
	temp_abril	-1.570	0.252	-6.237	0.000	***
antrópicas	(Intercept)	0.048	0.087	0.552	0.581	n.s.
	dens_población	-0.305	0.085	-3.601	0.000	***
	dens_municip	-1.479	0.109	-13.608	0.000	***
	long.carret	-0.474	0.091	-5.194	0.000	***

^a Umbrales de significatividad establecidos de acuerdo con la siguiente clasificación: * = $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; . $p = 0.05$, significatividad marginal; n.s. = no significativa.

Todos los modelos fueron validados mediante el cálculo del porcentaje de casos correctamente clasificados y la representación gráfica en la denominada curva ROC (= Receiver Operating Characteristic). Por tipos, los modelos que incluyeron variables topográficas fueron los mejores predictores de la presencia de quebrantahuesos, siendo además los que clasificaron con mayor porcentaje de acierto las cuadrículas con presencia y con ausencia de quebrantahuesos (89.63% y 91.11% de casos correctamente clasificados) (Tabla 13). Los modelos ajustados con variables de competencia, climáticas y antrópicas mostraron porcentajes de acierto también bastante elevados (> 70% en todos los casos). Los modelos que peor ajuste proporcionaron fueron aquellos ajustados únicamente con variables descriptoras de la disponibilidad de alimento.



Los valores de la razón de oportunidades u odds ratio mostraron que las variables que mostraron mayor influencia en la probabilidad de que una cuadrícula UTM de 1x1 km fuera ocupada fueron las variables del grupo de las topográficas (odds ratio = 88.59), seguido en importancia por el modelo de variables climáticas, de competencia y antrópicas (Tabla 13). Del mismo modo que atendiendo a los valores del porcentaje de casos correctamente clasificados, el modelo que incluyó variables de disponibilidad de alimento fue el que menos capacidad predictiva mostró de todos (Tabla 13).

Tabla. 13.- Tabla de clasificación de casos de los modelos de regresión logística obtenidos para cada subgrupo de variables. Se indica el porcentaje de casos correctamente clasificados para cada uno de los modelos así como el valor de la razón de oportunidades u odds ratio y el logaritmo natural de la odds ratio.

Modelo	Valores observados	Predichos presencia	Predichos ausencia	Porcentaje casos	Odds ratio	Ln odds ratio
topográficas	presencia	363	42	89.63	88.59	4.48
	ausencia	36	369	91.11		
alimento	presencia	231	174	57.04	2.28	0.82
	ausencia	149	256	63.21		
competencia	presencia	284	121	70.12	13.76	2.62
	ausencia	59	346	85.43		
climáticas	presencia	320	85	79.01	18.33	2.91
	ausencia	69	336	82.96		
antrópicas	presencia	302	103	74.57	12.29	2.51
	ausencia	78	327	80.74		

El proceso de validación de los modelos de regresión logística mostró que los diferentes modelos variaron en su capacidad predictiva de acuerdo con los valores del área bajo la curva ROC (i.e, AUC). En orden de importancia, los valores de la AUC fueron los siguientes: modelo con variables topográficas (AUC = 0.96), climáticas (AUC = 0.90), antrópicas (AUC = 0.83), competencia (AUC = 0.82), y alimento (AUC = 0.65) (Figura 20).

Tras ajustar diferentes modelos para cada subgrupo de variables según el tipo, se generaron una serie de modelos de regresión logística únicamente con las variables que fueron significativas en el análisis paso a paso anterior. Estos modelos fueron ordenados conforme a su valor de AIC resultado finalmente en un modelo general que fue el que se utilizó para generar la cartografía predictiva indicativa del hábitat potencial para el quebrantahuesos en el Maestrazgo.

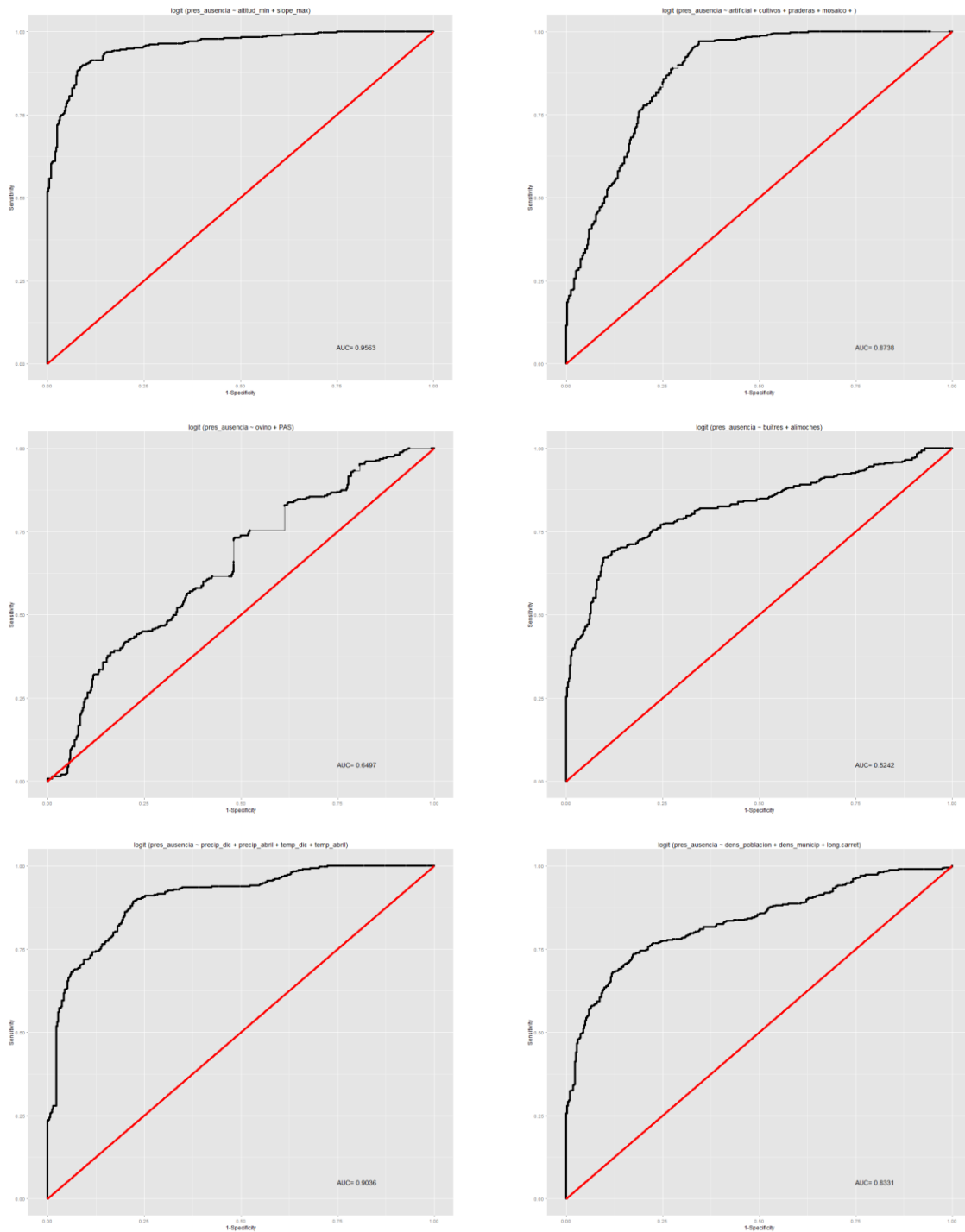


Fig. 20.- Curvas ROC de los modelos de regresión logística obtenidos para analizar las preferencias de hábitat del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés. Cada gráfico muestra la correspondiente curva ROC (en negro) para cada uno de los seis mejores modelos obtenidos para cada subgrupo de variables (i.e., topográficas, usos del suelo, alimento, competencia, climáticas y antrópicas) (de izquierda a derecha y de arriba abajo). Se incluye también el valor del Área Bajo la Curva (AUC). La línea roja muestra el valor de la curva para un modelo que no se diferenciara de uno que discriminara las cuadrículas ocupadas y las no ocupadas por simple azar.



El mejor modelo incluyó como variables predictoras la pendiente máxima, la densidad de buitre leonado y alimoche, la presencia de puntos de alimentación suplementaria (negativamente) y la densidad de población humana en la unidad de estudio (i.e., cuadrícula UTM de 1x1 km de lado) (Tabla 14). Dicho de otro modo, la probabilidad de que una cuadrícula sea adecuada para la cría de quebrantahuesos aumenta con la disponibilidad de roquedos adecuados, la presencia de especies del mismo gremio de las carroñeras (buitre y alimoche) y la ausencia de puntos de alimentación suplementaria en la misma cuadrícula. Atendiendo a los valores de la odds ratio, se puede comprobar que la variable más importante de este modelo fue la pendiente de la unidad de estudio, seguida en importancia de la densidad de buitres y alimoches, y en menor medida de la densidad de población y la presencia de PAS (Tabla 14).

Tabla. 14.- Modelo final de regresión logística utilizado para generar la cartografía de hábitat potencial de cría para el quebrantahuesos en la región del Maestrazgo. Se muestran los valores de la razón de oportunidades u odds ratio y sus intervalos de confianza al 2.5% y 97.5%. Abreviaturas: Std. error = error estándar; sig. = significatividad; IC = intervalo de confianza.

Variable	Coefficiente	Std. error	Z	p	sig. ^a	Odds Ratio	I.C. 2.5%	I.C. 97.5%
(Intercept)	0.446	0.147	3.043	0.002	**	1.56	1.18	2.10
slope_max	3.338	0.278	12.023	0.000	***	28.16	16.92	50.40
buitres	1.870	0.260	7.196	0.000	***	6.49	3.98	11.06
alimoches	0.582	0.170	3.425	0.001	***	1.79	1.29	2.52
PAS	-0.732	0.179	-4.085	0.000	***	0.48	0.34	0.68
dens_población	0.169	0.129	1.312	0.189	n.s.	1.18	0.92	1.52

El área de estudio en el Maestrazgo comprende un total de 5768 cuadrículas UTM de 1x1 km de lado. Como resultado de la proyección del modelo final de regresión logística se generó la cartografía de hábitat potencial de cría para el quebrantahuesos en la región (Figura 21). Este mapa, que debe ser interpretado como una representación gráfica del modelo de idoneidad para la especie, podría servir a su vez para la identificación de áreas o lugares concretos donde podría iniciarse un programa de reintroducción de la especie en la región.

El modelo de probabilidad para la región del Maestrazgo mostró un patrón bimodal en cuanto a la distribución de las cuadrículas con elevada idoneidad para la especie y aquellas que por el contrario, resultaron poco favorables. Dado que las cuadrículas tienen una superficie de 1 km², los resultados del número de cuadrículas con respecto a sus valores de idoneidad para el quebrantahuesos pueden ser interpretados en términos de superficie del área de estudio que es adecuada para la especie.

De este modo, atendiendo a una clasificación por terciles del total de 5768 cuadrículas, un tercio mostró valores de idoneidad “baja” (probabilidad < 0.14 o inferior a un 14% en una escala de 0 a 100%), otro tercio mostró valores de idoneidad “media” (probabilidad entre 0.15 y 0.84), y el tercio restante mostró valores de idoneidad “alta” (probabilidad > 0.85). De acuerdo con los



resultados de la cartografía predictiva, un 25.45% de las cuadrículas, que ocupan una superficie de 1468 km², mostró valores de idoneidad superior al 95% (i.e., "altísima calidad"). De éstas, solo un 0.69% de las cuadrículas (superficie = 40 km²) mostró valores de 1 (Figura 22). Estas cuadrículas, consecuentemente, podrían servir para identificar los lugares más adecuados para iniciar un posible proyecto de reintroducción (Figura 23).

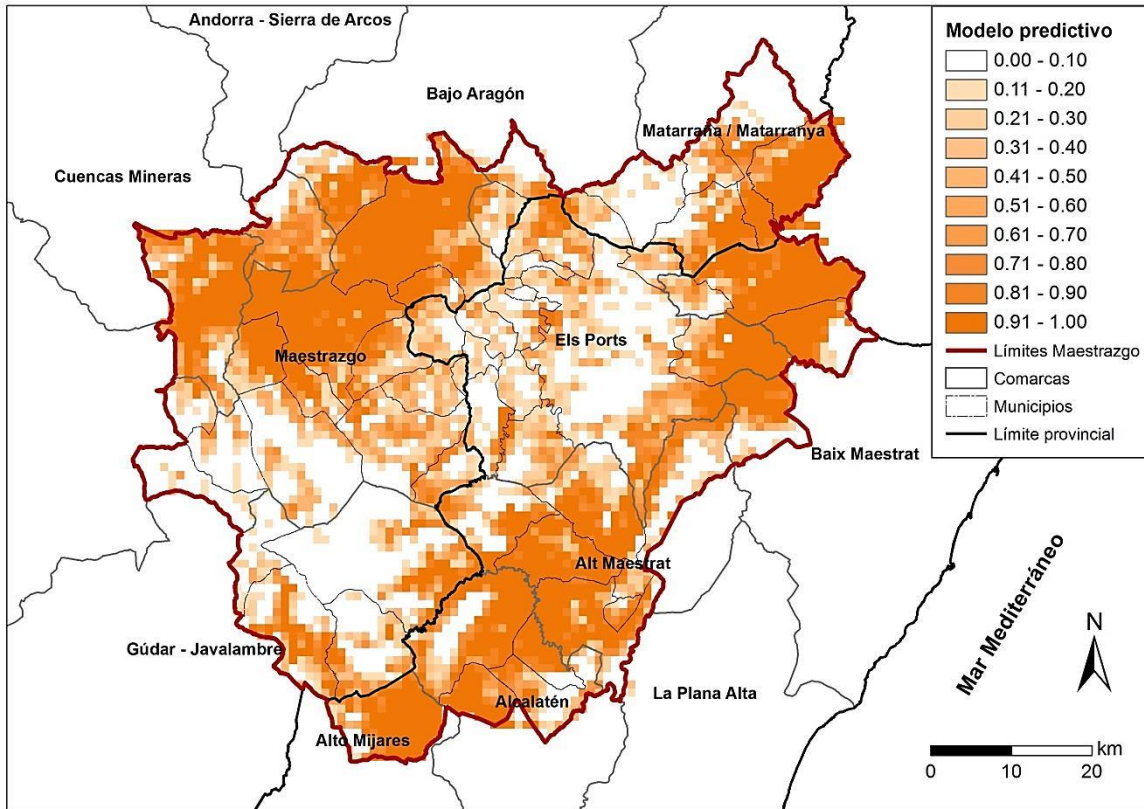


Fig. 21.- Hábitat potencial del quebrantahuesos en el Maestrazgo según el modelo logístico de calidad.

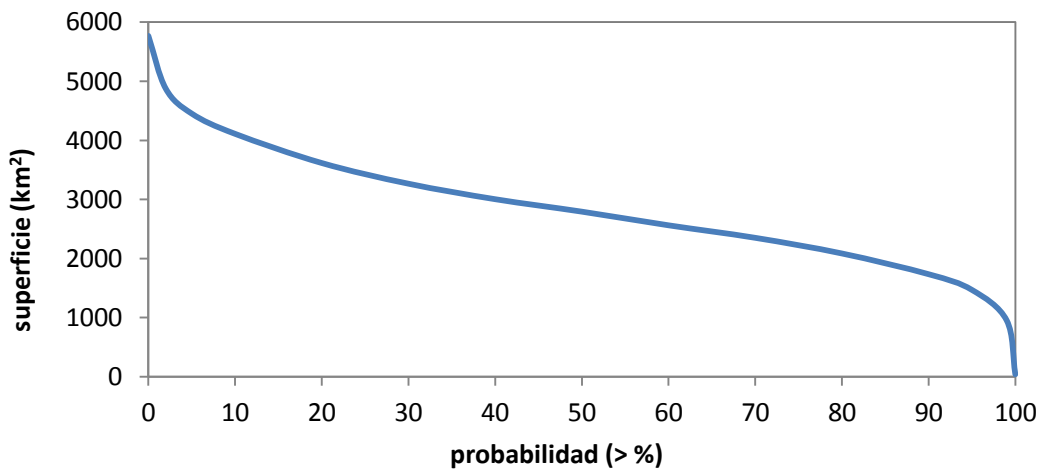


Fig. 22.- Superficie del área de estudio que alberga hábitat potencial del quebrantahuesos en la región del Maestrazgo de acuerdo con el modelo logístico de calidad.



Lugares idóneos para iniciar una reintroducción

De acuerdo con el modelo logístico de calidad, se identifican tres áreas potencialmente adecuadas para iniciar un posible proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo (Figura 23). Por orden de superficie potencialmente idónea para la especie y, por tanto, de importancia, estas áreas son:

- 1) Nacimiento del río Pitarque, Cañones y Hoces del río Guadalupe, Órganos de Montoro y entorno de Montoro de Mezquita (términos municipales de Pitarque, Villarluengo y Castellote; comarca del Maestrazgo; provincia de Teruel) (Fotografías 2 a 5).
- 2) Tinença de Benifassà, pantano de Uldecona, barranco del Fitó, Mola de la Penya de Bel (términos municipales de la Pobla de Benifassà y Rossell; comarca del Baix Maestrat; provincia de Castellón) (Fotografías 6 y 7).
- 3) Riu Montlleó, Penya Calva, Les Barraques y Cingle Verd (término municipal de Culla; comarca de l'Alt Maestrat; y término municipal de Benafigos; comarca del Alcalatén; ambas en la provincia de Castellón) (Fotografías 8 y 9).

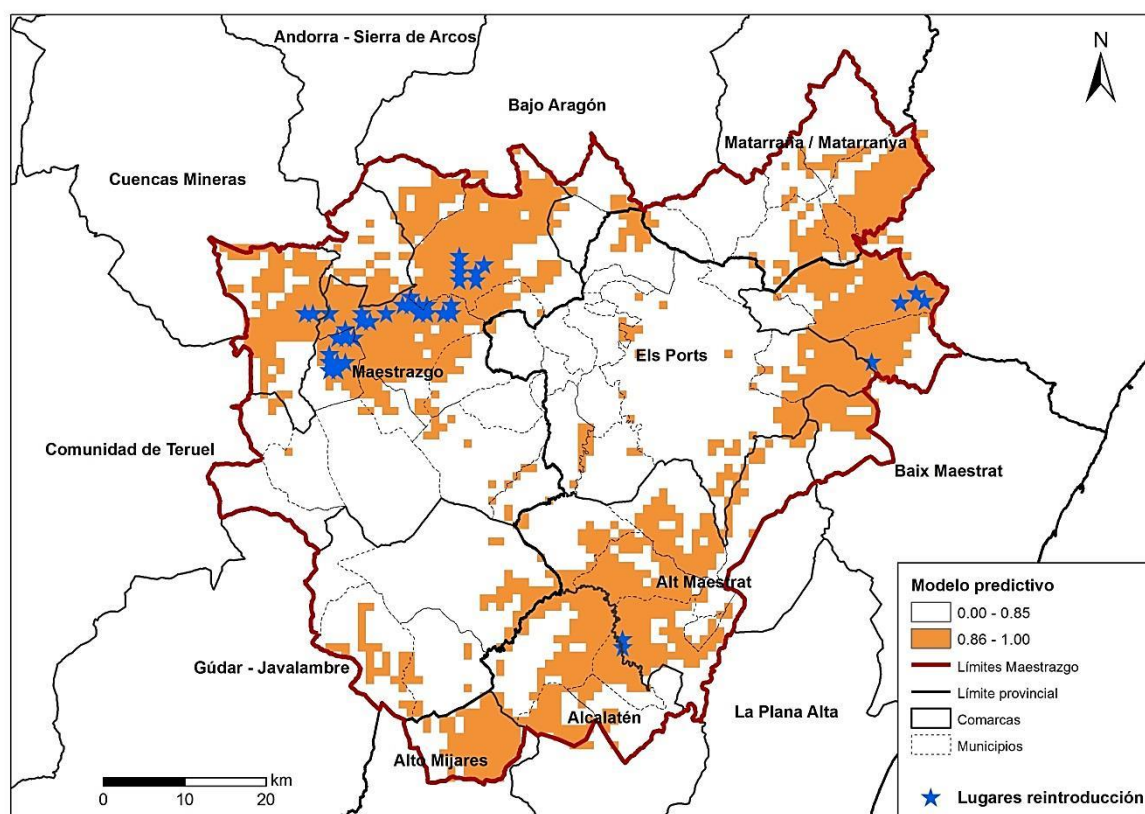


Fig. 23.- Posibles lugares donde se podría iniciar un proyecto de reintroducción del quebrantahuesos en el Maestrazgo. La capa subyacente muestra las cuadrículas clasificadas en el primer tercil de la distribución de hábitat potencial para la especie según el modelo logístico de calidad (idoneidad > 0.85).



Fotografía 2.- Cañón fluvial excavado por el río Pitarque (Pitarque; Maestrazgo; Teruel) (Foto: Pascual López)



Fotografía 3.- Órganos de Montoro (Villarluengo; Maestrazgo; Teruel) (Foto: Pascual López)



Fotografía 4.- Río Guadalope a su paso por Montoro de Mezquita (Villarluengo; Maestrazgo; Teruel)
(Foto: Pascual López)



Fotografía 5.- Hoces del río Guadalope (Villarluengo; Maestrazgo; Teruel) (Foto: Pascual López)



Fotografía 6.- Morral del Cebalós en la Tinença de Benifassà (Pobla de Benifassà; Baix Maestrat; Castellón) (Foto: Pascual López)



Fotografía 7.- Mola de la Penya de Bel (Rossell; Baix Maestrat; Castellón) (Foto: Clara García)



Fotografía 8.- Les Barraques desde el río Monleón (Culla; Alt Maestrat; Castellón) (Foto: Clara García)



Fotografía 9.- Penya Calva (Culla; Alt Maestrat; Castellón) (Foto: Clara García)



7.- EVALUACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO PARA LA ESPECIE

Como su propio nombre indica, el quebrantahuesos es una especie fundamentalmente osteófaga, que basa su dieta en el consumo de huesos provenientes de cadáveres de vertebrados, fundamentalmente mamíferos, tanto salvajes como domésticos (Cramp y Simmons 1980; Ferguson-Lees y Christie 2001). Ocasionalmente también consume restos de aves y reptiles, habiéndose descrito en la literatura casos de caza de pequeños vertebrados (Hiraldo *et al.* 1979; Margalida 2011). Factores como la disminución de la disponibilidad de ungulados salvajes, la disminución de la disponibilidad de alimento proveniente de ungulados domésticos debido a la reducción del número de explotaciones ganaderas en régimen de extensivo y, sobre todo, la reducción de la disponibilidad de cadáveres en el campo a consecuencia del cierre de muladares y puntos de alimentación suplementaria a consecuencia de la aparición de la denominada “crisis de las vacas locas”, suponen en la actualidad factores de amenaza que pueden comprometer la viabilidad a medio y largo plazo de las poblaciones de quebrantahuesos en Europa (Donázar *et al.* 2009; Margalida *et al.* 2010; Margalida y Colomer 2012).

Por estos motivos, cuantificar la disponibilidad de alimento de una forma espacialmente explícita, y relacionar ésta con las necesidades tróficas de la especie, constituyen uno de los pilares fundamentales sobre los que debe asentarse cualquier posible proyecto de reintroducción (Sánchez-Castilla y Báguena 2007b).

Objetivos

Los objetivos de este epígrafe son:

1. Recopilar toda la información disponible tanto sobre la cabaña ganadera existente en la región del Maestrazgo como de la disponibilidad natural de alimento (i.e., ungulados silvestres). Para ello se ha utilizado los datos de los censos ganaderos y datos de los Servicios de Caza y Pesca en poder de las diferentes administraciones autonómicas (Gobierno de Aragón y Generalitat Valenciana).
2. Estimar la disponibilidad trófica potencial para el quebrantahuesos utilizando las tasas de mortalidad anuales promedio por especie y región geográfica y evaluar la capacidad de carga potencial del Maestrazgo en base a los requerimientos tróficos de la especie.
3. Cartografiar todos los muladares, puntos predecibles con disponibilidad de alimento y Puntos de Alimentación Suplementaria (PAS) que existen actualmente en la región. Cuantificar la disponibilidad anual de biomasa aportada en los muladares mediante recopilación de la información disponible en los respectivos departamentos de biodiversidad y ganadería de las administraciones autonómicas aragonesa y valenciana.



Puntos de Alimentación Suplementaria (PAS)

En el área de estudio existen actualmente en funcionamiento un total de 10 puntos de alimentación suplementaria (i.e., comederos) para aves carroñeras, seis en la provincia de Teruel y cuatro en la provincia de Castellón (Anexo VII). De estos diez PAS, se dispone de información de nueve de ellos de forma simultánea sobre la cantidad de biomasa aportada en forma de carroña para el periodo 2000 – 2013 (Figura 24).

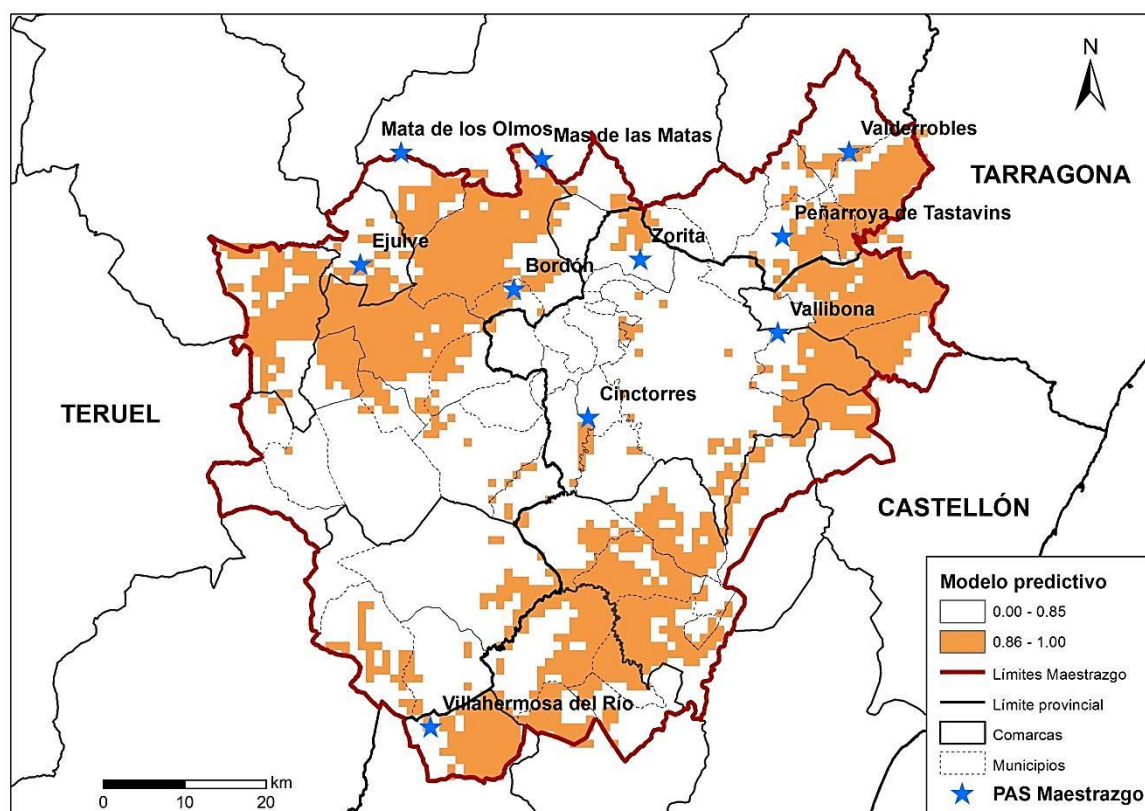


Fig. 24.- Puntos de alimentación suplementaria (PAS) para aves carroñeras en el área de estudio. La capa subyacente muestra las cuadrículas clasificadas en el primer tercil de la distribución de hábitat potencial para el quebrantahuesos según el modelo logístico de calidad (idoneidad > 0.85).

Debido a la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) en Europa a mediados de la década de 1990, la disponibilidad de alimento para las aves carroñeras se vio seriamente condicionada, puesto que conllevaba la obligatoriedad de la destrucción de los cadáveres, prohibiéndose su abandono. En la región del Maestrazgo, se tiene constancia de la aparición de los primeros casos de EEB en 2001, justo un año después de dictarse normativas estrictas de eliminación de cadáveres a consecuencia de la aparición de la EEB (Real Decreto 1911/2000³⁴, de

³⁴ [Real Decreto 1911/2000, de 24 de noviembre, por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles.](#)



24 de diciembre y Real Decreto 3454/2000, de 22 de diciembre³⁵). Esto trajo como consecuencia el cierre de los muladares del área de estudio y al establecimiento de la obligatoriedad de recogida de cadáveres por parte de diferentes empresas en cada una de las comunidades autónomas. De modo excepcional, únicamente se mantuvo un muladar en funcionamiento (i.e., Villahermosa del Río, Castellón) de forma ininterrumpida durante el periodo de estudio considerado (2000 – 2013).

Transcurridos unos años, y tras comprobarse que el número de casos de EEB se había reducido, se pusieron en marcha de forma progresiva los diferentes muladares del área de estudio que habían permanecido clausurados temporalmente. Así, en 2004 empieza a funcionar el muladar de Cinctorres (Castellón); en 2007 el muladar de Ejulve (Teruel); en 2008 el de Mata de los Olmos y Penyaroya de Tastavins (ambos en Teruel); en 2009 el de Bordón (Teruel) y los de Vallibona y Zorita del Maestrat como medida compensatoria por la construcción de parques eólicos en la comarca de Els Ports (Castellón); y, finalmente en 2012, el de Mas de las Matas (Teruel).

Disponibilidad de alimento en PAS

La cantidad de biomasa depositada en los comederos del área de estudio (sin contabilizar la de otros comederos próximos pero ya fuera de ésta), se ha ido incrementando casi de forma exponencial, desde valores inferiores a 50.000 kg de biomasa al año hasta 2006, a más de 300.000 kg año (316.949 kg concretamente) en 2013.

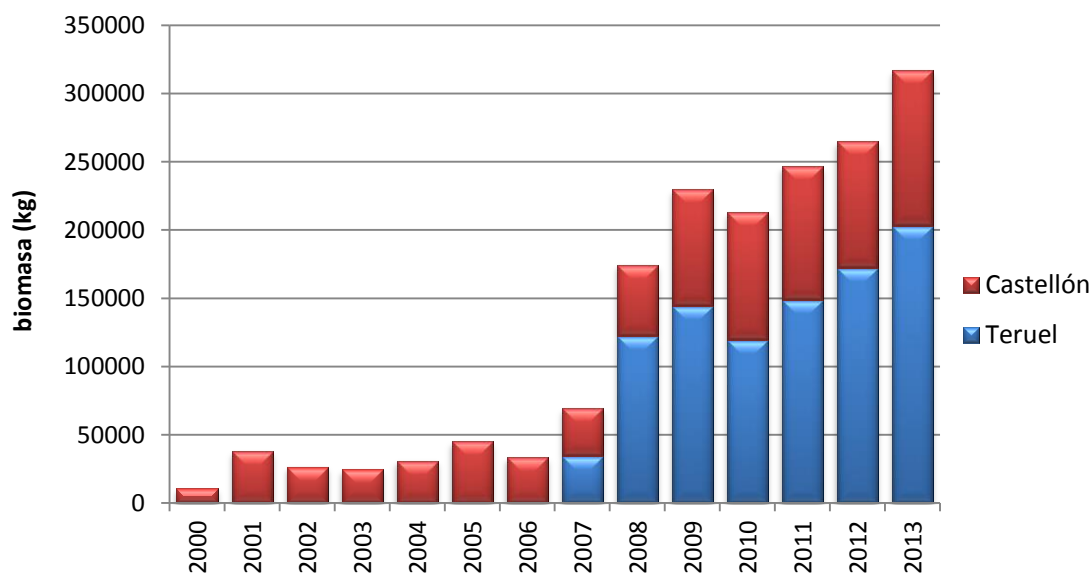


Fig. 25.- Evolución anual de la biomasa de carroña aportada por provincias a los puntos de alimentación suplementaria para aves carroñeras localizados en el interior del área de estudio.

³⁵ [Real Decreto 3454/2000, de 22 de diciembre, por el que se establece y regula el Programa Integral coordinado de vigilancia y control de las encefalopatías espongiformes transmisibles de los animales.](#)



A partir de 2007 empieza a haber carroña disponible simultáneamente en los muladares de ambas provincias (Castellón y Teruel) (Figura 25). De forma porcentual con respecto al total de la biomasa aportada, la cantidad de aportes por provincia pasó de un 50% en 2007 repartida entre Castellón y Teruel, a valores alrededor del 64% - 65% actualmente para la provincia de Teruel (promedio para el periodo 2009 – 2013= 61.6% para Teruel y 38.4% para Castellón).

Atendiendo a la cantidad de biomasa aportada en cada Punto de Alimentación Suplementaria se aprecia que existe gran variabilidad en los valores de carroña disponible tanto a nivel de cada PAS individualmente como a nivel interanual (Figura 26). El PAS en el que se ha aportado mayor cantidad de carroña es el de Villahermosa del Río (390.707 kg en total; periodo 2000 – 2013), seguido en volumen por el PAS de Ejulve (375.152 kg en total) aunque durante un periodo mucho más reducido (2007 – 2013). El PAS de la Mata de los Olmos es el tercero en volumen (252.991 kg; periodo 2008 – 2013). El resto de comederos distan de estas cifras, con un volumen total de aporte que varía entre 110 y 143 Tm de carroña total aportada. El muladar que menos aporte ha recibido es el del Mas de las Matas (30.184 kg) aunque lleva en funcionamiento únicamente desde 2012. La importancia de cada muladar en términos relativos a lo largo del periodo en el que todos han vuelto a estar operativos puede visualizarse en la Figura 27.

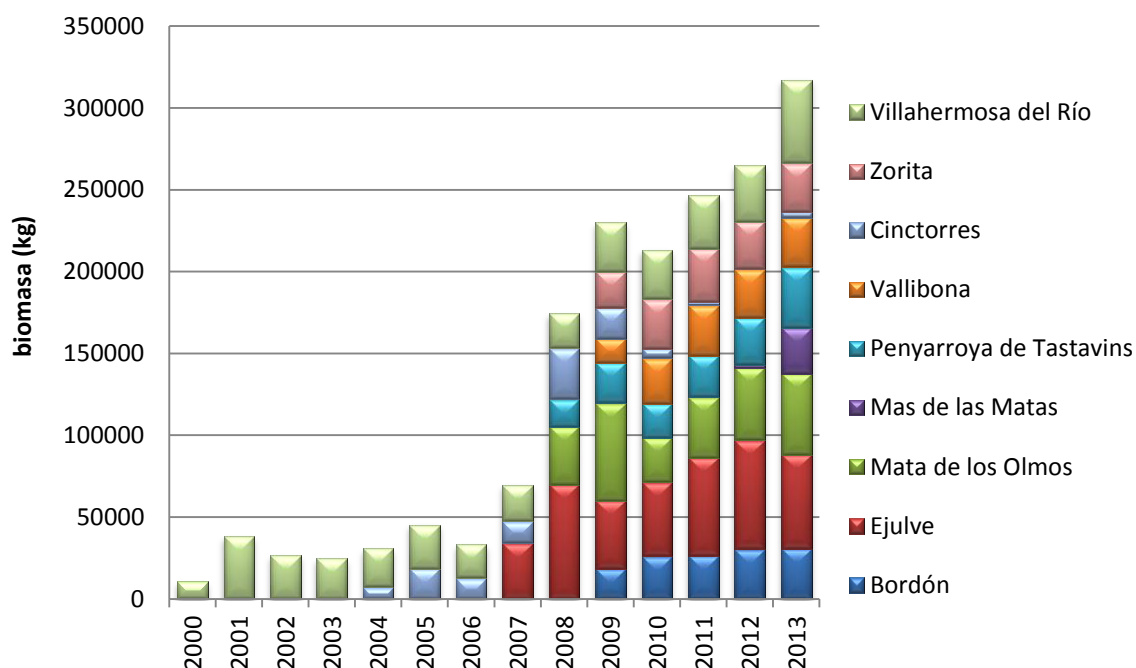


Fig. 26.- Evolución anual de la biomasa de carroña aportada en cada punto de alimentación suplementaria del área de estudio.

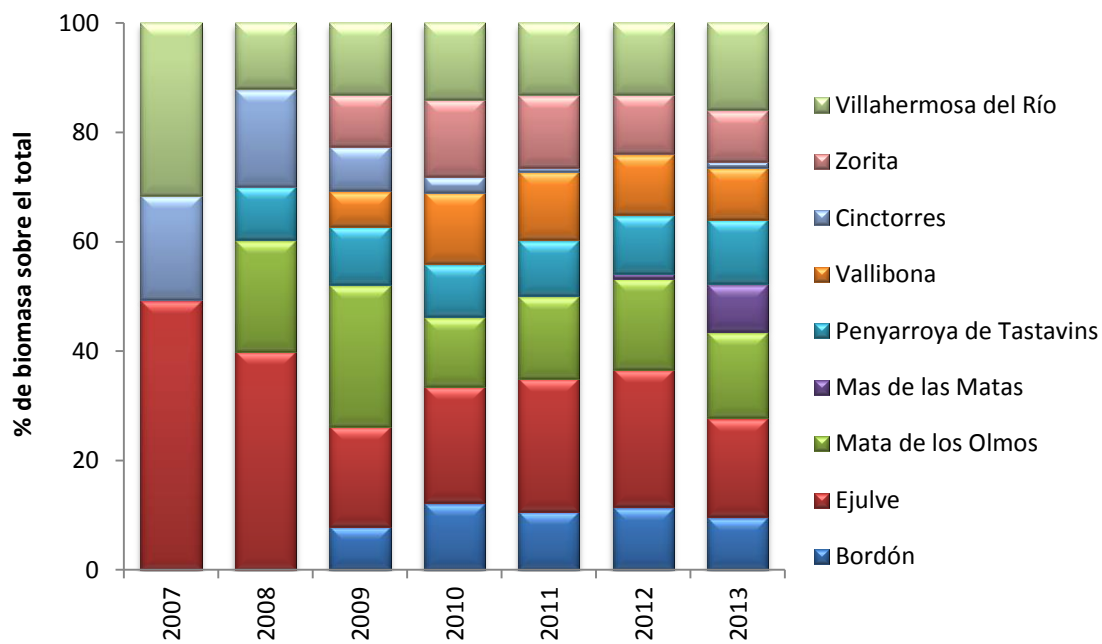


Fig. 27.- Evolución del porcentaje anual de la biomasa aportada en cada punto de alimentación suplementaria del área de estudio en el periodo 2007 – 2013.

La mayor parte de alimento disponible en los diferentes PAS es consumida fundamentalmente por el buitre leonado, especie que alberga una de las mayores densidades de toda la península ibérica en la región maestracense. Además, la carroña depositada en comederos es consumida en menor medida por otras aves carroñeras, tanto obligatorias como el alimoche y milano negro, como facultativas (i.e., córvidos, águila real), que están presentes también como nidificantes en la región del Maestrazgo.

Cabaña ganadera y disponibilidad de alimento

La ganadería tanto en régimen de extensivo como en régimen de intensivo constituye la base de la actividad económica actual en la región del Maestrazgo. Además, así lo ha sido desde tiempos medievales (sirva como ejemplo el hecho de que este año 2015 se ha celebrado la 759 edición de la feria ganadera de Morella, evento que se realiza anualmente), lo que muestra la importancia que tiene la actividad ganadera en la economía de la región.

Para estimar la disponibilidad de alimento para el quebrantahuesos proveniente de la actividad ganadera se ha tenido en cuenta únicamente la biomasa procedente del ganado ovino y caprino, ya que de acuerdo con la literatura, son las ovejas y cabras la principal fuente de recursos tróficos para la especie en base a su tamaño y abundancia (Margalida y Bertran 1997; Margalida *et al.*, 2005; Sánchez-Castilla y Báguena 2007b). Por tanto, no se ha tenido en cuenta la disponibilidad de restos óseos procedentes de cadáveres de otros tipos de ganado (e.g., bovino, porcino, equino, aviar,...) análogamente a lo llevado a cabo en estudios de disponibilidad de alimento para el



quebrantahuesos en otros proyectos de reintroducción (Sánchez-Castilla *et al.* 2005; Sánchez-Castilla y Báguena 2007b).

La información utilizada en este epígrafe proviene de los censos ganaderos de ovino y caprino facilitados por las administraciones competentes en la materia tanto de Aragón como de la Comunidad Valenciana (Gobierno de Aragón y Generalitat Valenciana). Debido a la diferente resolución espacial de la información de partida, los datos del tamaño de la cabaña ganadera se han agrupado a nivel comarcal.

Para el cálculo de la biomasa en forma de restos óseos potencialmente disponible se asumió una mortalidad promedio anual de un 3% para el ganado doméstico (Canut *et al.*, 1987; Lorente 1996; Sánchez-Castilla y Báguena 2007b). Este valor es relativamente conservador puesto que otros autores han estimado la mortalidad anual promedio en valores que oscilan entre un 6.4% y un 10% (Camiña 2004). Considerando un peso promedio similar para ovejas y cabras, en torno a 35 kg por individuo, y que el esqueleto representa alrededor del 10% de la masa del animal (Sánchez-Castilla y Báguena 2007b), se estimó que la biomasa aprovechable es de 3.5 kg/cadáver en forma de restos óseos.

De acuerdo con esta metodología, se estima que habría disponible una cantidad total de 40.391 kg de biomasa en forma de restos óseos procedente de ganado ovino y 2468 kg de biomasa ósea procedente de ganado caprino (Tabla 15). Las comarcas de Teruel albergan el 80% sobre el total de cabezas de ganado ovino y el 39% del ganado caprino, albergando las comarcas de Castellón el 20% y 61% restante, respectivamente.

Como se puede apreciar a partir de los datos de la Tabla, la densidad de ovino es muy elevada en toda la región (densidad promedio = 33 ovejas/km²), siendo ésta muy superior a la densidad de ganado caprino (densidad promedio = 2 cabras/km²). Por comarcas, las mayores densidades de ganado ovino se encuentran en el Bajo Aragón, Maestrazgo y Andorra – Sierra de Arcos (Teruel), mientras que las mayores densidades de ganado caprino aparecen en las comarcas de l'Alt Maestrat y Alcalatén (Castellón) (Tabla 15).

Tabla. 15.- Estima de la biomasa disponible (kg de restos óseos) por comarcas del área de estudio calculada a partir de los censos ganaderos de ovino y caprino de Aragón y Comunidad Valenciana (Fuente: Gobierno de Aragón – Generalitat Valenciana). Superficies expresadas en km²; densidad medida en n^o cabezas/km². Biomasa estimada a partir de una mortalidad anual del 3% y un residuo en forma de huesos de 3.5kg/cadáver³⁶.

Provincia	Comarca	Superficie	Nº cabezas ovino	Nº cabezas caprino	densidad ovino	densidad caprino	Biomasa disponible ovino	Biomasa disponible caprino
Teruel	Cuencas Mineras	1463.12	45263	474	30.94	0.32	4752.62	49.77
Teruel	Andorra - Sierra de Arcos	673.96	30283	1072	44.93	1.59	3179.72	112.56

³⁶ Sánchez-Castilla y Báguena (2007b).



Provincia	Comarca	Superficie	Nº cabezas ovino	Nº cabezas caprino	densidad ovino	densidad caprino	Biomasa disponible ovino	Biomasa disponible caprino
Teruel	Bajo Aragón	1313.61	75560	1618	57.52	1.23	7933.80	169.89
Teruel	Maestrazgo	1228.82	55946	1722	45.53	1.40	5874.33	180.81
Teruel	Gúdar - Javalambre	2088.13	69478	3290	33.27	1.58	7295.19	345.45
Teruel	Matarranya	932.99	31205	1001	33.45	1.07	3276.53	105.11
Castellón	Els Ports	905.97	31499	866	34.77	0.96	3307.40	90.93
Castellón	Baix Maestrat	1223.18	10472	2423	8.56	1.98	1099.56	254.42
Castellón	Alt Maestrat	664.74	19169	7482	28.84	11.26	2012.75	785.61
Castellón	Alcalatén	648.18	6389	2761	9.86	4.26	670.85	289.91
Castellón	Alto Mijares	667.41	9408	797	14.10	1.19	987.84	83.69
TOTAL		11810.11	384672	23506	32.57	1.99	40390.56	2468.13

Además de la disponibilidad de alimento procedente de los restos de ganadería, los ungulados silvestres constituyen también una de las principales fuentes de recursos tróficos para el quebrantahuesos (Canut *et al.* 1987; Margalida 2011). Los ungulados silvestres, principalmente rebeco, corzo, ciervo, cabra montés y jabalí, pueden proporcionar por sí mismos suficiente alimento para el mantenimiento de poblaciones salvajes de quebrantahuesos en determinadas condiciones, siempre que esta fuente de alimento esté disponible y no sea retirada de acuerdo con la normativa sanitaria (para más detalles véase el estudio específico realizado por Margalida *et al.* 2011).

La estima del tamaño poblacional de las poblaciones de ungulados silvestres en una región requiere de estudios específicos y aplicación de metodologías de censo variables según el tipo de especie objeto de censo. Ello comporta no pocas dificultades y excede los objetivos del presente trabajo. Por este motivo, a diferencia del tamaño de la cabaña ganadera que pudo ser conocido con relativa exactitud, no se ha podido proporcionar un valor exacto de censo de las diferentes especies de ungulados que alberga el área de estudio.

Con objeto de estimar la disponibilidad potencial de alimento procedente de ungulados silvestres se han utilizado los datos de censos específicos realizados por los Servicios de Caza y Pesca de las administraciones autonómicas de Aragón y Comunidad Valenciana (Gobierno de Aragón y Generalitat Valenciana). Se dispone así, de datos de censo de rebeco, ciervo, corzo y cabra montesa en Aragón, y de ésta última en la Comunidad Valenciana.

En la provincia de Castellón se llevó a cabo un censo específico de cabra montés en 2012 (Prada *et al.* 2013) mientras que para la provincia de Teruel, se han utilizado los datos del censo de cabra montés realizado en 2015. De acuerdo con estos censos, basados en conteos directos de individuos desde puntos fijos y muestreo por distancia, se estima que en las diferentes comarcas que componen la región del Maestrazgo, hay un número mínimo de 6943 ejemplares, lo que corresponde con una densidad promedio de 0.59 cabras/km² en la región. La comarca con mayor



densidad de cabra montesa es la de Gúdar-Javalambre (1.04 cabras/km²), seguida en importancia de la comarca del Matarranya (0.87 cabras/km²), Maestrazgo y Els Ports (ambas con una densidad promedio de 0.69 cabras/km²) (Tabla 16). Cabe, no obstante, remarcar que estos valores corresponderían a una estima de mínimos y, como indican los propios autores de los trabajos de censo (Prada *et al.* 2013), la densidad real debería ser muy superior a la aquí estimada. Sin ir más lejos, Prada *et al.* (2013) estiman una población total de cabra montesa en toda la provincia de Castellón de al menos 23.000 individuos. Si tenemos en cuenta que según los datos recopilados en la Tabla 16 las comarcas turolenses albergan el 71.4% de la población total de cabras censadas, mientras que las de Castellón albergan el 28.6% restante, y que las comarcas del Maestrazgo castellonense ocupan el 62% de la superficie total de la provincia de Castellón (6.632 km²), utilizando la estima de 23.000 individuos totales, la población total de cabras en las comarcas de la provincia de Teruel incluidas en la región del Maestrazgo debería ser de 35.580 cabras montesas.

Tabla. 16.- Censos de cabra montesa (*Capra pyrenaica*) por comarcas del área de estudio obtenida a partir de censos específicos encargados por los Servicios de Caza y Pesca de Aragón (año 2015) y Comunidad Valenciana (año 2012) (Fuente: Gobierno de Aragón – Generalitat Valenciana). Los valores reflejan el número de cabras observadas por conteo directo por lo de que el tamaño poblacional y la densidad reales serán mucho mayores³⁷.

Provincia	Comarca	Superficie (km ²)	nº cabras montesas	densidad (cabras/km ²)
Teruel	Cuencas Mineras	1463.12	622	0.43
Teruel	Andorra - Sierra de Arcos	673.96	175	0.26
Teruel	Bajo Aragón	1313.61	319	0.24
Teruel	Maestrazgo	1228.82	854	0.69
Teruel	Gúdar - Javalambre	2088.13	2179	1.04
Teruel	Matarranya	932.99	808	0.87
Castellón	Els Ports	905.97	624	0.69
Castellón	Baix Maestrat	1223.18	325	0.27
Castellón	Alt Maestrat	664.74	131	0.20
Castellón	Alcalatén	648.18	810	1.25
Castellón	Alto Mijares	667.41	96	0.14
TOTAL		11810.11	6943	0.59

En resumen, y a tenor de las cifras anteriormente indicadas, se puede concluir que la disponibilidad de alimento para el quebrantahuesos tanto procedente de restos de ganadería depositados en Puntos de Alimentación Suplementaria como obtenidos a partir de los cadáveres de ungulados silvestres, no constituiría un factor limitante para su asentamiento en el Maestrazgo en caso de iniciarse un proyecto de reintroducción en esta región.

³⁷ Prada *et al.* (2013)



8.- COMPETENCIA CON OTRAS ESPECIES

La existencia de potenciales competidores pertenecientes al gremio de las aves carroñeras constituye un factor importante a considerar a la hora de emprender un proyecto de reintroducción de una especie como el quebrantahuesos. Por un lado, la presencia de especies competidoras puede conllevar efectos potencialmente negativos. Estudios previos llevados a cabo en otras áreas geográficas como el Pirineo han descrito y mostrado el efecto de la usurpación de nidos de quebrantahuesos por parte de otras especies (Elosegui 1989; Fernández & Donázar 1991; Margalida y García 1999; Gil *et al.* 2014). Sin embargo, por otra parte, la presencia de otras especies carroñeras puede servir como factor de atracción que ayude a consolidar una población de la especie objeto de la reintroducción. Dichas especies pueden servir, además, como especies bioindicadoras de calidad de hábitat, y pueden contribuir a identificar, cuantificar y cartografiar los posibles factores de amenaza (i.e., tendidos, venenos, parques eólicos, etc.) que pudieran condicionar o comprometer el futuro de un proyecto de reintroducción.

Para la realización de este apartado se ha llevado a cabo una recopilación exhaustiva de toda la información disponible sobre el tamaño poblacional y localización de los territorios de nidificación de las especies potencialmente competidoras. Dichas especies son, para la región del Maestrazgo, el buitre leonado y el alimoche.

La información que a continuación se muestra ha sido proporcionada por los correspondientes Servicios de Vida Silvestre de las administraciones autonómicas de Aragón y Comunidad Valenciana, e incluyen información obtenida en base a censos específicos llevados a cabo por agentes medioambientales y personal de la administración, además de datos procedentes de censos específicos coordinados por la Sociedad Española de Ornitología. En último término, toda esta información ha sido complementada con datos propios procedentes de publicaciones científicas en las que ha participado el equipo redactor.

Buitre leonado y alimoche en la Comunidad Valenciana y Aragón

El buitre leonado llegó casi a desaparecer en la Comunidad Valenciana a mediados del siglo XX, quedando un mínimo de 3 parejas reclusas en el norte de Castellón en los años 70. Tras un periodo de recuperación iniciado en los años 90, la población ha experimentado un crecimiento casi exponencial en los últimos 15 años. Actualmente la especie cría en las tres provincias de la Comunidad Valenciana, alcanzando una cifra total de 559 parejas censadas en 2015 (Figura 28). La población de Castellón sigue en crecimiento aunque parece haber ralentizado su tasa intrínseca de crecimiento poblacional. La población ha colonizado la provincia de Valencia desde el año 2011, donde está en claro aumento, mientras que la población de la provincia de Alicante se asentó a partir del año 2004 a partir de un proyecto de reintroducción³⁸ y muestra una cierta tendencia a la disminución en los últimos años.

³⁸ http://www.alcoi.org/es/areas/medi_ambient/gestio_mediambiental/activitats_destacables/projecte_Canyet.html



El alimoche se extinguió en los años 70 del siglo XX en la Comunidad Valenciana. La especie volvió a colonizar la provincia de Castellón en 1989, incrementando su población de forma continua hasta alcanzar 13 parejas nidificantes en 2015 (García-Ripollés y López-López 2006; Servicio de Vida Silvestre 2015a) (Figura 29). El alimoche también ha recolonizado lo provincia de Valencia, donde mantiene dos parejas reproductoras, una compartida con la vecina provincia de Cuenca y otra que cría íntegramente dentro de territorio valenciano desde el año 2006 en la comarca de Los Serranos (datos propios).

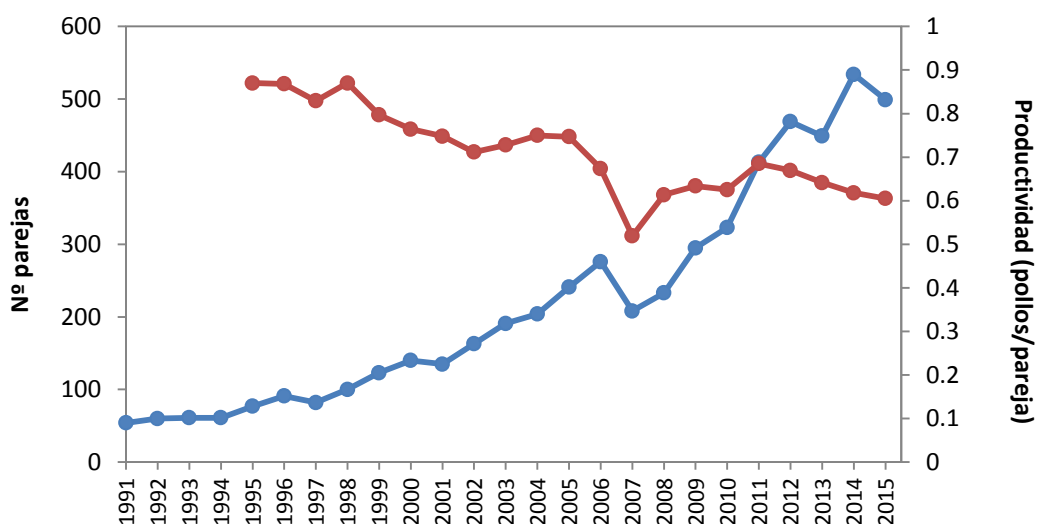


Fig. 28.- Tamaño poblacional y productividad del buitre leonado en la provincia de Castellón (periodo 1991 – 2015). (Fuente: Generalitat Valenciana, López-López et al. 2004, datos propios).

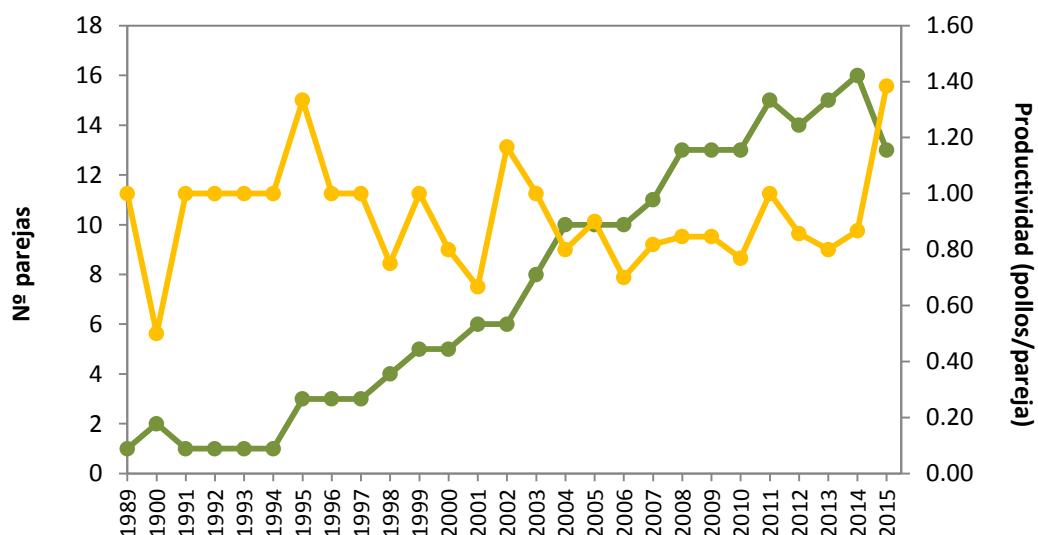


Fig. 29.- Tamaño poblacional y productividad del alimoche en la provincia de Castellón (periodo 1991 – 2015). (Fuente: Generalitat Valenciana, García-Ripollés y López-López 2006, datos propios).



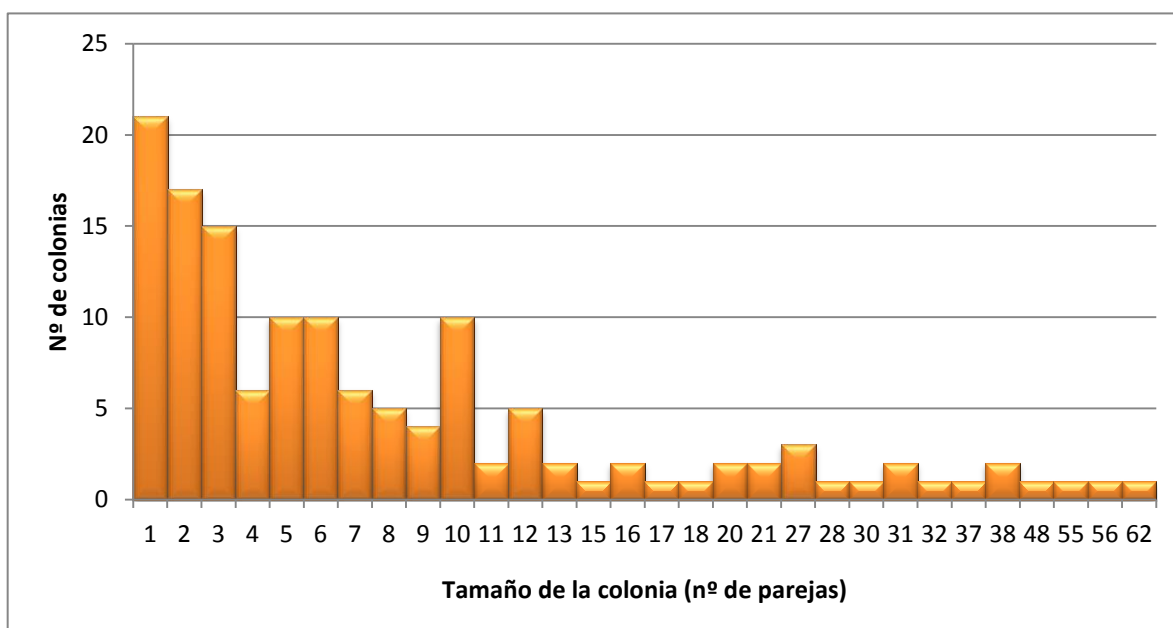
Por su parte, el buitre leonado mantiene en Aragón el segundo mayor contingente de la especie de España con 5174 parejas, por detrás de Castilla y León, representando el 21,1% de las parejas reproductoras censadas en el último censo nacional realizado en 2008 (Del Moral 2009a). Según este trabajo, la población de buitre leonado en Teruel se cifra en 1808 parejas y se concentra en 96 colonias y cinco parejas aisladas. La especie se distribuye principalmente por los sectores central y nororiental de la provincia, ciñéndose casi estrictamente a los valles de los ríos Martín, Guadalope y Matarraña. La tendencia poblacional de buitre leonado en la provincia de Teruel ha seguido la misma pauta que en el resto de Aragón, multiplicándose por ocho en el periodo comprendido entre el primer censo nacional de 1979 y el segundo censo nacional llevado a cabo a finales de los años ochenta (Arroyo *et al.* 1990). El incremento registrado en la última década se ha ralentizado respecto a las anteriores, evidenciando una tendencia clara hacia la estabilización. La población pasó de 200 parejas en el censo de 1979 (SEO 1981), a 1600 parejas en el censo de 1999 (Del Moral y Martí 2001) hasta las 1808 parejas censadas en 2008 (Del Moral 2009a).

Al igual que para el caso del buitre leonado, Aragón es la comunidad autónoma que alberga la segunda población de alimoche más grande de toda España (17.9% del total nacional). El número de parejas estimadas en el censo de 2008 fue de 267 (Del Moral 2009b), lo que supone una cifra prácticamente similar a la del censo de 2000 (Del Moral y Martí 2002). La población de alimoche en la provincia de Teruel se cifra en 40 territorios ocupados en 2008 y representa el 15% de los efectivos de Aragón. La especie se concentra en las comarcas Cuencas Mineras, Andorra-Sierra de Arcos y Maestrazgo, siendo más escasa en el Bajo Aragón, Matarraña y Sierra de Albarracín (Del Moral y Martí 2002).

Buitre leonado y alimoche en el Maestrazgo

De acuerdo con la información facilitada por los respectivos Servicios de Vida Silvestre, el área de estudio albergaba un total de 1291 parejas reproductoras de buitre leonado en el año 2014, distribuidas en un total de 137 puntos de nidificación distintos. En total se censaron 116 colonias (> 2 parejas) y 21 parejas aisladas. La mayoría de las colonias están conformadas por menos de 20 parejas reproductoras (52.8% del total de colonias) (Figura 30).

Por provincias, Teruel alberga el mayor número de parejas reproductoras (N = 962; 74.52% del total), mientras que Castellón alberga el porcentaje restante (N = 329 parejas; 25.48%). Con mucha diferencia, la comarca del Maestrazgo en Teruel presenta la mayor densidad de buitres (0.55 parejas/km²), seguida en importancia por la comarca de las Cuencas Mineras (0.13 parejas/km²), Baix Maestrat (0.12 parejas/km²) y Els Ports (0.10 parejas/km²). Cabe destacar que la única comarca incluida parcialmente en el área de estudio que no presenta ninguna pareja reproductora es la de Gúdar – Javalambre (Figura 31).



**Fig. 30.- Histograma del tamaño de las colonias de buitre leonado en el área de estudio (año 2014).
(Fuente: Gobierno de Aragón - Generalitat Valenciana).**

Por su parte, dentro del área de estudio nidifican un total de 27 parejas reproductoras de alimoche, con 14 territorios en Teruel (51.85% del total) y 13 territorios en Castellón (48.15%) (Figura 31). Por comarcas, la inmensa mayoría de los territorios de alimoche se ubican en la comarca del Maestrazgo de Teruel (N = 10; 37.04%), seguido en número por la comarca de Els Ports (N = 7 territorios), el Alt Maestrat (N = 4) y la comarca del Matarranya (N = 3 territorios).

Cabe destacar el elevado grado de solapamiento espacial que existe entre la proyección del modelo final de regresión logística con el que se generó la cartografía de hábitat potencial de cría para el quebrantahuesos en la región y la distribución espacial de las colonias de cría de buitre y territorios de alimoche (Figura 31). Este hecho no es sorprendente puesto que el mejor modelo incluyó precisamente a las variables de competencia como predictoras significativas de la presencia potencial de quebrantahuesos en la región.

Finalmente, como se ha apuntado en estudios similares sobre reintroducción de quebrantahuesos en otras regiones de España, la existencia de núcleos importantes de otras especies carroñeras podría ser un factor coadyuvante muy importante que favoreciera el asentamiento de una población nueva de quebrantahuesos (Hiraldo *et al.* 1979; Sánchez-Castilla *et al.* 2005; Sánchez-Castilla y Báguena 2007b). En este sentido, tal y como se ha expuesto hasta este punto, el área de estudio cumpliría con los requisitos necesarios para desarrollar un proyecto de reintroducción.

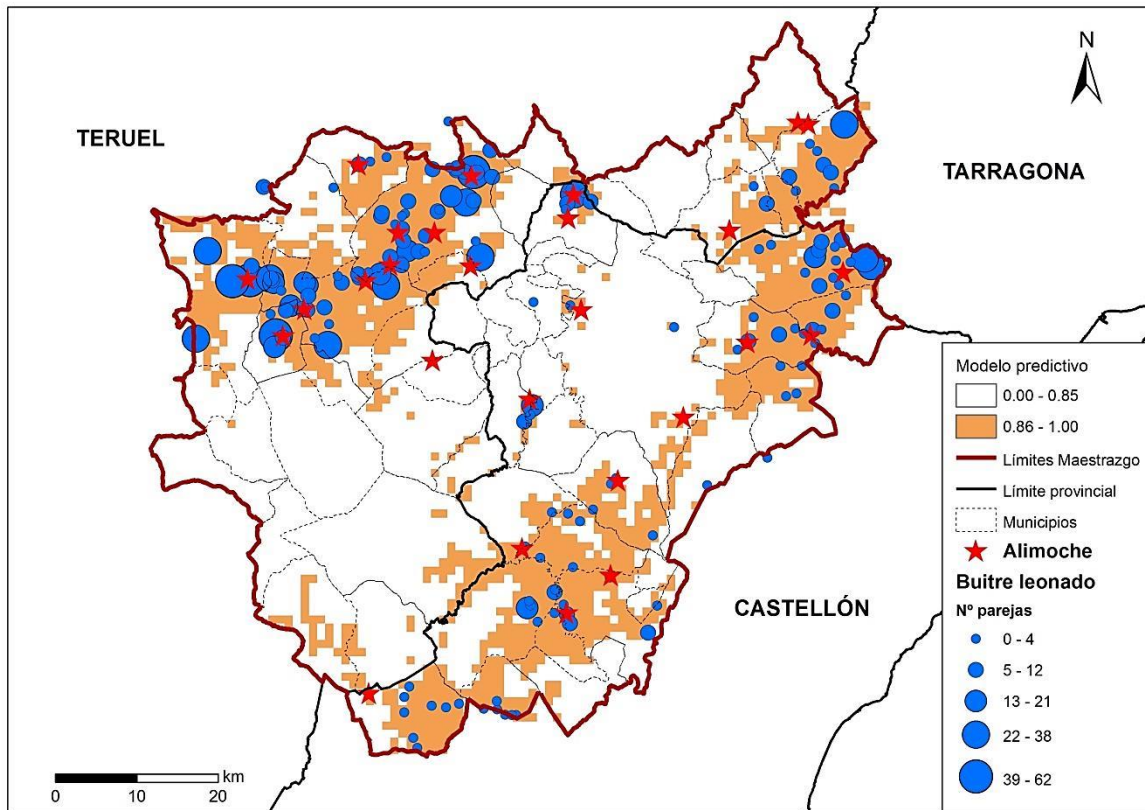


Fig. 31.- Colonias de buitre leonado y territorios de cría de alimoche en el área de estudio. La capa subyacente muestra las cuadrículas clasificadas en el primer tercil de la distribución de hábitat potencial para el quebrantahuesos según el modelo logístico de calidad (idoneidad > 0.85). (Fuente: Gobierno de Aragón – Generalitat Valenciana – datos propios).



9.- PRINCIPALES FACTORES DE RIESGO

Tal y como establecen las “*Directrices en materia de reintroducciones y otras translocaciones con fines de conservación*” de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, uno de los aspectos fundamentales que es necesario examinar antes de abordar cualquier proyecto de reintroducción es el análisis de los factores de riesgo y la erradicación (o al menos minimización) de las causas que llevaron a la extinción a la especie que vaya a ser objeto de reintroducción en el área donde se considere actuar (IUCN/SSC, 2013). Para ello, se debe aprovechar la información previamente obtenida a través de la generación de modelos estadísticos que cuantifican y predicen la disponibilidad de hábitat óptimo para la especie, ya que éstos van a permitir llevar a cabo el análisis de riesgos de forma espacialmente explícita.

Actualmente los mayores factores de riesgo que existen potencialmente para una posible reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo serían la existencia de parques eólicos y tendidos eléctricos. Además, existen otros factores a tener en cuenta y que cabe analizar separadamente como son la posible existencia de episodios de intoxicación (i.e., venenos, residuos de medicamentos veterinarios, plumbismo, etc.), así como las molestias como resultado del desarrollo de actividades recreativas en el medio.

Objetivos

Los objetivos de este epígrafe son:

1. Recopilar, cuantificar y analizar cuáles son los principales factores de amenaza para el quebrantahuesos allí donde mantiene poblaciones naturales (i.e., Pirineos). Para ello se ha utilizado la información sobre entrada en centros de recuperación y datos de mortalidad recopilados por el Servicio de Servicio de Biodiversidad, del Departamento Desarrollo Rural y Sostenibilidad, Gobierno de Aragón.
2. Compilar toda la información disponible sobre los factores de riesgo anteriormente mencionados en el área de estudio. Para ello se ha utilizado la información proporcionada por los diferentes Servicios de Vida Silvestre de las dos administraciones autonómicas con competencias en la región (Gobierno de Aragón y Generalitat Valenciana).

Causas de mortalidad del quebrantahuesos en Aragón

El quebrantahuesos mantiene en el Pirineo aragonés una de las mayores densidades poblacionales descritas para la especie a nivel mundial. De acuerdo con la información recopilada por el Gobierno de Aragón, gracias al trabajo de los Agentes de Protección de la Naturaleza y la propia información facilitada por la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ) (J.A. Gil *com.pers.*), se han podido estimar cuáles son las principales causas de mortalidad de la especie en la comunidad aragonesa.



Teniendo en cuenta únicamente el periodo 2008 – 2014, se han recopilado un total de 25 casos de mortalidad de quebrantahuesos en Aragón, todos ellos registrados en la provincia de Huesca. La principal causa de mortalidad fue el traumatismo (N = 13 casos) causado en la mayoría de casos por colisión con infraestructuras artificiales, tendidos eléctricos y vallados principalmente (Figura 32). En otros casos la causa del traumatismo es indeterminada, pudiendo haber sido determinada por caída del nido en el caso de un ejemplar joven. En orden de importancia le siguen los casos de atropello en carreteras (N = 3 casos), electrocución en tendidos eléctricos e intoxicación (N = 2 en ambos casos). El resto de causas de mortalidad incluyen casos de infección, individuos atrapados, lesiones causadas por atragantamiento al ingerir restos óseos y causas de origen desconocido (N = 5 casos).

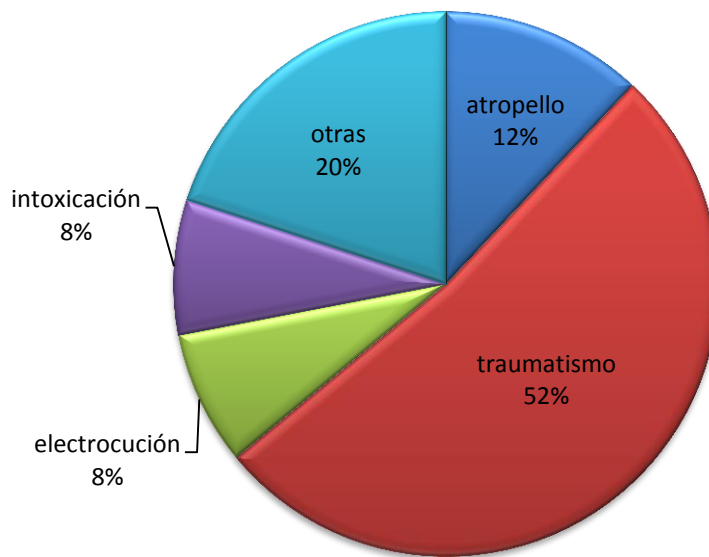


Fig. 32.- Causas de mortalidad del quebrantahuesos en el Pirineo aragonés (periodo 2008 – 2014) (Fuente: Gobierno de Aragón).

Cabe destacar que las principales causas de mortalidad se han mantenido a lo largo de los últimos años, variando eso sí, la importancia relativa de cada una de ellas a lo largo del tiempo. Por ejemplo, en un estudio previo realizado en el Pirineo aragonés en el que se cuantificaron las causas de mortalidad del quebrantahuesos durante el periodo 1994 – 2006 (Sánchez-Castilla y Báguena 2007b), se determinó que la principal causa de mortalidad para la especie era la intoxicación (35.3%), seguida de la muerte por electrocución y disparo (ambas con un 17.6% de los casos), y en último término la muerte por colisión (5.9% de los casos). En casi la cuarta parte de los casos las causas fueron desconocidas (23.5%) (Sánchez-Castilla y Báguena 2007b). Si se comparan estos datos del periodo 1994 – 2006 con los aquí mostrados para el periodo 2008 – 2014 se puede comprobar cómo algunas causas han ido desapareciendo (i.e., persecución directa por disparos), mientras que han aparecido otras nuevas (i.e., atropello) no registradas anteriormente.



Otro estudio llevado a cabo en toda Europa recopiló las causas de mortalidad de quebrantahuesos para el periodo 1955 – 2006 (Margalida *et al.* 2008a). En total, de 106 casos de mortalidad registrados, la principal causa de mortalidad fue el disparo (31%), seguida en importancia de envenenamientos intencionados (26%), colisión con tendidos eléctricos (18%) y envenenamientos accidentales (12%). Destaca el hecho de que en el 97% de los casos la causa de mortalidad era de origen antrópico, sin encontrarse diferencias ni entre sexos ni entre clases de edad (i.e., no adultos frente a adultos) (Margalida *et al.* 2008a). De forma análoga a lo descrito para el caso de Aragón, en este estudio también se pudo determinar la existencia de un patrón de variación temporal en las diferentes causas de mortalidad, con una disminución en la persecución directa y un aumento de las intoxicaciones en el periodo final del estudio. Otras causas como la electrocución y colisión en tendidos eléctricos parece mantenerse relativamente estable a lo largo del tiempo (Margalida *et al.* 2008a).

En cualquier caso cabe interpretar siempre con cautela los resultados tanto de los estudios anteriormente mencionados como los expuesto en este trabajo, puesto que la representatividad de las diferentes causas de mortalidad dependen en gran medida de los esfuerzos de prospección realizados, la falta de estandarización de los métodos y de la recogida de datos, así como del papel que juega la estocasticidad ambiental en el caso de poblaciones pequeñas en la que por tanto se manejan tamaños muestrales muy bajos (i.e., apenas unos pocos casos atribuidos a una sola causa pueden cambiar los porcentajes de importancia relativa de forma muy significativa).

Causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo

Se han recopilado toda la información disponible en poder del Servicio de Servicio de Biodiversidad del Gobierno de Aragón relativo a las causas de mortalidad de aves en la comunidad aragonesa (Anexo VIII). Tras filtrar la información para la provincia de Aragón, se ha considerado únicamente, a los efectos de este trabajo, la mortalidad de aves de presa por ser éste el grupo taxonómico al que pertenece la especie objeto del posible proyecto de reintroducción. Además, la información se filtró considerando únicamente los registros de mortalidad de aves rapaces en los municipios del área de estudio.

En total, en todo Aragón, para el periodo 2008 – 2014 se han registrado un total de 3385 casos de mortalidad de aves. De éstos, 81 casos fueron registrados en los municipios del área de estudio incluidos en la provincia de Teruel (Figura 33). La mayoría de los casos de mortalidad de aves de presa en el área de estudio corresponden a colisión (N = 19 casos) con infraestructuras de origen antrópico (fundamentalmente vallados y tendidos eléctricos), registrándose 5 casos de muerte de aves por colisión con aerogeneradores de parques eólicos instalados en la zona. Le sigue en importancia la mortalidad registrada por electrocución en tendidos eléctricos (N = 16 casos), atropellos (N = 15 casos), intoxicación por envenenamiento (N = 10 casos; registrados en un único evento en la localidad de Mosqueruela en 2008), desnutrición (N = 5) y disparo (N = 2). El 17% restante corresponde a un compendio de causas (i.e., caída de pollos del nido, infección, decomisos y causas desconocidas).

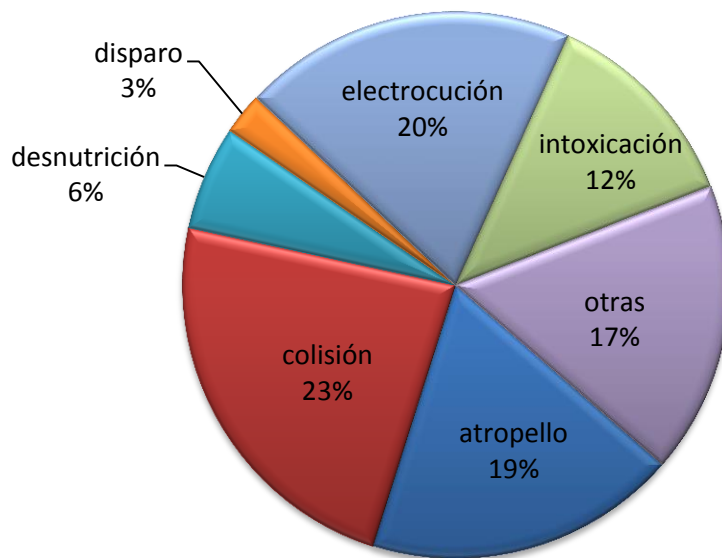


Fig. 33.- Causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo turolense (periodo 2008 – 2014) (Fuente: Gobierno de Aragón).

A lo largo del periodo de estudio no se observa un patrón temporal claro, exceptuando el caso puntual de envenenamiento registrado en 2008. Las principales causas de mortalidad (i.e., colisión, atropello y electrocución) se han mantenido relativamente constantes a lo largo del tiempo (Figura 34).

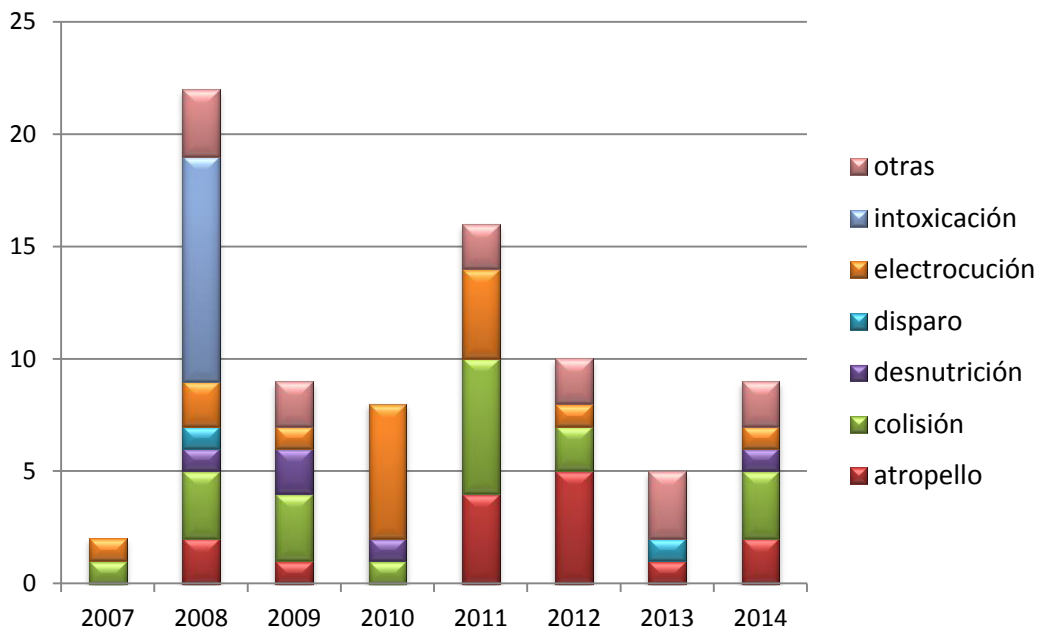


Fig. 34.- Evolución anual de las causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo turolense (periodo 2008 – 2014) (Fuente: Gobierno de Aragón).



Fotografía 10.- Apoyos de tendidos eléctrico con medidas de corrección instaladas para minimizar el riesgo de electrocución (arriba izquierda Valdelinares; arriba centro Pitarque; ambos en Teruel). Apoyo peligroso sin medidas de corrección (arriba derecha, Fredes; Castellón) y línea de evacuación de parques eólicos en el municipio de Villafranca del Cid (abajo; Castellón) (Fotos: Pascual López)



Mortalidad en parques eólicos

A la hora de analizar las causas de mortalidad de aves de presa en la región del Maestrazgo la mortalidad causada por colisión en parques eólicos merece un análisis por separado. Los parques eólicos constituyen actualmente la principal industria en el área de estudio, y muy especialmente en la provincia de Castellón. Cabe remarcar que actualmente no hay ningún parque eólico en la porción del área de estudio comprendida dentro de la provincia de Teruel.

Entre finales de 2006 y principios de 2007 se pusieron en marcha las Zonas eólicas 1, 2 y 3 del Plan Eólico de la Comunidad Valenciana³⁹. En la comarca de Els Ports y l'Alt Maestrat existen actualmente instalados 263 aerogeneradores de 1.5MW de potencia cada uno, que generan una potencia total de 364.5 MW/hora. La zona eólica 1 está localizada íntegramente en el término municipal de Morella, y está compuesta por dos parques eólicos y 66 aerogeneradores. La zona eólica 2 está emplazada en los términos municipales de Todoloella, Olocau del Rei y Forcall, con tres parques eólicos y 77 aerogeneradores. La zona eólica 3 está emplazada en los términos municipales del Portell de Morella, Castellfort, Vilafranca del Cid y Ares del Maestre, consta de 5 parques eólicos y 120 aerogeneradores (Anexo IX).

Los parques eólicos constituyen una de las principales causas de mortalidad para las aves carroñeras, especialmente el buitre leonado, y pueden llegar a tener consecuencias catastróficas sobre su demografía cuando actúan de forma simultánea con otros factores de mortalidad (Barrios y Rodríguez 2004; Martínez-Abraín *et al.* 2012). En el caso del área de estudio se produjo un cierre de muldares entre los años 2006 y 2007 a consecuencia de las medidas sanitarias tomadas para intentar erradicar la Encefalopatía Espongiforme Bovina (ver apartado anterior sobre disponibilidad de alimento). Como consecuencia de ello se produjo un cambio en los patrones de uso del espacio de las aves carroñeras de la región, yendo a alimentarse gran parte de ellas al vertedero de residuos sólidos urbanos del municipio de Vilafranca del Cid (Castellón) Fotografía 11).



Fotografía 11.-Buitres alimentándose de residuos urbanos (Foto: Clara García)

³⁹ http://www.aven.es/index.php?option=com_content&view=article&id=60&Itemid=125&lang=castellano



Este vertedero se emplaza muy próximo a uno de los parques eólicos operativos de la zona (Parque eólico de Arriello), viéndose obligados los buitres a atravesar la línea de aerogeneradores para alimentarse. Como consecuencia de ello, se produjo un aumento muy significativo de la mortalidad en este parque. Además, y de forma simultánea, debido al cierre de puntos de alimentación suplementaria en Aragón, gran parte de los buitres de la provincia de Teruel se desplazaron a la Comunidad Valenciana para intentar conseguir alimento, lo que trajo como consecuencia mayor mortalidad en los parques de la región. En términos demográficos las consecuencias fueron muy negativas: el número de parejas reproductoras disminuyó en un 24%, la supervivencia adulta en un 30% y la fecundidad en un 35% (Martínez-Abraín *et al.* 2012). Tras producirse un cambio en la gestión del vertedero en cuestión en 2011, el cese temporal de actividad de algunos aerogeneradores durante el día en el parque eólico de Arriello y la puesta en marcha de nuevos comederos específicos para aves carroñeras en 2009 (ver apartado anterior sobre disponibilidad de alimento), el problema pudo ser revertido, aumentando de nuevo la población de buitre leonado en las comarcas del norte de Castellón (Martínez-Abraín *et al.* 2012; Oro *et al.* 2012; Servicio de Vida Silvestre 2015a).

Desde el año 2006 y hasta 2014 se han registrado un total de 647 casos de mortalidad de aves rapaces en parques eólicos de las zonas 1, 2 y 3 del Plan Eólico de la Comunidad Valenciana, es decir, considerando únicamente las incluidas dentro del área de estudio. De todos estos casos, 577 corresponden únicamente a Buitre leonado, lo que representa el 89.81% de los casos totales (Figura 35). Los 70 casos restantes corresponden a otras rapaces. Por orden de afección, la segunda especie con mayor mortalidad registrada es el Cernícalo vulgar (N = 24 casos; 34.29% de los casos excluyendo buitres), seguida en importancia por el Aguililla calzada (N = 11 casos; 15.71% del total excluyendo buitres), y la Culebrera europea (N = 8 casos; 11.43% del total excluyendo buitres) (Tabla 17). En menor medida, otras rapaces afectadas han sido el Abejero europeo, el Busardo ratonero y el Gavilán común, con menos de un 10% de los casos. Cabe destacar casos ocasionales de mortalidad de especies catalogadas, como el Alimoche común, Águila real y Cernícalo primilla (N = 1 caso cada una) (Tabla 17).

De acuerdo con la gráfica de evolución temporal se aprecia una tendencia a la disminución en los últimos ocho años, salvo repuntes puntuales como el de 2012 (Figura 35). En cualquier caso, en comparación con otras causas de mortalidad, la colisión con parques eólicos sigue siendo la mayor causa de mortalidad en términos absolutos de toda el área de estudio. Además, en términos relativos, dicha mortalidad afecta principalmente a una de las especies que mayor similitud comportamental y afinidad taxonómica tiene con el quebrantahuesos, lo que debe ser tenido muy en cuenta a la hora de iniciar cualquier proyecto de reintroducción de la especie en la región.

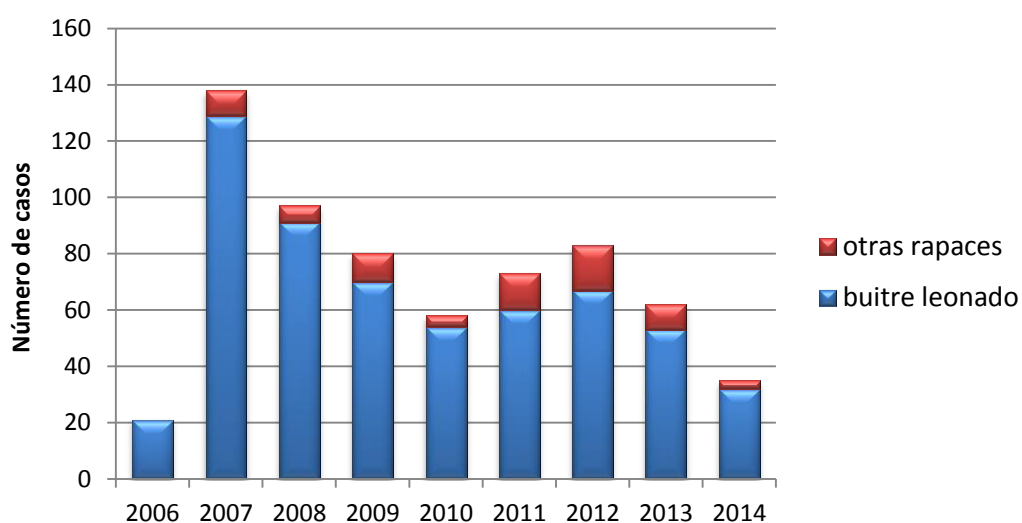


Fig. 35.- Evolución anual de la mortalidad de aves rapaces en parque eólicos del Maestrazgo castellonense (Zonas 1,2 y 3 del PECV) (Fuente: Generalitat Valenciana).

Tabla. 17.- Mortalidad de aves rapaces en parque eólicos del Maestrazgo castellonense (Zonas 1,2 y 3 del Plan Eólico de la Comunidad Valenciana) (Fuente: Generalitat Valenciana).

ESPECIE	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Total
<i>Accipiter nisus</i>					1	1	1			3
<i>Aquila chrysaetos</i>									1	1
<i>Asio flammeus</i>							3			3
<i>Asio otus</i>						1				1
<i>Buteo buteo</i>			1			2		1		4
<i>Circus gallicus</i>		1		2		1	1	3		8
<i>Circus aeruginosus</i>			1							1
<i>Falco naumanni</i>							1			1
<i>Falco peregrinus</i>								2		2
<i>Falco tinnunculus</i>		2	2	5	2	6	3	2	2	24
<i>Gyps fulvus</i>	21	129	91	70	54	60	67	53	32	577
<i>Hieraaetus pennatus</i>		1	1	2	1	1	5			11
<i>Milvus migrans</i>		2								2
<i>Milvus milvus</i>								1		1
<i>Milvus spp</i>		1								1
<i>Neophron percnopterus</i>			1							1
<i>Pernis apivorus</i>		1		1		1	2			5
<i>Strix aluco</i>		1								1



Fotografía 12.- Parques eólicos en el área de estudio (arriba parque eólico de Arriello, Vilafranca del Cid; Zona 3 del Plan Eólico de la Comunidad Valenciana; abajo parque de Torre Miró I, Morella; Zona 1 del PECV; ambos en Castellón) (Foto: Pascual López)



10.- OTROS FACTORES CONDICIONANTES DEL ASENTAMIENTO DEL QUEBRANTAHUESOS EN EL MAESTRAZGO

Más allá de los factores mencionados en epígrafes anteriores, existen toda una serie de condicionantes que podrían potencialmente comprometer un posible proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo. Sin ánimo de hacer una descripción exhaustiva de cada uno de ellos, a continuación se mencionan tres factores que podrían ser determinantes para el asentamiento de la especie en el área de estudio: (i) el grado de aceptación social; (ii) problemas derivados de la regresión de la ganadería extensiva; y, por último, (iii) posibles molestias derivadas del desarrollo de actividades recreativas. No se han incluido en este apartado condicionantes de tipo económico, político, ni logístico (i.e., posibles fuentes de individuos que podrían ser utilizadas para iniciar un proyecto de reintroducción) puesto que el análisis de estos factores excede los objetivos del presente trabajo y requeriría de un análisis específico en profundidad en cada uno de los casos.

Aceptación social

El grado de aceptación social es uno de los factores más importantes en el éxito de cualquier proyecto de reintroducción. Es de lógica afirmar que sin el apoyo de los agentes económicos, sociales y políticos que habitan en la zona en la que se quiere iniciar un proyecto de reintroducción, las probabilidades de éxito disminuyen de forma drástica. En este sentido cabe recordar que fue precisamente la persecución humana y el uso indiscriminado de venenos lo que llevó a la práctica extinción del quebrantahuesos en la península ibérica (Hiraldo *et al.* 1979). Aunque no se dispone de datos fehacientes sobre el grado de persecución que sufrió la especie en el Maestrazgo en tiempos remotos, no es descabellado afirmar que las causas que lo llevaron a la extinción en toda la península debieron de actuar también en el área de estudio. El quebrantahuesos, como otras muchas especies de grandes vertebrados debió desaparecer del Maestrazgo a causa de la presión antrópica.

Pese al papel fundamental que juegan en el reciclaje de nutrientes en el medio (Ogada *et al.* 2012), las aves carroñeras no han gozado tradicionalmente de “buena prensa” entre los habitantes del medio rural. El crecimiento casi exponencial de las poblaciones de buitres leonado y la consecuente expansión de su área de distribución en el Maestrazgo ha ocasionado algunos conflictos con ganaderos locales que no han dudado en acusar a las carroñeras de ser las causantes de ataques a su ganado, principalmente bovino. Por este motivo, la recopilación del número de reclamaciones formalizadas por parte del colectivo ganadero podría proporcionar un índice indirecto del grado de conflictividad social que existe con respecto a las aves carroñeras en la región.

Gracias a la información facilitada por el Servicio de Vida Silvestre de la Generalitat Valenciana, se han recopilado el número de reclamaciones por ataques de buitres desde que existe registro en la administración valenciana así como el número de denuncias que han sido estimadas como



ataques reales de buitres en base a la visita por parte de los veterinarios de la administración (Servicio de Vida Silvestre 2013).

De acuerdo con la información facilitada para el periodo 2001 – 2015 en la Comunidad Valenciana y del periodo 2010 – 2015 en Aragón, se puede apreciar cómo los primeros casos de los que se tiene constancia en Castellón datan del año 2001, justo al año siguiente de dictarse normativas estrictas de eliminación de cadáveres a consecuencia de la aparición de la EEB (Real Decretos 1911/2000, de 24 de diciembre y Real Decreto 3454/2000, de 22 de diciembre; textos completos están referenciados en el epígrafe de “Puntos de Alimentación Suplementaria”) (Figura 36). Atendiendo a la evolución temporal el número de reclamaciones, se aprecia un importante aumento en 2007, al año siguiente del cierre de muladares en la provincia de Teruel e inicio del servicio de recogida de cadáveres en esa provincia, y un descenso a partir de 2009, cuando empiezan a aportarse grandes cantidades de biomasa en PAS de Teruel y Castellón (véase Figuras 25 y 26). La mayor parte de reclamaciones se relacionan mayoritariamente (92,3%) con ganada bovino, siendo el resto relativas a ganado ovino (6,9%), y otras especies. La mayor parte de estos ataques se producen sobre ejemplares debilitados, principalmente vacas parturientas de más de ocho años (Servicio de Vida Silvestre 2013, 2015b). En Aragón la evolución del número de denuncias muestra la misma tendencia, registrándose apenas un único caso anual durante los últimos cuatro años.

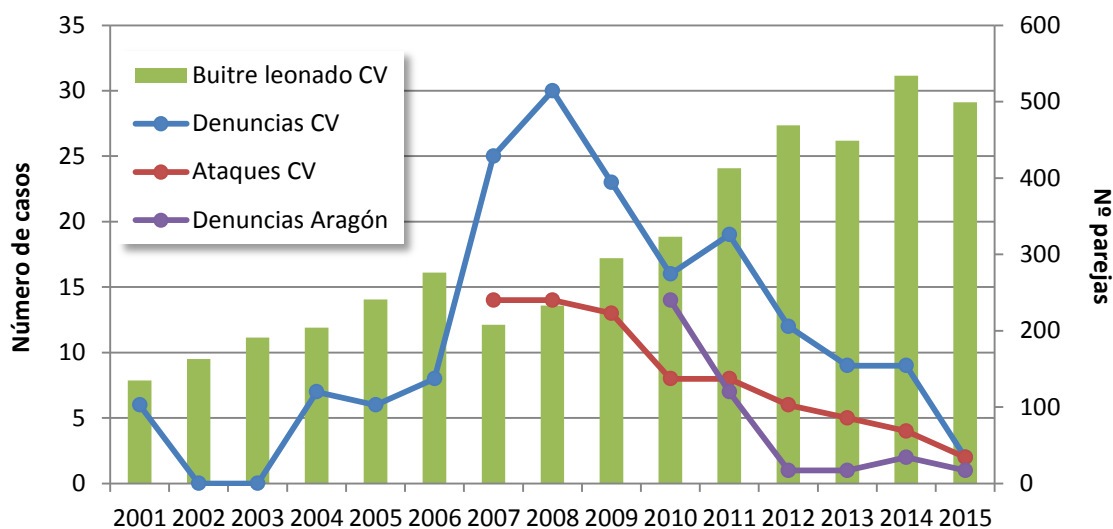


Fig. 36.- Evolución anual del número de denuncias y ataques de buitre leonado a ganado vivo en la Comunidad Valenciana (Castellón) y Aragón. Se muestra en diagrama de barras la evolución temporal en el número de parejas nidificantes de la especie en la provincia de Castellón (derecha). (Fuente: Generalitat Valenciana – Gobierno de Aragón).

Cabe destacar que tras la reapertura de PAS en el área de estudio y sobre todo, tras la implantación de un sistema de control veterinario que incluye visitas a las explotaciones ganaderas afectadas, se aprecia una clara disminución temporal en el número de denuncias y



ataques en los últimos años. Dicha tendencia se mantiene y según la última información disponible, el número de casos se ha visto reducido a prácticamente cero en el presente año 2015 (Cristóbal Torres, com. pers.). Además, cabe resaltar que no se encuentra relación entre el tamaño de la población reproductora de buitre leonado y el número de reclamaciones por presuntas interacciones entre buitres y ganado vivo (Figura 36).

De forma similar a lo realizado en otros programas de reintroducción de la especie en España, cabría desarrollar campañas de divulgación e información a todos los sectores sociales (especialmente el sector escolar) que componen la población rural del Maestrazgo. Además, cabría emprender acciones específicas de formación e información al sector ganadero (e.g., charlas, conferencias, talleres, etc.) con objeto de reducir cualquier posible foco de conflictividad que conllevaría la reintroducción de una especie carroñera como el quebrantahuesos. En este sentido, el apoyo de profesionales con amplia experiencia en el tema de la sensibilización ambiental podría ser fundamental para iniciar un posible proyecto de reintroducción.

Regresión de la ganadería extensiva

Es evidente la existencia de un elevado grado de dependencia de las poblaciones de aves carroñeras con la ganadería extensiva, siendo ésta una de las variables que mejor contribuye a explicar la distribución global de la mayoría de especies de buitres a nivel mundial (Deygout *et al.* 2009; Oro *et al.* 2013). En este sentido, la península ibérica no constituye ninguna excepción, observándose un claro solapamiento entre la distribución de las poblaciones de aves carroñeras y las zonas donde se ha venido desarrollando la ganadería extensiva desde tiempos inmemoriales.

Sin embargo, en las últimas décadas se ha producido un cambio muy importante en los usos tradicionales y el manejo de la ganadería que se venían desarrollando en el medio rural. Con la mejora de los medios de producción y la mecanización de la agricultura, buena parte de los terrenos que antaño se destinaban al pastoreo del ganado en régimen de extensivo se han ido transformando en tierras de cultivo de secano (i.e., trigo, cebada, alfalfa), destinadas fundamentalmente para la elaboración de piensos para el ganado. Además, se ha producido paralelamente un cambio fundamental en los usos ganaderos, viéndose transformadas gran parte de las explotaciones de ganado ovino y caprino de extensivo en explotaciones de vacuno y porcino en régimen intensivo. La política agraria común europea⁴⁰ y su régimen de subvenciones al sector ganadero han contribuido a explicar buena parte de esta transformación.

En el Maestrazgo asistimos actualmente a una disminución de forma muy notable del número de explotaciones destinadas al ganado ovino y caprino en extensivo, siendo transformadas muchas de ellas en explotaciones de ganado bovino en régimen de semi-extensivo (i.e, con estabulación temporal), ya que requieren menor grado de atención por parte de los ganaderos. La falta de renovación generacional y la falta de competitividad en el mercado han contribuido también al cierre de numerosas explotaciones al jubilarse sus propietarios (Bernués *et al.* 2011). Este cambio no beneficia a especies como el quebrantahuesos puesto que su dieta depende en gran parte de la disponibilidad de restos óseos provenientes del ganado ovino y caprino (véase epígrafe sobre

⁴⁰ http://europa.eu/pol/agr/index_es.htm



disponibilidad de alimento para la especie). Otras especies como el buitre leonado o el alimoche no son tan dependientes del ganado lanar y por tanto su efecto no es tan manifiesto.

Como solución para este problema de posible disminución en la disponibilidad de alimento a muy largo plazo se puede optar por el mantenimiento de Puntos de Alimentación Suplementaria y comederos específicos para el quebrantahuesos, como así se está haciendo en otras regiones de España. No obstante, como ya se ha mencionado en epígrafes anteriores, la disponibilidad de alimento no parece ser en ningún caso un factor limitante para el posible asentamiento de la especie en la región del Maestrazgo.

Molestias por actividades recreativas y alteración del hábitat

El Maestrazgo es una de las regiones menos pobladas de España y por tanto, de Europa occidental. La densidad poblacional pasó de 13.4 habitantes/km² en 1900 a 9.5 habitantes/km² en 1950 (Rubio 2007). Actualmente la densidad es inferior a 3.0 habitantes/km². Ello da idea del grado de presión antrópica que sufre actualmente la región, pudiéndose considerar éste como muy bajo.

La mayoría de la población habita en municipios dispersos con muy pocos habitantes. La red de vías de comunicación está poco desarrollada y carece de grandes infraestructuras (i.e., autovías, ferrocarriles, aeropuertos, etc.). En el medio rural maestracense predominan las vías no asfaltadas que comunican las antiguas masías dispersas a lo largo de la región y en algunos casos unos municipios con otros (algunas de ellas han sido recientemente pavimentadas y conforman caminos rurales). Aunque algo envejecida, la red de tendidos eléctricos está ya totalmente implantada en la región y, salvo la construcción prevista de nuevos tendidos eléctricos de alta tensión (i.e. línea Andorra-Morella-La Plana), no se prevé una alteración del hábitat en un futuro a medio o largo plazo. Asimismo, el desarrollo del Plan Eólico Valenciano parece haber finalizado, y por tanto no parece prevista la construcción de nuevos parques eólicos en la región (quizás sí la repotenciación de algunas zonas eólicas, pero esto implicaría la sustitución de unos aerogeneradores por otros de mayor potencia).

Pese a que la zona cuenta con un grado de protección ambiental elevado (ver introducción), las actividades turísticas se centran mayoritariamente en los núcleos urbanos habitados y no ha sido hasta tiempos muy recientes cuando se ha empezado a desarrollar un turismo incipiente de naturaleza o de "aventuras". En la actualidad las actividades recreativas (i.e., circulación de vehículos 4x4 por pistas, quads y motos de trial principalmente) constituyen la mayor fuente de molestias para la fauna. En los últimos años se ha incrementado el número de eventos deportivos (i.e, carreras por montaña, trails, y competiciones de trial) que han supuesto mayor presión antrópica sobre el medio natural. No obstante, se considera que el grado de afección de estas actividades todavía es bajo y, en la medida en que se cumpla la normativa existente en las comunidades autónomas de Aragón y Comunidad Valenciana, no se prevé que el desarrollo de éstas pueda comprometer la presencia de las especies de aves carroñeras que habitan en la región.



11.- CONCLUSIONES

Atendiendo a la información recopilada y analizada en los diferentes epígrafes anteriores, las conclusiones del presente trabajo son las siguientes:

1. De acuerdo con la terminología establecida en el documento de *“Directrices técnicas para el desarrollo de programas de reintroducción y otras traslocaciones con fines de conservación de especies silvestres en España”* el movimiento de quebrantahuesos con la finalidad de establecer una población viable en el Maestrazgo debería ser considerado como un caso de reintroducción.
2. Tradicionalmente conocida como “crebalòs”, existen referencias sobre el quebrantahuesos en textos antiguos, topónimos, registros históricos de citas y ejemplares existentes en colecciones científicas. Tras una revisión exhaustiva de todas las fuentes de información disponibles, no se puede determinar con exactitud la fecha exacta de la desaparición de la especie en el Maestrazgo aunque lo más probable es que este fenómeno ocurrió hacia mediados del siglo XIX.
3. El Maestrazgo ha contado con la presencia del quebrantahuesos tanto en tiempos históricos como en tiempos recientes, y constituye actualmente un área potencialmente adecuada para la dispersión juvenil y pre-adulta de la especie, como así lo atestiguan las observaciones recientes y los datos recogidos mediante telemetría vía satélite de los ejemplares liberados en otros proyectos de reintroducción.
4. Teniendo en cuenta el contexto europeo, un proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo podría servir de puente entre las diferentes subpoblaciones ibéricas (i.e., Pirineos, Andalucía y Cordillera Cantábrica) y a su vez entre éstas y las del resto de Europa. Además de ello, la creación de un nuevo núcleo de población en el Maestrazgo serviría para disminuir el riesgo de extinción global de la especie y podría ayudar a acabar de tejer una red europea coordinada de proyectos de conservación que, utilizando como objetivo a una especie emblemática como el quebrantahuesos, podrían contribuir a su vez a paliar las amenazas que afectan a otras especies carroñeras también amenazadas a nivel europeo.
5. El mejor modelo predictivo de hábitat potencial incluyó la pendiente máxima, la densidad de Buitre leonado y Alimoche común, la presencia de puntos de alimentación suplementaria y la densidad de población humana como las mejores variables para predecir la presencia de quebrantahuesos en la región. Como resultado de la proyección de este modelo final se ha generado una cartografía de hábitat potencial de cría para el quebrantahuesos en el Maestrazgo. De acuerdo con los resultados de esta cartografía predictiva, un 25.45% de las cuadrículas del área de estudio, que ocupan una superficie de 1468 km², mostró valores de idoneidad superior al 95%. Por tanto, el hábitat cumple con los requerimientos potenciales para el establecimiento de una población reproductora de quebrantahuesos en el Maestrazgo.



6. Se han identificado tres áreas potencialmente adecuadas para iniciar un posible proyecto de reintroducción en el Maestrazgo. Por orden de importancia, estas áreas son: (i) Nacimiento del río Pitarque, Cañones y Hoces del río Guadaloque, Órganos de Montoro y entorno de Montoro de Mezquita (términos municipales de Pitarque, Villaluengo y Castellote; comarca del Maestrazgo; provincia de Teruel); (ii) Tinença de Benifassà, pantano de Ulldecona, barranco del Fitó, Mola de la Peña de Bel (términos municipales de la Poble de Benifassà y Rossell; comarca del Baix Maestrat; provincia de Castellón); y (iii) Riu Montlleó, Peña Calva, Les Barraques y Cingle Verd (término municipal de Culla; comarca de l'Alt Maestrat; y término municipal de Benafigos; comarca del Alcatén; ambas en la provincia de Castellón).
7. Tras analizar la disponibilidad de alimento procedente de restos de ganadería, el aporte de restos en Puntos de Alimentación Suplementaria, como los disponibles a partir de los cadáveres de ungulados silvestres, se puede concluir que la disponibilidad de recursos tróficos no constituiría un factor limitante para el asentamiento del quebrantahuesos en el Maestrazgo.
8. El Maestrazgo alberga una de las mayores densidades de Buitre leonado y Alimoche común de toda Europa. Como se ha señalado en estudios similares sobre reintroducción de quebrantahuesos en otras regiones de España, la existencia de núcleos importantes de otras especies carroñeras podría ser un factor coadyuvante muy importante que favoreciera el asentamiento de una población nueva de quebrantahuesos en la región.
9. Actualmente los mayores factores de riesgo potencial que existen para una posible reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo serían la existencia de parques eólicos y tendidos eléctricos. Además, existen otros factores a tener en cuenta como son la ocurrencia de episodios ocasionales de intoxicación (i.e., venenos, residuos de medicamentos veterinarios, etc.), así como las molestias como resultado del desarrollo de actividades recreativas en el medio. Tras analizar pormenorizadamente el peso relativo de cada uno de estos factores se puede afirmar que, aunque se haya visto reducida en los últimos años, la mortalidad de aves rapaces en parques eólicos constituye el principal factor de riesgo que podría comprometer un proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en el Maestrazgo.
10. Atendiendo a un indicador indirecto como es el número de reclamaciones formalizadas por parte del colectivo ganadero por posibles ataques de buitre al ganado y analizando su evolución temporal en los últimos 15 años, se puede afirmar que el grado de conflictividad social que existe con respecto a las aves carroñeras en la región es muy bajo.

Por todo lo anteriormente expuesto se puede concluir que el Maestrazgo turolense y castellonense reúne a priori los requisitos necesarios para iniciar un proyecto de reintroducción de quebrantahuesos en la región.



12.- BIBLIOGRAFÍA

- Antor, R.J., Margalida, A. Heredia, R. (2005). 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, 125–129. Madrid.
- Antor, R.J., Margalida, A., Frey, H., Heredia, R., Lorente, L. Sesé, J.A. (2007). First breeding age in captive and wild bearded vultures *Gypaetus barbatus*. *Acta Ornithol.* 42: 114–118.
- Anyés, J.B. (1543) *Apologia in venatores pro avibus*. Valencia.
- Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. Williams, P.H. (2004). Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biol.* 10, 1618–1626.
- Arenas, R., Benítez, J.R., Rodríguez, F., Arenas, R. (2015). El quebrantahuesos regresa a Cazorla: la historia de un sueño. *Quercus* 353: 16-24.
- Arroyo, B., Ferreiro, E. y Garza, V. (Coords.) 1990. II Censo Nacional de buitres leonados (*Gyps fulvus*). Población, distribución, demografía y conservación. Sociedad Española de Ornitología. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Arroyo, B. E., Razin, M. (2006). Effects of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. *Biological Conservation*, 128: 276-284.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological modelling*, 200(1), 1-19.
- Báguena, G., Sánchez-Castilla, E. (2005) Restauración de poblaciones extintas: la recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.) *Biología de la Conservación del Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en España*. Pp: 237-254. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid, España.
- Báguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R.J. (Eds.) (2007). Criterios para la reintroducción de una especie amenazada: el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Báguena, G. (2014). Quebrantahuesos: se forma una pareja en Picos de Europa. *Quercus* 338: 12 – 13.
- Báguena, G., González, J.C. (2015) Seis quebrantahuesos se han asentado en Picos de Europa. *Quercus* 356: 12 – 13.
- Baker, L.R. (2002). Guidelines for nonhuman primate re-introductions. *Newsletters of the Reintroduction* 21. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group.
- Barrios, L., Rodríguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41(1): 72-81.
- Beissinger, S.R., Walters, R.J., Catanzaro, D.G., Smith, K.G., Dunning, J.B. Jr., Haig, S.M., Noon, B.R. Stith, B.M. (2006). Modelling approaches in avian conservation and the role of field biologists. *Ornithological monographs* no. 59. Washington, DC: American Ornithologists' Union.
- Bernués, A., Ruiz, A. Olaizola, D. Villalba, and I. Casasús. (2011). Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs. *Livestock Science* 139:44–57.



- Berry, P.M., Dawson, T.P., Harrison, P.A. Pearson, R.G. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecol. Biogeogr.* 11, 453–462.
- Beyer, H.L. (2012). *Geospatial Modelling Environment (Version 0.7.2.0)*. (software). URL: <http://www.spataleecology.com/gme>
- BirdLife International (2015a) European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- BirdLife International (2015b) Species factsheet: *Gypaetus barbatus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 12/11/2015.
- Bradbury, R.B., Kyrkos, A., Morris, A.J., Clark, S.C., Perkins, A.J. Wilson, J.D. (2000). Habitat selection and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *J. Appl. Ecol.* 37, 789–805.
- Brown, C.J. (1997). Population dynamics of the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in southern Africa. *African Journal of Ecology* 35 (1): 53–63.
- Buckland, S.T. Elston, A. (1993). Empirical models for the spatial distribution of wildlife. *J. Appl. Ecol.* 30, 478–495.
- Burnham, K.P. Anderson, D.R. (2002). *Model selection and multimodel inferences. A practical information-theoretic approach*. 2nd edn. New York: Springer.
- Bustamante, J. (1998). Use of simulation models to plan species reintroductions: the case of the bearded vulture in southern Spain. *Animal Conservation*, 1(4), 229-238.
- Bustamante, J. (1996). Population viability analysis of captive and released bearded vulture populations. *Conservation Biology*, 822-831.
- Bustamante, J. Seoane, J. (2004). Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *J. Biogeogr.* 31, 295–306.
- Camiña, A. (2004). Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish Vulture populations. En: R.D. Chancellor & B.-U. Meyburg (Eds.) *Raptors Worldwide*. Pp: 27 – 44. WWGBP/MME. Budapest.
- Canut, J., García, D., Heredia, R., Marco, J. (1987). Status, características ecológicas, recursos alimenticios y evolución del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en la vertiente sur de los Pirineos. *Acta Biologica Montana*, 7: 83-99.
- Carrete, M., Donazar, J. A., Margalida, A. (2006). Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications*, 16(5), 1674-1682.
- Cabeza, M., Araújo, M.B., Wilson, R.J., Thomas, C.D., Cowley, M.J.R. Moilanen, A. (2004). Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *J. Appl. Ecol.* 41, 252–262.
- Channell, R. Lomolino, M.V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature* 403, 84–86.
- Chapman, A., Buck, W.J. (1893) *Wild Spain*. Gurney and Jackson. Londres, Reino Unido.
- del Hoyo, J., Collar, N.J., Christie, D.A., Elliott, A., Fishpool, L.D.C. (2014). *HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World*. Barcelona, Spain and Cambridge UK: Lynx Edicions and BirdLife International.
- Del Moral, J. C. y Martí, R. (Eds.) 2001. *El buitre leonado en la Península Ibérica*. III Censo Nacional y I Censo Ibérico Coordinado, 1999. Monografía n.º 7. SEO/BirdLife. Madrid.



- Del Moral, J. C. y Martí, R. (Eds.) 2002. El alimoche común en España y Portugal (I censo coordinado). Año 2000. Monografía n.º 8. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J. C. (Ed.). (2009a). El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J. C. (Ed.) (2009b). El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Deygout, C., A. Gault, F. Sarrazin, C. Bessa-Gomes. (2009). Modeling the impact of feeding stations on vulture scavenging service efficiency. *Ecological Modelling* 220:1826–1835.
- Di Vittorio, M., Sarà, M. López-López, P. (2012). Habitat preferences of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* in Sicily. *Bird Study* 59:207-217
- Di Vittorio, M., López-López, P. (2014). Spatial distribution and breeding performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Sicily: implications for conservation. *Acta Ornithologica* 49: 33-45
- Donazar, J. A., Hiraldo, F., Bustamante, J. (1993). Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology*, 504-514.
- Donazar, J. A., Margalida, A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A. (2009). Too sanitary for vultures. *Science*, 326: 664.
- Elosegui, I. (1989). Vautour fauve (*Gyps fulvus*), Gypaete barbu (*Gypaetus barbatus*), percnoptere d'Egypte (*Neohron percnopterus*): Synthèse bibliographique et recherches. *Acta Biol. Mont. Serie documents de travail*, 3.
- Engler, R., Guisan, A. Rechsteiner, L. (2004). An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *J. Appl. Ecol.* 41, 263–274.
- Evans, I.M., Love, J.A., Galbraith, C.A., Pienkowski, M.W. (1994). Population and range restoration of threatened raptors in the United Kingdom. En: Meyburg, B.-U., Chancellor, R.D. (Eds.) *Ratpro Conservation Today*. Pp: 447-457. WWGBP /The Pica Press.
- Fasce, P., Fasce, L. (2012). First polygynous trio of bearded vultures (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Raptor Research* 46(2): 216-219.
- Fellows, I. (2012). Deducer: A Data Analysis GUI for R. *Journal of Statistical Software* 49(8): 1-15.
- Ferguson-Lees, J., D.A. Christie. (2001). *Raptors of the World*. Houghton Mifflin Company, New York, NY U.S.A.
- Fernández, C., Donazar, J. A. (1991). Griffon Vultures *Gyps fulvus* occupying eyries of other cliff-nesting raptors. *Bird Study*, 38, 42-44.
- Ferrer, M., Newton, I., Muriel, R., Báguena, G., Bustamante, J., Martini, M., Morandini, V. (2014), Using manipulation of density-dependent fecundity to recover an endangered species: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* as an example. *Journal of Applied Ecology*, 51: 1255–1263.
- FCQ Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (2006) *El Quebrantahuesos: apuntes sobre su biología*. *Ecosistemas* 15 (2): 89-100.
- Fielding, A.H. Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment prediction errors in conservation presence– absence models. *Environ. Conserv.* 24, 38–49.
- Frey, H. (2002) *Bearded Vulture Reintroduction into the Alps*. Annual Report 2001. Foundation for the Conservation of the Bearded Vulture, Wasserhaar, The Netherlands.



- García-Ripollés, C., P. López-López, F. García-López, J. M. Aguilar J. Verdejo. (2005). Modelling nesting habitat preferences of Eurasian Griffon vulture *Gyps fulvus* in eastern Iberian Peninsula. *Ardeola* 52(2): 287-304.
- García-Ripollés, C., López-López, P. (2006). Population size and breeding performance of Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) Eastern Iberian Peninsula. *Journal of Raptor Research* 40(3): 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.
- Gibson, L.A., Wilson, B.A., Cahill, D.M. Hill, J. (2004). Spatial prediction of rufous bristlebird habitat in a coastal heathland: a GIS-based approach. *J. Appl. Ecol.* 41, 213–223.
- Gil, J.A., Ascaso, J.C., Chéliz, G., López-López, P. (2014). Usurpación de nidos de Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) e interacciones interespecíficas por la ocupación del nido en el Pirineo Central (Aragón). *Rocín – Anuario Ornitológico de Aragón* 7: 23-33.
- Guisan, A., Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, 8(9), 993-1009.
- Guisan, A. Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model* 135, 147–186.
- Harrel, F.E. (2001). *Regression modelling strategies*. New York, USA: Springer.
- Heredia, R., (1979). El Quebrantahuesos. *Acta Biológica Montana* 1: 305-317.
- Heredia, R. (1991). Distribución y status poblacional en España. Pp. 15-25. En: Heredia, R., Heredia, B. (Eds.) (1991). *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación*. Colección Técnica. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Heredia, R., Donázar, J. (1990). High frequency of polyandrous trios in an endangered population of Lammergeiers *Gypaetus barbatus* in northern Spain. *Biological Conservation*, 53(3), 163-171.
- Heredia, R., Margalida, A. (2005). Criterios de identificación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en función de la edad y las características del plumaje. Pp. 335-339. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónoma Parques Nacionales, Madrid.
- Hernández, 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.
- Hirald, F., Delibes, M., Calderón, J. (1979). *El quebrantahuesos Gypaetus barbatus (L.)*. Sistemática, Taxonomía, Biología, Distribución y Protección. Monografías, 22. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Hirzel, A. H., Posse, B., Oggier, P. A., Crettenand, Y., Glanz, 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(6): 1103-1116.
- Hosmer, D.W. Lemeshow, S. (2000). *Applied logistic regression analysis*. 2nd edn. New York: John Wiley & Sons.
- IUCN/SSC (2013). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2013-009.pdf>



- Jenness, J. 2012. DEM Surface Tools. Jenness Enterprises. Disponible en: http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm.
- Jolly, W. M., Graham, J. M., Michaelis, A., Nemani, R., Running, S. W. (2005). A flexible, integrated system for generating meteorological surfaces derived from point sources across multiple geographic scales. *Environmental modelling software*, 20(7), 873-882.
- Keating, K.A. Cherry, S. (2004). Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *J. Wildl. Management* 68, 774–789.
- Larson, M.A., Thompson, F.R. III, Millsbaugh, J.J., Dijak, W.D. Shifley, S.R. (2004). Linking population viability, habitat suitability, and landscape simulation models for conservation planning. *Ecol. Model.* 180, 103–118.
- Layna, J. F., Rico, M. (1991). Incidencia de molestias humanas sobre territorios de nidificación de quebrantahuesos: vigilancia de nidos. Pp. 109-115. Heredia, R., Heredia, B. (Eds.). *El quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación.* Colección Técnica. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Lehmann, A., Overton, J.McC. Austin, M.P. (2002). Regression models for spatial prediction: their role for biodiversity and conservation. *Biodivers. Conserv.* 11, 2085–2092.
- Li, W.J., Wang, Z.J., Ma, Z.J. Tang, H.X. (1999). Designing the core zone in a biosphere reserve based on suitable habitats: Yanchang biosphere reserve and the red-crowned crane (*Grus japonensis*). *Biol. Conserv.* 90, 167–173
- Longares, L.A. (2003) Zoogeografía ecológica del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Aragón. Análisis y valoración de los factores ecogeográficos en relación con la reproducción. Tesis doctoral. Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España.
- Lorente, L. (1996). Disponibilidad de recursos alimenticios para el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Pirineo aragonés. *Lucas Mallada*, 8: 109-119.
- López-López, P., C. García-Ripollés, Verdejo, J. (2004). Population status and reproductive performance of Eurasian Griffons (*Gyps fulvus*) in Eastern Spain. *Journal of Raptor Research* 38(4):350-356
- López-López, P., C. García-Ripollés, J. M. Aguilar, F. García-López J. Verdejo. (2006). Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology* 147(1) 97-107
- López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, Á., Cadahía, L. Urios, V. (2007a). Are Important Bird Areas and Special Protected Areas enough for conservation? The case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation* 16: 3755–3780
- López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahía, L. Urios, V. (2007b). Identifying potentially nesting habitat for golden eagles (*Aquila chrysaetos*) applied to Important Bird Areas design. *Animal Conservation* 10(2): 208-218
- López-López, P., Maiorano, L., Falcucci, A., Barba, E. Boitani, L. (2011). Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe. *Acta Oecologica* 37: 399-412.
- López-López, P., Zuberogoitia, I., Alcántara, M., Gil, J.A. (2013). Philopatry, natal dispersal, first settlement and age of first breeding of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* in central Pyrenees. *Bird Study* 60: 555–560.
- López-López, P., Gil, J.A., Alcántara, M. (2014). Post-fledging dependence period and onset of natal dispersal in Bearded Vultures (*Gypaetus barbatus*): new insights from GPS satellite telemetry. *Journal of Raptor Research* 48(2): 173-181.



- McCullagh P, Nelder JA (1989) Generalized linear models. Chapman and Hall/CRC, London.
- McGarigal, K., Marks, B.J. (1994). Fragstats. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. Corvallis: Forest Science Department, Oregon State University.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Garton, E.O., Boitani, L. (2007). Contribution of the Natura 2000 network to biodiversity conservation in Italy. *Conservation Biology* 21, 1433e1444.
- Manly, B.F.J., McDonald, L.L., Thomas, D.L., McDonald, T.L. Erickson, W.P. (2002). Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. 2nd edn. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Margalida, A., Bertran, J. (1997). Dieta y selección de alimento de una pareja de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos durante la crianza. *Ardeola*, 44 (2): 191-197.
- Margalida, A., García, D., Bertran, J. (1997). A possible case of a polyandrous quartet in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Ardeola*, 44(1), 109-111.
- Margalida, A., García, D. (1999). Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study*, 46: 224-229.
- 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.
- Margalida, A., Bertran, J., Heredia, R., Boudet, J. (2004). Hatching asynchrony, sibling aggression and cannibalism in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*. *Ibis*, 146: 386-393.
- Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). (2005). *Biología de la Conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Margalida, A., García, D., Bertran, J., Heredia, R. (2005). *Biología de la reproducción del quebrantahuesos en los Pirineos*. Pp. 49-71. En: Margalida, A., Heredia, R. (Eds.). *Biología de la conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Margalida, A., Bertran, J., Boudet, J. (2005). Assessing the diet of nestling bearded vultures: a comparison between direct observation methods. *Journal of Field Ornithology*, 76 (1): 40-45.
- Margalida, A., Heredia, R., Razin, M., Hernández, M. (2008a). Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International*, 18 (1): 1-10.
- Margalida, A., Donázar, J. A., Bustamante, J., Hernandez, F. J., Romero-Pujante, M. (2008b). 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(2), 242-249.
- Margalida, A., Donázar, J. A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A. (2010). Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *Journal of Applied Ecology*, 47: 931-935.
- Margalida, A. (2011). Quebrantahuesos – *Gypaetus barbatus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Bautista, L. M. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Margalida, A., Colomer, M. A., & Sanuy, D. (2011). Can wild ungulate carcasses provide enough biomass to maintain avian scavenger populations? An empirical assessment using a bio-inspired computational model. *PLoS One*, 6(5), e20248.



- Margalida, A., & Colomer, M. À. (2012). Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Scientific reports*, 2.
- Martínez, J.A., Serrano, D. Zuberogoitia, I. (2003). Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26, 21–28.
- Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Regan, H. M., Jiménez, J., Surroca, M. and Oro, D. (2012), Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *Journal of Applied Ecology*, 49: 109–117.
- Mateo, R., Sánchez-Barbudo, I. S., Camarero, P. R., Martínez, J. M. (2015). Risk assessment of bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) exposure to topical antiparasitics used in livestock within an ecotoxicovigilance framework. *Science of the Total Environment* 536: 704-712.
- Nams, V.O., Mowat, G. Panian, M.A. (2006). Determining the spatial scale for conservation purposes – an example with grizzly bears. *Biol. Conserv.* 128, 109–119.
- Newton, I. (2003). *The speciation and biogeography of birds*. San Diego, USA: Academic Press, Elsevier.
- Nicholls, A.O. (1989). How to make biological survey go further with generalized linear models. *Biol. Conserv.* 73, 1–17.
- Ogada, D. L., Keesing, F., & Virani, M. Z. (2012). Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1), 57-71.
- Ontiveros, D. (1999). Selection of nest cliffs by Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) in southeastern Spain. *J. Raptor. Res.* 33, 110–116.
- 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 (12): e4084: 1-10.
- Oro, D., Jiménez, J., Curcó, A. (2012). Some clouds have a silver lining: Paradoxes of anthropogenic perturbations from study cases on long-lived social birds. *PLOS ONE*, 7(8): e42753.
- Oro, D., M. Genovart, G. Tavecchia, M. S. Fowler, A. Martínez-Abraín. (2013). Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters* 16:1501–1514.
- Osborne, P.E., Alonso, J.C. Bryant, R.G. (2001). Modelling landscape-scale habitat-use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *J. Appl. Ecol.* 38, 458–471.
- Pearce, J. Lindenmayer, D. (1998). Bioclimatic analysis to enhance reintroduction biology of the endangered helmeted honeyeater (*Lichenostomus melanops cassidix*) in southeastern Australia. *Restor. Ecol.*, 6, 238–243.
- Pearce, J. Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models development using logistic regression. *Ecol. Model.* 133, 225–245.
- Peterson, A.T. (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Q. Rev. Biol.*, 78, 419–433.
- Penteriani, V. Faivre, B. (1997). Breeding density and landscape-level habitat selection of Common Buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *J. Raptor. Res.* 31, 208–212.
- Phillips, S. J., Dudik, M., & Schapire, R. E. (2005). Maxent software for species distribution modeling. <http://www.cs.princeton.edu/schapire/maxent/>.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3), 231-259.



- 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, northeastern Greece. *Biol. Conserv.* 118, 235–248.
- Piorecky, M.D. Prescott, D.R.C. (2006). Multiple spatial scale logistic and autologistic habitat selection models for northern pygmy owls, along the eastern slopes of Alberta's Rocky Mountains. *Biol. Conserv.* 129, 360–371.
- Prada, C., García-Serrano, A., Arteaga, Z., Fernández-Arberas, O., Herrero, J. (2013). Seguimiento de los ungulados silvestres en Castellón durante 2012. Servicio de Caza y Pesca. Generalitat Valenciana. Informe inédito.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reig-Ferrer, A. (2001) Notas para una historia de la Ornitología alicantina. En: SEO-Alicante. Las aves en Alicante, pp: 97-124. Anuario Ornitológico 1999. Alicante, España.
- Reig-Ferrer, A. (2008). Cincuenta años de protección legal del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en España. *Argutorio*, 21: 58-62.
- Reig-Ferrer, A. (2013). José Antonio Valverde Gómez (1926-2003) y el Quebrantahuesos. *Argutorio*, 31: 64-73.
- Reig-Ferrer, A. (2014). ¿Plagió José Arévalo Baca el libro "Aves de España" (1887) de un manuscrito ornitológico de Rafael Cisternas? *Argutorio*, 32: 66-73.
- Reig-Ferrer, A. (2015). El mito del quebrantahuesos depredador de seres humanos. *Argutorio*, *Argutorio* 34: 69 – 79.
- Rempel, R.S., D. Kaukinen., A.P. Carr. (2012). Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. <http://cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA. Madrid, España.
- Rodríguez, J. P., Brotons, L., Bustamante, J., Seoane, J. (2007), The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 13: 243–251.
- Ros, H. (2014) Zootopònims de les comarques del Nord del País Valencià: Els Ports, l'Alt Maestrat, el Baix Maestrat, l'Alcalatén, la Plana Alta i la Plana Baixa. Notes per a un catàleg. Actes d'Onomàstica de la VIII Jornada Vinaròs 2014 Publicacions de l'Acadèmia Valenciana de la Llengua, València.
- Rubio, P. (2007) La situación demográfica de la comarca del Maestrazgo. En: Ibáñez, J. (coord.) Comarca del Maestrazgo. Pp: 209-226. DGA, Gobierno de Aragón. Zaragoza, España.
- Sánchez-Castilla, E., Longares, L.A., Gil, J.A., Alcántara, M. (2005). Estudio del Hábitat Potencial del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el Sistema Ibérico Oriental (Aragón-España). Informe inédito. Gobierno de Aragón - FCQ, Zaragoza, España.
- Sánchez-Castilla, E. (2007) Análisis de viabilidad de hábitat. Pp: 69 – 89. En: Báguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R.J. (Eds.) (2007). Criterios para la reintroducción de una especie amenazada: el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Sánchez-Castilla, E., Báguena, E. (2007a) Criterios internacionales sobre reintroducciones. Pp: 21-31. En: Báguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R.J. (Eds.) (2007). Criterios para la reintroducción de una



- especie amenazada: el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Sánchez-Castilla, E., Báguena, E. (2007b) Factores condicionantes del asentamiento. Pp: 91-110. En: Báguena, G., Sánchez-Castilla, E., Antor, R.J. (Eds.) (2007). Criterios para la reintroducción de una especie amenazada: el quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- 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, J.-F., Torre, J., Thibault, J.-C., Hugot, L. Bretagnolle, V. (2005). Evolution de la population insulaire de Gypaète barbu *Gypaetus barbatus* de Corse au cours des 25 dernières années: répartition, effectif, reproduction et ressources alimentaires. *Trav. Scient. Du Parc Nat. Rég. de Corse* 62: 5–16.
- Seguin, J. F., Torre, J., Bretagnolle, V. (2010). Distribution, population size and breeding parameters in the insular population of Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* of Corsica over 28 years. *Bird study* 57(3): 361-368.
- S.E.O. (1981). Primer censo de buitreras (1979). *Ardeola* 26-27: 165-312
- Servicio de Vida Silvestre (2013). Informe sobre la interacción buitres/ganado en la provincia de Castellón. Servicio de Vida Silvestre. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Informe inédito.
- Servicio de Vida Silvestre (2015a). Evolución de la población de aves necrófagas en la Comunitat Valenciana. Censo 2015. Servicio de Vida Silvestre. Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Generalitat Valenciana. Informe inédito.
- Servicio de Vida Silvestre (2015b). Informe sobre funcionamiento de comederos y conservación de aves necrófagas en la Comunitat Valenciana 2015. Servicio de Vida Silvestre. Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Generalitat Valenciana. Informe inédito.
- Skov, F. Svenning, J.C. (2004). Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography* 27, 366–380.
- Sokal, R.R. Rohlf, F.J. (1981). *Biometry*. New York: Freeman WH and Company.
- StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. Alonso, J.C. (2002). Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *J. Appl. Ecol.* 39, 755–771.
- Tavares, J. (2015) El regreso del quebrantahuesos a Europa. Ponencia oral en jornadas “AVES NECRÓFAGAS: Andalucía frente al reto de la conservación del alimoche”. *Vejer de la Frontera* (Cádiz, España). 11-12 de diciembre de 2014.
- Thuiller, W. (2003). BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biol.* 9, 1353–1362.
- Thuiller, W. (2004). Patterns and uncertainties of species’ range shifts under climate change. *Glob. Change Biol.*, 10, 2020–2027.
- Thuiller, W., Richardson, D. M., Pyšek, P., Midgley, G. F., Hughes, G. O., Rouget, M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, 11(12), 2234-2250.



- Witherby, H. F. (1922), Results of a Collecting Trip in the Cantabrian Mountains, northern Spain. *Ibis*, 64: 323–345.
- Whitfield, J. (2005). Is everything everywhere? *Science* 310, 960–961.
- Xirouchakis, S., Nikolakakis, M. (2002). Conservation implications of the temporal and spatial distribution of bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Crete. *Bird Conservation International* 12: 269-280.
- Yanez, M. Floater, G. (2000). Spatial distribution and habitat preferences of the endangered tarantula *Brachypelma klaasi* (Araneae: Theraphosidae) in Mexico. *Biodivers. Conserv.* 9, 795–810.



ANEXOS

Anexo I. Legislación de aplicación sobre el Quebrantahuesos en España (fuentes: Proyecto NECROPIR - EFA 130/09. Biodiversidad sostenible en los Pirineos: Rapaces necrófagas, símbolos de una gestión concertada. <http://www.pirineosostenible.eu/> y Naturaleza Aragonesa <http://www.naturalezaaragonesa.com/p/legislacion-ambiental.html>).

Normativa Europea

Directiva 79/409/CEE del Consejo de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres (Traspuesta por Ley 4/1989 y Ley 43/2003) Publicado en: Diario Oficial de la Comisión nº L 103 de 25/04/1979.

Reglamento (CE) 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de octubre de 2009 sobre las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) 1774/2002 sobre subproductos animales. Publicado en: Diario Oficial de la Comisión nº L 300 de 14/11/2009

Reglamento (UE) 142/2011 de la Comisión de 25 de febrero de 2011 por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, y la Directiva 97/78/CE. Publicado en: Diario Oficial de la Unión Europea nº L 54 de 26/2/2011

España

Instrumento de ratificación de 13 de mayo de 1986 del convenio de 19 de septiembre de 1979 relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa, hecho en Berna Publicado en: BOE 235, 1/10/1986.

Ley 4/1989 de 27 de marzo de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre. Publicado en: BOE 74, 28/05/1989.

Real Decreto 439/1990 de 30 de marzo, por el que se regula el Catalogo Nacional de Especies Amenazadas. Publicado en: BOE 82, 5/4/1990.

Ley 43/2003 de 21 de noviembre, de Montes (Modifica la Ley 4/1989). Publicado en: BOE 280, 22/11/2003

ORDEN MAM/1498/2006 de 26 de abril, por la que se incluyen en el Catálogo de Especies Amenazadas determinadas especies de flora y cambian de categoría algunas especies de aves incluidas en el mismo. Publicado en: BOE 117, 17/5/2006

Real Decreto 1131/2010, de 10 de septiembre, por el que se establecen los criterios para el establecimiento de las zonas remotas a efectos de eliminación de ciertos subproductos animales no destinados a consumo humano generados en las explotaciones ganaderas. Publicado en: BOE 239, 2/10/2010



Directrices técnicas para la gestión de la alimentación de especies necrófagas en España. Documento aprobado por la [Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 13 de julio de 2011](#).

Resolución del 21 de septiembre de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se publican los Acuerdos de la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente en materia de patrimonio natural y biodiversidad. Publicado en: [BOE 244, 10/10/2011](#)

Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados a consumo humano.

Publicado en: [BOE 284, 25/11/2011](#)

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Publicado en: [BOE-A-2011-3582](#)

Navarra

Ley Foral 2/1993 de 5 de marzo, de Protección y Gestión de la fauna silvestre y sus hábitats. Publicado en: [BON 34, 19/05/1993](#).

Ley Foral 8/1994 de 21 de junio, de modificación de la Ley Foral 2/1993, de 5 de marzo, de protección y gestión de la fauna silvestre y sus hábitats. Publicado en: [BON 78, 1/07/1994](#).

Decreto Foral 95/1995 de 10 de abril, por el que se aprueba el II Plan de Recuperación del quebrantahuesos. Publicado en: [BON 57, 03/05/1995](#).

Decreto Foral 563/1995 de 27 de noviembre, por la que se incluyen en el Catálogo de Especies Amenazadas de Navarra determinadas especies y subespecies de vertebrados de la fauna silvestre. Publicado en: [BON 156, 20/11/1995](#).

Decreto Foral 13/2006 de 20 de febrero por el que se regulan los subproductos animales no destinados al consumo humano. Publicado en: [BON 31, 13/3/2006](#)

Orden Foral 213/2006 de 14 de junio, por la que se regulan las condiciones técnicas en las que debe realizarse la recogida, transporte y destrucción de los cadáveres de los animales de las explotaciones ganaderas. Publicado en: [BON 90, 28/7/2006](#)

Orden Foral 259/2006, de 27 de junio, por la que se crea una red de comederos de aves carroñeras de la Comunidad Foral de Navarra y se dictan normas para su funcionamiento. Publicado en: [BON 94, 7/08/2006](#)



Cataluña

Decreto legislativo 2/2008, de 15 de abril, por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley de protección de los animales Publicado en [DOGC 5113, 17/04/2008](#).

Decreto 148/1992, de 9 de junio, por el que se regulan las actividades fotográficas, científicas y deportivas que pueden afectar a las especies de la fauna salvaje Publicado en [DOGC 1618, 13/07/1992](#).

Decreto 282/1994, de 29 de septiembre, por el que se aprueba el Plan de recuperación del Quebrantahuesos en Cataluña Publicado en [DOGC 1972, 14/11/1994](#).

Álava

Ley 16/1994, de 30 de junio, de Conservación de la Naturaleza del País Vasco. Publicado en: [BOPV 142, 27/7/94](#).

Ley 1/2010, de 11 de marzo, de modificación de la Ley 16/1994 de 30 de junio, de Conservación de la Naturaleza del País Vasco. Publicado en: [BOPV 60, 30/3/10](#)

Decreto 167/1996, de 9 de julio, por el que se regula el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina. Publicado en: [BOPV 140, 22/7/96](#).

Orden de 10 de enero de 2011, de la Consejera de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y se aprueba el texto único. Publicado en: [BOPV 37, 23/2/11](#).

Aragón

DECRETO 184/1994, de 31 de agosto, de la Diputación General de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el quebrantahuesos y se aprueba el Plan de Recuperación.

DECRETO 34/1995, de 7 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 184/1994, de 31 de agosto, de la Diputación General, por el que se establece un régimen de protección para el quebrantahuesos y se aprueba el Plan de Recuperación.

DECRETO 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.

DECRETO 45/2003, de 25 de febrero, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el Quebrantahuesos y se aprueba el Plan de Recuperación.

DECRETO 34/2005, de 8 de febrero, del Gobierno de Aragón, por el que se establecen las normas de carácter técnico para las instalaciones eléctricas aéreas con objeto de proteger la avifauna.



DECRETO 181/2005, de 6 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón.

DECRETO 207/2005, de 11 de octubre, del Gobierno de Aragón, por el que se regula la autorización para la instalación y uso de comederos para la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y se crea la red de comederos de Aragón.

ORDEN de 8 de mayo de 2007, del Departamento de Medio Ambiente, por la que se aprueba el Plan de Acción para la erradicación del uso ilegal de venenos en el medio natural en Aragón.

DECRETO 102/2009, de 26 de mayo, del Gobierno de Aragón, por el que se regula la autorización de la instalación y uso de comederos para la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados subproductos animales no destinados al consumo humano y se amplía la Red de comederos de Aragón.

REAL DECRETO 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados a consumo humano.

DECRETO 170/2013, de 22 de octubre, del Gobierno de Aragón, por el que se delimitan las zonas de protección para la alimentación de las especies necrófagas y se regula su alimentación.

Andalucía

LEY 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres.

ACUERDO de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos.

DECRETO 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats.



Anexo II. Listado de términos municipales incluidos en el área de estudio. Superficie expresada en km². El porcentaje de superficie de cada municipio se ha calculado sobre el total de la extensión del área de estudio.

Provincia	Comarca	Municipio	Superficie	%
Castellón	Baix Maestrat	Castell de Cabres	30.33	0.64%
		Chert	83.13	1.74%
		Puebla de Benifasar	135.67	2.84%
		Rosell	75.38	1.58%
		Castellfort	66.66	1.40%
		Cinctorres	34.08	0.71%
		Forcall	38.56	0.81%
	Els Ports	Herbes	26.63	0.56%
		Mata de Morella	15.89	0.33%
		Morella	414.75	8.70%
		Olocau del Rey	44.30	0.93%
		Palanques	14.28	0.30%
		Portell de Morella	50.04	1.05%
		Todolella	33.92	0.71%
	Alcalatén	Vallibona	91.79	1.92%
		Villores	5.23	0.11%
		Zorita del Maestrazgo	69.87	1.47%
		Atzeneta del Maestrat	71.26	1.49%
		Benafigos	36.64	0.77%
	Alt Maestrat	Chodos	44.33	0.93%
		Vistabella del Maestrazgo	149.86	3.14%
		Ares del Maestre	118.73	2.49%
		Benasal	78.95	1.66%
Cati		102.74	2.15%	
Culla		116.56	2.44%	
Torre d'en Besora		12.00	0.25%	
Alto Mijares	Villafranca del Cid	94.64	1.98%	
	Villar de Canes	15.84	0.33%	
Teruel	Alto Mijares	Villahermosa del Rio	108.56	2.28%
	Andorra - Sierra de Arcos	Ejulve	109.51	2.30%
	Bajo Aragón	Aguaviva	42.17	0.88%
		Las Parras de Castellote	42.15	0.88%
	Cuencas Mineras	Aliaga	193.09	4.05%
		Linares de Mora	116.30	2.44%
	Gúdar - Javalambre	Mosqueruela	265.11	5.56%
		Puertomingalvo	103.65	2.17%
		Valdelinares	55.09	1.16%
	Maestrazgo	Allepuz	67.27	1.41%
Bordón		29.99	0.63%	



Provincia	Comarca	Municipio	Superficie	%
		Cañada de Benatanduz	34.90	0.73%
		Cantavieja	124.60	2.61%
		Castellote	235.26	4.93%
		Fortanete	168.25	3.53%
		La Cuba	6.52	0.14%
		La Iglesuela del Cid	40.31	0.85%
		Mirambel	45.49	0.95%
		Miravete de la Sierra	36.52	0.77%
		Molinos	79.63	1.67%
		Pitarque	54.35	1.14%
		Tronchón	57.13	1.20%
		Villarluengo	157.93	3.31%
		Villarroya de los Pinares	66.42	1.39%
	Matarraña	Beceite	96.81	2.03%
		Fuentespalda	39.03	0.82%
		Monroyo	79.29	1.66%
		Peñarroya de Tastavins	83.35	1.75%
		Torre de Arcas	34.30	0.72%
		Valderrobres	124.15	2.60%
TOTAL				4769.17



Anexo III. Series de vegetación descritas en el área de estudio.

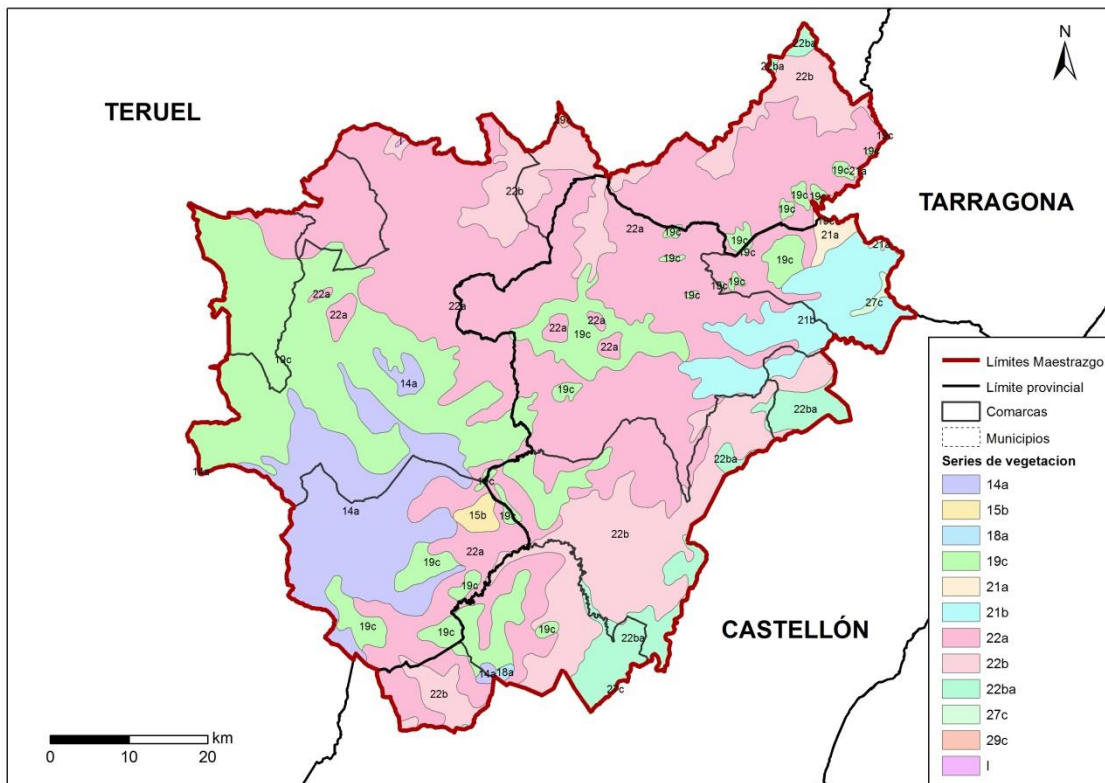


Fig. 37.- Series de vegetación descritas en el área de estudio de acuerdo con la clasificación fitosociológica de Rivas-Martínez (1987)⁴¹.

⁴¹http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg.aspx



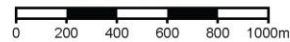
Anexo IV. Tabla de códigos de leyenda de las series de vegetación de España de acuerdo con la clasificación fitosociológica de Rivas-Martínez (1987)⁴².

Serie	Definición
14a	Serie oromediterránea maestrazgo-conquense basófila de <i>Juniperus sabina</i> o <i>sabina rastrera</i> (<i>Sabino-Pineto sylvestris sigmetum</i>). VP, pinares y sabinares rastreros.
15b	Serie supramediterránea maestracense y celtibérico-alcarreña de <i>Juniperus thurifera</i> o <i>sabina albar</i> (<i>Junipereto hemisphaerico-thuriferae sigmetum</i>). VP, sabinares albares.
18a	Serie supramediterránea carpetano-ibérico-alcarrena subhúmeda silicícola de <i>Quercus pyrenaica</i> o <i>roble melojo</i> (<i>Luzulo forsteri-Querceto pyrenaicae sigmetum</i>). VP, robledales de melojos.
19c	Serie supra-mesomediterránea tarraconense, maestracense y aragonesa basófila de <i>Quercus faginea</i> o <i>quejigo</i> (<i>Violo willkommii-Querceto fagineae sigmetum</i>). VP, quejigares.
21a	Serie supramediterránea catalana de <i>Quercus ilex</i> o <i>alsina</i> (<i>Asplenio onopteridis-Querceto ilicis sigmetum</i>). VP, encinares.
22a	Serie supramediterránea castellano-maestrazgo-manchega basófila de <i>Quercus rotundifolia</i> o <i>encina</i> (<i>Junipero thuriferae-Querceto rotundifoliae sigmetum</i>). VP, encinares.
21b	Serie mesomediterránea catalana de <i>Quercus ilex</i> o <i>alsina</i> (<i>Viburno tini-Querceto ilicis sigmetum</i>). VP, alsinares.
22b	Serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de <i>Quercus rotundifolia</i> o <i>encina</i> (<i>Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae sigmetum</i>). VP, encinares.
22ba	Serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de <i>Quercus rotundifolia</i> o <i>encina</i> (<i>Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae sigmetum</i>). VP, encinares.
29c	Serie mesomediterránea murciano-almeriense, guadiciano-bacense, setabense, valenciano-tarraconense y aragonesa semiárida de <i>Quercus coccifera</i> o <i>coscoja</i> (<i>Rhamno lycioidis-Querceto cocciferae sigmetum</i>). VP, coscojares.
27c	Serie termomediterránea valenciano-tarraconense, murciano-almeriense e ibicenca basófila de <i>Quercus rotundifolia</i> o <i>encina</i> (<i>Rubio longifoliae-Querceto rotundifoliae sigmetum</i>). VP, encinares.
I	Geomegaseries riparias mediterráneas y regadíos(R).

⁴² Worldwide Bioclimatic Classification System, 1996-2015, S.Rivas-Martinez & S.Rivas-Saenz, Phytosociological Research Center, Spain. <http://www.globalbioclimatics.org>



Morral Crebalos Centro del mapa (EPSG:25830):
x=771024.36681896,y=4509758.3296605



24/11/2015

<http://terrasit.gva.es>



**Anexo VI.** Registro de observaciones históricas y recientes de quebrantahuesos en el Sistema Ibérico suroriental y Comunidad Valenciana.

Fecha	Edad ^a	Lugar	Provincia	CCAA	Observador	Fuente	Referencia
29/07/1856	joven	Xàtiva	Valencia	Comunidad Valenciana	Alfred Brehm	Abilio Reig	Reig-Ferrer (2001)
12/03/1862	joven	Sagunto	Valencia	Comunidad Valenciana		Universidad de Valencia	Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana http://www.internatura.org/aocv/ ; Reig-Ferrer, A. (2013).
1857-1864	subadulto	Requena	Valencia	Comunidad Valenciana	Antonio Díaz Martínez	Universidad de Valencia	Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana http://www.internatura.org/aocv/ ; Reig-Ferrer, A. (2014).
invierno 1973	muerto	Albufera de Valencia	Valencia	Comunidad Valenciana			Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana http://www.internatura.org/aocv/
01/11/1984	adulto	La Solana, Muela de Cortes, Bicorp	Valencia	Comunidad Valenciana	Francisco García Palau	Javier Barona Fernández,	Atlas Ocells Comunitat Valenciana (SVO) en prep
28/12/1992	joven	Fredes	Castellón	Comunidad Valenciana			Coordinación del Plan de Actuaciones para la Recuperación del Quebrantahuesos 1994. R. Heredia.
20/03/1996	adulto	La Secuita (Tarragones)	Tarragona	Cataluña	Albert Miquel Loewe	Marc Anton (ICO)	Anuari D'Ornitologia de Catalunya 1998
24/04/1996	inmaduro	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
27/04/1996	inmaduro	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
27/04/1996	adulto	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)



Fecha	Edad ^a	Lugar	Provincia	CCAA	Observador	Fuente	Referencia
30/04/1996	inmaduro	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
30/04/1996	adulto	Cerro Morón	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
03/05/1996	inmaduro	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	M. Cabrera y col.	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
03/05/1996	adulto	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	M. Cabrera y col.	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
04/05/1996	inmaduro	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
08/05/1996	adulto	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	F. Sebastián y R. Jiménez	F. Sebastián y R. Jiménez	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
27/03/1997	joven	Sierra Pandols	Tarragona	Cataluña	P. Martínez, J. Ponce, D. Díaz		Ardeola 44 (2) 1997: 248.
24/08/1997	adulto	Sierra de Orihuela	Alicante	Comunidad Valenciana	Martina Carrete		Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
21/04/1999	subadulto	Gargantas río Guadalope, Montoro de la Mezquita	Teruel	Aragón	José Luis Lagares, M ^a Carmen Olague	J.L.Lagares	Rocín (2004) Vol. V, Anuario Ornitológico de Aragón 1999 – 2003 pág. 138; Ardeola 46(2): 305-314 (1999)
07/05/1999	subadulto	Gargantas río Guadalope, Montoro de la Mezquita	Teruel	Aragón	José Manuel Sanchez, Isabel Casañal, M ^a Carmen Olague	J.L.Lagares	Rocín (2004) Vol. V, Anuario Ornitológico de Aragón 1999 – 2003 pág. 138



Fecha	Edad ^a	Lugar	Provincia	CCAA	Observador	Fuente	Referencia
13/05/1999	subadulto	Gargantas río Guadalope, Montoro de la Mezquita	Teruel	Aragón	Óscar Díez, Ramón Antor, José Luis Lagares	FCQ	Rocín (2004) Vol. V, Anuario Ornitológico de Aragón 1999 – 2003 pág. 138
26/08/1999	desconocida	Sierra Rayo-Puerto de Cuarto Pelado (Aliaga)	Teruel	Aragón	Ernesto Álvarez	GREFA	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
09/04/2002	adulto	Vinebre	Tarragona	Cataluña	Carmel Exposito Mirò	Marc Anton (ICO)	Anuari Ornitològic de Catalunya
08/09/2002	joven	Sierra de Aitana (Relleu y Benifato)	Alicante	Comunidad Valenciana	Antonio Mira	SVO	Ardeola 53(2), 2006, 377-393
16/09/2002	inmaduro	Desert de les Palmes	Castellón	Comunidad Valenciana	Miguel Tirado Bernat		Ardeola 50 (2), 2003: 339-355
03/04/2003	subadulto	Puerto de las Cabrillas (Iglesuela del Cid)	Teruel	Aragón	Jonatan Moreno	J. Lozano	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
12/05/2003	joven	Puertos de Beceite	Tarragona	Cataluña	R. Expósito	A. Margalida	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
15/06/2004	adulto	Peñas de Herrera (Macizo del Moncayo)	Teruel	Aragón	J.A. Gil y col.	FCQ	Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
24/05/2006	joven	Garcia-El Molar	Tarragona	Cataluña	Lluís Josa Anguera, Pere Josa Anguera	Marc Anton (ICO)	Anuari Ornitològic de Catalunya
12/03/2009	inmaduro	La Puebla de Valverde (Collao Rubio)	Teruel	Aragón	Fernando Gorriiz Toran		Sánchez-Castilla <i>et al.</i> (2005)
29/04/2010	adulto	Muladar Villahermosa del Río	Castellón	Comunidad Valenciana	Francisco Atienzar, Francisco Sevilla		Ardeola 57(2), 2010, 517-549



Fecha	Edad ^a	Lugar	Provincia	CCAA	Observador	Fuente	Referencia
11/01/2011	desconocida	Linares de Mora	Teruel	Aragón	José Ángel Palomares Herrero		Rocín (2013) Vol. VII pág. 225
04/09/2011	adulto	Sumacárcer	Valencia	Comunidad Valenciana	Fundación Gypaetus, Nacho Mallea	Antonio Polo Aparisi	Atlas Ocells Comunitat Valenciana (SVO) en prep
08/10/2011	desconocida	Xeresa	Valencia	Comunidad Valenciana	Juan Antonio Tornero, M ^a Jesús Sanchis		Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana http://www.internatura.org/aocv/
28/01/2015	joven	P.N. El Hondo de Elche	Alicante	Comunidad Valenciana	Fundación Gypaetus	Juan Manuel Pérez-García	Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana http://www.internatura.org/aocv/

^a Código de edades: joven = 1 - 2 año; inmaduro = 3 años; subadulto = 4 años; adulto imperfecto = 5 - 6 años; adulto > 6 años. Fuente: Heredia y Margalida (2005)⁴³

⁴³ http://www.quebrantahuesos.org/media/uploads/descargas/pdf/pdf_27.pdf



Anexo VII. Puntos de alimentación suplementaria (PAS) para aves carroñeras incluidos dentro del área de estudio.

Término municipal	Provincia	UTM X ^a	UTM Y ^a
Bordón	Teruel	725178	4509345
Ejulve	Teruel	706345	4512380
Mas de las Matas	Teruel	728621	4525383
Mata de los Olmos	Teruel	711328	4526171
Penyarroya de Tastavins	Teruel	758155	4515868
Valderrobles	Teruel	766352	4526231
Vallibona	Castellón	757621	4504006
Cincorres	Castellón	734290	4493598
Zorita	Castellón	740690	4513027
Villahermosa del Río	Castellón	714961	4455590

^a Coordenadas proyectadas en el Huso 30, Datum WGS1984.



Anexo VIII. Causas de mortalidad de aves rapaces en el Maestrazgo (periodo 2007 – 2014).
Fuente: Gobierno de Aragón.

Especie	Localidad	Comarca	Fecha	Causa
Buitre leonado	Mezquita de Jarque	Cuencas Mineras	10/04/2007	colisión
Águila culebrera	Beceite	Matarraña	03/08/2007	electrocución
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	09/01/2008	intoxicación
Buitre leonado	Puertomingalvo	Gúdar-Javalambre	16/01/2008	colisión
Cárabo	Valderrobres	Matarraña	25/02/2008	otras
Cárabo	Molinos	Maestrazgo	27/04/2008	otras
Búho real	Allepuz	Maestrazgo	16/05/2008	atropello
Cárabo	Cantavieja	Maestrazgo	09/06/2008	otras
Cárabo	Peñaroya de Tastavins	Matarraña	02/08/2008	colisión
Ratonero	Pitarque	Maestrazgo	27/08/2008	desnutrición
Buitre leonado	Pitarque	Maestrazgo	12/09/2008	electrocución
Halcón peregrino	Pitarque	Maestrazgo	21/09/2008	atropello
Buitre leonado	Puertomingalvo	Gúdar-Javalambre	29/09/2008	disparo
Buitre leonado	Aliaga	Cuenca mineras	21/10/2008	colisión
Ratonero	Valderrobres	Matarraña	21/11/2008	electrocución
Buitre leonado	Ejolve	Andorra-Sierra de Arcos	02/02/2009	otras
Buitre leonado	Peñarroya de Tastavins	Matarraña	10/03/2009	colisión
Buitre leonado	Valderrobres	Matarraña	09/04/2009	otras
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	27/05/2009	electrocución
Búho real	Monroyo	Matarraña	20/08/2009	desnutrición
Buitre leonado	Ejolve	Andorra-Sierra de Arcos	16/09/2009	colisión
Buitre leonado	Castellote	Maestrazgo	26/09/2009	atropello
Gavilán	Valderrobres	Matarraña	28/09/2009	colisión
Buitre leonado	La Cañada de Benatanduz	Maestrazgo	06/10/2009	desnutrición



Especie	Localidad	Comarca	Fecha	Causa
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	08/02/2010	electrocución
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	08/02/2010	electrocución
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	08/02/2010	electrocución
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	08/02/2010	electrocución
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	08/02/2010	electrocución
Cernícalo vulgar	Nogueruelas	Gúdar Javalambre	09/05/2010	colisión
Buitre leonado	Pitarque	Maestrazgo	12/09/2010	desnutrición
Búho real	Valderrobres	Matarraña	27/10/2010	electrocución
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	06/02/2011	electrocución
Gavilán	Villarluengo	Maestrazgo	14/02/2011	atropello
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	28/02/2011	electrocución
Buitre leonado	Mezquita de Jarque	Cuencas Mineras	22/03/2011	colisión
Águila perdicera	Valderrobres	Matarraña	04/04/2011	electrocución
Cernícalo vulgar	Hinojosa de Jarque	Cuencas Mineras	09/06/2011	colisión
Halcón peregrino	Cantavieja	Maestrazgo	21/06/2011	electrocución
Águila calzada	Castellote	Maestrazgo	04/07/2011	atropello
Autillo	Valderrobres	Matarraña	17/07/2011	otras
Cárabo	Valderrobres	Matarraña	17/07/2011	colisión
Autillo	Fuentespalda	Matarraña	25/07/2011	colisión
Autillo	Fuentespalda	Matarraña	25/07/2011	colisión
Mochuelo	Monroyo	Matarraña	13/10/2011	atropello
Búho real	Valderrobres	Matarraña	25/10/2011	colisión
Lechuza común	Castellote	Maestrazgo	01/12/2011	otras
Cárabo	Valderrobres	Matarraña	04/12/2011	atropello
Buitre leonado	Castellote	El Maestrazgo	08/01/2012	atropello
Cárabo	Peñarroya de Tastavins	Matarraña	06/05/2012	atropello
Cárabo	Valderrobres	Matarraña	30/05/2012	atropello
Buitre leonado	Montoro de Mezquita	Maestrazgo	20/08/2012	otras
Aguilucho cenizo	Mezquita de Jarque	Cuencas mineras	23/08/2012	colisión
Águila culebrera	Beceite	Matarraña	03/09/2012	atropello
Milano negro	Bordón	Maestrazgo	25/09/2012	electrocución
Águila real	Ejolve	Andorra - Sierra de Arcos	28/09/2012	otras
Águila calzada	Aliaga	Cuencas Mineras	29/09/2012	colisión
Águila culebrera	Castellote	Maestrazgo	11/10/2012	atropello
Abejero europeo	Castellote	Maestrazgo	03/05/2013	otras
Buitre leonado	Montoro de Mezquita	Maestrazgo	08/05/2013	atropello



Especie	Localidad	Comarca	Fecha	Causa
Cárabo	Peñarroya de Tastavins	Matarraña	24/05/2013	otras
Cárabo	Peñarroya de Tastavins	Matarraña	24/05/2013	otras
Lechuza campestre	Mosqueruela	Gúdar-Javalambre	30/10/2013	disparo
Buitre leonado	Valderrobres	Matarraña	25/03/2014	electrocución
Cárabo	Valderrobres	Matarraña	17/04/2014	atropello
Buitre leonado	Mezquita de Jarque	Cuencas Mineras	30/04/2014	colisión
Buitre leonado	Fuentespalda	Matarraña	26/06/2014	atropello
Autillo	Valdelinares	Gúdar-Javalambre	26/07/2014	otras
Autillo	Valdelinares	Gúdar-Javalambre	01/08/2014	otras
Buitre leonado	Castellote	El Maestrazgo	29/08/2014	colisión
Águila culebrera	Ejulve	Andorra - Sierra de Arcos	02/09/2014	colisión
Águila culebrera	Villarroya de los Pinares	Maestrazgo	25/09/2014	desnutrición



Anexo IX. Parques eólicos incluidos en el área de estudio. Abreviaturas: PECV: Plan Eólico de la Comunidad Valenciana.

